



# MERS REGIONALES

PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT

## *La radioactivité dans le Pacifique Sud*

*PNUE : rapports et études des mers régionales n° 40*

ETUDE THEMATIQUE No. 14

*Préparé avec la collaboration de*



CPS



SPEC



CESAP

Note : Le présent document a été établi par la Commission du Pacifique Sud (CPS), le Bureau de coopération économique du Pacifique Sud (SPEC), la Commission économique et sociale pour l'Asie et le Pacifique de l'ONU (CESAP) et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), dans le cadre du projet FP/0503-79-15, en tant que contribution à l'élaboration d'un programme régional pour l'environnement du Pacifique Sud. Ni le contenu du document ni ses conclusions et recommandations reflètent nécessairement les vues du PNUE, de la CESAP, du SPEC ou de la CPS.

Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part des organismes aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé des frontières ou limites.

Ce document a également été publié comme SPC/SPEC/ESCAP/UNEP : Radioactivity in the South Pacific. Topic Review No. 14, 1983. Ce texte n'a pas été traduit ou édité par le Service des conférences et du Conseil d'administration du PNUE.

A des fins bibliographiques, cette étude peut être citée comme suit :

CPS/SPEC/CESAP/PNUE : La radioactivité dans le Pacifique Sud. Rapports et études des mers régionales No. 40, PNUE 1984.



# MERS REGIONALES

PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT

## *La radioactivité dans le Pacifique Sud*

*PNUE : rapports et études des mers régionales n° 40*

*Préparé avec la collaboration de*



CPS



SPEC



CESAP

PNUE 1984

## PREFACE

Il y a douze ans que la Conférence des Nations Unies sur l'environnement (Stockholm, 5-16 juin 1972) adoptait le Plan d'action pour l'environnement, y compris les Principes généraux pour évaluer et combattre la pollution des mers. Se fondant sur les conclusions de la Conférence de Stockholm, l'Assemblée générale des Nations Unies a décidé de créer le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), dont la fonction devait être "d'assurer la coordination des programmes relatifs à l'environnement dans le cadre des organismes des Nations Unies" (résolution 2997 (XXVII) de l'Assemblée générale, en date du 15 décembre 1972). L'Assemblée invitait les organismes des Nations Unies à "adopter les mesures qui pourraient être nécessaires pour mettre en oeuvre des programmes concertés et coordonnés en ce qui concerne les problèmes internationaux d'environnement", et elle invitait également les "organisations intergouvernementales et les organisations non gouvernementales qui s'intéressent à l'environnement à apporter leur appui sans réserve et leur collaboration à l'Organisation des Nations Unies, en vue de réaliser une coopération et une coordination aussi étendues que possible". Par la suite, le Conseil d'administration du PNUE a choisi "les océans" comme l'un des domaines prioritaires dans lesquels il concentrerait ses efforts pour s'acquitter de son rôle de catalyseur et de coordonnateur.

Le Programme pour les mers régionales a été inauguré par le PNUE en 1974. Depuis lors, le Conseil d'administration du PNUE a approuvé à plusieurs reprises une approche régionale pour la lutte contre la pollution des mers et pour la gestion des ressources marines et côtières et a demandé la mise au point de plans d'action régionaux.

Le Programme pour les mers régionales porte actuellement sur onze régions <sup>1/</sup>, et plus de 120 Etats côtiers y participent. Il est conçu comme un programme d'action qui concerne non seulement les conséquences de la dégradation de l'environnement mais aussi ses causes et qui comporte une approche générale de la lutte menée pour résoudre les problèmes de l'environnement au moyen de la gestion du milieu marin et des zones côtières. Chaque plan d'action régional est formulé en fonction des besoins de la région, tels que les conçoivent les gouvernements intéressés. Il doit associer une évaluation de la qualité du milieu marin et des causes de sa dégradation à des activités de gestion et de mise en valeur du milieu marin et des zones côtières. Les plans d'action encouragent la mise au point simultanée d'instruments juridiques régionaux et de programmes d'activités concrètes <sup>2/</sup>.

L'idée d'un programme régional pour la gestion de l'environnement dans le Pacifique Sud est née au sein de la Commission du Pacifique Sud (CPS) en 1974. Des consultations entre la CPS et le PNUE ont abouti en 1975 à la suggestion d'organiser une conférence de l'environnement océanien. Le Bureau de coopération économique du Pacifique Sud (SPEC) et la Commission économique et sociale pour l'Asie et le Pacifique (CESAP) se sont associés à l'initiative de la CPS. Le PNUE a apporté son soutien à l'élaboration du programme qui a pris le nom de Programme régional océanien de l'environnement dans le cadre de son Programme pour les mers régionales.

---

<sup>1/</sup> Méditerranée, Plan d'action de Koweït, Afrique de l'Ouest et du Centre, Région des Caraïbes, Asie de l'Est, Pacifique du Sud-Est, Pacifique Sud, Mer Rouge et Golfe d'Aden, Afrique de l'Est, Atlantique du Sud-Ouest et Asie du Sud.

<sup>2/</sup> PNUE : Réalisation et projet d'extension du Programme du PNUE pour les mers régionales et des programmes comparables relevant d'autres organismes. Rapports et études du PNUE sur les mers régionales No 1, PNUE, 1982.

Un groupe de coordination, composé de représentants de la CPS, du SPEC de la CESAP et du PNUE, a été créé en 1980 pour préparer la Conférence.

La Conférence sur l'environnement humain dans le Pacifique Sud a eu lieu à Rarotonga du 8 au 11 mars 1982. Elle a adopté la Déclaration des pays océaniques sur les ressources naturelles et l'environnement et a accepté les dispositions financières et administratives nécessaires à la mise en oeuvre du Plan d'action et du plan de travail pour la phase suivante du SPREP <sup>3/</sup>.

A la demande des Etats et territoires de la région du Pacifique Sud, des négociations ont été entamées pour élaborer, dans le cadre du Plan d'action, une Convention pour la protection et la mise en valeur des ressources naturelles et de l'environnement de la région du Pacifique Sud, accompagnée de protocoles portant spécialement sur : i) la prévention de la pollution due à l'immersion et ii) la coopération en matière de lutte contre la pollution par les hydrocarbures en cas de situation critique. Le présent document, où sont passés en revue les problèmes posés par la radioactivité dans le Pacifique Sud, a été établi afin de faciliter la négociation de ces instruments juridiques.

Le document a été préparé par un groupe de consultants agissant en leur capacité personnelle. Le Groupe se composait du Dr. Mike Bacon (Etats-Unis d'Amérique), du Professeur Gérard Lambert (France), du Dr. Athol Rafter (Nouvelle-Zélande), du Dr. James Samisoni (Fidji) et de M. Don Stevens (Australie); et il a travaillé sous la présidence du Dr. Mike Bacon. Les personnes qui ont parrainé l'étude souhaiteraient exprimer leur gratitude au président et aux membres du groupe, ainsi qu'aux scientifiques qui ont revu le projet de document.

---

<sup>3/</sup> CPS/SPEC/CESAP/PNUE : Plan d'action pour la gestion des ressources naturelles et de l'environnement du Pacifique Sud. Rapports et études du PNUE sur les mers régionales No 29, PNUE 1983.

## TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
<b>CHAPITRE 1: RESUME DU RAPPORT</b>	
1.1 INTRODUCTION	1
1.2 RAYONNEMENTS IONISANTS ET EFFETS NOCIFS POSSIBLES	1
1.3 EXPOSITIONS AUX RAYONNEMENTS IONISANTS DANS LA REGION DU PACIFIQUE SUD	2
1.4 ACTIVITES ACTUELLES ET FUTURES IMPLIQUANT DES MATIERES RADIOACTIVES DANS LA REGION DU PACIFIQUE SUD	3
<b>CHAPITRE 2: FONDAMENT DU RAPPORT</b>	
<b>CHAPITRE 3: CONCEPTS ET TERMES DE BASE</b>	9
3.1 ELEMENTS ET ATOMES	9
3.2 STRUCTURE DE L'ATOME	9
3.3 RADIONUCLIDES	10
3.4 ACTIVITE	11
3.5 CONCENTRATION ET DENSITE DE DEPOTS DE RADIONUCLIDES	12
3.6 PERIODE RADIOACTIVE	12
3.7 RAYONNEMENTS IONISANTS	13
3.8 DOSE ABSORBEE ET EQUIVALENT DE DOSES	14
3.9 PROCESSUS DE L'IRRADIATION EXTERNE ET INTERNE	16
3.10 SOURCES DE RAYONNEMENTS IONISANTS	18
3.10.1 Sources naturelles	18
3.10.2 Sources artificielles	19
3.11 DECHETS RADIOACTIFS	23
3.12 CARACTERISTIQUES DES RADIONUCLIDES	26
3.13 BIBLIOGRAPHIE	30
<b>CHAPITRE 4: EFFETS NOCIFS POSSIBLES DE L'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS IONISANTS</b>	
4.1 INTRODUCTION	31
4.2 EFFETS NOCIFS DES RAYONNEMENTS IONISANTS SUR LES ETRES HUMAINS	33
4.3 APPARITION POSSIBLE D'EFFETS NOCIFS CHEZ LES PERSONNES SOUMISES AUX RAYONNEMENTS IONISANTS	35
4.3.1 Effets non stochastiques	35
4.3.2 Effets stochastiques	36
4.3.3 Doses limites	37
4.4 BIBLIOGRAPHIE	39

	<u>Page</u>
<b>CHAPITRE 5: EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS IONISANTS NATURELS</b>	
5.1 INTRODUCTION	41
5.2 RAYONS COSMIQUES	42
5.3 RADIONUCLIDES NATURELS	42
5.3.1 Radionuclides cosmogéniques	42
5.3.2 Radionuclides primordiaux	43
5.3.3 Résumé des équivalents de dose effective annuelle	48
5.4 IRRADIATION NATURELLE DANS LA REGION DU PACIFIQUE SUD	48
5.4.1 Doses moyennes dans la région	48
5.4.2 Différences entre les doses de la Région du Pacifique Sud et la moyenne mondiale	49
5.4.3 Zones à niveaux anormalement élevés de radioactivité naturelle dans la région du Pacifique Sud	50
5.5 BIBLIOGRAPHIE	58
<b>CHAPITRE 6: IRRADIATION ENVIRONNEMENTALE PAR LES EXPLOSIONS NUCLEAIRES</b>	
6.1 PRODUCTION DE RADIONUCLIDES ARTIFICIELS	59
6.2 TRANSPORT ATMOSPHERIQUE	60
6.3 MESURES ET DONNEES	61
6.3.1 Strontium 90	62
6.3.2 Césium 137	62
6.3.3 Radionuclides à période courte	62
6.3.4 Plutonium 239, 240	63
6.4 CALCULS DES DOSES	63
6.4.1 Irradiation externe	63
6.4.2 Irradiation interne	64
6.5 RESUME DES DOSES ENGAGEES DUES AUX EXPLOSIONS NUCLEAIRES	67
6.6 REGIONS A NIVEAUX ANORMALEMENT ELEVES DE RADIOACTIVITE ARTIFICIELLE DANS LA ZONE DU PACIFIQUE SUD	68
6.7 BIBLIOGRAPHIE	89
<b>CHAPITRE 7: APPLICATIONS MEDICALES, INDUSTRIELLES, DE RECHERCHE, D'ENSEIGNEMENT, ET DIVERSES SOURCES DE RAYONNEMENTS IONISANTS</b>	
7.1 GENERALITES	91
7.2 APPLICATIONS MEDICALES DES RAYONNEMENTS IONISANTS	91
7.2.1 Généralités	91
7.2.2 Impacts dans la région du Pacifique Sud	92

	<u>Page</u>
<b>7.3 RAYONNEMENTS IONISANTS DANS L'INDUSTRIE, LA RECHERCHE, ET L'ENSEIGNEMENT</b>	
7.3.1 Généralités	93
7.3.2 Impacts possibles dans la région du Pacifique Sud	94
<b>7.4 SOURCES DIVERSES DE RAYONNEMENTS IONISANTS</b>	94
7.4.1 Les radionuclides dans les produits de consommation	94
7.4.2 Appareils électriques fonctionnant à haute tension	95
7.4.3 Impacts possibles dans la région du Pacifique Sud	96
<b>7.5 AUTRES SOURCES D'USAGE NON PUBLIC</b>	96
<b>7.6 RECAPITULATIF DES DOSES EMANANT DE DIFFERENTES SOURCES DE RAYONNEMENTS, ET TENDANCES</b>	96
<b>7.7 REFERENCES</b>	97
<b>CHAPITRE 8: RADIOACTIVITE DANS L'OCEAN PACIFIQUE</b>	
<b>8.1 INTRODUCTION</b>	100
<b>8.2 RADIOACTIVITE NATURELLE</b>	100
8.2.1 Radionuclides cosmogéniques	100
8.2.2 Radionuclides primordiaux	100
<b>8.3 RADIOACTIVITE ARTIFICIELLE</b>	105
8.3.1 Distribution du tritium dans l'océan Pacifique	106
8.3.2 Carbone 14 produit par les bombes	106
8.3.3 Les radionuclides de retombées: strontium 90, césium 137, et plutonium 239, 240	106
<b>8.4 REFERENCES</b>	124
<b>CHAPITRE 9: ACTIVITES ACTUELLES ET FUTURES IMPLIQUANT DES MATIERES RADIOACTIVES DANS LA REGION DU PACIFIQUE SUD</b>	
<b>9.1 STOCKAGE ET EVACUATION DES DECHETS RADIOACTIFS</b>	127
9.1.1 Evacuation des déchets de faible activité dans l'océan	127
9.1.2 Dépot dans les fonds marins des déchets de haute activité	140
9.1.3 Stockage des déchets nucléaires	143
<b>9.2 ESSAIS D'ARMES NUCLEAIRES</b>	143
<b>9.3 AUTRES ACTIVITES</b>	146
<b>9.4 REFERENCES</b>	163
<b>ANNEXE 1 - GLOSSAIRE TERMINOLOGIQUE</b>	167

## CHAPITRE 1

### RESUME DU RAPPORT

#### 1.1 INTRODUCTION

Le Groupe technique sur la Radioactivité dans la région du Pacifique Sud a été créé en novembre 1982, avec pour tâche l'étude de la radioactivité et de son impact régional. Le projet a été grandement motivé par la préoccupation, exprimée dans la région, de la possibilité de voir les activités existantes et futures libérer des matières radioactives dans le milieu environnant. L'attention se porte tout particulièrement sur les explosions nucléaires, actuellement conduites en Polynésie, et les propositions d'inclure l'Océan Pacifique dans les stratégies à adopter pour la gestion des déchets radioactifs.

Le présent rapport est l'aboutissement des efforts entrepris par le Groupe technique. Le sujet couvert est vaste, le développement assez long, et devient, parfois, quelque peu technique. Trois objectifs principaux ont été visés : (i) fournir au lecteur les informations de base nécessaires à la compréhension des problèmes scientifiques (Chapitres 3 et 4), (ii) fournir une vue d'ensemble du rayonnement environnant dans lequel vivent les habitants du Pacifique (Chapitres 5 à 7), et (iii) cerner, du point de vue scientifique, certains problèmes intéressant actuellement la région (Chapitres 8 et 9).

#### 1.2 RAYONNEMENTS IONISANTS ET EFFETS NOCIFS POSSIBLES

Les Chapitres 3 et 4 du présent rapport ont été rédigés dans le but d'apporter au lecteur une introduction à certains concepts et termes de base utilisés dans la science nucléaire, et les propriétés et effets des rayonnements ionisants. Deux paramètres importants définis au Chapitre 3 sont la dose absorbée, exprimée en gray, et l'équivalent de dose, mesuré en sievert. La dose absorbée est la valeur de l'énergie cédée à la matière (par exemple, un tissu) par unité de masse. L'équivalent de dose représente le produit de la dose absorbée par un facteur qui tient compte des propriétés des différents types de rayonnements ionisants (alpha, bêta, gamma, ou rayonnements X).

Il convient de se familiariser tout particulièrement avec le concept d'équivalent de dose, qui sera beaucoup utilisé tout au long du présent rapport. L'équivalent de dose sert de base à l'évaluation des différentes sources d'irradiation reçue par les personnes exposées, de celle reçue par différents groupes de personnes, en différentes zones géographiques, et à l'évaluation objective de l'impact de la libération des radionuclides dans l'environnement. Il convient de noter que c'est l'équivalent de dose qui constitue le paramètre le plus important dans l'évaluation des effets des rayonnements ionisants, et non l'origine de ceux-ci.

Les effets nocifs potentiels des rayonnements ionisants sur les êtres vivants dépendent du niveau des équivalents de dose qu'ils reçoivent, ainsi que de la nature des rayonnements (alpha, bêta, gamma ou rayonnement X) et de leur énergie, quelle qu'en soit la source (naturelle ou artificielle).

Le Chapitre 4 relate les connaissances actuelles sur les effets nocifs des rayonnements ionisants sur les êtres vivants, et explique le rôle des différents organismes internationaux dans le domaine de la protection contre les rayonnements, et en particulier, celui de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Le Groupe technique tient à mentionner dans le présent chapitre, l'utilisation étendue des rayons X pour les diagnostics médicaux dans la région, et voit le besoin pour les pays de celle-ci d'envisager l'établissement d'une réglementation sur

le contrôle des rayonnements. Une législation identique a été adoptée par les pays développés et certains pays en voie de développement, en vue de fixer leurs propres normes de protection contre les rayonnements, pour les travailleurs et la population, ainsi que les niveaux acceptables de dose de rayonnement pour ces derniers et leur environnement. Dans la préparation de cette législation, on pourrait se pencher sur l'établissement d'un seuil supérieur de rayonnements ionisants autorisé pour le public. Les doses limites adoptées dans la législation définiraient une dose admissible de rayonnements absorbés par les individus dans la région, et serviraient de base à l'évaluation des effets nocifs possibles de ces doses. Les conditions requises de la réglementation pourraient reposer sur les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique, sur des codes d'usage d'autres autorités internationales compétentes, comme l'Organisation mondiale de la santé, et l'Agence internationale de l'énergie atomique, ainsi que sur l'expérience acquise, dans ce domaine, par d'autres pays.

Dans l'examen des effets nocifs connus produits sur les êtres vivants par l'exposition aux rayonnements ionisants, on distingue les effets stochastiques et non stochastiques. On a montré que la gravité de certains effets dépend du niveau de la dose de rayonnements administrée, et que leur apparition est subordonnée à un seuil ou dose minimale. Ces effets sont appelés non stochastiques. Le seuil varie en fonction des effets et des êtres vivants. Pour d'autres effets, en particulier les effets tardifs, c'est la probabilité de leur occurrence et non leur gravité qui dépend de la dose de rayonnements reçue par les cellules vivantes. D'où leur nom d'effets stochastiques. Les travaux de recherche scientifique n'ont pas permis de démontrer si un seuil d'apparition existe. Pour ne pas sous-évaluer les probabilités d'apparition des effets stochastiques sur les êtres vivants, on supposera qu'aucun seuil n'existe. Dans la préparation du présent rapport, le Groupe technique a pris en compte ces données dans l'approche des effets nocifs possibles des rayonnements ionisants.

### 1.3 EXPOSITIONS AUX RAYONNEMENTS IONISANTS DANS LA REGION DU PACIFIQUE SUD

Les rayonnements ionisants proviennent de sources naturelles et de sources artificielles dues à la technologie humaine. Les premières se manifestent dans l'environnement depuis le début de l'histoire de la terre. Elles englobent les rayons cosmiques, d'origine extra-terrestre, et les radionuclides naturels terrestres. A l'exception d'une guerre nucléaire ou d'accidents majeurs dans des réacteurs nucléaires, les sources naturelles constitueront toujours la principale contribution de l'environnement à l'exposition de l'homme aux rayonnements. Les sources artificielles environnementales sont dues, presque exclusivement, aux explosions nucléaires atmosphériques et à la production d'énergie nucléaire, les premières étant de loin le facteur le plus important.

Le Groupe technique a consacré la plupart de ses efforts à analyser les informations disponibles sur l'exposition de l'homme aux sources de rayonnements ionisants dans son environnement. Cette étude est présentée aux Chapitres 5 et 6. La plus grande partie des informations contenues dans ceux-ci émanent du dernier rapport du Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques, à partir des moyennes établies pour l'exposition aux rayonnements ionisants naturels et artificiels. Par ailleurs, le Groupe a analysé les données relatives, plus particulièrement, à l'exposition de populations vivant dans la région du Pacifique Sud, dans le but d'établir une comparaison entre l'exposition moyenne aux rayonnements ionisants et les moyennes globales.

Dans le cas d'un rayonnement naturel, la population mondiale, dans son ensemble reçoit un équivalent de dose effectif annuel moyen de 2 000 microsieverts. C'est un chiffre moyen qui varie selon le lieu géographique, différents facteurs environnementaux et d'une personne à l'autre en fonction des habitudes de vie. Les sources d'irradiation sont multiples : irradiation externe provenant des rayons cosmiques, et éléments radioactifs (potassium, thorium et uranium) présents dans les sols; consommation de nourriture contenant des radionuclides naturels; inhalation de

radon 222 et d'autres radionuclides naturellement présents dans l'air. Pour la région du Pacifique Sud, le Groupe technique est parvenu à la conclusion que, en moyenne, l'équivalent de dose effective annuelle provenant des sources naturelles de rayonnements ionisants est environ de 1 000 microsieverts, à savoir la moitié de la moyenne mondiale. L'irradiation inférieure à la moyenne dans cette région résulte de plusieurs facteurs : (1) les faibles concentrations d'éléments radioactifs dans les sols coralliens, (2) les concentrations plus faibles de radon 222 dans l'air au-dessus de l'océan que celles au-dessus des continents, et (3) le fait que la plupart des gens de la région vivent dans des maisons bien ventilées et passent la plupart de leur temps à l'extérieur, évitant ainsi l'exposition à des niveaux élevés, souvent constatés dans l'air à l'intérieur d'un bâtiment. Le Groupe technique a également conclu que l'exposition à des sources artificielles de rayonnements ionisants, en particulier les radionuclides formés au cours des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère, est en moyenne inférieure, de 2 à 3 fois dans la région du Pacifique Sud que dans le reste du monde; et ceci en raison de l'implantation de cette population dans l'hémisphère Sud, alors que la plupart des retombées atmosphériques ont eu lieu dans l'hémisphère Nord.

En général, les radionuclides artificiels constituent une faible partie de l'irradiation totale, nettement inférieure à la variabilité qu'on peut enregistrer dans l'irradiation naturelle.

Bien que les doses moyennes des rayonnements naturels et artificiels soient très inférieures à l'ensemble des autres régions du globe, les populations de certaines îles de la région supportent une irradiation anormalement élevée. L'île Niue, dans le Pacifique Sud, est un exemple documenté d'une zone d'intense radioactivité, et dans le Chapitre 5, le Groupe technique attire l'attention sur certaines données qui tendent à montrer que l'île de Guam pourrait être une zone comparable. Certains atolls des Îles Marshall contaminés par les retombées locales des essais nucléaires américains sont soumis à des niveaux de radioactivité artificielle inhabituellement élevés.

Le Chapitre 7 traite de l'irradiation provenant de sources de rayonnements ionisants en médecine et autres activités. Dans la plupart des pays développés, les doses d'irradiation des populations par les diagnostics médicaux constituent la majorité des sources artificielles. Le Groupe technique ne dispose pas des évaluations sur les doses d'irradiation des populations de l'ensemble des pays de la région, dans les applications médicales. Mais il est raisonnable de supposer que l'utilisation des sources de rayonnements ionisants dans les applications médicales dans la région du Pacifique Sud, augmentera et se diversifiera davantage avec le développement des services de santé. Dans la plupart des pays de cette zone, les installations spéciales de ce genre sont de plus en plus disponibles dans les gros centres urbains, et l'on peut prévoir, qu'avec le temps, des installations équiperont des zones de population moins denses. Parallèlement à ces développements, il sera important que les pays de la région veillent à réduire les doses d'irradiation résultante reçues par leurs populations. Le Groupe technique voit la nécessité d'élaborer un programme régional, par lequel des services techniques spéciaux seraient disponibles pour superviser les normes de référence dans le cas des applications médicales des rayonnements ionisants.

#### 1.4 ACTIVITES ACTUELLES ET FUTURES IMPLIQUANT DES MATIERES RADIOACTIVES DANS LA REGION DU PACIFIQUE SUD

Après une brève étude de la radioactivité dans l'Océan, au Chapitre 8, le rapport traite au Chapitre 9 des activités actuellement menées dans la région, ou prévues dans le futur, qui pourraient entraîner la libération de radionuclides dans l'environnement. Les explosions nucléaires souterraines actuellement conduites en Polynésie par la France, dans le cadre de son programme de développement d'armement et l'utilisation proposée de l'océan Pacifique pour le rejet des déchets radioactifs, constituent les activités majeures et susceptibles d'influencer l'élaboration d'une politique environnementale dans un proche avenir.

La première partie du Chapitre 9 traite des déchets radioactifs. Cette partie insiste surtout sur le déversement dans l'océan de déchets en conteneurs de faible activité, et ceci, d'une part, en raison du développement considérable dans le domaine scientifique, des limites à porter à cette opération, et d'autre part grâce à l'extension des moyens de contrôle et de surveillance. Par ailleurs, le Japon a proposé le lancement d'un programme futur de déversement de déchets de faible activité dans un site du Pacifique Nord-ouest, initiative qui a déclenché une vive discussion, dans la région, sur les problèmes posés par cette proposition.

Une grande quantité de radionuclides est continuellement déversée dans l'océan par les processus naturels (Chapitre 9). Mais leur action est peu dangereuse pour l'homme. Le problème est de déterminer la radioactivité additionnelle provenant des diverses activités humaines (telles que le déversement de déchets), et d'en évaluer le risque correspondant. Ces deux paramètres peuvent être comparés, d'une part, avec les quantités correspondantes émanant de la radioactivité naturelle dans l'océan, et, d'autre part, avec les risques associés au niveau maximal admissible de dose de rayonnement recommandé pour les populations par la CIPPR. Par suite, c'est une approche prudente, mais souple qui doit être tentée.

En 1978, l'AIEA a publié une évaluation générale du problème du déversement dans les océans. Le rôle de cette organisation a consisté à définir les limites des taux de libération de radionuclides au fond des océans, pour qu'une définition des déchets à haute activité (non adaptés au déversement) puisse être formulée selon les recommandations de la Convention de déchargement des déchets radioactifs de Londres. Dans son estimation, l'AIEA a utilisé des prévisions quantitatives d'équivalent de dose absorbée par la population, pour mesurer l'impact de la technique. Les scientifiques de l'organisation ont reconnu que les connaissances actuelles ne permettent pas de faire des prévisions exactes sur la concentration en mer des radionuclides libérés. Ils ont également admis la possibilité d'un transfert de radioactivité des fonds marins aux populations, par des processus totalement imprévisibles. Ces incertitudes les ont conduits à adopter une approche prudente basée sur des hypothèses pessimistes quant aux conséquences extrêmes qui en résulteraient, et non sur des hypothèses réalistes associées aux conséquences ordinaires de l'apparition de tels phénomènes. Les doses prévues par leurs calculs sont ainsi surestimées intentionnellement. C'est pour cette raison que les taux de libération limites contiennent des facteurs de sécurité intégrés. Le Groupe technique se félicite du haut degré de prudence adopté dans l'évaluation de l'AIEA et pense que les taux de libération limites établis par l'organisation sont assez restrictifs pour que le déversement effectué suivant ses recommandations entraîne peu de risque pour la santé de l'homme et son environnement.

Le Chapitre 9 analyse en détail la proposition japonaise de déversement des déchets de faible activité dans le Pacifique Nord. Cette opération à grande échelle prévoit un déversement à un taux inférieur à 1 % du taux de libération limite fixé par l'AIEA en outre, sur la base de l'étude de cette organisation et à l'appui de calculs effectués par les scientifiques japonais, le Groupe technique pense que la proposition ci-dessus entraînerait un risque extrêmement faible pour la santé de l'homme ou son environnement, ou pour son bien-être.

L'évaluation précédente reposait sur une hypothèse qui laisse penser au Groupe technique qu'un rapport final est en préparation. Ce dernier exigera une analyse publique approfondie pour s'assurer que la proposition satisfait aux principes de la Convention de déchargement des déchets radioactifs de Londres, dans leur ensemble, ainsi qu'à toutes les conditions y afférentes.

Ceci n'entraînerait pas nécessairement, en ce qui concerne la validité de la proposition particulière japonaise, consistant à déverser les déchets radioactifs dans l'océan, l'acceptation générale de cette procédure préférentiellement à un stockage sur terre. Les seules connaissances scientifiques actuelles ne pourront permettre de trancher la question. La nécessité d'une évaluation permanente de toutes les possibilités demeure. Le problème de la gestion des déchets, radioactifs ou non, existera toujours et la compréhension scientifique de l'environnement ne cessera d'être réexaminée. Le Groupe technique pense qu'il est important que la stratégie et

L'exécution restent suffisamment souples pour répondre aux changements des circonstances et à l'amélioration de la connaissance scientifique. A tout moment, la stratégie devrait s'appuyer sur la meilleure information scientifique possible sans oublier que le bon sens sera toujours un recours de dernier ressort.

Pour le programme d'essais d'armes nucléaires souterrains par la France, le Groupe technique prend note de la difficulté d'effectuer des évaluations précises, en raison du secret qui entoure ces expériences. Ceci contraste beaucoup avec les activités civiles, telles que le rejet des déchets radioactifs, soumises à la surveillance internationale, à l'analyse scientifique, et à l'examen du public.

La procédure actuelle d'essais souterrains évite la pollution antérieure de l'atmosphère par des débris radioactifs, et s'avère plus sûre en ce qui concerne la santé de l'homme, que les essais dans l'atmosphère. Des approximations brutes des quantités de radionuclides qui pourraient être accumulés sous terre, sur le site d'essai, indiquent une faible probabilité qu'elles soient suffisantes pour être cause d'inquiétude, sans pour cela être entièrement négligeables. Il faudrait tout particulièrement se pencher sur les effets à long terme possibles, tels que la fuite de radionuclides dans les océans, surtout si le programme d'essais, et l'accumulation des radionuclides dans le sol doivent continuer dans le futur. Le Groupe technique pense que les évaluations déjà établies sur la sécurité environnementale et la publication des résultats, ont été inadéquats, et insiste sur la publication rapide d'autres résultats, et leur distribution aux gouvernements de la région. Par exemple, le Groupe technique note avec intérêt qu'à la suite de 50 essais nucléaires souterrains, depuis 1974, dans les îles Tuamotu, la France a décidé d'exécuter ses essais futurs dans des puits ménagés dans la lagune, et non au bord des atolls, comme précédemment. Le Groupe technique juge qu'une telle décision aurait dû faire l'objet d'un examen scientifique attentif du besoin de changement; de la même façon, le Groupe technique demande expressément que l'évaluation scientifique qui a mené à cette décision soit rapidement publiée et diffusée.

Pour conclure, le Groupe technique estime que les essais actuels d'armes nucléaires, et le rejet proposé des déchets de faible activité, n'entraînent qu'un risque faible, voire même inexistant, pour la santé de l'homme et l'environnement dans la région du Pacifique Sud. Les experts ont toute raison de penser qu'il y a peu de raisons scientifiques pour ne pas accepter ces activités. Cependant cette conclusion ne dénie nullement l'importance des principes juridiques, politiques et moraux qui pourraient bien intervenir et dominer leur évaluation. Dans le présent rapport, le Groupe technique a tenté de fournir des informations scientifiques factuelles, et une interprétation qui, espérons-le, débouchera sur une discussion argumentée de ces problèmes importants.



## CHAPITRE 2

### FONDEMENT DU RAPPORT

Le Groupe technique sur la radioactivité dans la région du Pacifique Sud, constitué en 1982, a reçu pour tâche la préparation de l'étude de la radioactivité naturelle et artificielle dans ladite région. Le Groupe a été formé après la Conférence sur l'environnement humain dans le Pacifique Sud (Rarotonga, Iles Cook, du 8 au 11 mars 1982), au cours de laquelle, la préoccupation majeure fut orientée vers les problèmes relatifs aux radionuclides, tels que les essais nucléaires, le stockage et l'évacuation des déchets radioactifs, existant dans l'environnement régional du Pacifique. Cette question s'est vue attribuer la priorité dans le Plan d'action du programme d'environnement régional du Pacifique Sud (PERPS).

Selon ses termes, le Groupe technique, sous le contrôle et la conduite de la Commission du Pacifique Sud, devait préparer une étude sur la radioactivité naturelle et artificielle dans la région du Pacifique Sud avec un support bibliographique, et couvrant :

- L'origine et la source de la radioactivité naturelle et artificielle dans la région;
- Les quantités de la radioactivité injectées dans le Pacifique (étude historique comprise);
- Les niveaux passés et présents de la radioactivité naturelle et artificielle dans les eaux, les sols, et les écosystèmes du Pacifique (tendance passée, présente et à venir comprises);
- Les effets de la radioactivité naturelle et artificielle sur les écosystèmes du Pacifique, (populations comprises).

Le Groupe technique a tenu sa première réunion au siège de la CPS, à Nouméa, Nouvelle-Calédonie, du 17 au 21 janvier 1983. A cette époque, un rapport provisoire a été préparé dans ses grandes lignes et soumis aux gouvernements. Une seconde et dernière réunion du Groupe technique a eu lieu à Nouméa, du 4 au 9 juillet 1983, avec le soutien du secrétariat du PERPS. A cette occasion fut mené à bien un projet du présent rapport.

Le Groupe technique souhaita dans un premier temps rédiger un rapport succinct en langage de non spécialistes. Au fur et à mesure que le Groupe avançait dans cette tâche, une évidence s'imposa le sujet était trop vaste, et trop complexe pour tenter de traiter les problèmes sous cette forme. D'où la longueur du présent rapport. Pour la rédaction, le Groupe garda toujours présent en mémoire de se mettre à la portée du lecteur, et pour cela s'abstint de tout jargon scientifique. Les Chapitres 3 et 4 en particulier sont destinés au lecteur profane qui voudrait avoir des notions sur la radioactivité ou les rayonnements ionisants. Pour l'aider, un Glossaire de termes est annexé.

Pour une vue d'ensemble plus complète du présent rapport, le Groupe technique a décidé d'y inclure toutes les sources possibles de rayonnements ionisants auxquels sont couramment exposées les populations. Ainsi, en sus des radionuclides naturels et artificiels, le présent rapport traite également de l'exposition aux rayons cosmiques et aux rayons X produits par les appareils.

Pour l'établissement de ce rapport, la région du Pacifique Sud recouvre la zone entière de la Commission du Pacifique Sud, englobant les îles de la Micronésie, situées au Nord de l'Equateur, (voir figure 2-1).

Ce rapport est écrit au moment où une unité de radioactivité plus récente, le becquerel, remplace une ancienne unité le curie (voir Chapitre 3, Section 3.4). Un curie équivaut à  $3,7 \times 10^{10}$  becquerel. Dans les premiers chapitres du rapport, l'activité est exprimée en becquerel.

Cependant dans la préparation des Chapitres 8 et 9, qui traitent de la radioactivité dans l'océan, du rejet des déchets radioactifs, et de la Convention de déchargement des déchets radioactifs de Londres, il a été décidé d'adopter le curie, pour s'uniformiser avec les documents y afférents. Certaines représentations reproduites dans ce rapport font appel à d'autres unités de radioactivité. Les explications en seront données dans les légendes ou le texte d'accompagnement.

Le Groupe technique sur la radioactivité dans la région du Pacifique Sud comprenait : M. P. Bacon (Coordonnateur), G. Lambert, T. A. Rafter, J. I. Samisoni, et D. J. Stevens.

Au cours de son travail, le Groupe technique a reçu des informations et des remarques pertinentes de la part de personnes trop nombreuses pour être citées ici. Il tient à remercier tout particulièrement la Commission du Pacifique Sud pour son accueil, ainsi que le coordonnateur du PERPS, le Dr. Jeremy Carew-Reid, et le personnel du secrétariat, pour l'encouragement et le soutien qu'ils ont apportés, et leur aide à surmonter les nombreux problèmes liés à la production de la première publication du présent rapport.

## CHAPITRE 3

### CONCEPTS ET TERMES DE BASE

#### 3.1 ELEMENTS ET ATOMES

Toutes les substances se composent d'un ou de plusieurs éléments. A l'heure actuelle, on connaît un peu plus de 100 éléments, dont 92 naturels. Les autres peuvent être obtenus à partir de procédés techniques mis au point au cours de ces dernières années. La plupart des éléments connus existent sous plusieurs formes appelées isotopes d'un élément donné. Les isotopes de tous les éléments sont désignés par le terme général de nuclide. Il existe, au total, environ 2 000 nuclides des différents éléments. Les nuclides radioactifs s'appellent radionuclides (section 3.3). Certains radionuclides sont naturels, d'autres peuvent être produits artificiellement. On peut combiner différents éléments, combinaison dans laquelle chacun d'eux conserve ses propriétés (par exemple, un mélange d'or et d'argent). Deux ou plusieurs éléments peuvent également se combiner pour former un composé chimique. Dans ce cas, chaque élément perd ses propriétés. Par exemple, les éléments hydrogène et oxygène (tous les deux des gaz) forment de l'eau en combinaison chimique; le sel de table est un composé chimique des éléments sodium (métal) et chlore (gaz); et, bien que les être vivants contiennent d'autres éléments résultant de combinaisons chimiques, leur composition englobe principalement les éléments hydrogène, oxygène, carbone et azote.

Les éléments sont eux-mêmes composés d'atomes, l'atome étant la plus petite unité dans laquelle un élément peut être divisé et conserver ses propriétés. Les atomes possèdent leurs propres structures internes. On peut les diviser en particules élémentaires (particules sub-atomiques), mais celles-ci ne possèdent pas les propriétés de l'élément auquel appartiennent les atomes.

#### 3.2 STRUCTURE DE L'ATOME

Un atome est la plus petite partie d'un élément, en masse et taille. Par exemple, il existe environ  $6 \times 10^{23}$  atomes dans un gramme de l'élément le plus léger, l'hydrogène, et environ  $2,5 \times 10^{21}$ , dans un gramme de l'élément naturel le plus lourd, l'uranium. Chaque atome comprend une partie centrale, le noyau, autour duquel gravitent des particules plus petites, les électrons, qui décrivent une orbite autour du noyau. La masse de l'atome est pratiquement réduite à celle du noyau, lequel est constitué de deux particules sub-atomiques différentes: les protons et les neutrons; mais l'atome d'hydrogène le plus simple ne possède qu'un proton dans son noyau. Les protons ont une charge électrique positive, contrairement aux neutrons qui ne possèdent aucune charge électrique.

La masse d'un proton et d'un neutron est très petite et sensiblement égale pour les deux. Le diamètre du noyau d'un atome est également très petit:  $10^{-12}$  cm environ. Pour les différents éléments, le nombre de protons n'est pas identique dans le noyau. Ce nombre s'appelle numéro atomique de l'élément. C'est l'une des méthodes d'identification de ce dernier, le nombre de protons dans le noyau d'un atome en déterminant les propriétés chimiques.

La masse de chaque électron gravitant autour du noyau d'un atome représente environ 1/2 000 ième de celle d'un proton ou d'un neutron. Un électron possède une charge électrique négative égale à celle de la charge positive d'un proton. Puisque le nombre de protons du noyau d'un atome et le nombre d'électrons qui gravitent autour sont identiques, et qu'un proton et un électron ont une charge électrique opposée et égale, les atomes sont électriquement neutres. Le diamètre d'un atome déterminé par les électrons gravitant autour est d'environ  $10^{-8}$  cm, à savoir dix mille fois plus que le diamètre de son noyau. Le nombre total de neutrons et de protons du noyau constitue une autre possibilité d'identification de la forme d'un élément. Ce nombre total s'appelle nombre de masse de la forme particulière de l'élément, celle-ci étant connue sous le nom de nuclide ou isotope de l'élément.

Pour un élément particulier, le nombre de neutrons du noyau est différent de celui des neutrons dans un isotope différent de ce même élément. Différents isotopes d'un élément ont le même numéro atomique, puisque le nombre de protons du noyau de chacun de leurs atomes est identique. Les nombres de masse de différents isotopes d'un élément particulier ne sont cependant pas identiques, en raison de la différence du nombre de neutrons de leurs noyaux. Différents isotopes d'un élément ont les mêmes propriétés chimiques. En outre, tous les isotopes appartenant à un élément constitutif des êtres vivants, ou utilisé par eux, se comportent de la même façon.

Pour les référencer, un nuclide ou un isotope d'un élément peut être identifié de plusieurs façons. Scientifiquement parlant, on prendra le numéro atomique et le nombre de masse. Il est courant pour identifier un nuclide ou un isotope de nommer l'élément accompagné du nombre de masse du nuclide ou isotope particulier. Pour plus de commodité, les noms de tous les éléments ont été abrégés en symboles (1 ou 2 lettres de l'alphabet). En conséquence, les nuclides ou isotopes peuvent être identifiés par leur symbole et leur nombre de masse. La terminologie utilisée dans le présent rapport est illustrée dans les exemples suivants. L'élément uranium (symbole U) porte le numéro atomique 92, ce qui signifie que le noyau de chaque atome d'uranium contient 92 protons et chaque atome autant d'électrons. Il existe plusieurs isotopes d'uranium. Le plus courant, le plus abondant dans la nature (sol et eau de mer, par exemple) a le nombre de masse 238; à savoir que le noyau de chacun de ses atomes comporte 92 protons et 146 neutrons.

Ce nuclide ou isotope s'appelle uranium 238, qui peut s'écrire  $^{238}\text{U}$  ou U-238\*. Un autre isotope de l'uranium, utilisé comme combustible dans les réacteurs nucléaires, est l'uranium 235 (U-235), les noyaux de ses atomes contenant chacun 92 protons, suivant le numéro atomique de l'uranium, et 143 neutrons. D'autres isotopes d'uranium peuvent être identifiés de manière similaire. Les trois isotopes de l'élément hydrogène (H), de numéro atomique un, constituent d'autres exemples. Le noyau de chaque atome de l'isotope le plus simple et le plus abondant de cet élément ne contient qu'un proton et aucun neutron. Son nombre de masse est 1, et il est identifié par H-1 (hydrogène 1). Le second isotope d'hydrogène est H-2, appelé ordinairement deutérium, qui porte parfois le symbole D, le noyau de chacun de ses atomes contenant un proton et un neutron. Le troisième isotope d'hydrogène est H-3 (appelé ordinairement tritium, T). Le noyau de chaque atome de cet isotope contient un proton et deux neutrons.

### 3.3 RADIONUCLIDES

Les atomes de la plupart des isotopes des éléments naturels sont stables; c'est à dire qu'ils ne changent pas dans le temps, même s'ils sont combinés pour former des composés chimiques. Par ailleurs, les atomes de certains isotopes d'éléments naturels, et de la plupart des nuclides produits artificiellement sont instables. Chaque noyau d'un nuclide instable changera tôt ou tard, suivant une configuration établie, en libérant de l'énergie sous forme de rayonnement. Ce

---

\* Dans le présent rapport, un nuclide ou isotope sera identifié par le nom de l'élément et le nombre de masse (par exemple, uranium 238).

processus s'appelle désintégration, décroissance ou transition radioactive. Les nuclides instables sont alors radioactifs, et appelés dans ce cas radionuclides ou radioisotopes. Ils ont une propriété radioactive. La configuration définie de désintégration radioactive d'un radionuclide est identifiée par la vitesse à laquelle ses noyaux se désintègrent, et par le type et l'énergie du rayonnement émis.

La désintégration radioactive produit des noyaux qui, le plus souvent, appartiennent à un élément différent. Tous les processus de désintégration radioactive se caractérisent par le fait qu'ils ne peuvent être modifiés, arrêtés ou ralentis par aucun moyen physique ou chimique (par exemple, chaleur, pression, ou combinaison chimique).

Pour certains radionuclides, les noyaux stables (non radioactifs) d'un élément différent du nuclide d'origine, seront produits dans une seule phase de désintégration radioactive. Usuellement on appelle le radionuclide d'origine le père nucléaire (parent), et le nuclide résultant, le descendant radioactif. Toutefois, certains radionuclides font partie de la même chaîne ou famille, et sont produits par une série de désintégrations radioactives, d'un radionuclide à l'autre, pour aboutir à un produit final stable.

Certaines chaînes de désintégration radioactive peuvent se composer de deux phases seulement dans la série ou, comme dans le cas de radionuclides pères, naturels, de plusieurs. Dans les deux exemples, si le radionuclide père continue d'exister, on enregistrera l'accumulation graduelle de tous les membres de la chaîne de désintégration, produit final stable compris. Si les différents nuclides d'une chaîne de désintégration radioactive restent avec le père nucléaire, à un moment un état d'équilibre est atteint lorsque tous les radionuclides de la chaîne se désintègrent à la même vitesse, et ils sont présents dans des proportions qui dépendent des périodes des radionuclides descendants successifs. La Figure 3-1 donne trois exemples de ces processus de désintégration radioactive. Dans le présent rapport, le rayonnement émis dans la désintégration radioactive de certains radionuclides produits artificiellement et naturellement, est d'une importance particulière.

### 3.4 ACTIVITE

Puisque les différents radionuclides se désintègrent de diverses manières, à la fois en fonction de leur vitesse de désintégration et du type et de l'énergie du rayonnement émis au cours du processus, il n'est pas utile de mesurer leur quantité simplement par leur masse (en g.). En réalité la quantité d'un radionuclide est mesurée en termes de vitesse à laquelle ses noyaux subissent la désintégration. La quantité mesurée s'appelle l'activité du radionuclide. L'unité d'activité la plus utilisée dans le présent rapport est le becquerel (Bq), du nom du scientifique français qui en 1896 identifia la propriété de l'uranium naturel connue sous l'appellation de radioactivité. Une quantité de radionuclide a une activité d'un becquerel si l'un de ses noyaux se désintègre toutes les secondes. Le becquerel est une très petite unité d'activité. L'exemple ci-après illustre la nécessité d'utiliser une quantité autre que la masse d'un radionuclide pour donner sa quantité. La masse de dix mégabecquerels (10 MBq) de pur cobalt 60, radionuclide produit artificiellement, est inférieure à 2,5 millièmes de gramme, alors que la masse de la même activité d'uranium 238 naturel est supérieure à 500 kilogrammes.

Le becquerel et ses multiples viennent seulement de remplacer l'ancienne unité d'activité, le curie (Ci) et ses sous-multiples. Une activité d'1 curie représente  $3,7 \times 10^{10}$  becquerels. La préparation du présent rapport a nécessité la consultation de nombreuses études, dont certaines utilisaient le curie comme unité d'activité des radionuclides. Par un souci d'uniformité, cette unité a été changée, dans la plupart des cas, par le becquerel, sur la base de l'équivalence mentionnée. Cependant, dans la rédaction des Chapitres 8 et 9, qui traitent de la radioactivité dans l'océan, du rejet des déchets radioactifs, et de l'accord international, connu sous le nom de Convention de déchargement des déchets radioactifs de Londres, le curie a été gardé aux fins d'harmonisation avec les documents publiés par cette dernière.

### 3.5 CONCENTRATION ET DENSITE DE DEPOT DES RADIONUCLIDES

Si l'on pense à la nocivité des radionuclides de l'environnement sur les êtres vivants, il est souvent utile et approprié de mesurer ou de comparer les quantités au lieu de simplement analyser l'activité totale d'un radionuclide dans une substance. Pour cette raison, on utilise des concentrations de radionuclides dans différentes substances et la densité de dépôt de ceux-ci à la surface du sol. Les exemples des paragraphes suivants fournissent des unités de mesure qui seront employées dans les chapitres ultérieurs pour évaluer les concentrations et les densités de dépôt des radionuclides dans l'environnement.

La concentration d'un radionuclide dans une substance peut être donnée de différentes manières. On peut d'abord la mesurer comme l'activité par unité de volume d'une substance. Par exemple, la concentration de tritium (hydrogène 3), radionuclide produit naturellement et artificiellement dans l'environnement, sera calculée en becquerel par mètre cube d'air ou d'eau ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ). Pour l'iode 131 et le strontium 90, deux des radionuclides présents dans les retombées d'explosion nucléaire au sol ou dans l'atmosphère, il sera possible de mesurer leur concentration dans le lait frais, en becquerel par litre de lait ( $\text{Bq l}^{-1}$ ), aux fins d'en évaluer les effets nocifs sur les êtres humains. En second lieu, il est possible de mesurer la concentration d'un radionuclide en tant qu'activité par unité de poids de substance. Par exemple, la concentration du potassium 40, radionuclide existant à l'état naturel, peut être mesurée en becquerel par kilogramme de sol ou de tissu humain ( $\text{Bq Kg}^{-1}$ ). Une troisième approche consiste à mesurer la concentration d'un radionuclide par son activité par unité de poids du même élément, par exemple, avec le potassium 40, en becquerel par gramme de potassium total dans une substance ( $\text{Bq (gK)}^{-1}$ ). Une adaptation de cette méthode est pratiquée en mesurant la concentration d'un radionuclide en tant qu'activité par unité de poids d'un nuclide stable d'un autre élément utilisé par les êtres vivants de façon analogue à celle du radionuclide. Par exemple, pour le strontium 90 et le césium 137 deux radionuclides présents simultanément dans les retombées à la suite d'explosions nucléaires, les concentrations peuvent être mesurées respectivement, en millibecquerels de strontium 90 par gramme de calcium dans les os ( $\text{mBq (gCa)}^{-1}$ ) et en becquerel de césium 137 par gramme de potassium dans la viande ou le poisson ( $\text{Bq (g K)}^{-1}$ ). En tenant compte du dépôt de radionuclides à la surface du sol, y compris les océans, la densité de dépôt, à savoir, la quantité de radionuclides qui tombent sur une zone donnée peut être évaluée comme son activité par unité de surface. Par exemple, les densités de dépôts de l'iode 131 et du strontium 90 peuvent se mesurer en becquerel par mètre carré ( $\text{Bq m}^{-2}$ ).

### 3.6 PERIODE RADIOACTIVE

Le nombre de noyaux radioactifs et l'activité d'un radionuclide particulier, décroissent avec le temps à un taux propre au radionuclide. En termes scientifiques, cette caractéristique unique de désintégration d'un radionuclide est donnée par une quantité appelée constante de désintégration. A des fins pratiques et pour le présent rapport, une méthode plus adaptée est de donner le taux de changement en utilisant la période du radionuclide.

La période d'un radionuclide est le temps nécessaire pour que la moitié des noyaux instables présents à un moment donné, aient subi une désintégration radioactive. En conséquence, dans le même laps de temps, la moitié des noyaux instables restants se désintégreront à leur tour, et ainsi de suite. Par exemple, si, pour un radionuclide d'une période de huit jours (cas de l'iode 131), il existe au départ un million d'atomes de radionuclides, huit jours après, 500 000 noyaux se seront désintégrés (la moitié du nombre d'origine), laissant ainsi 500 000 noyaux instables. Les huit jours suivants, la moitié des noyaux instables restants se désintégreront, à savoir, 250 000, laissant 250 000 noyaux instables (le quart du nombre d'origine). Huit jours après encore, la moitié des noyaux de ce nombre se désintégreront, à leur tour, laissant 125 000 noyaux instables (le huitième du nombre d'origine), etc.

La période d'un radionuclide ne peut être modifiée par aucun des procédés physiques ou chimiques actuels. Les périodes des différents radionuclides s'étendent de petites fractions de seconde à plusieurs milliers de million d'années. En utilisant un appareillage et des procédés adaptés dans les laboratoires scientifiques, on a pu mesurer ces périodes avec précision, et les publier dans la littérature correspondante. Grâce à ces informations, la mesure précise de la période d'un radionuclide inconnu, constitue une méthode de son identification.

Par une simple opération arithmétique, la période d'un radionuclide peut être utilisée pour calculer, non seulement le nombre de noyaux restants, après une ou plusieurs période(s), mais également le nombre de noyaux présents à des instants intermédiaires ou précédents. Si l'activité, la concentration d'activité ou la densité de dépôt d'un radionuclide, est connue à un moment donné, les valeurs précédentes ou futures de ces quantités peuvent être calculées avec précision, si le radionuclide et sa période sont également connus. La Figure 3-2 représente le nombre de noyaux instables et leur changement d'activité dans le temps.

### 3.7 RAYONNEMENTS IONISANTS

Au cours de leur désintégration radioactive, les radionuclides émettent de l'énergie sous forme de différents types de rayonnements: alpha et bêta (particules subatomiques) et gamma (paquets ou quanta, de rayonnement électromagnétique). Les radionuclides de l'environnement peuvent entraîner une exposition des êtres vivants aux rayonnements émis. Lorsqu'une substance est exposée aux rayons alpha, bêta ou gamma, tout ou partie de l'énergie des rayonnements est absorbée (déposée) dans la substance, par suite de l'interaction entre les rayonnements et les atomes de celle-ci. Les effets nocifs que peuvent provoquer les radionuclides aux êtres vivants, tirent leur origine de l'absorption, dans les cellules, de l'énergie du rayon alpha, bêta ou gamma. L'ionisation est le processus principal par lequel l'énergie des radiations émises par les radionuclides est absorbée. Ainsi, l'ensemble des rayonnements s'appelle rayonnements ionisants. Dans le processus de l'ionisation, le rayonnement arrache les électrons aux atomes des substances qu'il traverse; ces atomes sont alors privés d'un de leurs électrons, et deviennent, à chaque arrachement, des ions positifs.

L'électron arraché existe soit par lui-même dans la substance, pendant une courte période, ou s'ajoute temporairement aux électrons d'un autre atome. Dans les deux cas, un ion négatif est formé. L'ionisation produit ainsi un nombre égal d'ions positifs et négatifs, c'est à dire des paires d'ions. Les rayons alpha, bêta et gamma ont une forme et une manière de perdre leur énergie différentes en traversant les substances. Le rayonnement alpha est un flux de petites particules, les noyaux des atomes d'hélium, qui se composent donc de deux protons chargés et de deux neutrons non chargés, combinés. La vitesse de ce rayonnement est relativement lente, et l'énergie de ce dernier est rapidement perdue en pénétrant dans la substance. On dit que le rayonnement est peu pénétrant (quelques centimètres dans l'air); il est même complètement arrêté par une fine feuille de papier et traverse seulement quelques centièmes de millimètres de tissu humain. Il ne peut pénétrer la couche externe des cellules mortes du tissu (conjonctif) qui forme la peau d'un être humain. Cependant, sur ce seul bref parcours, l'ionisation produite sera intense. En raison du faible pouvoir de pénétration des rayonnements alpha émis par un radionuclide, il ne s'ensuit aucun effet nocif pour un être humain, sauf si le radionuclide est incorporé dans les cellules vivantes, auquel cas une irradiation se produit sur ces dernières.

Le rayonnement bêta est un flux d'électrons chargés, chacun d'une très faible masse. L'énergie des électrons provient de la très haute vitesse à laquelle ils sont émis par un radionuclide, lors de sa désintégration radioactive. Ce rayonnement est moins ionisant dans une substance par unité de longueur de parcours, que le rayonnement alpha, mais son pouvoir de pénétration et son parcours dans une substance sont supérieurs à ce dernier. Le parcours du

rayonnement bêta dans une substance dépend de son énergie, propriété caractéristique du radionuclide qui l'émet, et de la nature de cette substance. Le rayonnement bêta peut parcourir quelques mètres d'air et environ 1 cm de tissu humain. Un radionuclide qui n'émet qu'un rayonnement bêta peut provoquer une irradiation à une faible profondeur chez les êtres vivants, si ledit radionuclide se trouve à leur contact ou proche d'eux. Cependant, en raison du faible pouvoir de pénétration des rayonnements bêta de fines barrières de protection peuvent les absorber avant d'entrer en contact avec la surface des êtres vivants. Si un radionuclide émettant exclusivement des rayons bêta pénètre dans ces derniers, l'énergie des radiations sera absorbée par les cellules et le tissu près du radionuclide.

Les rayons gamma sont un type différent de rayonnement ionisant\*. Ils transportent leur énergie sous forme de paquets ou quanta. Ils appartiennent à la grande famille des rayonnements électromagnétiques, qui comprend les ondes radio, les rayons radar, les micro-ondes, les rayons infra-rouges, émis par les objets, en raison de leur température, la lumière visible, la lumière ultra-violette (soleil), les rayons X et les rayons gamma. Le rayonnement gamma transmet de l'énergie, mais n'a ni masse ni charge électrique. A la différence des rayonnements alpha et bêta, il n'a pas de parcours fixe dans une substance, mais perd au contraire son énergie continuellement, lorsqu'il traverse ladite substance.

En utilisant des barrières de protection épaisses, en particulier à base de matériaux lourds, tels que le plomb et le béton, l'énergie du rayonnement gamma peut être facilement absorbée. Un radionuclide qui émet un rayonnement gamma\* peut irradier les cellules et les tissus des êtres vivants, aussi bien de l'extérieur que de l'intérieur.

Les rayons X qui, comme on le verra plus loin dans le présent chapitre, sont émis par certains types d'équipement électrique, se conduisent de manière identique au rayonnement gamma en traversant une substance.

### 3.8 DOSE ABSORBÉE ET EQUIVALENT DE DOSES

#### (a) Dose de rayonnement absorbée - unité : Gray

Lorsque les rayonnements alpha, bêta ou gamma, ou les rayons X traversent une substance, l'énergie absorbée s'appelle dose absorbée. L'unité utilisée dans le présent rapport est le gray (Gy) et ses sous-multiples. Le gray remplace l'ancienne unité, le rad. C'est à partir d'une dose absorbée par l'être humain, ou d'un autre type de dose de rayonnement (équivalent de dose), décrite au paragraphe suivant, que l'on peut tenter d'évaluer ou de comparer les effets nocifs possibles sur les êtres vivants des radionuclides et des rayonnements ionisants dans l'environnement.

#### (b) Equivalent de dose - Unité sievert (dose absorbée multipliée par facteur de qualité).

La recherche scientifique a montré que les doses absorbées par les êtres vivants du fait de différents radionuclides et types de rayonnements ionisants, ne suffisent pas pour évaluer la gravité ou les risques des effets nocifs de ceux-ci. La quantité utilisée pour ces évaluations est l'équivalent de dose, dont l'unité mentionnée dans le présent rapport est le sievert (Sv) et ses

---

\* Certains radionuclides qui, lors de leur désintégration, émettent des rayonnements alpha ou bêta, émettent également un rayonnement gamma (voir Tableau 3-1).

sous-multiples. Le sievert a remplacé l'ancienne unité, le rem. Les équivalents de dose sont calculés en multipliant les doses absorbées par un nombre appelé facteur de qualité. Celui-ci correspond à la quantité de l'ionisation provoquée par les différents rayonnements, par unité de longueur de leur parcours dans une substance. Pour le rayonnement alpha, qui entraîne une forte ionisation dans ce cas, le facteur de qualité est de 20. Pour les rayonnements bêta et gamma et les rayons X, il est de 1. Il s'ensuit que, pour ces derniers, les équivalents de dose sont numériquement identiques aux doses absorbées correspondantes, alors que, pour les rayonnements alpha, ils sont 20 fois supérieurs à celles-ci. Dans le présent rapport, sauf indication contraire, le terme dose est utilisé dans le sens équivalent de dose, ses valeurs étant mesurées en sievert et ses multiples.

Il est de la plus haute importance de savoir que c'est l'équivalent de dose dont l'impact est considérable dans l'évaluation des effets des rayonnements ionisants, qui l'emporte plutôt que l'origine de ceux-ci. L'action nocive potentielle des rayonnements ionisants sur les êtres vivants dépend du type de radiation (à savoir, alpha, bêta, ou gamma ou X) et de son énergie quelle que soit l'origine du rayonnement ionisant (naturelle ou artificielle).

Il existe deux types d'irradiation au cours de laquelle l'homme peut recevoir une dose : l'irradiation interne et l'irradiation externe.

L'irradiation externe des cellules et des tissus provient d'une source de rayonnements ionisants extérieure. Dans certaines irradiations externes, le corps reçoit des doses uniformes de rayonnement sur tous les organes et tissus. C'est essentiellement le cas lorsque l'irradiation externe provient d'un rayonnement gamma de forte énergie, émis par des radionuclides de l'environnement. Dans d'autres, la dose de rayonnement n'implique qu'une partie du corps, ou est fortement non uniforme. C'est le cas, par exemple, d'une irradiation due à des radionuclides qui n'émettraient que des rayons bêta. Comme indiqué ci-dessus, puisque les rayonnements alpha sont facilement absorbés, les radionuclides de l'environnement qui émettent des rayons alpha seulement, ne constituent pas une source d'irradiation externe. A l'opposé, l'irradiation interne provient d'un radionuclide présent dans le corps. La quantité et la distribution des doses de rayonnement dans les organes et les tissus des êtres vivants, résultant de l'irradiation interne aux radionuclides, dépendront de l'utilisation de ceux-ci par l'homme en fonction de leur période radioactive et des rayonnement qu'ils émettent.

Outre la dose absorbée et l'équivalent de dose déjà vus, il est nécessaire d'utiliser dans le présent rapport trois autres méthodes pour exprimer la dose de rayonnement : l'équivalent de dose effective, l'équivalent de dose collective et l'engagement d'équivalent de dose collective effective. Ces quantités sont expliquées aux paragraphes suivants.

(c) Equivalent de dose effective - Unité : sievert (équivalent de dose multiplié par un facteur).

La dose de rayonnement reçue par les personnes, à partir d'une source donnée (naturelle ou artificielle) ne sera pas, dans la plupart des cas, identique pour chaque organe ou tissu de leur corps. La simple addition des doses séparées absorbées par les organes et les tissus ne donnent pas une idée exacte des effets nocifs de l'irradiation non uniforme. Dans ces conditions, chaque équivalent de dose doit être multiplié par un facteur approprié, avant d'additionner les doses. L'équivalent de dose effective alors obtenu exprime les doses non uniformes de la même façon qu'une dose qui serait reçue uniformément par tout le corps qui produirait les mêmes effets nocifs globaux. Lorsque les équivalents de dose effective provenant de différentes sources de rayonnement ionisants sont calculés de cette manière, ils peuvent être comparés directement les uns par rapport aux autres. L'unité d'équivalent de dose effective est le sievert, unité identique à l'équivalent de dose. Les facteurs utilisés dans le calcul de l'équivalent de dose effective ont été déterminés par la Commission international de protection radiologique (C.I.P.R., 1977), et

adoptés par le Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques, dans son dernier rapport (UNSCEAR, 1982).

Les facteurs concernent spécifiquement les organes et tissus, tels que gonades, la poitrine, la moëlle des os, les poumons, la thyroïde, les os, eux-mêmes, et les autres organes et tissus moins susceptibles d'être touchés par les doses de rayonnements.

(d) Engagement d'équivalent de dose collective - Unité : homme-sievert

Afin d'évaluer les effets nocifs possibles des rayonnements ionisants, il est parfois utile de calculer une autre quantité de dose de rayonnement, appelée équivalent de dose collective. Cette dose représente le total des équivalents de dose de rayonnement reçus par un organe ou un tissu donné d'une population exposée à une source de rayonnements ionisants. Le nombre des membres d'un groupe de cette population peut être petit, (par exemple, les habitants proches d'un réacteur nucléaire) ou grand (par exemple, la population totale d'un pays, d'une région, ou du monde entier). Les équivalents de dose collective sont souvent calculés en multipliant le nombre de personnes d'un groupe de population, et l'équivalent de dose moyen reçu par un organe ou un tissu, pour lequel on désire évaluer la dose collective. Ces équivalents sont fréquemment déterminés pour des groupes de personnes pour lesquels le risque d'émission de radioactivité est plus grand que la moyenne. L'unité qui exprime ces équivalents est l'homme-sievert.

(e) Engagement d'équivalent de dose effective - Unité : sievert

Pour une période donnée, les concentrations ou densités de dépôt des radionuclides artificiels dans l'environnement, la nourriture et l'eau consommées ainsi que dans les personnes, varient avec le temps ou le lieu, en raison, par exemple, de la distribution non uniforme desdits radionuclides, ou de la diminution de leurs activités, par suite de la désintégration radioactive. L'évaluation des équivalents de dose effective ou collective annuels ne constitue peut-être pas le meilleur moyen pour représenter les effets nocifs possibles d'une irradiation d'un groupe de population (mondiale, régionale, ou nationale) sur une longue période de temps, et particulièrement, si les radionuclides ont une longue vie. C'est la raison pour laquelle, un autre type d'évaluation de dose de rayonnement a été établi par le Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR, 1982). La dose calculée correspond à l'engagement d'équivalent de dose effective. Le calcul est complexe, mais cette dose a le mérite de tenir compte des divers facteurs d'environnement et temporels relatifs à la dose de rayonnement reçue, sur une période de temps infinie, par suite de l'émission de radioactivité dans l'environnement. Ce calcul donne la dose de rayonnement reçue par un groupe de population (enfants à naître inclus), à partir d'une expérience menée sur les membres de ce groupe exposé à l'irradiation. Elle est différente d'un équivalent de dose collective, dans la mesure où elle représente la dose de rayonnement absorbée par les individus d'un groupe de population. L'engagement d'équivalent de dose effective obtenu (à partir des essais nucléaires dans l'atmosphère) peut se comparer à l'équivalent de dose effective annuel pour la même population exposée à des sources naturelles de rayonnement ionisants, qui ne change pas nécessairement avec le temps. L'unité d'engagement d'équivalent de dose effective est le sievert.

On peut également calculer l'engagement de dose absorbée. Dans ce cas, l'unité utilisée est le gray.

### 3.9 PROCESSUS DE L'IRRADIATION EXTERNE ET INTERNE

Dans l'évaluation des effets nocifs possibles de l'exposition environnementale des êtres vivants aux sources de rayonnements ionisants, il est nécessaire d'identifier un certain nombre de processus suivant lesquels se produit l'irradiation, donnant naissance aux doses de rayonnement absorbées par les organes et les tissus. Il est important d'observer, dans ce cas, les effets

nocifs possibles des sources de rayonnements ionisants, pour déterminer les doses qui ont affecté des organes et des tissus particuliers. La Figure 3-3 illustre cinq processus par lesquels l'irradiation externe ou interne aux sources de rayonnements ionisants produit une administration de doses aux organes et aux tissus. Des exemples de ces processus seront donnés aux paragraphes suivants.

Les Processus 1, 2, et 3, de la Figure 3-3, conduisent tous à des irradiations externes. Un exemple d'irradiation par le Processus 1, est la dose de rayonnements reçue par les organes et les tissus des êtres vivants à partir de rayons cosmiques d'origine naturelle qui atteignent la terre à partir de l'espace (section 3.10.1.1). Un second exemple est la dose de rayonnements reçue par les organes et les tissus de personnes subissant un examen aux rayons X, aux fins de diagnostic médical. Un exemple d'irradiation par le Processus 2 est celle de personnes proches ou à l'intérieur d'un nuage (ou d'un panache) de gaz ou de vapeur radioactif, dégagé dans l'atmosphère. L'importance de la dose de rayonnements administrée aux êtres vivants exposés ainsi, dépend des radionuclides dans le nuage, des activités et des concentrations, et de la durée de l'irradiation. Si les radionuclides libérés dans l'atmosphère se déposent à la surface du sol, comme les retombées (section 3.10.2), ils peuvent devenir une source d'irradiation externe pour les êtres vivants, dans la zone du dépôt (Processus 3). Une couverture de sol ou l'emplacement de matériaux de construction solides, tels que brique et béton, entre le dépôt et les êtres vivants, réduit les doses de rayonnements, puisqu'une partie de l'énergie des rayonnements ionisants émis par les radionuclides déposés, de leurs activités et des densités de dépôt, de la distance entre les êtres vivants et la contamination radioactive, ainsi que de la durée de l'irradiation. D'après ce qui précède, les radionuclides qui émettent un rayonnement alpha uniquement ne provoqueront pas d'irradiation externe dans l'un quelconque des Processus 1, 2, ou 3.

Les Processus 4 et 5 (Figure 3-3) entraînent une irradiation interne. Le Processus 4 représente une irradiation interne émise par les radionuclides de l'air. Si les êtres vivants respirent les radionuclides, les doses de rayonnements seront reçues par le tissu des poumons; certains radionuclides dans les poumons peuvent atteindre la circulation sanguine, et se répartir à l'intérieur du corps, d'autres, l'estomac par le nez, et se distribuer également à l'intérieur du corps. Le niveau des doses de rayonnements dépend des radionuclides respirés, de leurs activités, de leurs concentrations, de la dimension des particules associées, et du temps de respiration par les êtres vivants de l'air contaminé par les radionuclides. Le Processus 5 illustre comment l'irradiation interne est émise par les radionuclides dans la nourriture et l'eau potable, et produit des doses de rayonnements absorbées par les organes et les tissus.

L'ingestion de nourriture contaminée et l'absorption d'eau contaminée, également, entraînent une distribution interne des radionuclides disponibles. Les niveaux des doses de rayonnements reçues par les organes et les tissus, dépendent des radionuclides présents, de leurs activités et concentrations, et de la quantité de nourriture ingérée ou de boisson absorbée.

Il est important de noter que, dans le cas d'une irradiation selon les Processus 4 et 5, les différents radionuclides absorbés par les êtres vivants, seront utilisés de diverses manières. Certains radionuclides, isotopes d'éléments normalement utilisés par les êtres vivants, se concentrent, avec les isotopes stables des éléments, dans les organes ou les tissus, plus particulièrement. Par exemple, les radioisotopes d'iode produits par fission (section 3.10.2) absorbés par des personnes, se concentreront dans la thyroïde, ainsi que l'iode stable présent dans leur alimentation d'où la plupart des doses de rayonnements seront reçues. Certains radionuclides dans l'alimentation et l'eau ne peuvent pas être des nucléides d'éléments normalement utilisés par les êtres vivants. Ils peuvent se diriger vers un organe ou tissu particulier, du fait de leur similitude de structure chimique avec un élément normalement consommé par l'homme. Par exemple, les radionuclides de strontium produits par fission, ingérés par des personnes, se concentreront dans les os, avec le calcium (non radioactif) stable, dans l'alimentation, en raison de la similitude de structure chimique de ces deux éléments. De même, certains radionuclides sont

distribués plus ou moins uniformément dans le corps des êtres vivants, lorsqu'ils sont absorbés dans la nourriture ou l'eau. Par exemple, le tritium, les radioisotopes de césium produits par fission, et le radionuclide de potassium 40, se répartiront de manière uniforme dans les tissus mous des personnes ayant ingéré de la nourriture ou de l'eau.

### 3.10 SOURCES DE RAYONNEMENTS IONISANTS

Les êtres vivants sont exposés à un certain nombre de sources de rayonnements ionisants. Les unes sont naturelles, et existent dans l'environnement depuis l'origine de la terre; les autres sont artificielles, et proviennent de l'intervention de l'homme. Les précédents chapitres abordaient les doses de rayonnements absorbées par l'homme, dans la région du Pacifique Sud, à partir de différentes sources d'irradiation causées par les rayonnements ionisants. La présente section s'efforcera d'identifier celles-ci, en en précisant les origines.

#### 3.10.1 Sources naturelles

Comme on le verra au Chapitre 5, il existe trois sources naturelles d'irradiation : les rayons cosmiques, les radionuclides cosmogéniques, et les radionuclides primordiaux.

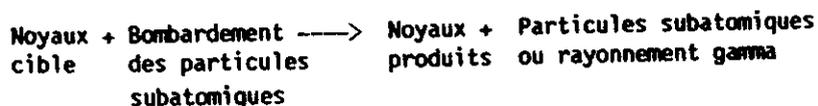
##### 3.10.1.1 Rayons cosmiques

Les rayonnements à haute énergie (protons principalement) en provenance de l'espace, entrent dans le système solaire. Certains atteignent la terre. Ces rayonnements sont des rayons cosmiques primaires. Leurs protons ont une action sur les noyaux des atomes de l'atmosphère terrestre, et d'autres particules subatomiques, appelées rayons cosmiques secondaires (protons et neutrons surtout), sont produites.

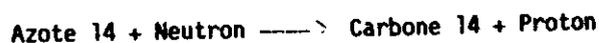
Certains rayons cosmiques secondaires atteignent la terre, d'autres ont une action sur des noyaux d'atomes de l'air, et sur la terre, pour donner des radionuclides différents connus sous le nom de radionuclides cosmogéniques. Les rayons cosmiques primaires et secondaires, qui atteignent la terre, produisent des doses de rayonnements administrées aux personnes, du fait de l'irradiation externe (Processus 1, Figure 3-3). Les rayons cosmiques continueront de constituer une source majeure de dose de rayonnements pour les personnes.

##### 3.10.1.2 Radionuclides cosmogéniques

Des changements nucléaires (appelés transmutations nucléaires) sont dus aux interactions entre les noyaux stables d'atomes de l'air et de la terre, et les particules subatomiques (neutrons et protons essentiellement), dans les rayons cosmiques secondaires. Par suite, plusieurs radionuclides sont produits continuellement dans l'environnement terrestre. Ce sont les radionuclides cosmogéniques naturels. D'une manière générale, on peut représenter les transmutations nucléaires comme suit :



Un exemple de transmutation nucléaire dans l'air est la production de carbone radioactif-14 à partir d'azote stable 14.



L'UNSCEAR (1982) énumère seulement quatre radionuclides cosmogéniques comme sources importantes d'irradiation des êtres vivants : le tritium, le béryllium 7, le carbone 14, et le sodium 22. La dose de rayonnements annuelle absorbée par l'homme, du fait de ces radionuclides cosmogéniques, provient presque exclusivement de l'irradiation interne.

### 3.10.1.3 Radionuclides primordiaux

Les radionuclides naturels existent sur la terre et dans ses eaux depuis sa formation, il y a quelques 4 500 millions d'années. Ces radionuclides, appelés radionuclides primordiaux, peuvent être classés en deux groupes. Le premier comprend ceux qui subissent une désintégration radioactive simple, pour former des nuclides stables, par exemple, le potassium 40, le rubidium 87. Le second, le plus important, englobe ceux des trois séries de désintégrations radioactives naturelles, dont l'uranium 238, l'uranium 235, et le thorium 232 sont les pères nucléaires. Le potassium 40, le rubidium 87, et les pères nucléaires des trois séries de désintégrations radioactives naturelles ont tous des périodes longues (Tableau 3-1).

Parmi les radionuclides primordiaux qui se désintègrent en une seule phase, seuls le potassium 40 [Figure 3-1(a)] et le rubidium 87 contribuent de manière importante aux doses de rayonnements naturels administrés aux êtres vivants (UNSCEAR, 1982). En plus d'appartenir à l'environnement terrestre, ces deux radionuclides sont présents dans le corps humain, ainsi que dans beaucoup d'autres êtres vivants, et y provoquent une irradiation interne.

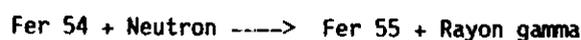
A l'opposé du rubidium 87, qui n'émet que des rayons bêta lors de sa désintégration, le potassium 40 produit des rayons bêta et gamma. Ce dernier constitue donc également une source d'irradiation externe pour les êtres vivants.

L'uranium et le thorium naturels se trouvent en grande quantité sur la terre, dans les eaux et chez l'homme. L'uranium 238, l'uranium 235, et le thorium 232 sont les radionuclides pères de trois séries de désintégration radioactives. Ils se désintègrent chacun en une série de descendants radioactifs pour donner un produit final non radioactif. Les périodes de la plupart des descendants radioactifs de la série sont courtes. Les radionuclides présents dans chacune des séries peuvent se trouver dans un état d'équilibre avec le père nucléaire de sa chaîne de désintégration. Toutefois, les membres d'une série peuvent se séparer de certains des autres membres, et des pères de celle-ci. Certains membres des trois chaînes n'émettent que des rayons alpha ou bêta, d'autres des rayonnements gamma. La chaîne de désintégration de l'uranium 238 et du thorium 232 est représentée aux Figures 5-1 et 5-2, respectivement. La chaîne de désintégration de l'uranium 235 ne contribue pas de manière importante à l'absorption d'une dose de rayonnements naturels annuelle par les personnes (UNSCEAR, 1982).

### 3.10.2 Sources artificielles

Il existe aussi un certain nombre de sources artificielles susceptibles d'exposer les personnes et autres êtres vivants à des doses de rayonnements, aux effets immédiats ou potentiels. Dans cette énumération, les radionuclides artificiels et les rayons X jouent un grand rôle.

Un grand nombre de radionuclides peuvent être émis par l'un des processus suivants : transmutation nucléaire, fission nucléaire, ou transmutation nucléaire suivie d'une désintégration radioactive. Les transmutations nucléaires contrôlées qui utilisent des neutrons, comme particules subatomiques de bombardement, sont exécutées dans les réacteurs nucléaires pour préparer plusieurs radionuclides artificiels destinés à la médecine, l'industrie et la recherche scientifique. Les transmutations induites par neutrons produisent également des radionuclides artificiels dans la structure des réacteurs nucléaires. Par exemple, le fer 55, radionuclide de fer, est produit dans les éléments du réacteur constitués d'isotope stable de fer (fer 54), par suite du bombardement neutronique pendant le fonctionnement.



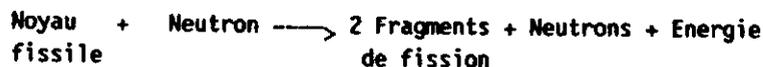
De la même façon des noyaux de deutérium (hydrogène 2) existent en petites quantités dans l'eau de refroidissement des réacteurs nucléaires: ce nuclide est converti en tritium radioactif (hydrogène 3) par la transmutation neutronique.



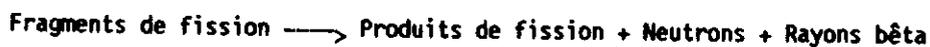
Des radionuclides induits par neutrons se forment également à la suite des explosions nucléaires. Au cours de celles-ci, des neutrons sont produits, certains d'entre eux provoquant des transmutations nucléaires dans la structure des bombes et les nuclides stables d'éléments présents au voisinage immédiat de l'explosion; par exemple, dans les nuclides de l'air et de la terre, sur le parcours des neutrons libérés au moment de l'explosion.

Les transmutations nucléaires provoquées par les neutrons ont une place primordiale dans le présent rapport. Les radionuclides artificiels peuvent également être produits par des transmutations nucléaires impliquant d'autres particules subatomiques de bombardement, telles que les particules alpha, les protons, les deutons (noyaux d'hydrogène 2), et rayons gamma. Pour que les transmutations se produisent, les particules de bombardement et les rayonnements gamma doivent posséder une très forte énergie. Cette énergie ne peut être obtenue que dans un laboratoire scientifique disposant d'un appareillage adapté à la recherche. Puisque les rayonnements alpha et gamma peuvent causer des transmutations nucléaires, il convient de noter que ces rayonnements ont une énergie insuffisante pour produire celles-ci, s'ils sont émis par la désintégration de radionuclides (naturels ou artificiels).

La fission nucléaire est le second processus qui permet de produire des radionuclides artificiels. Lorsque des neutrons entrent en contact avec les noyaux de certains nuclides, ces derniers se fragmentent. Les nuclides qui ont cette propriété sont appelés nuclides fissiles. Dans le processus de fission, les noyaux se fractionnent en deux fragments de masse à peu près égale, émettent des neutrons (appelés neutrons instantanés), et libèrent de l'énergie.



La fragmentation d'un nuclide fissile particulier se produit de 36 manières différentes environ, au moment de la fission, produisant ainsi 72 fragments différents. Ces fragments, radioactifs, libèrent très rapidement des neutrons (appelés neutrons retardés) et des rayonnements bêta, pour former une combinaison de nuclides surtout radioactifs. Les radionuclides de cette combinaison s'appellent produits de fission.



Les différents produits de fission ont une grande variété de périodes. On a identifié plus de 200 radionuclides différents dans ces produits. Les produits de fission, qui seront traités plus loin dans le rapport, sont listés dans le Tableau 3-1.

Seuls quelques nuclides, certains isotopes d'uranium, de thorium, et de plutonium, sont fissiles. Aux fins du présent rapport, on étudiera simplement l'uranium 235, l'uranium 238, et le plutonium 239. Les deux premiers sont naturels, et le dernier fabriqué artificiellement. Le rendement de fission dépend de l'énergie des neutrons qui bombardent les noyaux fissiles. La fission se produit dans l'uranium 235 et le plutonium 239, à toutes les énergies de neutrons, le rendement étant plus grand pour ceux de faible énergie. Par ailleurs, la fission ne se produit dans l'uranium 238, que si les neutrons de bombardement ont une grande énergie. L'uranium 235 n'existe que pour 0,7 % seulement dans l'uranium naturel, le reste étant constitué presque exclusivement par de l'uranium 238.

Si l'uranium 235 est utilisé comme matériau fissile, il est nécessaire d'augmenter sa teneur par rapport à l'uranium 238.

Bien qu'il existe plusieurs manières de fractionner des noyaux fissiles, la quantité d'énergie libérée par noyau subissant la fission ne varie pas dans de fortes proportions. Les neutrons libérés dans la fission de chaque noyau peuvent entraîner un phénomène identique dans les noyaux fissiles voisins. Ce processus de fission continu est connu sous le nom de réaction en chaîne, qui continuera tant qu'il y aura suffisamment de noyaux fissiles et de neutrons disponibles. Ces réactions en chaîne sont la base du fonctionnement d'un réacteur nucléaire et de l'explosion d'une bombe nucléaire (atomique). Dans un réacteur nucléaire, la vitesse à laquelle se produit la réaction en chaîne est contrôlée par la concentration du nuclide fissile présent dans le combustible, ainsi que par le nombre de neutrons disponibles pour continuer cette réaction. Dans un type de réacteur nucléaire, actuellement l'un des plus couramment utilisés pour produire de l'électricité, l'uranium 235 est le nuclide fissile et sa teneur maximale est de 4 % de l'uranium 238 associé. Dans ces réacteurs, l'uranium 235 fissile est placé avec l'uranium 238 dans le coeur, dans des barres de combustible contenues dans des gaines métalliques étanches. La réaction en chaîne de fission dans le combustible est contrôlée en augmentant ou en diminuant le nombre de neutrons, produits par fission, disponibles pour provoquer d'autres fissions. Ceci est obtenu en déplaçant verticalement dans l'espace compris entre les barres de combustible, un matériau non fissile qui absorbe les neutrons, et constitue des barres de commande. Si ces barres de commande sont introduites à fond entre les barres de combustibles, la réaction en chaîne s'arrête, en raison de l'insuffisance de neutrons pour l'entretenir. Le processus de fission dans le combustible d'un réacteur nucléaire se produit si lentement qu'un tiers environ seulement du combustible doit être remplacé chaque année.

Par ailleurs, une bombe nucléaire est conçue et fabriquée pour que la réaction en chaîne dans les nuclides fissiles contenus dans l'enveloppe de la bombe se déroule très rapidement. Le processus de fission complet est réalisé en une fraction de seconde, entraînant une libération soudaine d'une grande quantité d'énergie provenant du fractionnement d'un grand nombre de noyaux fissiles. Pour accélérer le processus de fission complet dans une bombe nucléaire, dans laquelle l'uranium 235 est utilisé, il est nécessaire de procéder à un enrichissement de plus de 90 %, par rapport à l'uranium 238 associé, et faire en sorte que le moins de neutrons possibles produits dans le fractionnement des noyaux fissiles s'échappent sans provoquer de nouvelles fissions. Le processus de fission d'un réacteur nucléaire et d'une bombe atomique possèdent des caractéristiques communes. Tout d'abord, la grande quantité d'énergie produite sur une longue période, dans un réacteur, et extrêmement rapide dans une bombe. Dans un réacteur destiné à la production d'électricité, la chaleur dégagée par la fission contrôlée dans les barres de combustible est utilisée pour convertir l'eau en vapeur et entraîner une turbine de production d'électricité.

Dans l'explosion d'une bombe nucléaire, l'énergie apparaît sous forme d'un bref éclair de lumière intense, de très hautes températures dans les matériaux environnants de souffle et d'ondes de choc. Ensuite on notera la formation d'une quantité de produits de fission radioactifs, dans des proportions sensiblement égales, dans le fonctionnement d'un réacteur et l'explosion d'une bombe nucléaire. Un réacteur est construit de façon à conserver les produits de fission dans les gaines métalliques de barres de combustible et dans la cuve en acier épais (récipient sous pression) dans lequel le coeur du réacteur est encastré. Dans l'explosion d'une bombe nucléaire, les produits de fission sont libérés à proximité. Si l'explosion se produit au sol ou dans l'atmosphère, les produits de fission radioactifs sont transportés et distribués dans l'environnement. Si l'explosion est souterraine, on s'efforce normalement de contenir les produits de fission dans le trou (puits) où la bombe a explosé. La troisième caractéristique commune aux réacteurs et à la bombe est la production de radionuclides par transmutations nucléaires, essentiellement par un bombardement neutronique des noyaux stables d'éléments, utilisés dans la construction du réacteur ou de la bombe, ainsi que dans le matériau proche. La conception et la fabrication d'un réacteur permettent de retenir la plupart de ces radionuclides. Toutefois, dans

l'explosion d'une bombe atomique, les radionuclides produits par transmutation nucléaire se transformeront, avec les produits de fission, en débris radioactifs.

Il convient de noter que la conception et la construction des réacteurs nucléaires excluent la possibilité d'une explosion de type bombe atomique dans le combustible fissile. Cependant, en fonctionnement normal, il peut se produire de petits dégagements, certes contrôlés, de gaz radioactifs dans l'atmosphère. Quelques accidents de ce type seulement sont à relever, où des radionuclides, en particulier des produits de fission, se sont échappés en petites quantités dans l'environnement. En général, de tels accidents sont dus à un défaut des composants, à une erreur humaine, ou aux deux, et entraînent une libération de radionuclides, que le réacteur est censé retenir, de par sa conception et construction.

Quant aux bombes nucléaires, il est bon de considérer celles où l'explosion résulte non seulement de la fission, mais également de la quantité d'énergie encore plus grande libérée lorsque les noyaux de nuclides légers, tels que l'hydrogène, le deutérium, et le tritium, se combinent pour fusionner. Ce processus nucléaire s'appelle fusion, et l'explosion, explosion thermonucléaire, puisque la fusion est provoquée en élevant les noyaux d'atomes légers à de très hautes températures, pour leur donner une énergie suffisante et leur permettre de fusionner. Dans une bombe thermonucléaire (parfois appelée bombe à hydrogène), la haute température nécessaire à la fusion est obtenue par l'explosion d'une bombe à fission nucléaire associée, en tant que déclencheur, pour l'explosion thermonucléaire. A la suite de l'explosion d'une bombe thermonucléaire apparaissent des produits de fission radioactifs (à partir de l'amorceur par fission), des radionuclides produits par transmutations nucléaires dans la matière environnante, ainsi que du tritium radioactif, en tant que résidu non fusionné ou comme produit du processus de fusion. Tous ces radionuclides seront transportés et distribués comme ceux produits par les bombes à fission nucléaire; la différence est que, pour une explosion thermonucléaire au sol ou dans l'atmosphère, leur transport et distribution dans l'environnement dépendront de la hauteur à laquelle ils sont entraînés au-dessus de la terre par l'explosion.

Le troisième groupe de radionuclides artificiels à considérer est celui produit par la combinaison du processus de transmutation nucléaire suivi de la désintégration radioactive. Un certain nombre de radionuclides artificiels entrent dans cette catégorie, les plus importants pour le présent rapport étant les isotopes de plutonium et de neptunium. Tous les isotopes de plutonium sont radioactifs, et artificiels. Un radioisotope de cet élément à prendre en considération dans la radioactivité environnementale, est le plutonium 239. Non seulement il se classe parmi les radionuclides artificiels, mais encore il est fissile en présence de n'importe quel neutron, et possède un potentiel élevé comme combustible des réacteurs nucléaires, et pour la construction des bombes nucléaires et thermonucléaires. Le plutonium 239 a une longue période radioactive,  $2,44 \times 10^4$  années. Un autre radioisotope de plutonium, le plutonium 241, est également fissile à toutes les énergies de neutrons, mais possède, en comparaison, une période radioactive courte, 14,4 années. Dans la désintégration radioactive, le plutonium 239 libère uniquement des rayonnements alpha, et ne constitue donc pas une source d'irradiation externe pour les êtres vivants. Sa nocivité est proportionnelle à son absorption par les cellules de ces derniers. Pour les personnes, le risque le plus important est représenté par la présence de plutonium 239 dans les poumons. Le plutonium 239 résulte généralement de la transmutation par les neutrons de l'uranium 238, en présence d'uranium 235, dans le combustible nucléaire d'un réacteur ou dans une bombe nucléaire ou thermonucléaire; il résulte également d'une série de phases successives de désintégrations radioactives du radionuclide produit par cette transmutation. L'uranium 238 est transmuté en un autre radionuclide d'uranium, l'uranium 239, dont la période est de 23,5 minutes, qui se désintègre en émettant des rayonnements bêta, pour former le neptunium 239. Cet élément est également radioactif et se désintègre avec une période de 2,35 jours, en émettant des rayonnements bêta, pour former le plutonium 239. On verra plus loin dans le chapitre que des procédés ont été mis au point, et utilisés actuellement, pour récupérer le plutonium 239 produit dans les barres de combustible retirées d'un réacteur nucléaire (combustible épuisé). Le plutonium 239 récupéré peut

alors être utilisé comme combustible dans des réacteurs nucléaires ou comme matière fissile dans les bombes nucléaires et thermonucléaires.

Les rayons X sont une source artificielle de rayonnement ionisant résultant d'interactions entre les atomes et les électrons rapides, accélérés dans certains types d'équipement électrique, et non de noyaux de radionuclides. Les rayons X sont utilisés très largement au cours des diagnostics médicaux et dentaires; à partir de là ils irradient les patients, ainsi que les spécialistes médicaux et les dentistes qui utilisent l'équipement, et le personnel technique qui les assiste. On verra au Chapitre 7 que, dans les pays à haute technologie du moins, les rayons X utilisés aux fins médicales et dentaires constituent la source artificielle par excellence de l'irradiation des personnes. Ces rayons trouvent également leur application dans l'industrie et la recherche scientifique, où ils sont source d'irradiation pour les intervenants.

En outre, les rayons X deviennent des sous-produits non désirés dans certains équipements électriques, où les électrons sont accélérés à de hautes vitesses. Certains types de récepteurs télévision couleur, qui peuvent émettre une très petite dose de rayonnement ionisant (voir Chapitre 7, Section 7.4.2), en sont un exemple.

### 3.11 DECHETS RADIOACTIFS

Le problème de la gestion des déchets existe depuis l'origine de l'homme. Les problèmes sont devenus plus complexes avec le temps au fur et à mesure de l'accroissement des populations et de leur concentration, et avec les progrès technologiques à l'origine d'une augmentation des quantités et de la nature variée des déchets, certains occasionnant de nouveaux risques potentiels pour la santé et le bien-être de l'homme et de son environnement. Bien que des progrès considérables aient été réalisés dans la gestion des déchets actuellement produits sur terre, il n'en demeure pas moins qu'un effort reste encore à fournir pour généraliser uniformément des normes rigoureuses de gestion de déchets dans le monde entier. En ce qui concerne les déchets radioactifs, l'Agence de l'énergie nucléaire de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE/AEN, 1982) a récemment mis l'accent sur les "nouveaux marchés de déchets, parmi lesquels les déchets radioactifs, qui avaient attiré plus spécialement l'attention de la communauté scientifique, des gouvernements et du public". Une réglementation étendue pour leur gestion a été établie au niveau local, régional et international, et les pays engagés dans la production d'énergie d'origine nucléaire ont des programmes pour mettre sur pied une technologie de gestion fiable des déchets produits. Les déchets radioactifs émanent de plusieurs opérations. Les sources les plus importantes sont la préparation du combustible pour les réacteurs nucléaires, le fonctionnement de ceux-ci, le combustible épuisé retiré, la fabrication et l'explosion des bombes nucléaires et thermonucléaires, et la préparation et l'utilisation de radionuclides à des fins médicales, industrielles et scientifiques. Malgré les caractéristiques différentes des déchets radioactifs, l'expérience déjà acquise dans la gestion d'autres déchets à risques potentiels apporte une contribution pour la gestion effective des déchets radioactifs. L'activité de ces déchets, et, par conséquent de leurs effets nocifs potentiels, décroît selon les périodes des radionuclides qu'ils contiennent.

Les déchets radioactifs peuvent se présenter sous forme solide, liquide ou gazeuse. On les regroupe, en général en deux catégories : les déchets de faible activité et les déchets de haute activité\*. Toutefois, aucune définition scientifique précise ne permet de faire une distinction entre ces deux catégories. La plupart des déchets provenant des procédés technologiques ci-dessus sont de faible activité, puisque l'activité totale, en becquerel, des radionuclides contenus dans ceux-ci est faible, ou que la concentration des radionuclides, en becquerels par kilogramme, ou en

\* Les déchets radioactifs sont parfois classés en trois groupes : faible, moyenne, et haute activité.

becquerels par litre, est faible. Pour les déchets radioactifs de faible activité, la quantité gérée en termes de poids ou de volume total est normalement élevée. Par ailleurs, les déchets radioactifs de haute activité, le plus souvent de faible volume, contiennent de hautes activités de radionuclides à haute concentration. Dans la classification des déchets radioactifs, aux fins d'entreprendre une action de gestion particulière, il est courant et approprié de considérer les radionuclides particuliers des déchets et leur période radioactive, ainsi que les activités et concentrations des radionuclides présents.

En ce qui concerne la gestion des déchets radioactifs, partant de la définition de l'Agence internationale de l'énergie atomique, une tentative de classification a été élaborée pour les déchets radioactifs de haute activité ne pouvant être déversés en mer (voir Chapitre 9, Section 9.1.1.1), sur les recommandations de la Convention sur la prévention de la pollution marine par le déversement des déchets et autres matières (Convention de Londres).

La gestion des déchets radioactifs exige de faire la distinction entre leur rejet et leur stockage. Dans le présent rapport, rejet signifie soit l'évacuation planifiée des déchets dans l'environnement, soit leur dépôt permanent dans un site donné sans intention de récupération. Ainsi, les gaz radioactifs de faible activité sont relâchés dans l'atmosphère suivant un programme d'évacuation planifiée; les déchets radioactifs liquides de faible activité sont évacués dans les rivières, les lacs, la mer et souvent, comme dans le cas des utilisations médicales et de recherche de radionuclides, dans le réseau d'égout local; les déchets radioactifs solides de faible activité sont enterrés ou déversés dans la mer. Diverses méthodes d'évacuation des déchets radioactifs de haute activité, sous forme solide, ont été étudiées. La recherche qui consiste à transformer les déchets de haute activité sous forme solide, constitue une caractéristique importante de ces méthodes d'évacuation. Les sites recherchés pour l'évacuation des déchets radioactifs solidifiés sont les formations rocheuses souterraines profondes (par exemple, les dépôts granitiques et salins) et sur ou sous le fond des océans profonds. Ces différentes méthodes de rejet des déchets radioactifs de faible ou forte activité, ont pour but de limiter à un niveau acceptable la quantité de radionuclides dans les déchets qui atteignent les êtres vivants et leur environnement. Par ailleurs, le stockage consiste à placer ou à conserver des déchets radioactifs dans un entrepôt d'où ils peuvent être recyclés à plus ou moins long terme. Le stockage peut se faire en surface ou en profondeur. Les déchets stockés peuvent prendre la forme solide, liquide ou gazeuse. Les déchets solides sont le plus souvent compactés pour réduire leur volume et enfermés dans un conteneur extérieur. Les liquides sont habituellement concentrés et stockés dans un grand réservoir ou en petits fûts. Les gaz sont comprimés et stockés dans des cylindres résistant à la pression. En prenant en considération les impacts environnementaux possibles de la gestion des déchets, les conditions requises pour tous les procédés d'évacuation et de stockage des déchets radioactifs tiennent compte des critères de sélection du site, des méthodes possibles de rejet et de dispersion des radionuclides par immersion, et des programmes de surveillance de l'environnement pour confirmer l'efficacité de la technique d'évacuation ou de stockage.

Dans la pratique courante, en général, le terme déchet radioactif de haute activité est presque exclusivement utilisé pour décrire la forte activité et concentration des différents radionuclides présents dans le combustible épuisé. Par suite, sauf indication contraire dans le présent rapport, le terme sera utilisé dans ce sens. Les barres de combustible épuisé, retirées des réacteurs nucléaires, contiennent des produits radioactifs de fission nucléaire, certains nuclides fissiles non utilisés (par exemple, l'uranium 235), et d'autres radionuclides, tels que le plutonium 239, produits dans le combustible par des réactions nucléaires. Lorsque le combustible épuisé est alors enlevé d'un réacteur, l'activité en becquerels des radionuclides dudit combustible est très haute, ce qui génère une grande quantité de chaleur par suite de l'absorption, dans les barres de combustible, des rayonnements ionisants émis par les radionuclides qu'ils contiennent.

Une fois l'opération réalisée, le combustible épuisé est stocké dans de grands réservoirs remplis d'eau (appelés piscine de désactivation) aux abords du réacteur. Ces piscines, normalement de six à huit mètres de profondeur, sont construites en béton (souvent à double paroi) et revêtues d'acier inoxydable. Pendant le stockage dans la piscine de désactivation, la chaleur générée dans le combustible épuisé est captée par l'eau, l'activité des radionuclides de celui-ci décroît rapidement par suite de la désintégration rapide des produits de fission radioactifs à période courte présents.

Après la période initiale de stockage du combustible épuisé aux abords du réacteur, trois options de gestion sont alors disponibles. La première consiste à prolonger le stockage à long terme dans des piscines de désactivation, près du réacteur, ou dans un centre national, spécialement conçu à cette fin, jusqu'à ce qu'une décision intervienne sur la gestion future du combustible épuisé. Cette option est à l'heure actuelle adoptée par nombre de pays dans lesquels les réacteurs nucléaires sont utilisés pour produire de l'électricité. Après un long stockage, deux alternatives existent pour la gestion future du combustible. D'une part, placé dans des conteneurs étanches, ce combustible pourrait être rejeté comme déchet radioactif. Cette solution n'a pas encore été mise en pratique dans les faits, mais les conditions technologiques de son évacuation sûre de cette manière, sont en cours d'étude dans de nombreux pays. L'autre approche consiste à utiliser des méthodes chimiques pour retraiter le combustible, en vue de restaurer la partie inutilisée des nuclides fissiles. Ceux-ci comprennent l'uranium 235, qui, pour les réacteurs nucléaires utilisant le combustible enrichi dans celui-ci aurait une concentration plus forte que l'uranium 235 dans l'uranium naturel, et le plutonium 239 produit dans le combustible par le processus décrit ci-dessus, tandis que le combustible était dans le réacteur. Les nuclides fissiles seraient réutilisés comme combustible des réacteurs nucléaires et, dans le cas du plutonium 239, pour la fabrication des bombes nucléaires et thermonucléaires. Le retraitement du combustible épuisé est réalisé actuellement dans quelques pays seulement, mais des unités sont en cours de construction ou à l'état de projet dans d'autres.

Le retraitement produit des déchets radioactifs, de faible activité; certains sont libérés dans l'atmosphère, et le reste est stocké ou évacué sous forme solide ou liquide. Toutefois, la plus grande partie de l'activité des radionuclides présents dans les déchets, résultant du retraitement du combustible nucléaire irradié, est constituée par des radioéléments de haute activité, qui contiennent des quantités significatives de radionuclides à période longue. Lorsqu'ils sont produits pour la première fois, ces déchets se présentent sous forme liquide. Il est courant de les stocker pendant un temps dans des réservoirs en acier inoxydable à double paroi. La chaleur produite dans les déchets par suite de la désintégration radioactive de leurs radionuclides est abaissée par l'eau de refroidissement circulant dans des serpentins en acier inoxydable, immergés dans les déchets liquides. Un tel stockage des déchets radioactifs liquides de haute activité, à partir du retraitement du combustible nucléaire irradié est aujourd'hui une technique sûre bien au point. Aucune fuite des réservoirs de stockage n'a été signalée depuis que ce procédé est utilisé. Ces résultats de haut niveau contrastent avec les fuites et les problèmes rencontrés au début, lorsque les déchets radioactifs liquides de haute activité provenant du retraitement du combustible irradié étaient stockés sous une forme chimique différente dans des réservoirs non construits en acier inoxydable.

En raison des périodes radioactives extrêmement longues des radionuclides contenus dans les déchets liquides de haute activité, le procédé de stockage énoncé n'est pas adapté à leur gestion à long terme. L'objectif final est leur évacuation. En France, en particulier, les déchets radioactifs liquides de haute activité sont couramment convertis sous forme solide, en les vitrifiant. D'autres formes solides dans lesquelles ces déchets peuvent être incorporés sont actuellement à l'étude, pour améliorer encore les caractéristiques, par rapport au verre, et permettre la rétention de ces déchets radioactifs à long terme.

Plusieurs méthodes d'évacuation des déchets radioactifs de haute activité solidifiés sont actuellement analysées. Elles comprennent l'évacuation en profondeur, dans des formations géologiques, dans des dépôts salins, et sur ou sous le fond des océans profonds. L'objectif de l'ensemble de ces propositions d'évacuation est d'isoler les radionuclides contenus dans les déchets des êtres vivants et de leur environnement, en particulier, en évitant leur transfert à partir de leur forme solidifiée à la matière nutritive par circulation d'eau. A ce jour, aucune évacuation de déchets radioactifs solidifiés de haute activité, à partir du retraitement du combustible nucléaire irradié, n'a été exécutée. Les blocs de verre dans lesquels ces déchets ont été incorporés sont, à l'heure actuelle, stockés dans des centres spécialisés des pays où ils sont produits. La chaleur émise dans les blocs est absorbée par des techniques de refroidissement, telles que la circulation par air forcé ou l'eau.

### 3.12 CARACTERISTIQUES DES RADIONUCLIDES

Pour une meilleure compréhension du lecteur, le Tableau 3-1 résume les caractéristiques de la plupart des radionuclides présentés dans les chapitres précédents. Les radionuclides présentés sont essentiellement ceux retenus par l'UNSCEAR (1982), comme contribuant fortement à l'irradiation de l'environnement. Comme cela a été souligné, un grand nombre de radionuclides sont utilisés pour les applications médicales, industrielles et scientifiques. Des exemples de ceux-ci seront donnés au Chapitre 7, dans lequel on étudiera ce type d'application.

TABLEAU 3-1

CARACTERISTIQUES DES RADIONUCLIDES LES PLUS IMPORTANTS DANS L'ENVIRONNEMENT

Radionuclide	Abréviation	Période radioactive (1)	Type de rayonnements ionisants émis	Source principale (origine) des radionuclides de l'environnement (2)
Hydrogène 3 (Tritium)	H-3	12.3 a	Bêta	Naturelle (C) Artificielle (NT)
Béryllium 7	Be-7	53.6 j	Bêta	Naturelle (C)
Carbone 14	C-14	5730 a	Bêta	Naturelle (C) Artificielle (NT)
Sodium 22	Na-22	2.62 a	Bêta + gamma	Naturelle (C)
Manganèse 54	Mn-54	312.7 j	Gamma	Artificielle (NT)
Fer 55	Fe-55	2.7 a	Gamma	Artificielle (NT)
Potassium 40	K-40	1.28x10 <sup>9</sup> a	Bêta + gamma	Naturelle (P)
Krypton 85	Kr-85	10.72 a	Bêta	Artificielle (FP)
Rubidium 87	Rb-87	4.9x10 <sup>10</sup> a	Bêta	Naturelle (P)
Strontium 89	Sr-89	50.5 j	Bêta	Artificielle (FP)
Strontium 90	Sr-90	28.6 a	Bêta	Artificielle (FP)
Zirconium 95	Zr-95	63.9 j	Bêta + gamma	Artificielle (FP)
Ruthenium 103	Ru-103	39.4 j	Bêta + gamma	Artificielle (FP)
Ruthenium 106	Ru-106	368 j	Bêta	Artificielle (FP)
Iode 129	I-129	1.57x10 <sup>7</sup> a	Bêta + gamma	Artificielle (FP)
Iode 131	I-131	8.04 j	Bêta + gamma	Artificielle (FP)
Caesium 137	Cs-137	30.2 a	Bêta + gamma	Artificielle (FP)
Barium 140	Ba-140	12.8 j	Bêta	Artificielle (FP)
Cerium 141	Ce-141	32.5 j	Bêta + gamma	Artificielle (FP)
Cerium 144	Ce-144	284 j	Bêta + gamma	Artificielle (FP)
Uranium 235 (chaîne de désintégration de 12 nuclides principaux)	U-235	7.1x10 <sup>8</sup> a	Alpha + gamma	Naturelle (P)
Thorium 232 (chaîne de désintégration de 12 nuclides principaux)	Th-232	1.41x10 <sup>10</sup> a	Alpha + gamma	Naturelle (P)
Radon 220	Rn-220	55 s	Alpha + gamma	Naturelle (descendant radioactif de la famille du Th-232)
Uranium 238 (chaîne de désintégration de 15 nuclides principaux)	U-238	4.47x10 <sup>9</sup> a	Alpha + gamma	Naturelle (P)

Tableau 3-1 (suite)

Radionuclide	Abréviation	Période radioactive (1)	Type de rayonnements ionisants émis	Source principale (origine) des radionuclides de l'environnement (2)
Thorium 230	Th-230	$8 \times 10^4$ a	Alpha	Produits Naturels (Famille U-238)
Radium 226	Ra-226	1600 a	Alpha + gamma	
Radon 222	Rn-222	3.82 j	Alpha + gamma	
Plomb 210	Pb-210	22.3 a	Bêta + gamma	
Polonium 210	Po-210	138.4 j	Alpha	
Neptunium 237	Np-237	$2.1 \times 10^6$ a	Alpha	Artificiels (NT suivi de décroissance)
Plutonium 238	Pu-238	88 a	Alpha	
Plutonium 239	Pu-239	$2.44 \times 10^4$ a	Alpha	
Plutonium 240	Pu-240	6537 a	Alpha	
Plutonium 241	Pu-241	14.4 a	Bêta	
Americium 241	Am-241	433 a	Alpha	

(1) Périodes exprimées en a (années), j (jours) et s (secondes).

(2) Abréviations des origines des radionuclides:

C (cosmogéniques), NT (transmutation nucléaire), P (primordiaux), FP (produit de fission).  
Ainsi, "Natural (C)" signifie que le radionuclide est naturel et cosmogénique.

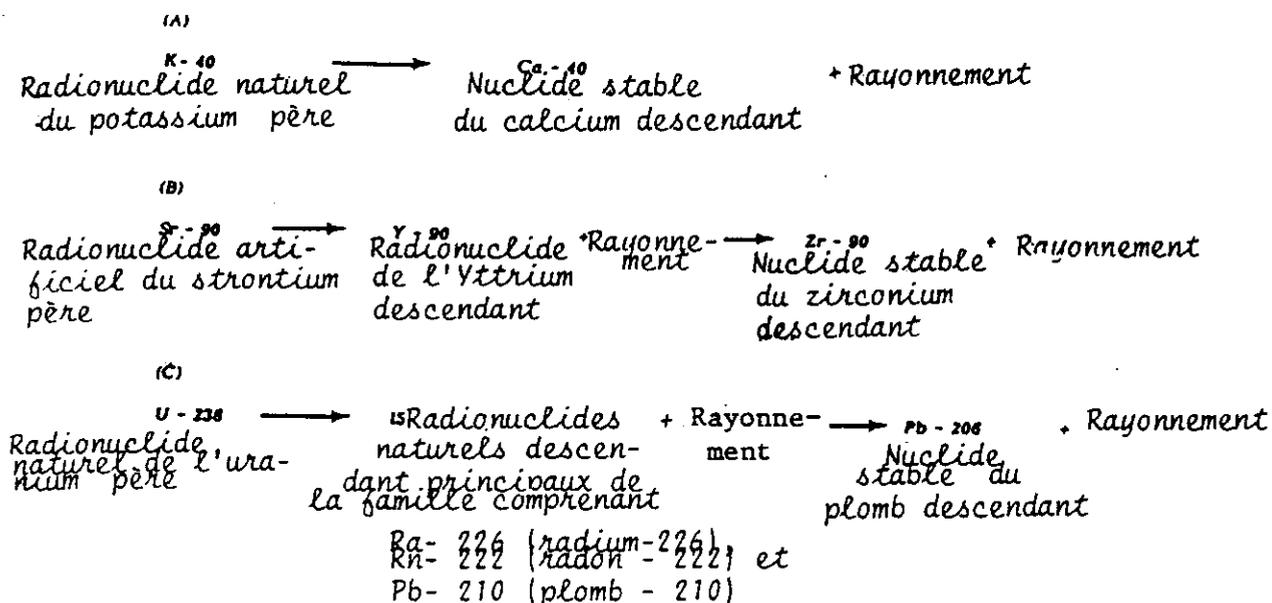


Figure 3-1. Exemples de processus de désintégration radioactive

- (A) - Désintégration à une étape
- (B) - Chaîne de désintégration à deux étapes
- (C) - Chaîne de désintégration longue à plusieurs étapes

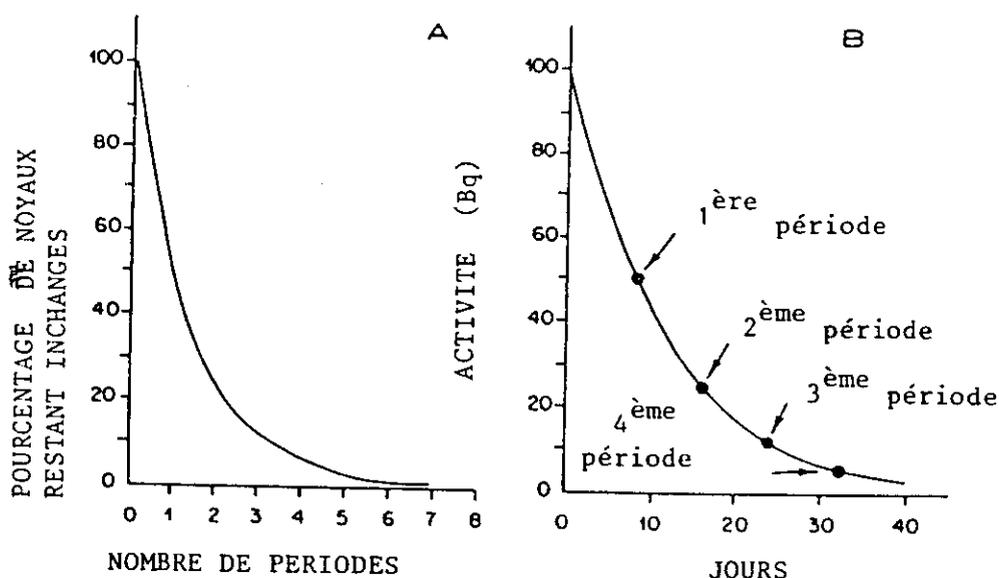


Figure 3-2. (A) Pourcentage de noyaux radioactifs restant après désintégration du radionuclide

(B) Changement d'activité dans le temps pour l'iode 131, période 8 jours

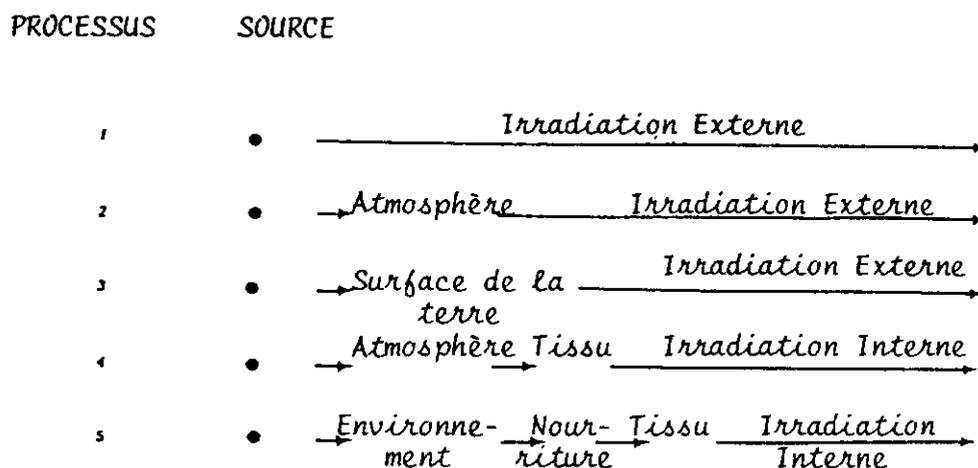


Figure 3-3. Processus d'irradiation externe et interne

### 3.13 BIBLIOGRAPHIE

Commission internationale de protection radiologique. Recommandations de la CIPR. Publication 26. Annales de la CIPRI : No. 3 (1977).

Organisation de coopération et de développement économique/Agence de l'énergie nucléaire (OCDE/AEN) 1982. Evacuation des déchets radioactifs - Principes généraux. Paris.

Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR), 1982. Rayonnements ionisants : Sources et effets biologiques, Rapports présenté à l'Assemblée générale, avec Annexes, 773 pages.

## CHAPITRE 4

### EFFETS NOCIFS POSSIBLES DE L'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS IONISANTS

#### 4.1 INTRODUCTION

Les rayons X ont été découverts en 1895, et la propriété maintenant connue sous le nom de radioactivité a été identifiée dans l'uranium en 1896. Dans les années qui ont suivi, d'autres radionuclides naturels de la série de l'uranium 238, tels que le radium 226 et le polonium 210, ont été isolés. Les rayons X constituent un type de rayonnement ionisant produit dans certains équipements électriques, et les radionuclides émettent continuellement des rayonnements ionisants au cours de leur désintégration radioactive. Les différentes sources de rayonnements ionisants ont rapidement trouvé une application, en particulier, dans les domaines médical et de la recherche scientifique. En raison de l'ignorance des effets potentiels de l'irradiation, les personnes soumises au rayonnement, au début, ont subi des lésions. On a signalé (UNSCEAR, 1982) que 336 de ces travailleurs, au moins, moururent, pour la plupart, par suite de cancer de la peau, et pour le reste, d'affections sanguines produites par l'irradiation.

A la suite de ces lésions et décès, l'attention des scientifiques se porta sur les moyens à mettre en oeuvre pour protéger avec efficacité les personnes travaillant dans les zones irradiées. En 1928, le Congrès international de radiologie a constitué la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Au début, la Commission a étudié les effets nocifs potentiels des rayonnements ionisants, et la manière de les réduire, dans les applications médicales. Les premières réglementations sur la protection contre l'irradiation élaborées par la Commission s'appliquaient également, toutefois, aux sources de rayonnements ionisants utilisés dans la recherche scientifique et l'industrie. Ce premier travail de la CIPR a permis de réduire l'apparition des effets nocifs de l'irradiation sur les personnes.

Dix ans environ après la formation de la CIPR, la recherche scientifique a beaucoup progressé dans de nombreux pays, vers une meilleure approche de la manière dont les rayonnements ionisants occasionnent des effets nocifs aux êtres vivants, ainsi que des niveaux d'irradiation à tolérer sans apparition de ces effets. L'ère de l'énergie atomique, commencée au début des années 40, vit une expansion rapide de la recherche scientifique, dans plusieurs pays, dans laquelle on a pris conscience des effets nocifs potentiels des rayonnements ionisants sur les êtres vivants, et de la relation existant entre les niveaux d'irradiation reçus et ces effets nocifs. Cette recherche se poursuit de nos jours. Dans les 40 dernières années, en particulier, aucun agent d'environnement potentiellement nocif n'a été autant étudié, ou n'a vu autant d'efforts de recherche scientifique et d'investissement, que les rayonnements ionisants.

26. La CIPR a élargi l'intérêt qu'elle portait à la protection contre les rayonnements ionisants pour répertorier le plus grand nombre de circonstances responsables de l'irradiation de l'homme. L'évaluation par la CIPR des effets possibles de nocivité des rayonnements ionisants et des recommandations, ainsi que des lignes de conduite, sur l'utilisation mesurée des différentes sources de rayonnements ionisants, ont reçu l'approbation presque unanime tant de la part de la communauté scientifique, que des autorités nationales compétentes, de la plupart des pays, et des agences internationales concernées telles que l'Organisation mondiale de la santé, l'Organisation internationale du travail, l'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture, l'Agence internationale de l'énergie atomique, et l'Agence de l'énergie nucléaire de l'Organisation de développement et de coopération économique. La CIPR est un organisme non gouvernemental d'experts de différentes disciplines scientifiques, dont les membres sont choisis pour équilibrer les différentes compétences plutôt que de satisfaire les intérêts nationaux. Dans sa tâche, la CIPR est assistée d'un certain nombre de commissions spéciales, dont les membres sont

182.

ENT  
ORGANE

26.

182.

182.

sélectionnés comme pour la Commission. De temps à autre, celle-ci publie des recommandations et des directives relatives aux principes de base utilisés pour réduire les effets nocifs potentiels de l'irradiation. Les autorités nationales et agences internationales s'inspirent de ces recommandations et directives pour préparer les réglementations et codes nationaux et internationaux pour l'utilisation des sources de rayonnements ionisants en toute sécurité. Dans la Publication 26 de la CIPR, la Commission analyse les bases sur lesquelles reposent ses recommandations actuelles, et insiste sur le fait que les décisions concernant la plupart des activités humaines impliquent un équilibre entre les coûts et les profits. Les coûts à prendre en compte ne sont pas seulement mesurés en termes financiers, mais également peuvent inclure des coûts sociaux, par exemple, relatifs à la santé et au bien être des personnes et à la protection de l'environnement. De plus, les profits peuvent ne pas apparaître clairement aux personnes supportant la plupart ou la totalité des coûts sociaux. C'est pour cette raison, entre autres, que dans ses recommandations de la Publication 26, la Commission fixe les limites de la dose de rayonnement qui peut être utilisée, là où les effets bénéfiques et nocifs de l'exposition aux rayonnements ionisants peuvent ne pas être reçus par la même personne. Les recommandations de la CIPR sont les suivantes :

- (1) toute utilisation de rayonnements doit être poursuivie, uniquement si elle produit des effets bénéfiques;
- (2) toute irradiation doit être maintenue dans des limites raisonnables, en tenant compte des facteurs économiques et sociaux; et
- (3) les doses de rayonnements reçues par les personnes ne doivent pas dépasser les limites recommandées par la Commission.

Dans ses instructions, la CIPR note que certaines utilisations de sources de rayonnements ionisants peuvent occasionner une irradiation dans les années à venir, et insiste sur la nécessité de veiller à ce que celles-ci ne provoquent pas l'exposition inutile du public.

La philosophie de la CIPR, et de la plupart des organismes nationaux et internationaux, qui émettent des réglementations et des codes d'application sur l'utilisation sûre de sources de rayonnements ionisants, consiste à examiner les effets nocifs potentiels, en s'appuyant sur les contributions possibles offertes par ces rayonnements à la santé et au bien-être des personnes, et au développement économique des pays. Ces contributions sont nombreuses et considérées comme devant s'accroître dans les pays développés. Un plus grand nombre d'entre eux utilisent des réacteurs nucléaires pour la production d'une partie de leur énergie électrique. Bien que la majorité des pays en voie de développement n'aient pas encore tiré totalement parti des avantages de la plupart des applications des sources de rayonnements ionisants, leur utilisation dans le domaine médical tend à s'accroître (voir Chapitre 7). Un certain nombre de ces pays ont lancé des programmes de recherche et de développement qui laissent à penser que des bénéfices dans la recherche industrielle, et le domaine commercial sont à attendre.

Face à l'extension des applications pacifiques des radiations nucléaires et des rayons X dans les pays de la région, le Groupe technique voit la nécessité, pour chacun d'eux, de considérer la mise en application sur le contrôle des radiations. Une législation similaire a été adoptée par les pays développés, et certains pays en voie de développement, afin d'établir des normes propres de protection pour les travailleurs et le public, ainsi que des niveaux acceptables de doses administrées aux personnes et à l'environnement. Les conditions détaillées de cette législation pourraient s'appuyer sur les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique, les codes d'application d'autres autorités internationales compétentes, comme l'Organisation mondiale de la santé et l'Agence internationale de l'énergie atomique, ainsi que sur l'expérience acquise dans ce domaine par d'autres pays.

Pour aboutir à ses recommandations et directives, la CIPR s'en est référée à un grand nombre de rapports publiés sur les effets nocifs potentiels des rayonnements ionisants, et sur la

manière de les réduire. Ces rapports sont des publications de scientifiques de pays différents et de plusieurs organismes nationaux et internationaux. Au cours de ces 30 dernières années, le Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR) s'est révélé être l'organisation internationale la plus influente. L'UNSCEAR a préparé huit rapports complets pour l'Assemblée générale : en 1958, 1962, 1964, 1966, 1969, 1972 et 1982. Les rapports du Comité sont très appréciés dans le monde. Ensemble, les publications de la CIPR et les rapports de l'UNSCEAR fournissent les informations de base indispensables au présent chapitre.

#### 4.2 EFFETS NOCIFS DES RAYONNEMENTS IONISANTS SUR LES ETRES HUMAINS

Les effets nocifs produits sur les êtres vivants par l'exposition aux rayonnements ionisants peuvent être classés en effets pouvant se produire au cours de la vie propre des individus, appelés somatiques, et en effets pouvant survenir dans la descendance des individus irradiés, appelés héréditaires, ou génétiques. Les effets somatiques peuvent se manifester immédiatement après l'irradiation (effets immédiats), ou après un certain temps (effets tardifs).

Les effets nocifs des rayonnements ionisants résultent de l'absorption d'énergie, par les cellules vivantes, après que ces dernières aient arrêté totalement ou en partie les rayonnements ionisants qui les traversaient (dose de rayonnement). Il a été montré que la gravité des effets somatiques dépend de l'importance de la dose de rayonnement reçue. Un seuil ou dose minimale détermine ces effets. Ce sont les effets non-stochastiques. Les seuils de dose produisent des effets différents, et varient en fonction des espèces vivantes.

Pour les autres effets, en particulier les effets somatiques tardifs, les probabilités de survenue plutôt que leur gravité dépendent de la dose de rayonnement. Ils sont appelés effets stochastiques. Pour ces derniers il n'a pas été possible de dire s'il existe ou non un seuil de rayonnement. Cependant comme il ne faut pas sous-estimer les probabilités de survenue de tels effets, la pratique actuelle suppose qu'il n'existe pas de seuil. Pour la préparation de ce rapport, le Groupe technique posera comme hypothèse qu'il n'existe pas de seuil, dans l'étude des effets nocifs potentiels des rayonnements ionisants.

Notre connaissance des probabilités de survenue des effets stochastiques, (leucémie, cancer du sein, etc.) s'est appuyée sur l'irradiation des êtres vivants (autres que les humains) et sur des études complémentaires à long terme de personnes irradiées, ce qui implique, dans les deux cas, des doses fortes plutôt que faibles.

Les probabilités de survenue à la suite de doses faibles des effets observés après des doses d'irradiation forte, sont calculées en supposant que les probabilités d'apparition de l'effet sont directement liées au niveau de la dose d'irradiation, et jusqu'au niveau inférieur.

Dans les études précédentes réalisées sur les humains, la dose de rayonnement a été reçue sur une courte période, à savoir, à un fort taux. Il a été montré que la gravité ou les probabilités d'apparition de la plupart des effets sont moindres lorsque ces mêmes doses de rayonnement totales sont absorbées sur une longue période de temps.

Lorsque les résultats des études réalisées sur les taux à forte dose sont extrapolés à ce que pourraient donner les taux à faible dose, il en résulte une surestimation.

Devant la nocivité des effets de l'exposition des êtres vivants aux rayonnements ionisants, il est important de se souvenir que :

- (1) tout être vivant évolue et se développe en étant exposé à de faibles doses de rayonnements, reçus à doses faibles, dues aux radiations naturelles de l'environnement, et certains

vivent dans des environnements où la dose de radiation est considérablement supérieure à la moyenne mondiale;

- (2) les individus appartenant à la même espèce, et soumis à des doses de rayonnement identiques ne subissent pas tous un effet nocif particulier;
- (3) pour calculer la gravité et les probabilités d'effets particuliers sur des personnes soumises à une irradiation, il est souvent nécessaire de tabler sur les informations obtenues sur une population appartenant à une espèce inférieure irradiée, d'où les incertitudes d'évaluation;
- (4) alors que les doses limites pour produire des effets non stochastiques sont bien connues du moins pour les taux de doses élevés, les seuils pour les effets stochastiques n'ont pas pu être déterminés, et l'hypothèse qu'ils existent, risque d'entraîner une sous-estimation, quant aux probabilités d'apparition des effets à faible dose;
- (5) des effets identiques à ceux enregistrés sur les êtres vivants irradiés, se produisent naturellement sans en connaître les raisons, émanant d'autres agents physiques et chimiques; et
- (6) à l'exception de la recherche en laboratoire contrôlé, il est impossible d'affirmer qu'un effet particulier est apparu chez un être vivant, par suite d'une irradiation, ou s'il s'est produit naturellement ou a été provoqué par un autre agent physique ou chimique nocif. Pour ce dernier point, l'UNSCEAR (1982) remarque, par exemple, que des effets héréditaires affectant à des niveaux différents la santé et le bien-être des enfants nés vivants sont produits par des causes naturelles, dans environ 10 % des cas.

L'hypothèse d'un vieillissement prématuré, ou d'un raccourcissement de la durée de vie a été émise à propos des rayonnements ionisants. L'UNSCEAR (1982) après s'être penché sur cette suggestion a conclu que : "Bien que le raccourcissement de la durée de vie soit une conséquence directe de l'irradiation, les expériences en laboratoire sur des animaux indiquent que cet effet doit être essentiellement attribué, lorsque les doses et niveaux de doses sont faibles ou intermédiaires, à l'induction de maladies néoplastiques spécifiques (cancers)". Ce qui signifie qu'aucun effet global d'irradiation ne peut être observé sur les êtres vivants, à faible dose, et n'implique donc pas une réduction de leur durée de vie. Il avait été formulé également l'hypothèse suivant laquelle l'exposition aux rayonnements ionisants et à d'autres agents potentiellement nocifs pour les êtres vivants, pouvaient, une fois combinés, provoquer une augmentation des effets nocifs dus à l'irradiation. L'UNSCEAR (1982) a noté qu'à l'exception du cas de la fumée de tabac, qui augmente le taux de l'effet d'irradiation, en produisant des cancers du poumon chez les personnes, dans des conditions déterminées, il a été impossible d'établir pour lesdites personnes une interaction évidente entre les rayonnements ionisants et d'autres agents nocifs potentiels, à l'origine d'un changement substantiel de l'estimation des probabilités d'effets nocifs d'exposition à l'irradiation dans des couches significatives de la population.

Quant aux effets somatiques, il est indispensable d'établir une différence entre ceux qui affectent le fonctionnement d'un organe ou d'un tissu, et ceux qui provoquent seulement des modifications mineures dans la structure des cellules, et de ce fait, peuvent ne pas être nocifs. Les effets stochastiques possibles de rayonnements ionisants développent principalement des cancers, après plusieurs années, dans la plupart des organes et des tissus, et des anomalies héréditaires à la première génération et les générations suivantes chez les êtres vivants.

Quant aux possibilités de production de tels effets nocifs, les doses de rayonnement déterminées pour les calculs de probabilité de leur survenue sont liées pour les cancers, les doses aux organes ou tissus concernés, et pour les anomalies héréditaires, doses aux gonades

(testicules et ovaires) des futurs parents. Dans la mesure où il n'existe pas de seuil de dose pour ces effets, il s'ensuit que les probabilités de survenue pour les êtres vivants existent en raison de l'inévitable exposition aux radiations naturelles de l'environnement. Ce qui veut dire que les probabilités seront plus élevées pour les êtres vivants exposés à des niveaux de radiations naturelles plus élevées que pour la moyenne mondiale.

#### 4.3 APPARITION POSSIBLE D'EFFETS NOCIFS SUR LES PERSONNES SOUMISES AUX RAYONNEMENTS IONISANTS

Les effets nocifs possibles sur les personnes exposées aux rayonnements ionisants peuvent être considérés sous deux angles. Il existe des effets dont la gravité dépend du niveau des doses de rayonnement sur des organes particuliers ou des tissus, chaque effet ayant un seuil de dose en-dessous duquel il ne se passe rien. Ces effets, généralement, sont appelés effets non stochastiques. Il existe aussi des effets pour lesquels les probabilités d'apparition dépendent du niveau de dose de rayonnement pour un organe déterminé ou un tissu, et pour lequel il n'a pu être évalué de seuil de dose d'apparition, expérimentalement. Ce sont les effets stochastiques.

##### 4.3.1 Effets non stochastiques

Les effets non stochastiques de l'irradiation peuvent se produire dans de nombreux organes et tissus si les doses ont atteint le seuil critique de déclenchement des effets dans les organes et tissus donnés. Parmi les exemples d'effets nocifs non stochastiques connus, à la suite d'une irradiation, on peut citer : l'opacité du cristallin de l'oeil (cataracte), les effets non cancéreux dans les organes, tels que la thyroïde, la production d'une stérilité temporaire ou permanente, par suite d'une irradiation des testicules de l'homme ou des ovaires de la femme; et les changements survenus dans la structure de développement d'un embryon exposé aux rayonnements ionisants, au tout début d'une grossesse. Une dose d'irradiation acceptable pour ces types d'effets nocifs devrait se situer en dessous du seuil qui affecte les adultes. Ces doses seront données en sievert (voir Chapitre 3 et le Glossaire).

En plus des effets non-stochastiques qui, pour les individus, ont un seuil de dose modéré pour les différents organes et tissus, il a été relevé des effets connus pour survenir chez les personnes, à la suite de doses de radiation élevées reçues dans un court laps de temps sur le corps entier ou une grande surface de celui-ci. Les symptômes de ces effets sont souvent décrits comme mal des rayons en raison des nausées, vomissements, diarrhées et perte d'appétit (symptômes gastro-intestinaux) qui peuvent se manifester dans un bref délai (quelques heures ou quelques jours) après une exposition à des doses de rayonnements suffisamment élevées sur la totalité du corps ou une grande partie de celui-ci. La gravité de ces symptômes, et la vitesse à laquelle ils apparaissent, dépendent du niveau de la dose d'irradiation.

A la suite d'une très forte irradiation brève du corps entier, ou d'une grande partie de celui-ci, la mort peut survenir en quelques heures ou jours chez les personnes dont le système nerveux central (cerveau et moëlle épinière) est atteint. Lorsque les doses d'irradiation ne sont pas assez élevées pour entraîner une mort presque immédiate, les symptômes gastro-intestinaux et les complications associées peuvent causer la mort de l'individu en une ou deux semaines. Chez les personnes irradiées à ce niveau de dose, et à des doses inférieures, qui survivent aux effets de ces symptômes pendant une semaine ou deux, d'autres effets apparaissent, en particulier dans les cellules sanguines et les organes et tissus du système 3 à 6 semaines, ou plus après l'irradiation. A des doses faibles, toutes les personnes exposées survivront aux premiers effets produits par les doses absorbées. Toutefois, les risques de décès sont accrus, après quelques années, en raison de cancers de différents organes et tissus; ils peuvent voir se développer certains effets non stochastiques si les doses limites sont dépassées. Les niveaux des doses d'irradiation en sieverts, qui entraînent le mal des rayons à ses différents niveaux de gravité chez les personnes, sont assez bien connus à la suite d'études réalisées sur des individus exposés

aux rayonnements, de l'explosion de bombes atomiques (sur deux villes japonaises en 1945, et un essai dans l'atoll Bikini en 1954), de personnes accidentellement exposées à ces doses dans leur travail, et de patients traités aux rayonnements ionisants pour différentes maladies. En considérant l'apparition possible du mal des rayons à ses différents niveaux de gravité, il convient de se rappeler que les fortes doses de rayonnement doivent être reçues dans une brève période. Si les mêmes niveaux de doses sont administrés sur une longue période de temps, soit continuellement à de faibles taux de doses, ou par suite d'expositions séparées, les symptômes de mal des rayons auraient peu de chance de se produire.

#### 4.3.2 Effets stochastiques

En ce qui concerne les effets stochastiques pour lesquels aucune dose limite n'est supposée exister, plus les doses de rayonnement sont fortes, plus les probabilités d'apparition d'effets nocifs sont grandes et, à l'inverse, plus les doses sont faibles moins les probabilités existent. Pour ces derniers effets, on admet généralement pour la protection contre les radiations que les probabilités d'apparition des effets nocifs sont proportionnels au niveau des doses administrées aux organes et tissus particuliers jusqu'à une dose nulle. Dans ce cas les effets induits sont des cancers chez les personnes exposées aux rayonnements ionisants et des effets génétiques chez leurs descendants immédiats et les générations successives.

Les connaissances scientifiques actuelles permettent de calculer des facteurs de risque pour ces effets stochastiques. Ces facteurs donnent la probabilité de l'apparition d'un effet nocif particulier par unité de dose de rayonnement, par exemple, une probabilité sur 100 par sievert de dose de rayonnement reçue par l'organe ou le tissu concerné. La probabilité de survenue d'un effet chez une personne irradiée de manière particulière, peut être obtenue en multipliant le facteur de risque approprié par la dose de rayonnement effective absorbée par l'organe ou le tissu. Par exemple, si une personne a reçu une dose d'un millième de sievert sur un organe, pour lequel le facteur de risque de cancer provoqué par irradiation était de 1/100 par sievert, la probabilité de développement de ce symptôme, à la suite de l'irradiation, serait de 1 pour 100 000.

Si l'on tient compte de la manière dont les facteurs de risque, actuellement utilisés pour l'irradiation des personnes, ont été définis, on peut arriver à une surestimation des probabilités d'apparition d'effets nocifs chez les individus, lorsque les doses de rayonnement sont faibles, et reçues à de faibles taux. Ce sera le cas dans la plupart des expositions aux rayonnements ionisants environnementaux. Ainsi, l'utilisation des facteurs de risque donne un niveau supérieur de probabilité d'apparition d'effets stochastiques nocifs particuliers chez l'homme.

Les facteurs de risque mentionnés ci-dessus n'impliquent pas qu'un individu exposé aux rayonnements ionisants, après une dose connue d'irradiation environnementale, développera un cancer ou sera le parent d'un enfant atteint d'un défaut héréditaire. Ils fourniront seulement la probabilité d'apparition de l'effet. Les facteurs de risque de ce type peuvent également être utilisés pour évaluer le nombre total d'effets stochastiques nocifs susceptibles d'apparaître dans un groupe important de personnes qui a reçu, ou recevra, un niveau de dose d'irradiation particulier, sur une période de temps donnée. L'estimation de ce nombre total dans ce groupe peut être obtenue à l'aide d'un facteur de risque particulier et de la dose de rayonnement total déjà reçue ou à recevoir par toutes les personnes du groupe (dose collective du rayonnement du groupe).

L'utilisation de ces facteurs de risque doit souvent tenir compte de considérations supplémentaires. Tout d'abord, si une dose limite existait pour l'un ou l'autre des effets stochastiques, aucun effet nocif n'apparaîtrait tant que celle-ci n'est pas dépassée. Ensuite, il faut tenir compte du délai d'apparition de la plupart des effets stochastiques nocifs mesuré en années. La probabilité pour une personne exposée aux rayonnements ionisants de manifester un effet nocif dans un organe ou tissu particulier dépendra non seulement du niveau de la dose d'irradiation et du facteur de risque correspondant, mais également de la longévité naturelle de la personne. Ainsi pour une dose de rayonnement donnée, administrée à un organe ou un tissu, le

cancer, par exemple, est moins susceptible d'apparaître chez les personnes exposées au terme de leur vie, que chez celles exposées à la même dose, à un âge plus jeune. Une troisième considération consiste en ce que les facteurs de risque actuellement utilisés ont été obtenus, dans la plupart des cas, par le biais d'informations sur des personnes ou êtres vivants exposés à de fortes doses de rayonnement, reçues en un temps bref, à savoir, à de forts taux de dose. Lorsque des faibles doses de rayonnements sont reçues par les personnes à de faibles débits (comme cela peut être le cas de la plupart des expositions d'individus aux rayonnements ionisants, dans leur environnement de vie normal), les facteurs de risque peuvent considérablement surestimer les probabilités d'effets nocifs. En outre, si les facteurs de risque ont été calculés sur la base d'effets observés seulement chez les êtres vivants autres que les personnes, leur exactitude est incertaine. Comme dernière réflexion, nous nous rappellerons que si les effets stochastiques nocifs sont produits par l'irradiation sans dose seuil, les facteurs de risque s'appliqueront aux doses de rayonnement reçues par toutes les personnes à partir de radiations naturelles. Cette exposition pourra occasionner des cancers et des anomalies héréditaires. Si dans un lieu donné, ou pour des raisons particulières, des personnes sont exposées à des doses de rayonnements naturels supérieures à la moyenne mondiale, l'apparition d'effets stochastiques nocifs sera plus probable, du fait de doses plus fortes.

La Commission internationale de protection radiologique, le Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques, certaines autorités nationales, et des scientifiques, ont calculé les facteurs de risque des effets stochastiques nocifs, par suite de l'exposition aux rayonnements ionisants. Il est courant de considérer ces facteurs comme la probabilité de survenue de décès à long terme, provoqué par des cancers émanant de doses de rayonnement administrées à des organes ou tissus particuliers de personnes; ils représentent également la probabilité d'apparition d'effets génétiques importants chez les descendants nés-vivants de parents irradiés.

#### 4.3.3 Doses Limites

La CIPR (1977) recommande deux catégories de doses limites pour la protection des personnes contre les effets nocifs possibles de l'exposition à différentes sources de rayonnements ionisants. La première concerne les travailleurs irradiés pendant leur travail; la seconde, le public. C'est cette dernière catégorie que nous allons traiter ici.

Les doses limites recommandées pour le public par la CIPR se basent sur (1) l'étude des connaissances actuelles par la Commission sur les effets nocifs possibles pour les personnes irradiées, comme il en a été discuté dans le présent chapitre et (2) l'appréciation que les personnes sont exposées, dans leur vie quotidienne, à de possibles effets nocifs pour leur santé et bien-être provenant de diverses causes, et que l'irradiation est un autre risque que les personnes pourraient accepter, dans la mesure où la probabilité d'effets nocifs émanant de l'exposition sont du même ordre que certains risques encourus quotidiennement sans trouble apparent. La CIPR (1977) a mis en lumière que : "les risques d'irradiation ne constituent qu'une fraction minime de la totalité des risques environnementaux auxquels le public est exposé". Les doses limites annuelles conseillées par la CIPR, pour le public, sont (1) celles qui, si elles sont reçues la vie durant, sont assez faibles pour faire en sorte que les effets non stochastiques nocifs (qui nécessitent le dépassement d'une dose seuil pour apparaître) ne se produisent pas, et (2) celles qui, si elles sont reçues la vie durant, sont assez faibles pour faire en sorte que les probabilités de survenue d'effets stochastiques nocifs (pour lesquels ces probabilités sont liées au niveau de dose de rayonnement et à l'hypothèse d'absence de dose seuil) ne sont pas supérieures à celles d'apparition d'effets similaires provenant d'autres causes, et acceptés dans la vie normale.

Pour les effets de rayonnements non stochastiques sur le public, la CIPR recommande une dose limite de 50 millisieverts par an. Cette limite est égale à un dixième de la limite recommandée pour les effets non stochastiques par la CIPR, pour les personnes exposées aux

rayonnements ionisants dans leur travail. La dose limite inférieure pour le public tient compte de la durée la plus longue durant laquelle on peut être exposé au cours de sa vie, comparée au temps le plus court d'irradiation pour les personnes exposées aux rayonnements au cours de leur vie professionnelle. Même si le public était exposé à la dose limite annuelle acceptable, durant sa vie, il ne faudrait pas s'attendre à voir apparaître chez les personnes le composant les effets non stochastiques nocifs qui peuvent se produire à des doses de rayonnements faibles ou intermédiaires au-dessus des seuils.

En outre, la dose limite annuelle pour les effets non stochastiques est si faible que, même dans le cas d'une exposition à vie à ce niveau, le mal des rayons et ses complications ne se produiraient pas.

Pour les effets stochastiques nocifs, la dose limite recommandée par la CIPR, pour le public, est de 5 millisievert par an, dans le cas d'une irradiation totale du corps. Cette limite représente le dixième de celle des effets stochastiques chez les personnes irradiées dans leur travail, et 5 fois plus environ que l'équivalent de dose effectif, reçu chaque année par les personnes de la région du Pacifique Sud, du fait des radiations naturelles (voir Chapitre 5).

Pour le public, les doses limites recommandées par la Commission internationale de protection radiologique présentent les caractéristiques suivantes : (1) des limites de dose sont appliquées aux doses totales d'irradiation externe et interne, pendant l'année; elles prennent en compte l'irradiation provenant de toutes les sources possibles de rayonnements ionisants, à l'exception des radiations naturelles normales et de l'irradiation reçues par des patients; (2) l'acceptation de la responsabilité nationale (et régionale) pour s'assurer que toutes les sources correspondantes d'irradiation sont prises en compte, dans l'évaluation des doses administrées au public, comparées aux doses limites annuelles admissibles; et (3) la vigilance des autorités nationales (et régionales) sur les contributions séparées des différentes sources d'irradiation, pour qu'aucune d'elles n'intervienne de manière injustifiée dans la dose totale reçue par le public. Ces éléments indiquent au Groupe technique que, si la recommandation formulée ci-dessus à la section 4.1, au regard de la législation sur le contrôle des radiations, basée sur celles de la CIPR, est adoptée, la législation devra comporter des doses limites de rayonnement pour le public. Dans la préparation de cette législation, l'intérêt devrait porter sur l'établissement d'un seuil, pour tenir compte des effets possibles des sources d'irradiation sur le public. La fixation de doses limites fournirait une base de référence pour le contrôle des doses de rayonnement administrées aux individus de la région, et l'évaluation des effets nocifs possibles de celles-ci.

#### 4.3.4 Craintes et inquiétudes

Dans la discussion précédente sur la nocivité possible des effets pour les personnes irradiées, aucune mention n'a été faite des craintes et inquiétudes qui accompagnent l'irradiation effective ou potentielle. Il y a plus de vingt ans, une Commission d'expertise sur l'irradiation de l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 1962) prenait conscience du problème, en écrivant : "La manière spectaculaire dont le public a découvert l'énergie atomique (bombardement des deux villes japonaises), ainsi que les développements successifs dans ce domaine, a soulevé, dans le monde, des réactions de crainte et d'inquiétude, plus importantes que tout autre progrès technologique."

Si les conséquences possibles sur la santé physique des personnes irradiées par des doses connues peuvent être évaluées, à l'heure actuelle, avec précision, il n'en va pas de même pour la santé mentale, liée aux craintes et inquiétudes suscitées par l'exposition aux rayonnements.

4.4 BIBLIOGRAPHIE

International Commission on Radiological Protection (ICRP), 1977. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Annals of the ICRP, ICRP-26, Pergamon Press.

Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR), 1982. rayonnements ionisants : Sources et effets biologiques. Rapport présenté à l'Assemblée générale, avec Annexes, 773 pages.

Organisation mondiale de la santé (OMS), 1962. Risques prévus d'irradiation. Troisième Rapport de la Commission d'expertise sur l'irradiation, OMS, Rapport technique, Série No 248, Genève.

de  
nps  
rie  
sa  
ets  
ou

ime  
se

le  
ite  
eur  
les

de  
ont  
en  
à  
(3)  
ces  
au  
tés  
on,  
le  
s à  
la  
ic.  
il,  
de  
ent  
i.

mes  
ion  
ion  
it :  
leux  
le  
près

ises  
la



## CHAPITRE 5

### EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS IONISANTS NATURELS

#### 5.1 INTRODUCTION

Les sources naturelles de rayonnements sont apparues avec notre planète. C'est à leur contact que les êtres vivants se sont développés, les doses ne changeant pas grandement à cette époque. A l'exception d'une guerre nucléaire ou d'accidents majeurs de réacteurs nucléaires, les sources naturelles constitueront probablement toujours l'apport principal d'irradiation pour les populations. Dans le présent chapitre, les doses émanant de ces sources sont examinées pour la plus grande partie de la population mondiale vivant dans ce qu'il est convenu d'appeler les régions d'irradiation naturelle "normale" ou "moyenne". L'étude s'appuie, dans son ensemble, sur le dernier rapport du Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR 1982). Celui-ci aborde les changements des doses d'irradiation naturelles d'une région à l'autre et les fluctuations des doses dans une région. Enfin, les estimations réalisées par le Groupe technique sur les doses d'irradiation naturelle dans la région du Pacifique Sud, sont présentées.

Le présent chapitre met surtout l'accent sur les doses d'irradiation plutôt que sur les concentrations de radionuclides naturels dans l'environnement. Toutefois, on donnera certaines informations sur celles-ci, pour expliquer la raison des différences de doses d'irradiation naturelle entre les moyennes pour la population mondiale et pour celle de la région du Pacifique Sud.

Les estimations sur les doses d'irradiation naturelle, auxquelles sont inévitablement exposées les personnes tout au long de leur vie, sont importantes, car elles constituent une mesure valable pour comparer utilement les doses reçues par les mêmes individus, du fait de sources artificielles de rayonnements ionisants.

Il convient de noter ici que les différences enregistrées dans les doses d'irradiation naturelle d'un groupe de personnes, même dans un petit échantillon, sont souvent plus importantes que les doses annuelles reçues de sources artificielles d'irradiation. Ces comparaisons permettent de mieux apprécier les effets nocifs possibles de l'exposition des personnes aux sources artificielles de rayonnements ionisants. L'utilisation des estimations de dose d'irradiation naturelle, de cette manière, n'est possible que si les risques d'un certain nombre d'effets possibles potentiels (plus spécialement, les effets stochastiques) de tous les rayonnements ionisants, sont acceptés comme étant directement proportionnels aux doses de rayonnements administrées aux personnes, sans dose seuil (ou minimale) pour l'apparition desdits effets. C'est le concept accepté par le groupe technique comme base de l'évaluation de la radioprotection.

Il est également nécessaire de comprendre qu'à bas niveaux de dose de rayonnement, les différentes sources d'irradiation, naturelles ou artificielles, ont le même potentiel de nocivité. Bien que les doses de rayonnements absorbées par les personnes du fait de ces différentes sources, puissent être utilement comparées, il n'en est pas de même de la comparaison directe des concentrations de radionuclides dans différents matériaux environnementaux et les populations, en particulier si différents radionuclides sont impliqués.

Les évaluations des doses de rayonnements sont données en équivalents de dose effective annuelle. Comme souligné au Chapitre 3, section 3.8, les doses évaluées de cette manière tiennent compte du degré de non uniformité des doses de rayonnements absorbées dans le corps, et de la

différence possible dans les effets sur les cellules et les tissus de différents types de rayonnements ionisants, donnant naissance à la dose absorbée.

Les doses de rayonnements administrées aux individus par l'irradiation naturelle sont reçues continuellement des rayons cosmiques et des radionuclides naturels. Ces sources sont décrites au Chapitre 3, section 3.10.1.

## 5.2 RAYONS COSMIQUES

Les rayons cosmiques continueront de constituer la source principale de dose de rayonnements reçue par les personnes. L'UNSCEAR (1982) estime que, en moyenne, l'équivalent de dose effective administrée à chaque personne dans le monde, en provenance des rayons cosmiques, est d'environ 300 microsievverts par an.

L'équivalent de dose effective annuelle n'est pas le même partout dans le monde. De temps à autre, on enregistre des accroissements dans le débit de dose reçu sur la terre. Ces accroissements ne durent que peu de temps (heures), et sont dus à des changements dans la libération d'énergie par le soleil (tâches solaires). Le débit de dose des rayons cosmiques augmente également avec la hauteur au-dessus du niveau de la mer, et change avec la latitude; il est inférieur à l'équateur, et supérieur à des latitudes plus élevées, au nord et au sud de ce dernier. Les changements de latitude sont faibles, et l'équivalent de dose effective annuelle de 300 microsievverts, pour les rayons cosmiques, est une valeur raisonnable à retenir pour toutes les populations, quel que soit l'endroit où elles vivent, à l'exception des très hautes altitudes.

## 5.3 RADIONUCLIDES NATURELS

Il existe deux types de radionuclides naturels : les radionuclides cosmogéniques et primordiaux (Chapitre 3, section 3.10.1).

### 5.3.1 Radionuclides cosmogéniques

Quatre radionuclides cosmogéniques seulement constituent des sources d'irradiation significatives pour les êtres vivants : le tritium, le béryllium 7, le carbone 14, et le sodium 22 (UNSCEAR, 1982). Leurs caractéristiques sont décrites au Chapitre 3, Tableau 3-1. Les doses de rayonnements administrées aux personnes proviennent de l'irradiation interne, par le Processus 4 ou 5 (Chapitre 3, Figure 3-3). L'équivalent de dose effective annuel total reçue par les individus dans le monde entier de ces quatre radionuclides cosmogéniques, est de 15 microsievverts (UNSCEAR, 1982), les plus actifs étant le béryllium 7 et le carbone 14. La contribution de chacun d'eux à la dose annuelle ne varie pas beaucoup avec l'endroit où vivent les populations.

#### 5.3.1.1 Tritium (hydrogène 3)

99 % environ du tritium produit dans l'air par les rayons cosmiques se transforme en eau qui s'intègre au cycle normal de celle-ci sur la terre. De grandes quantités de tritium ayant été introduites dans l'environnement, au cours des quarante dernières années, par les explosions nucléaires atmosphériques, l'activité de cet élément naturel doit être mesurée en prélevant des échantillons d'eau, antérieure aux essais nucléaires. L'équivalent de dose effective naturelle reçue par les personnes est évalué à 0,01 microsievvert. Toute variation de la concentration du tritium naturel dans l'eau ne produira pas d'effet significatif sur les doses de rayonnements annuelles totales des radionuclides cosmogéniques.

### 5.3.1.2 Béryllium 7

Le processus principal d'administration du béryllium 7 aux individus émane des végétaux feuillus (Processus 5, Figure 3-3), l'absorption annuelle étant d'environ 50 becquerel. L'équivalent de dose effective annuelle est de 3 microsievarts.

### 5.3.1.3 Carbone 14

Ce radionuclide cosmogénique se combine rapidement à l'oxygène de l'air pour former du gaz carbonique, absorbé par les êtres vivants. La concentration du carbone 14 naturel de l'air a baissé légèrement, au cours de ce siècle, en raison de la dilution du gaz carbonique de l'air par celui produit par la combustion des combustibles fossiles (par exemple, le charbon, le pétrole et le gaz naturel), qui ne contiennent pas de carbone 14. L'inventaire mondial de carbone 14 naturel est d'environ  $8,5 \times 10^{18}$  becquerels, avec un taux de production de  $1 \times 10^{15}$  becquerels par an approximativement (UNSCEAR, 1977). L'équivalent de dose effective annuelle reçue par les individus, du fait du carbone 14 naturel, est de 12 microsievarts, c'est à dire la plus forte contribution annuelle d'un radionuclide cosmogénique. Cette dose annuelle ne varie pas de manière significative d'un endroit à l'autre.

### 5.3.1.4 Sodium 22

Le taux de production annuelle et la concentration dans l'air de sodium 22 sont très faibles. Cet élément est réparti assez uniformément dans les tissus des individus. L'équivalent de dose effective annuelle correspondant est de 0,2 microsievart.

## 5.3.2 Radionuclides primordiaux

Comme indiqué au Chapitre 3, section 3.10.1.3, le potassium 40, le rubidium 87, et l'uranium 238, ainsi que la chaîne de désintégration du thorium 232 sont les radionuclides les plus importants au regard des doses d'irradiation administrées aux personnes.

### 5.3.2.1 Irradiation externe

Le potassium 40, et les éléments des chaînes de l'uranium 238 et du thorium 232, émettent des rayons gamma, et sont donc sources de rayonnements externes pour les personnes. L'estimation des doses annuelles, à partir de ces rayonnements, doit tenir compte du temps passé à l'extérieur ou à l'intérieur des murs, pour les personnes concernées.

Le Tableau 5-1 résume les informations sur les concentrations de potassium 40, d'uranium 238, et de thorium 232, dans le sol et sur les débits de dose absorbée annuelle dans l'air, provenant de ceux-ci, à l'extérieur. L'UNSCEAR (1982), dans son estimation de la contribution de ces radionuclides à la dose extérieure administrée aux personnes vivant dans les régions normales, a utilisé une valeur de  $3,8 \times 10^{-4}$  gray par an, pour le débit de dose absorbée dans l'air.

Le Tableau 5-1 montre les grandes variations entre les concentrations de radionuclides mesurées. Ces différences sont directement liées à la nature du sol et des roches sur lesquels les mesures ont été effectuées. La section 5.4 abordera une nouvelle fois ce type de différence, car elle tient compte d'une certaine réduction de la dose annuelle estimée provenant du rayonnement naturel des personnes vivant dans la région du Pacifique Sud.

L'évaluation des équivalents de dose effective annuelle reçue par les personnes, du fait de l'irradiation extérieure par les radionuclides primordiaux, tient compte du rôle de protection que joueront les bâtiments dans lesquels elles vivent et travaillent. Les débits de dose absorbée dans des édifices en briques, béton, et pierres, sont, d'une part, augmentés par le rayonnement gamma

émis par les radionuclides primordiaux dans les matériaux eux-mêmes; d'autre part, les matériaux protègent les occupants des bâtiments, d'une partie du rayonnement gamma provenant du sol et des roches, à l'extérieur. Dans les bâtiments en bois et dans ceux en matériaux légers, cette protection est insignifiante, mais les matériaux ne contribuent pas d'une manière significative à la dose de rayonnement. L'UNSCEAR (1982) a utilisé un facteur de 1,2 par lequel augmenter le débit de dose absorbée à l'extérieur, provenant des radionuclides primordiaux émettant un rayonnement gamma, pour rapporter à l'échelle mondiale des débits de dose absorbée dans les bâtiments. Il est indispensable de tenir compte également du temps passé par les personnes, chaque année, à l'extérieur et à l'intérieur. L'évaluation de l'équivalent de dose effective annuelle, provenant du rayonnement naturel, suppose que, en moyenne, l'ensemble de la population du globe passe environ 1/5 de son temps à l'extérieur, et 4/5 à l'intérieur - (UNSCEAR, 1982).

Les facteurs ci-dessus ne sont pas vraiment adaptés à la majorité des populations de la région du Pacifique Sud, en raison des différents types d'habitats qu'elles occupent, et de leurs mode de vie et habitudes de travail. Ces spécificités ont été prises en compte par le Groupe technique dans son estimation de l'équivalent de dose effective annuelle reçue par ces personnes, du fait du rayonnement naturel (section 5.4).

L'équivalent de dose effective annuelle, provenant de l'irradiation externe par les radionuclides primordiaux, des personnes habitant dans les zones de rayonnement naturel normal, a été estimé à partir des paramètres discutés plus haut (UNSCEAR, 1982). L'équivalent total de dose effective annuelle, provenant de cette source, a été estimé à 350 microsievverts, le potassium 40, la famille de l'uranium 238 et celle du thorium 232, entrant, respectivement, dans les proportions de 120, 90 et 140 microsievverts.

#### 5.3.2.2 Irradiation interne

L'ingestion de nourriture et d'eau, l'inhalation, ou encore les deux processus simultanés sont responsables de la présence de radionuclides primordiaux dans le corps humain. Une fois dans le corps, ils pénétreront dans les organes et tissus et y produiront des doses d'irradiation (Processus 4 et 5, Figure 3-3).

##### (a) Potassium 40

Le potassium est un élément essentiel des cellules des tissus. Chaque tissu du corps a une concentration propre en potassium. Les cellules vivantes consommant du potassium, celui-ci doit être remplacé par un apport alimentaire, pour maintenir la concentration de l'élément dans les différents tissus, la quantité totale de potassium par unité de poids du corps est constante. Par exemple, un adulte de sexe masculin a une concentration de 2 grammes de potassium par kg. Un pourcentage fixe du potassium 40 est contenu dans le potassium du corps. L'équivalent de dose effective annuelle pour les être humains, est évalué à 180 microsievverts pour le potassium 40 (UNSCEAR, 1982). L'utilisation du potassium, et donc de la quantité de potassium 40, est indépendante de la quantité ingérée. Par conséquent, l'évaluation ci-dessus de l'équivalent de dose effective annuelle sera la même pour les personnes du monde entier quels que soient leur lieu d'habitation, ou leurs habitudes alimentaires et de vie.

##### (b) Rubidium 87

Si son utilisation par les tissus humains est très mal connue, sa concentration par unité de poids, par contre, l'est. L'équivalent de dose effective annuelle absorbée par les populations est évaluée à 6 microsievverts pour le rubidium 87 (UNSCEAR, 1982). Comme pour le potassium 40, cette valeur sera identique pour les personnes du monde entier.

(c) Famille de l'uranium 238

L'estimation des contributions des différents radionuclides de cette famille (Figure 5-1) aux doses d'irradiation interne permettra de considérer cinq sous-familles : uranium 238 à uranium 234, thorium 230, radium 226, radon 222 à polonium 214, et plomb 210 à polonium 210.

- (i) Sous-famille de l'uranium 238. L'uranium 238 est apporté par les aliments, et sous forme d'inhalation, dans le corps. Dans les régions de radioactivité naturelle normale, l'activité de l'uranium 238 provenant de la nourriture est de 5 becquerels environ par an. Les activités transmises par l'eau potable et l'inhalation de poussières sont beaucoup plus faibles dans les zones normales. L'équivalent de dose effective annuelle provenant de sous-familles reçues par les personnes vivant dans les zones de radioactivité naturelle, est d'environ 10 microsieverts (UNSCEAR, 1982).
- (ii) Thorium 230. L'apport de thorium 230 par inhalation est d'environ 0,01 becquerel par an. Il n'existe pas d'information sur l'apport de thorium 230 par la nourriture, et même s'il était ingéré, on n'enregistrerait qu'un petit transfert vers les tissus du corps, en raison de la faible absorption par l'intestin. L'équivalent de dose effective annuelle estimé sur les personnes dans des zones de radioactivité naturelle normale est de 7 microsieverts (UNSCEAR, 1982).
- (iii) Radium 226. L'apport principal de radium 226 provient de la nourriture; il se trouve principalement dans les os. Dans les zones de radioactivité naturelle normale, l'apport de radium 226 par la nourriture se situe aux alentours de 15 becquerels, alors que l'apport annuel de radionuclides provenant de la poussière et de l'eau potable prélevée à la surface de l'eau est très petit. La concentration du radium 226 dans l'eau des puits profonds et dans les eaux minérales peut être très supérieure à celle de l'eau de surface. L'équivalent de dose effective annuelle provenant du radium 226 pour les personnes habitant dans les zones de radioactivité naturelle normale, et où l'eau potable possède une concentration en radium 226 normale, est estimé à 7 microsieverts (UNSCEAR, 1982). Dans les zones où le radium 226 dans le sol et l'eau potable est anormalement élevé, on doit s'attendre à un équivalent de dose effective annuelle supérieur pour les personnes y vivant. Certaines de ces régions sont présentées à la section 5.4.3.
- (iv) Sous-famille du radon 222. Le radon 222 est un gaz radioactif de période courte. Les roches, les sols, et un certain nombre d'autres matériaux (par exemple, ceux de construction) contiennent du radium 226 et libèrent du radon 222 dans l'air, où il subit une désintégration radioactive pour produire ses descendants radioactifs solides (Figure 5-1). Beaucoup de mesures ont été réalisées sur l'activité du radon 222, libéré dans l'air à partir des terres non recouvertes de glace en permanence et des océans. Les libérations de gaz au-dessus des océans ne représentent qu'1 % environ de celles provenant de la terre. L'activité du radon 222 libéré dans l'air est de  $6,3 \times 10^{19}$  becquerels/an (Lambert et coll., 1982).

A mesure que le radon 222 gazeux dans l'air se désintègre, ses descendants radioactifs se fixent à de petits aérosols. Les périodes des descendants radioactifs successifs (polonium 218 à polonium 214) sont suffisamment courtes pour atteindre un équilibre radioactif avec le radon 222. Par suite, et avec une libération annuelle de  $6,3 \times 10^{19}$  becquerels de radon 222, à partir de la terre et des océans, une activité totale de  $1,9 \times 10^{20}$  becquerels environ des trois émetteurs alpha, radon 222, polonium 218, et le polonium 214 (Figure 5-1), et une activité totale de  $1,3 \times 10^{20}$  becquerels environ des deux émetteurs bêta, plomb 214, et bismuth 214, sont introduites dans l'atmosphère chaque année.

De nombreuses mesures ont été effectuées sur la concentration de radon 222 dans la troposphère au-dessus des continents, en obtenant des valeurs comprises entre 2 et 8 becquerels par mètre cube, la valeur moyenne étant de 5 becquerels (Lambert et coll. 1982).

Toutefois, lorsque le mouvement ascendant de l'air de la troposphère, contrôlé par les différences de températures, est peu important, on enregistrera une faible dilution du radon 222, et parfois des concentrations du radionuclide entre 200 et 400 becquerels par mètre cube, au-dessus des continents, pendant plusieurs heures (Servant, 1964). Au-dessus des océans, la faible émission de radon 222, la dilution de sa concentration par le mélange des couches d'air de basse et haute altitude, sans l'inconvénient des effets induits par la température sur le mouvement de l'air des basses couches, et la désintégration radioactive, produisent des concentrations inférieures à celles rencontrées au-dessus des continents. Dans la région du Pacifique Sud, la concentration de radon 222 dans l'air de la troposphère, est, en moyenne, inférieure à  $4 \times 10^{-2}$  becquerels par mètre cube (Lambert et coll., 1982).

Le radon 222 et ses descendants radioactifs à courte période, combinés aux aérosols dans l'air (sous-famille du radon 222), sont inhalés, et entraînent une irradiation interne des tissus des poumons (Processus 4, Figure 3-3). Cependant, dans l'évaluation de la dose de rayonnement administrée aux personnes par cette sous-famille, il convient de tenir compte des concentrations plus fortes des radionuclides à l'intérieur des bâtiments, où la majorité de la population mondiale passe la majeure partie de son temps. Les concentrations plus fortes à l'intérieur de ces bâtiments sont dues au confinement de l'air, les concentrations de radon 222 dix fois supérieures à celles de l'air extérieur n'étant pas rares. Les concentrations de radon 222 et de ses descendants radioactifs à période courte, présents à l'intérieur des bâtiments, seront manifestement influencées par l'efficacité de la ventilation. A cet égard, il est bon de noter que les unités de conditionnement d'air, en particulier, celles fonctionnant en circuit fermé, ne ventilent pas de façon efficace les bâtiments, d'où la présence de fortes concentrations de radionuclides de la sous-famille du radon 222 dans ces derniers. L'équivalent de dose effective annuelle, pour les personnes vivant dans des régions de radioactivité naturelle normale sur les continents, est évalué à environ 800 microsievverts (UNSCEAR, 1982). Les valeurs plus faibles pour les personnes vivant dans la région du Pacifique Sud seront analysées à la section 5.4.2.2.

- (v) Sous-famille du plomb 210. Les descendants radioactifs de cette sous-famille ont des périodes beaucoup plus longues que celles de la famille du radon 222. L'élimination par dépôt des aérosols, auxquels sont combinés les radionuclides descendants radioactifs à période longue, rend impossible l'équilibre dans l'air entre le radon 222 et les descendants radioactifs plomb 210, bismuth 210, et polonium 210.

De nombreuses mesures des concentrations de plomb 210 dans la troposphère au-dessus des continents ont été réalisées, et ne représentent que 0,01 à 0,02 % environ des concentrations du radon 222.

Au-dessus des océans, les concentrations relatives de plomb 210 sont supérieures, atteignant 0,1 % environ de la concentration du radon 222, mais les valeurs absolues pour le plomb 210, dans ce premier cas, sont beaucoup plus faibles qu'au-dessus des continents (Lambert et coll., 1982). Le rapport des concentrations bismuth 210/plomb 210 est de 1/2 environ, dans la troposphère. Cependant, le rapport des concentrations polonium 210/plomb 210 est beaucoup plus variable, s'échelonnant de 0,07 à 0,5, la valeur de 0,1 étant la plus couramment acceptée. Le rapport polonium

210/plomb 210 est rendu complexe par les sources naturelles de polonium 210 autres que celles directement liées à la famille des radionuclides de l'uranium 238 dans la région voisine. D'abord le polonium 210 atteint l'air à partir de la surface des océans où il est concentré dans le plancton (Turekian et coll., 1974). Ensuite, les volcans actifs pourraient être responsables de plus de la moitié du polonium 210 dans l'atmosphère (Lambert et coll., 1979, 1982). En moyenne, le rapport de concentration polonium 210/plomb 210 est d'environ 0,4 dans les régions océaniques, sous le vent des volcans actifs. Ainsi, il y a de nombreux cas où le rapport polonium 210/plomb 210 est plus grand que prévu, en fonction des concentrations environnementales de plomb 210, provenant directement de la désintégration des radionuclides de la famille de l'uranium 238 dans l'environnement immédiat.

Les radionuclides : plomb 210, bismuth 210 et polonium 210, sont apportés dans le corps par la nourriture essentiellement, où ils atteignent pratiquement l'équilibre radioactif. L'équivalent de dose effective annuelle absorbé par les personnes, du fait de la sous-famille du plomb 210 est évalué à 130 microsieverts (UNSCEAR, 1982). Cette dose serait supérieure pour les fumeurs, en raison d'une absorption accrue de plomb 210 et de polonium 210, par l'inhalation de la fumée. L'apport supplémentaire de ces radionuclides dû au tabac, entraîne une augmentation des concentrations de plomb 210 et de polonium 210 dans divers organes, en particulier les poumons, où celles-ci dépassent, en moyenne, les niveaux relevés chez les non fumeurs, de 1,5 fois environ pour le plomb 210 et de trois fois pour le polonium 210. L'insuffisance d'informations sur les habitudes des fumeurs ne permet pas d'évaluer à l'heure actuelle, la dose d'irradiation additionnelle administrée à ceux-ci. Cependant, partant du souci exprimé sur le niveau de doses d'irradiation administrées aux personnes, par les sources artificielles diverses de rayonnements ionisants, on souhaite que d'autres recherches scientifiques permettront d'évaluer les risques de radiations supplémentaires affectant la santé des fumeurs.

- (d) Famille du thorium 232. Le thorium 232 est le père nucléaire d'une famille de 12 nuclides, dont onze sont radioactifs (Figure 5-2). La famille du thorium 232 et de l'uranium 238 sont identiques dans la mesure où elles contiennent des nuclides appartenant aux mêmes éléments (radium, radon, bismuth, et polonium), ainsi qu'une grande proportion de radionuclides qui émettent des rayonnements alpha au cours de leur désintégration. La seule grande différence est que le thorium 232 constitue l'unique radionuclide à longue période de sa famille.

Comme pour la famille de l'uranium 238, nous évaluons la contribution des radionuclides de la famille du thorium 232 à la dose de rayonnement. Dans ce cas, nous considérons trois sous-familles : thorium 232, radium 228, radium 224, et radon 220 à thallium 208/polonium 212.

- (i) Thorium 232. Le principal apport de thorium 232 dans le corps provient de l'inhalation de poussière, la valeur annuelle étant de 0,01 becquerel environ. Comme dans le cas du thorium 230, une faible quantité de thorium 232 est absorbée par les tissus à partir de la nourriture, en raison d'une faible absorption de l'élément par l'intestin. L'équivalent de dose effective à partir du thorium 232, administrée aux personnes, vivant dans des régions de radioactivité naturelle normales est évalué à 3 microsieverts.
- (ii) Sous-famille du radium 228. L'apport naturel de radium 228 par la nourriture représente environ 1 500 fois l'apport annuel par l'inhalation de poussière. La sous-famille comprend les émetteurs de rayonnements alpha, thorium 228 et radium 224, ces radionuclides étant principalement à l'origine des doses de rayonnements administrées aux personnes. L'équivalent de dose effective annuelle correspondant à cette sous-famille est évalué à 13 microsieverts dans les régions de radioactivité

normale. Certaines régions du globe, en particulier, le Kerala, en Inde, et l'Araxa-Tapira, au Brésil, enregistrent un apport annuel de radium 228 par la nourriture très supérieur à celui des régions normales. En conséquence, des doses annuelles plus fortes sont reçues par les populations locales.

- (iii) Sous-famille du radon 220. Cette sous-famille, est la principale contribution de la famille du thorium 232 aux doses administrées aux personnes vivant dans des régions à radioactivité naturelle normale. Toutefois, la concentration d'activité dans l'air de radon 220, gaz radioactif de période extrêmement courte, représente environ  $1/10$  à  $1/100$  de celle du radon 222, membre de la famille de l'uranium 238, à l'intérieur des bâtiments, qui détermine la dose de rayonnements administrée aux populations, par l'inhalation du gaz radioactif et de ses descendants à période courte. Ici également, la ventilation est un facteur important à prendre en compte. On estime que l'équivalent de dose effective annuelle, provenant de la sous-famille du radon 220, absorbée par les populations vivant dans les régions à radioactivité naturelle normale est de 170 microsieverts (UNSCEAR, 1982). En principe, cette dose est reçue par des individus vivant sur les continents. La dose absorbée par les populations vivant dans la région du Pacifique Sud est probablement inférieure, comme dans le cas de la sous-famille du radon 222 de la famille de l'uranium 238 (voir section 5.4.2.2).

### 5.3.3 Résumé des équivalents de dose effective annuelle

Le Tableau 5-2 résume les évaluations des équivalents de dose effective annuelle, en provenance des rayonnements naturels, administrées à la majeure partie de la population du globe, vivant dans des régions à niveaux d'irradiation naturelle normale. L'équivalent total est de 2 000 microsieverts.

## 5.4 IRRADIATION NATURELLE DANS LA REGION DU PACIFIQUE SUD

### 5.4.1 Doses moyennes

Au cours de l'examen des équivalents de dose effective annuelle, résumé au Tableau 5-2, le Groupe technique a analysé, en fonction des informations disponibles, les facteurs qui entraîneraient une administration d'irradiation naturelle des populations de la région du Pacifique Sud, supérieure ou inférieure à celle de l'ensemble de la population mondiale. Par suite, le Groupe technique a évalué, de façon préliminaire l'équivalent de dose effective annuelle pour les individus vivant dans la région. En dépit des incertitudes de cette estimation, le Groupe pense que la dose annuelle provenant de l'irradiation naturelle, pour la plupart des personnes vivant dans la région, est beaucoup plus faible, environ la moitié, que celle de la majeure partie de la population du globe, vivant dans des régions à rayonnements naturels normaux. Au fur et à mesure de la collecte d'informations scientifiques, les évaluations du Groupe peuvent nécessiter une adaptation. Les estimations sont résumées au Tableau 5-3. Les paragraphes ci-dessous expliqueront les différences existant entre les valeurs des Tableaux 5-2 et 5-3. La section 5.4.3 indique les quelques zones de la région où les doses reçues peuvent être supérieures à celles données au Tableau 5-3. Ces anomalies apparentes justifient une recherche scientifique plus approfondie.

Dans le Tableau 5-3, il a été nécessaire de présenter les évaluations maximale et minimale de l'équivalent de dose effective annuelle pour certaines sources naturelles d'irradiation. L'explication vient des limitations des informations scientifiques disponibles pour le Groupe. Toutefois, dans aucun des cas, la valeur maximale n'est supérieure à celle de la source d'irradiation correspondante du Tableau 5-2. A l'exception de la section 5.4.3, le Groupe technique pense que les valeurs maximales données au Tableau 5-3, ne sous-estiment pas l'équivalent de dose effective annuelle pour la source d'irradiation correspondante. Les

évaluations minimales du Tableau 5-3 sont beaucoup plus faibles que les estimations des sources d'irradiation correspondantes du Tableau 5-2. L'analyse des deux tableaux montre que, pour certaines sources, les évaluations sont identiques. A cet égard, l'estimation du Tableau 5-3, concernant l'équivalent de dose effective annuelle, de l'irradiation externe, par les rayons cosmiques, peut être légèrement surévaluée. Cette dose pourrait avoir une valeur inférieure, en raison de la faible latitude de nombreux pays. Toutefois, le Groupe technique a décidé qu'il serait préférable de donner une valeur unique de la contribution de cette source, pour l'ensemble de la région du Pacifique Sud, et ainsi de s'écarter en direction d'une surestimation. Les valeurs arrondies des équivalents de dose effective annuelle, maximale et minimale, de l'irradiation naturelle dans la région, indiquent qu'il serait raisonnable d'utiliser une surestimation de 1 000 microsieverts (à savoir, la moitié du total du Tableau 5-2) comme représentative de la région.

#### 5.4.2 Différences entre les doses de la région du Pacifique Sud et la moyenne mondiale

##### 5.4.2.1 Irradiation externe par les radionuclides primordiaux

L'examen des Tableaux 5-2 et 5-3 montre que, tandis que l'évaluation maximale du Tableau 5-3 de l'irradiation externe par les radionucléides primordiaux différents, est identique à celle du Tableau 5-2, la valeur minimale est de beaucoup inférieure. Les évaluations maximales et minimales, données dans le Tableau 5-3 pour l'irradiation externe par les radionuclides primordiaux, ont tenu compte de mesures des débits de dose absorbée dans l'air ou des concentrations de différents radionuclides dans le sol; de là on a pu calculer les débits de dose absorbée dans l'air. Par ailleurs, il a été nécessaire de prendre en compte les effets des matériaux utilisés pour construire les bâtiments de la région.

Les débits de dose absorbée dans l'air, dus aux radionuclides émetteurs de rayonnements gamma, sont nettement influencés par la nature des îles, qu'elles soient volcaniques ou coralliennes. Le Tableau 5-4 donne les valeurs des taux moyens de dose absorbée dans l'air, à l'extérieur et à l'intérieur, dans deux îles de la Polynésie française (Ducouso et coll., 1982). On peut constater qu'à Tahiti, où l'île est d'origine volcanique, les débits de dose absorbée étaient de beaucoup supérieurs à ceux de Hao, atoll corallien. Les différences dans les taux donnés au Tableau 5-4 sont le résultat de mesures des concentrations de potassium 40, thorium 232 et uranium 238, réalisées à Tahiti (roche volcanique) et Hao (corail). Pour Tahiti, les concentrations étaient de 814, 48 et 48 becquerels par kg, respectivement, et pour Hao, les valeurs correspondantes étaient de 81, 5 et 15 becquerels par kg (Ducouso et coll., 1982). Il est intéressant de noter que, alors que les concentrations mesurées de potassium 40 et de thorium 232 dans le corail, à Hao, ne représentaient que le dixième des concentrations de ces radionuclides dans la roche volcanique, à Tahiti, indiquant que le corail a de faibles concentrations de radionuclides, la concentration d'uranium 238 dans le corail représentait le tiers environ de celle de la roche volcanique. La présence d'uranium dans le sol corallien est due à l'accumulation d'uranium naturel dans les coraux vivants, à partir de l'eau de mer.

Le Tableau 5-5 liste des concentrations moyennes de potassium 40, d'uranium 238 et de thorium 232, dans le sol des îles et atolls de la région du Pacifique Sud, ainsi que les taux calculés de dose absorbée dans l'air. Pour certains endroits, les concentrations d'un ou de plusieurs radionuclides décrits n'ont pas été reportées. Dans ce cas, on suppose que les concentrations se situaient au-dessous du niveau de détection des procédés de mesure utilisés. Aux fins de comparaison, les concentrations des mêmes radionuclides dans les sols de Nouvelle-Zélande et des débits de dose absorbée correspondants sont données au Tableau 5-6. Des données identiques sont présentées au Tableau 5-1 pour les concentrations mondiales moyennes. A certaines exceptions près, les valeurs des Tableaux 5-1, 5-6 sont similaires. L'absence de résultats sur les concentrations de potassium 40 pour les atolls provient du fait qu'il n'y a pas de concentration du potassium de l'eau de mer par le corail. Les informations des Tableaux 5-4 et 5-5 concernant les îles et les atolls de la région justifient l'utilisation des évaluations maximales pour l'équivalent de dose effective annuelle d'irradiation externe par les différents radionuclides.

Les évaluations minimales des sources d'irradiation externe tiennent compte des différences entre les débits de dose absorbée sur une île d'origine volcanique et un atoll corallien (Tableau 5-4), du degré de similarité entre les taux de certaines îles de la région et d'ailleurs, des faibles concentrations générales de potassium 40 et de thorium 232 dans les sols coralliens, et de la tendance à construire plus de bâtiments en brique, béton ou pierres, dans certains pays de la région.

#### 5.4.2.2 Irradiation interne par les radionuclides primordiaux

Le Tableau 5-3 donne une évaluation maximale de l'équivalent de dose effective annuelle d'irradiation interne par la sous-famille du radon 222 de la famille de l'uranium 238, qui est de beaucoup inférieure à celle du Tableau 5-2. La valeur minimale pour cette sous-famille est de 1 % environ seulement de l'évaluation du Tableau 5-2. Les deux évaluations maximale et minimale du Tableau 5-3 s'appuient sur le fait que la concentration de radon 222 au-dessus de l'océan est très inférieure à celle des continents, et que la plupart des populations de la région passent une grande partie de leur temps à l'extérieur, vivent dans des bâtiments bien ventilés en bois ou en autres matériaux légers. Les faibles évaluations maximales et minimales pour la sous-famille du radon 220 de la famille du thorium 232 proviennent de la prise en compte des très faibles concentrations de radon 220 et de ses descendants radioactifs, au-dessus des océans, des faibles activités du thorium 232 dans beaucoup d'îles et d'atolls de la région, et, comme pour le radon 222 et ses descendants, des habitudes de vie de la majorité des populations de la région.

#### 5.4.3 Zones à niveaux anormalement élevés de radioactivité naturelle dans la région du Pacifique Sud

##### 5.4.3.1 Ils Niue

Niue est une petite île isolée, probablement un grand cône volcanique, complètement recouvert d'une épaisseur inconnue de calcaire sous forme de récifs émergés. L'étude de la radioactivité des sols de la Nouvelle Zélande et des Îles du Pacifique Sud (Marsden, 1964) a montré que des échantillons prélevés à Niue donnaient des valeurs très élevées. D'autres mesures ont indiqué que l'activité alpha provenait surtout du thorium 230, et du radium 226 non en équilibre avec l'uranium 238 père (Fieldes et coll., 1960). A l'exception du récif corallien qui borde l'île, le débit moyen de dose absorbée provenant des rayonnements gamma est d'environ  $40 \times 10^{-4}$  gray/an, et d'environ  $260 \times 10^{-4}$  gray par an, à certains endroits. Des valeurs correspondantes en certains autres endroits de la région donnent  $4 \times 10^{-4}$  gray par an à Samoa,  $2 \times 10^{-4}$  gray par an à Tonga,  $2,5 \times 10^{-4}$  à Fiji, et  $17,5 \times 10^{-4}$  à Black Rock, Rarotonga.

La nourriture qui provient du sol de l'île de Niue, en particulier le taro, s'est montrée très radioactive. Deux variétés ont donné 23 becquerels par gramme de cendre, dont plus de 90 % étaient dus au radium 226. Une estimation a montré que les populations de plusieurs villages dont la nourriture provenait de zones particulièrement radioactives de l'île recevaient 20 becquerels par jour d'activité alpha, alors que la moyenne par personne sur l'île est d'environ 4 becquerels par jour. Ces valeurs sont largement comparables à celle de l'apport journalier de l'activité alpha dans la nourriture de l'Europe de l'ouest. L'amélioration des routes et de l'habitat a réduit l'apport de radionuclides par inhalation de poussières et concentration de radon à l'intérieur des bâtiments. Les changements dans les habitudes alimentaires, incluant l'utilisation de lait en poudre de Nouvelle Zélande, ont aussi réduit l'apport de radionuclides.

L'origine du taux anormalement élevé de radioactivité naturelle dans les sols de Niue est encore mal expliquée. La précipitation de radionuclides à partir de l'eau de mer dans l'histoire géologique (Fieldes et coll., 1960) ou de l'apport de radionuclides par transport hydrothermal (Schofield, 1967) sont deux hypothèses formulées possibles.

#### 5.4.3.2 Guam

Un rapport de Nelson (1979a), à partir duquel les résultats des mesures ont déjà été utilisées pour établir le Tableau 5-5 indique des données qui montrent une différence marquée dans les concentrations de l'uranium 235 (et de là, l'uranium 238) et le thorium 232 pour le nord et le sud de Guam. Aucune concentration d'activité n'est enregistrée en potassium 40 pour l'un ou l'autre des lieux. Les concentrations d'activité de l'uranium et du thorium dans le sol indiquent que le débit de dose absorbée de rayonnement gamma peut atteindre  $135 \times 10^{-4}$  gray par an, aux emplacements d'échantillonnages, dans le nord de Guam, en comparaison de  $4 \times 10^{-4}$  gray par an environ, dans le sud. La valeur du nord de Guam, est comparable en importance, à celle mesurée à Niue. Le groupe technique n'a pas connaissance d'études permettant de vérifier les valeurs élevées du nord de Guam, qui, à l'exception de Niue, paraissent disproportionnées avec les faibles niveaux de radioactivité naturelle connus dans la région du Pacifique Sud. Le Groupe technique recommande que si des recherches suivies n'ont pas été encore entreprises à ce sujet, elles le soient dans un avenir proche.

TABLEAU 5-1

CONCENTRATION MOYENNE DE POTASSIUM 40, URANIUM 238 ET THORIUM 232 DANS LE SOL ET DEBIT DE DOSE ABSORBEE DANS L'AIR 1 M AU-DESSOUS DE LA SURFACE DU SOL

Radionuclide ou chaîne de désintégration	Concentration moyenne dans le sol (a) (Bq kg <sup>-1</sup> )	Débit de dose absorbée dans l'air (a) 10 <sup>-4</sup> Gy y <sup>-1</sup>
40K	370 (100-700)	1.4 (0.4-2.6)
238U (b)	25 (10-50)	0.9 (0.4-1.9)
232Th (b)	25 (7-50)	1.5 (0.4-2.9)

(a) La gamme typique est donnée entre parenthèses.

(b) Equilibre radioactif avec tous les produits de désintégration.

Source : UNSCEAR (1982).

TABLEAU 5-2

EQUIVALENTS DE DOSE EFFECTIVE ANNUELLE ESTIMES POUR UNE PERSONNE A PARTIR DE SOURCES NATURELLES DANS DES ZONES DE RAYONNEMENT NORMAL

Source d'irradiation	Equivalent de dose effective annuelle (μSv)		
	Irradiation externe	Irradiation interne	Total
RAYONS COSMIQUES	300		300
RADIONUCLIDES COSMOGENIQUES		15	15
RADIONUCLIDES PRIMORDIAUX			
$^{40}\text{K}$	120	180	300
$^{87}\text{Rb}$		6	6
Famille de l' $^{238}\text{U}$			
$^{238}\text{U} \rightarrow ^{234}\text{U}$	90	10	1 044
$^{230}\text{Th}$		7	
$^{226}\text{Ra}$		7	
$^{222}\text{Rn} \rightarrow ^{214}\text{Po}$		800	
$^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{210}\text{Po}$		130	
Famille du $^{232}\text{Th}$			
$^{232}\text{Th}$	140	3	326
$^{228}\text{Ra} \rightarrow ^{224}\text{Ra}$		13	
$^{220}\text{Rn} \rightarrow ^{208}\text{Tl}$		170	
<b>TOTAL (arrondi)</b>	<b>650</b>	<b>1 340</b>	<b>2 000</b>

Source : UNSCEAR (1982), Annexe B, p. 102

TABLEAU 5-3

EQUIVALENTS DE DOSE EFFECTIVE ANNUELLE ESTIMES POUR UNE PERSONNE A PARTIR  
DE SOURCES NATURELLES DANS LA REGION DU PACIFIQUE SUD

Equivalent de dose effective annuelle (  $\mu$ Sv)

Source d'irradiation	Irradiation externe		Irradiation interne		Total	
	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.
Rayons cosmiques	300				300	
Radionuclides cosmogéniques	-		15		15	
Radionuclides primordiaux						
$^{40}\text{K}$	120	10	180		300	190
$^{87}\text{Rb}$	-	-	6		6	
Famille de l' $^{238}\text{U}$						
$^{238}\text{U} \rightarrow ^{234}\text{U}$			10			
$^{230}\text{Th}$			7			
$^{226}\text{Ra}$	90	60	7		344	224
$^{222}\text{Rn} \rightarrow ^{214}\text{Po}$			100	10		
$^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{210}\text{Po}$			130			
Famille du $^{232}\text{Th}$						
$^{232}\text{Th}$			3			
$^{228}\text{Ra} \rightarrow ^{224}\text{Ra}$	140	15	13		216	31
$^{220}\text{Rn} \rightarrow ^{208}\text{Tl}$			60	0		
Total arrondi	650	390	530	380	1 180	770

TABLEAU 5-4

DEBIT MOYEN DE DOSE ABSORBEE DANS L'AIR A 1 M AU-DESSUS DE LA SURFACE  
DU SOL A PARTIR DES RADIONUCLIDES PRIMORDIAUX

Ile/Atoll	Nature du sol	Emplacement de la mesure	Débit moyen de dose absorbée dans l'air ( $10^{-4}$ Gy $y^{-1}$ )
Tahiti	Volcanique	A l'extérieur	2.2
		A l'intérieur	2.7
Hao	Corallien	A l'extérieur	0.5
		A l'intérieur	0.7

Source : Ducouso et coll. (1982).

TABLEAU 5-5

CONCENTRATION MOYENNE DE RADIONUCLIDES PRIMORDIAUX DANS LE SOL DE LA  
REGION DU PACIFIQUE SUD ET DEBIT DE DOSE ABSORBEE DANS L'AIR A 1 M  
AU-DESSUS DE LA SURFACE DU SOL

Emplacement géographique	Radionuclide ou chaînes de désintégration	Concentration moyenne dans le sol (Bq Kg <sup>-1</sup> ) (a)	Débit de dose absorbée dans l'air 10 <sup>-4</sup> Gy y <sup>-1</sup>	Observations
Majuro	40 <sub>K</sub>	26	0.1	Sol corallien Réf. Greenhouse et Miltenberger (1981)
	238 <sub>U</sub>	27	1.0	
	Total :		1.1	
Ponape	40 <sub>K</sub>	8	<7.03	Sol volcanique Réf. identique à la précédente
	238 <sub>U</sub>	22	0.8	
	232 <sub>Th</sub>	37	2.1	
Total :		2.9		
Truk	40 <sub>K</sub>	8	<0.03	Sol volcanique Réf. identique à la précédente
	238 <sub>U</sub>	27	1.0	
	232 <sub>Th</sub>	23	1.3	
Total :		2.3		
Palau	226 <sub>Ra</sub> (238 <sub>U</sub> )	7	0.3	Sol volcanique Réf. Nelson (1979a).
	232 <sub>Th</sub>	16	0.9	
Total :			1.2	
Ile Wormej Atoll Wotje	238 <sub>U</sub>	26 (10)	1	Sol corallien Réf. Nelson (1979b)
Ile Wotje Atoll Wotje	238 <sub>U</sub>	27 (4)	1	Sol corallien Réf. identique à la précédente
Ile Ailuk Atoll Ailuk	238 <sub>U</sub>	27 (13)	1	Sol corallien Réf. identique à la précédente
Ile Bigen Atoll Ailuk	238 <sub>U</sub>	30 (3)	1.1	Sol corallien Réf. identique à la précédente
Atoll Utirik	238 <sub>U</sub>	37 (6)	1.4	Sol corallien Réf. identique à la précédente
Ile Christmas	238 <sub>U</sub>	28 (4)	1	Sol corallien Réf. Nelson (1977)

(a) Nombre d'échantillons donné entre parenthèses.

TABLEAU 5-6  
CONCENTRATION DE POTASSIUM 40, URANIUM 238 ET THORIUM 232 DANS LES SOLS  
DE NOUVELLE-ZELANDE ET DEBIT DE DOSE ABSORBEE DANS L'AIR A 1 M AU-DESSUS DE LA SURFACE DU SOL

Radionuclide ou chaîne de désintégration	Concentration dans le sol (Bq kg <sup>-1</sup> )		Débit moyen de dose absorbée dans l'air 10 <sup>-4</sup> Gy y <sup>-1</sup>
	Maximum	Moyenne	
<sup>40</sup> K	1000	350	1.6
<sup>238</sup> U (a)	63	23	1.2
<sup>232</sup> Th(a)	100	30	2.2

(a) Equilibre radioactif avec tous les produits de désintégration.  
Source: Laboratoire national des radiations (1974).

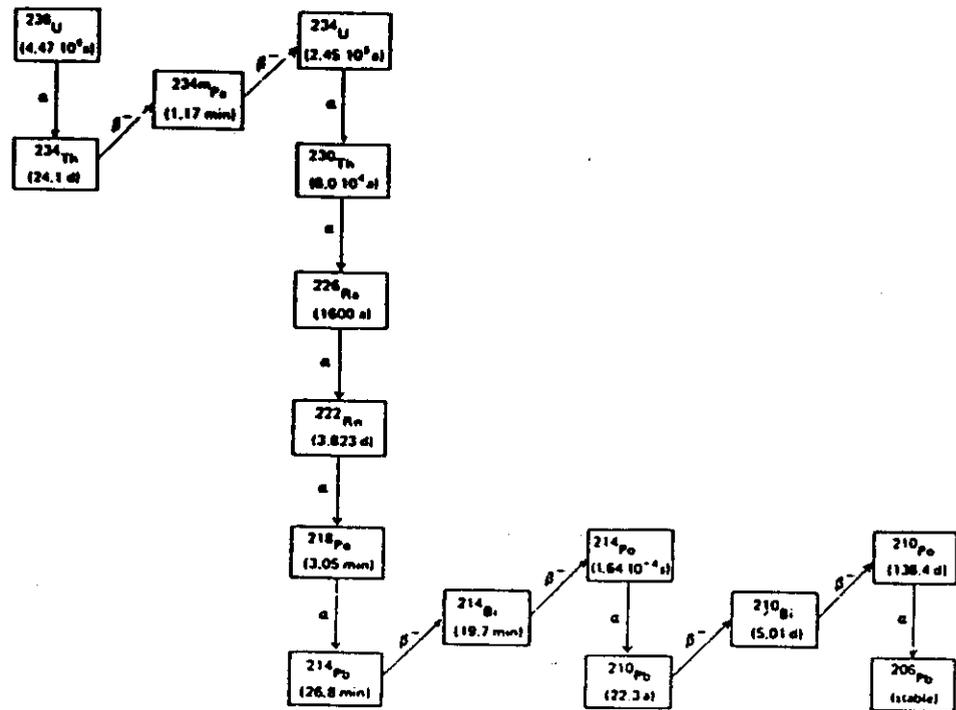


Figure 5-1. La chaîne de désintégration de l'Uranium 238. Les radionuclides produits dans moins de 1% des transformations du nuclide parent ne sont pas montrés. Source: UNSCEAR (1982), p. 86.

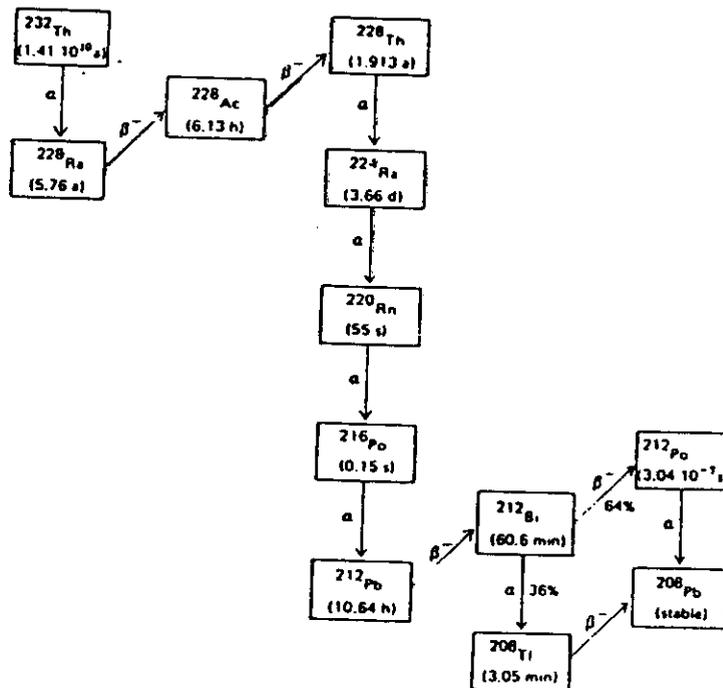


Figure 5-2. Thorium 232 - Chaîne de désintégration. Source : UNSCEAR (1982), p.86

## 5.5 BIBLIOGRAPHIE

- Ducouso, R., J.M. Guezgar, J. Boutte et C. Madelmont, 1982. Etude de l'irradiation naturelle externe en Polynésie française. Comparaison entre une île haute (Tahiti) et un atoll (Hao). Rapport C.E.A., R5148.
- Fieldes, M., G. Bealing, G.G. Claridge, N. Wells and N.H. Taylor, 1960. Mineralogy and radioactivity of Niue Island soils. *N.Z.J. Sci.*, 3: 658-675
- Greenhouse, N.A. and R.P. Miltenberger, 1981. An intercomparison of natural and technologically enhanced background radiation levels in Micronesia. Second Special Symposium on Natural Radiation Environment, Bombay, India, January 19-23.
- Lambert, G., A. Buisson, J. Sanak, and B. Ardouin, 1979. Modification of the atmospheric polonium 210 to lead 210 ratio by volcanic emissions. *J. Geophys. Res.*, 84: 6980-6986.
- Lambert, G., G. Polian, J. Sanak, B. Ardouin, A. Buisson, A. Jegou et J.C. Le Rouley, 1982. Cycle du radon et de ses descendants: application à l'étude des échanges troposphère-stratosphère. *Ann. Géophys.*, 38: 497-531.
- Marsden, E., 1964. Radioactivity of some rocks, soils, plants and bones. In: *The Natural Radiation Environment*, J.A.S. Adams and W.M. Lowder (Eds.). Univ. of Chicago Press, pp. 807-824
- National Radiation Laboratory (New Zealand), 1975. Annual Report 1974 F/54.
- Nelson, V.A., 1979a. Radiological Survey of Plants, Animals and Soil at Christmas Island and Several Atolls in the Marshall Islands. Report NVO-269-32, Laboratory of Radiation Ecology, University of Washington, Seattle, 69 pp..
- Nelson, V.A., 1979a. Radiological Survey of Plants, Animals, and Soil in Micronesia. Report NVO-269-35, Laboratory of Radiation Ecology, University of Washington, Seattle, 28 pp..
- Nelson, V.A., 1979b. Radiological Survey of Plants, Animals, and Soil at Five Atolls in the Marshall Islands. Report NVO-269-36, Laboratory of Radiation Ecology, University of Washington Seattle, 35 pp.
- Schofield, J.C., 1967. Origin of radioactivity at Niue Island. *N.Z.J. Geol. Geophys.*, 10: 1362-1371.
- Servant, J., 1964. Le radon et ses dérivés à vie courte dans la basse atmosphère. Thèse d'Etat, Université de Paris.
- Turekian, K.K., D.P. Kharkar and J. Thomson, 1974. The fates of  $^{210}\text{pb}$  and  $^{210}\text{po}$  in the ocean surface. *J. Rech. Atmos.*, 8: 639-646.
- Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR, 1977). Sources et effets des rayonnements ionisants. Rapport présenté à l'Assemblée générale, avec Annexe.
- Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des rayonnements atomiques (UNSCEAR, 1982). Rayonnements ionisants: sources et effets biologiques. Rapport présenté à l'Assemblée générale, avec Annexes 773p.

## CHAPITRE 6

### IRRADIATION DE L'ENVIRONNEMENT PAR LES EXPLOSIONS NUCLEAIRES

#### 6.1 PRODUCTION DE RADIONUCLIDES ARTIFICIELS

Les explosions nucléaires atmosphériques et la production d'énergie d'origine nucléaire constituent les deux activités humaines principalement responsables de l'introduction dans l'environnement de radionuclides. En raison du caractère militaire de ces explosions, très peu d'informations sont disponibles. Néanmoins elles peuvent être détectées à grande distance par les tremblements de terre, les ondes de pression atmosphérique, et les nuages radioactifs qu'elles produisent. Les données publiées sur ce sujet sont toutefois imprécises. Un recueil de données est fourni par le Bureau de la Météorologie américain (1964), Zander et Araskog (1973), UNSCEAR (1982); voir aussi le Tableau 6-1, du présent chapitre, et Perkins et Thomas (1980).

En ce qui concerne les explosions atmosphériques seulement, trois périodes principales sont à retenir : entre 1945 et 1960, les Etats-Unis, l'Union Soviétique, le Royaume-Uni et la France, à eux seuls ont effectué 232 explosions, la plupart de puissance faible ou moyenne, mais également quelques essais thermonucléaires (fusion) de forte puissance, comme les expériences Mike et Bravo conduites par les Etats-Unis, à Enewetak et Bikini. Entre août 1961 et décembre 1962, après un court moratoire observé par les Etats-Unis et l'Union Soviétique, ces deux pays effectuèrent, au total, 127 explosions, dont des essais de forte puissance dépassant les précédents en fréquence. Au cours de cette période, également, la France a procédé à une explosion de faible puissance. Entre 1964 et 1980, soixante-trois explosions de faible ou moyenne puissance ont été menées par la République Populaire de Chine et la France. De plus, de nombreuses explosions souterraines ont été effectuées au fond de puits, qui introduisirent peu ou pas de matières radioactives dans l'atmosphère.

Tous les essais des Etats-Unis, de l'Union Soviétique et de la République Populaire de Chine, ont été réalisés dans l'hémisphère Nord. En ce qui concerne plus particulièrement l'hémisphère Sud, douze explosions de faible puissance ont été réalisées par le Royaume-Uni, entre 1952 et 1957, en Australie; entre 1966 et 1974, la France a procédé à 41 explosions de faible ou moyenne puissance, dans les Tuamutu, principalement sur l'atoll de Mururoa. Il convient de mentionner enfin les neuf explosions britanniques exécutées entre 1957 et 1958, les 16 explosions des Etats-Unis, en 1962, de moyenne puissance pour la plupart, sur le site d'essai des Iles Christmas, situées à 2° N au milieu du Pacifique. Les nuages émanant de ces essais se dirigeaient souvent vers l'hémisphère Sud.

Le Tableau 6-1 énumère les puissances évaluées pour les essais nucléaires atmosphériques, entre 1945 et 1980. La liste ne comprend pas les essais nucléaires souterrains, qui, normalement, ne libèrent pas de matières radioactives dans l'environnement, ou n'entraînent pas d'exposition du public (voir Chapitre 9 pour de plus amples détails). La production de nuclides de fission est proportionnelle aux rendements de fission des essais, alors que la production de nuclides formée par l'activation des neutrons, tels que le tritium et le carbone 14 peut être considérée comme proportionnelle à la puissance de fusion.

A la différence d'une explosion, un réacteur nucléaire est conçu pour éviter autant que possible la pollution de l'environnement; ce qui explique que les explosions nucléaires sont responsables de l'introduction de la quasi totalité des nuclides radioactifs artificiels dans celui-ci. Le Chapitre 3 a expliqué les processus de fission et de fusion dans les réacteurs nucléaires et les dispositifs nucléaires et thermonucléaires. Il convient de rappeler également, que, à quelques exceptions près, tous les réacteurs nucléaires sont situés dans l'hémisphère Nord (voir Figure 9-5); on verra, cependant, que leurs effets ne peuvent pas être entièrement ignorés dans l'hémisphère Sud.

## 6.2 TRANSPORT ATMOSPHERIQUE

Le Tableau 3-1 (Chapitre 3) a présenté une liste non exhaustive des nuclides les plus importants produits par les explosions nucléaires atmosphériques. Leur comportement ultérieur dépend de leur état physique à la température normale de l'atmosphère, et de la puissance totale de l'explosion nucléaire. Pour comprendre ceci, il faut rappeler que l'atmosphère comprend plusieurs couches successives aux propriétés très différentes (Figure 6-1). Entre la surface du globe et une hauteur de 8 à 20 kilomètres (selon la latitude et la saison), on trouve la troposphère, où tous les phénomènes d'évaporation, de condensation et de précipitation d'eau ou de neige se produisent, et où la température baisse avec l'augmentation de l'altitude, rendant cette zone en général instable si bien que le mélange vertical se fait très rapidement. Au-dessus se trouve la stratosphère, qui s'étend à une hauteur de 40 kilomètres environ; sa température est plus ou moins constante, et elle contient peu de vapeur d'eau, ce qui la rend verticalement stable. Entre la stratosphère et la troposphère, il existe une limite relativement bien définie, connue sous le nom de tropopause, dont la hauteur varie d'un jour à l'autre, et d'une saison à l'autre.

Une explosion nucléaire produit d'abord une boule de feu très chaude, dans laquelle la matière est vaporisée, et se refroidit lentement au fur et à mesure du mélange avec l'air. Les explosions nucléaires, d'une puissance supérieure à 1 mégatonne (réactions de fusion, par exemple), ont assez d'énergie pour transporter ce mélange dans la stratosphère. Dans le processus de refroidissement, les substances gazeuses naturelles se mélangent à l'air, et peuvent rester longtemps dans l'atmosphère. Les matières, qui, elles se condensent à la température de l'atmosphère, se fixent, atome par atome, ou molécule par molécule, sur les petits aérosols en suspension dans l'atmosphère.

Les explosions nucléaires de l'ordre de la kilotonne, effectuées près du sol, libèrent la majorité de leurs débris dans la troposphère, et les radionuclides à période courte prédomineront dans les premiers débris de fission. Au cours des expériences françaises dans l'atmosphère de Polynésie, les vents dominants ont couramment transporté des débris vers l'est, et l'Amérique du Sud a été le premier continent à recevoir les retombées. Le nuage radioactif mettait environ trois semaines pour faire le tour du globe, et, parfois, bouclait plusieurs tours. En raison de la dispersion, des précipitations, et de la désintégration radioactive, le danger de voir une région particulière recevoir une forte concentration de retombées radioactives diminue avec la progression du nuage. A l'occasion, une partie de celui-ci pourrait être pris dans une turbulence anticyclonique, et dévié vers l'ouest. Dans ce cas, des particules radioactives se diffusant lentement pourraient se répandre en quelques jours, sur les îles de la zone centrale du Pacifique Sud.

Dans la troposphère, ces aérosols se condensent dans des cristaux de glace des nuages, et se précipitent rapidement au sol sous forme de pluie ou de neige (retombée humide). Ceux qui atteignent le sol ou la végétation peuvent s'y fixer même sans précipitation (retombée sèche).

Les retombées troposphériques consistent en aérosols qui se déposent avec un temps de séjour moyen atteignant jusqu'à 30 jours. Pendant cette période, les débris se dispersent non uniformément dans la bande de latitude d'injection, en suivant les trajectoires gouvernées par les vents. Du point de vue de l'exposition humaine, les retombées troposphériques sont importantes pour les nuclides d'une période allant de quelques jours à 2 mois, tels que l'iode 131, le baryum 140 et le strontium 89. Les retombées stratosphériques, qui comprennent l'ensemble de la production, sont dues aux particules transportées dans la stratosphère, s'étendant par la suite au monde entier, la majeure partie restant cependant dans l'hémisphère d'injection. L'évaluation de la fraction stratosphérique des débris nucléaires est donnée par l'UNSCEAR, (1982, Annexe E Tableau 2).

Les caractéristiques principales des processus de mélange et de mouvements d'air dans l'atmosphère (Figure 6-1) ont été déterminées largement à partir des mesures de concentrations de radionuclides. Les aérosols descendent gravitationnellement des altitudes les plus élevées, et aux niveaux les plus bas, suivent les mouvements généraux de l'air. La diffusion turbulente dans la basse stratosphère et la haute troposphère entraîne la migration irrégulière des masses d'air dans les directions générales indiquées à la Figure 6-1. La circulation d'air dans la troposphère aux basses altitudes est appelée circulation des cellules de Halley. Ces cellules augmentent ou diminuent et se déplacent en fonction de la latitude, avec la saison. Le séjour moyen des aérosols dans la basse stratosphère s'étage de trois à douze mois, dans les régions polaires, et de huit à vingt-quatre mois, dans les régions équatoriales. Leur rentrée dans la troposphère est le résultat de processus complexes de dynamique atmosphérique dont l'effet transférera des masses d'air de façon discontinue de la stratosphère à la troposphère. Ces transferts se produisent plus facilement au printemps, et au voisinage de 40°N et 34°S.

Les mouvements méridiens dans les régions équatoriales étant très faibles, les aérosols troposphériques produits à moyennes ou hautes latitudes dans un hémisphère, ou injectés dans celui-ci à partir de la stratosphère, à ces latitudes, ne passent que très exceptionnellement dans l'autre hémisphère, comme s'il y avait une sorte de "barrière équatoriale" pour les arrêter. La Figure 6-2 en est une illustration, dans laquelle on peut voir qu'après la reprise des essais nucléaires dans l'hémisphère Nord, en septembre 1961, la radioactivité bêta globale est restée inchangée dans l'hémisphère Sud, alors qu'elle augmenta de vingt fois dans l'autre.

Les gaz dont les périodes sont suffisamment longues peuvent atteindre une concentration plus ou moins homogène dans la troposphère.

### 6.3 MESURES ET DONNEES

Il est important de comprendre les processus par lesquels les radionuclides contribuent à la dose d'irradiation interne ou externe. Considérons, par exemple, l'exposition des êtres vivants aux retombées de césium 137, ainsi que les processus indiqués au Chapitre 3, Figure 3-3.

Une explosion nucléaire de fusion ou de fission est d'abord à l'origine de la pénétration de césium 137 dans l'atmosphère. Le radionuclide se répartit plus ou moins uniformément sur les deux hémisphères. Nous pouvons mesurer la concentration de césium 137 dans l'atmosphère, la pluie, ou la déposition par unité de surface de sol. Le césium 137 peut être inhalé et absorbé par l'homme suivant un processus (Figure 3-3, Processus 4). Par la suite, le césium 137 peut être administré par l'eau potable ou la nourriture et pénétrer dans les tissus, où il produit une dose d'irradiation interne (Figure 3-3, Processus 5). Enfin, comme nous le verrons plus tard, le radionuclide pendant qu'il se trouve à la surface du sol, ou dans l'atmosphère, peut causer une dose externe d'irradiation au corps (Figure 3-3, Processus 2). Les transferts entre les compartiments peuvent, dans la plupart des cas, être facilement mesurés, et un rapport établi entre la quantité de radionuclides libérée dans l'environnement, et la dose reçue de ce nuclide par les personnes. Les calculs de ces transferts sont donnés par l'UNSCEAR (1982), ou d'autres publications scientifiques.

Chaque explosion nucléaire produit plus de 200 types de produits de fission et des douzaines de produits d'activation, qui sont loin d'être tous d'importance égale. L'UNSCEAR a rassemblé des données sur la distribution des retombées dans les divers compartiments. La grande variabilité des processus de dispersion atmosphérique, d'injections d'air stratosphérique dans la troposphère, de précipitation au sol, et d'ingestion de nourriture, entraîne une variabilité comparable des doses reçues par différentes populations. Par suite, il est nécessaire d'étudier les données numériques qui pourront décrire, de manière plus détaillée, l'exposition des populations du Pacifique Sud aux rayonnements des retombées. De manière générale, très peu d'informations étaient disponibles sur la question dans le monde, avant 1958. Depuis cette date,

plusieurs réseaux ou stations individuelles de mesures ont vu le jour. Ce sont les données provenant de ces stations qui feront l'objet de l'examen ci-dessous.

### 6.3.1 Strontium 90

Le strontium 90 est un produit de fission et un émetteur bêta pur (à savoir, sans émission gamma). Son métabolisme dans le corps est identique à celui du calcium, ce qui explique son importance dans les processus d'irradiation interne.

Les paramètres essentiels de l'ingestion du strontium 90 dépendent de son taux de déposition à la surface du globe. Les Tableaux 6-2 et 6-3 donnent les valeurs jusqu'en 1980. Le Tableau 6-4 montre, station par station, les données disponibles dans la région du Pacifique Sud, et à New York aux fins de comparaison. L'injection d'aérosols stratosphériques aux latitudes moyennes expliquent pourquoi les quantités maximales de déposition de radioactivité par unité de surface se trouvent dans ces latitudes (Tableau 6-2, Figure 6-3). Le Tableau 6-3 illustre les plus importantes augmentations de déposition annuelle dans l'hémisphère Sud, au cours des années 1963, 1964 et 1965. Elles sont attribuées au transfert dans cette hémisphère du strontium 90, introduit dans la stratosphère de 1961 à 1962, à la suite d'explosions dans l'hémisphère Nord. Les augmentations secondaires, au cours des années 1969 à 1971, et 1974, ont probablement été dues aux explosions françaises conduites dans l'hémisphère Sud. Les chiffres élevés observés à Tahiti (Tableau 6-4) y sont probablement liés.

Aucune donnée de retombées n'existe avant 1958, mais le strontium 90 accumulé dans les couches de névé du continent Antarctique a été mesuré. On peut constater sur le Tableau 6-5, que la déposition par kilomètre carré a été pratiquement la même dans les périodes 1955 à 1963, et 1964 à 1968. Avant 1955, les quantités étaient négligeables. Le Tableau 6-3 indique la déposition annuelle de strontium 90 dans les hémisphères Nord et Sud, pour la période 1958 à 1980, ainsi que le dépôt cumulé dans chaque hémisphère et l'injection totale estimée jusqu'en janvier 1981. Depuis 1971, le taux annuel d'injection de strontium 90 a été inférieur au taux annuel de désintégration, et le dépôt cumulé a régulièrement diminué. La production totale de strontium 90 par les essais nucléaires a été évaluée à  $6 \times 10^{17}$  becquerels en 1980. L'inventaire global de strontium 90 déposé, diminué par la désintégration radioactive, était de  $4 \times 10^{17}$  becquerels, à la fin de 1980.

### 6.3.2 Césium 137

Le césium 137 est un produit de fission, et un émetteur bêta et gamma. Parmi les radionuclides de retombées, il contribue en grande partie à l'irradiation externe. C'est la concentration de césium 137 dans l'air qui est très importante. On dispose d'ailleurs de quelques données sur la région du Pacifique Sud. Le Tableau 6-6 en fournit une illustration. A la différence des dépôts sur le sol, la concentration de cet élément dans l'air ne dépend pratiquement pas de la précipitation. Par suite, les stations situées à la même latitude dans un hémisphère donné sont pratiquement comparables. Dans les tableaux de valeurs d'origine, à partir desquelles ont été extraites celles du Tableau 6-6, on a noté un accroissement important dans l'hémisphère Nord entre février 1970 et juillet 1971. Cet accroissement est attribué aux essais chinois. Dans l'hémisphère Sud en juin 1971, on a remarqué une augmentation nette à Tahiti (Figure 6-4), où la concentration est passée à  $6,88 \times 10^{-15}$  curies par mètre cube, et plutôt moins marquée dans les autres stations éloignées du site d'essai français. Néanmoins, le niveau moyen est resté légèrement supérieur à la normale jusqu'à la fin de 1971. Toutefois, il convient de noter que l'activité du césium 137 était encore très inférieure (entre 10 et 2 000 fois) à celle d'un nuclide cosmogénique naturel, tel que le béryllium 7 (Tableau 6-7).

### 6.3.3 Radionuclides à période courte

Les observations faites au paragraphe précédent montrent clairement l'avantage de détection du passage d'un nuage radioactif, en particulier par les stations relativement proches d'un site

d'essai nucléaire. Cet effet est surtout perceptible dans le cas de produits à période courte ou très courte. Des mesures régulières ont ainsi été réalisées à Tahiti par le Commissariat à l'énergie atomique français (CEA), entre 1970 et la période actuelle, par spectrométrie gamma de filtres, changés quotidiennement, et représentant 72 000 mètres cubes d'air. Le Tableau 6-7 indique, année par année, les valeurs moyennes mensuelles pour lesquelles les activités étaient suffisantes pour permettre leur mesure. De temps à autre, on a mesuré des niveaux importants pour des nuclides à période courte, tel que le baryum 140 (période de 13 jours). Un exemple caractéristique est donné à la Figure 6-4. L'augmentation marquée observée dans la concentration de radionuclides à période courte, en juin 1971, correspond au début du programme d'essai français de cette année, qui a duré jusqu'en août.

#### 6.3.4 Plutonium 239, 240

Ces deux isotopes de plutonium sont produits par l'action de neutrons sur l'uranium 238, ou constituent des résidus de matière fissile non fissionnée dans les dispositifs d'explosion nucléaire. Leur extrême nocivité radiologique et chimique a conduit à les mesurer. En général, ces deux isotopes ne sont pas mesurés séparément.

Le Tableau 6-8 donne des informations sur la concentration de plutonium dans l'air. En raison de la grande variabilité de ces résultats, on a jugé préférable d'indiquer les valeurs extrêmes observées chaque année, et non la valeur moyenne, sans signification. On peut constater que, comme dans le cas d'autres radionuclides artificiels, les valeurs les plus élevées sont relevées, dans les années 60, dans l'hémisphère Nord. Les données des concentrations dans l'air ne sont pas disponibles pour Tahiti, avant 1975. Par ailleurs, les mesures de dépôt de plutonium ont été réalisées à cette station depuis 1970, et n'indiquent, en général, que de très petites valeurs (Tableau 10-9).

### 6.4 CALCULS DES DOSES

#### 6.4.1 Irradiation externe

##### 6.4.1.1 Radionuclides de retombées

Les nombreux radionuclides produits au cours des essais nucléaires émettent des rayons gamma, et contribuent à l'irradiation externe. De ce point de vue, les plus importants sont les radionuclides à période courte, en particulier, le zirconium 95 et son descendant, le niobium 95, ainsi que le césium 137 à période longue. En principe, il est possible de calculer des doses externes à partir de la densité de dépôt total de chaque radionuclide. En évaluant les doses reçues des radionuclides de retombées par irradiation externe, l'UNSCEAR (1982) a tenu compte de la rétrodiffusion et de la protection de certains tissus du corps par d'autres.

Le Comité a également pris en considération l'effet de protection des bâtiments, et les proportions relatives du temps passé par les personnes à l'intérieur et à l'extérieur. Le facteur global utilisé pour convertir la dose absorbée dans l'air en dose absorbée dans les organes était de 0,3 environ. Les équivalents de dose engagée effective obtenus sont présentés au Tableau 6-10. L'équivalent de dose reçue par la population mondiale est évalué à 680 microsieverts, l'ensemble des radionuclides à période courte et le césium 137 contribuant chacun à la moitié de cette valeur.

##### 6.4.1.2 Krypton 85

Le krypton 85 est un produit de fission gazeux. C'est pratiquement un émetteur bêta pur (une émission gamma se produit seulement dans 0,4 % des cas). La disparition du krypton 85 de l'atmosphère se fait, en pratique seulement, par désintégration radioactive (période de 10,3 années). Des libérations successives substantielles de krypton 85 interviennent dans les usines de retraitement de combustible nucléaire, mais ne sont pas sources d'exposition importante au

voisinage des installations. En 1980, l'inventaire atmosphérique de l'élément a été évalué à  $3 \times 10^{18}$  becquerels, environ. La fraction due aux explosions nucléaires est relativement faible  $1,6 \times 10^{17}$  becquerels (UNSCEAR, 1982). La plupart des sources de krypton 85 sont situées dans l'hémisphère Nord, mais l'absorption par la biosphère ou l'océan est faible. Ainsi, il existe une distribution relativement uniforme de krypton 85 entre les deux hémisphères.

Dans la région du Pacifique Sud, où la concentration de radon 222 dans l'atmosphère est particulièrement basse, l'activité due au krypton 85 est deux à trois fois supérieure environ à la radioactivité naturelle de l'atmosphère. Toutefois, il n'en résulte aucune grave conséquence, car le krypton n'est pas métabolisé par les organismes vivants, et contribue donc très faiblement à l'augmentation de la dose de rayonnements.

#### 6.4.2 Irradiation interne

L'exposition des individus à la radioactivité des retombées par irradiation interne, comprend l'inhalation d'activité dans l'air de surface et l'ingestion d'aliments contaminés.

##### 6.4.2.1 Strontium 90

Le strontium 90 est un émetteur bêta qui se désintègre en yttrium 90, émetteur bêta d'une période de 64 heures. Le processus d'exposition le plus important se fait par l'ingestion (Chapitre 3, Figure 3-3, Processus 5), la plus grande partie de la dose étant reçue par les tissus osseux. Les équivalents de dose engagée effective, calculés par l'UNSCEAR (1982), pour les zones tempérées nord et sud et la population mondiale, sont donnés au Tableau 6-10.

##### 6.4.2.2 Strontium 89

Le strontium 89 se désintègre en émettant des rayons bêta. C'est l'un des composants principaux de l'activité de retombée au cours des premiers mois suivant un essai nucléaire. Au moment de la fission, le rapport des activités strontium 89/strontium 90 est d'environ 150, et l'entrée totale dans l'atmosphère de strontium 89, évaluée à  $90 \times 10^{18}$  becquerels environ. Celui-ci a été mesuré dans le lait dans quelques soixante-trois villes des Etats-Unis, entre 1961 et 1965; pendant cette période, cinquante-cinq pour cent environ du dépôt total a été relevé dans l'hémisphère Nord.

Les évaluations d'équivalent de dose engagée effective ont été fait par l'UNSCEAR (1982), les processus d'inhalation et d'ingestion ayant été jugés importants. Les doses engagées pondérées pour la population mondiale sont de 1,0 microsievert, pour l'ingestion, et de 1,8 microsievert, pour l'inhalation. A partir des mesures de strontium 90, on estime que les doses engagées s'appliquant à la population des latitudes tempérées du sud sont quatre fois inférieures aux valeurs de la zone tempérée nord, et que les valeurs hémisphériques sont d'environ 1,5 fois inférieures aux valeurs des zones tempérées (d'après le Tableau 6-2).

La plus grande partie de la dose émanant du strontium 89 a été reçue au début des années 1960 au cours d'un dépôt maximal.

##### 6.4.2.3 Ruthénium 106

Le ruthénium 106 est un émetteur bêta pur. Il se désintègre en rhodium 106, émetteur bêta qui émet également des rayons gamma. L'injection totale de ruthénium 106 dans la stratosphère évaluée d'après celle du strontium 90, sur la base d'un rapport d'activité de 20 au moment de la fission, a été estimée à  $12 \times 10^{18}$  becquerels, environ. L'inhalation constitue le processus le plus important, et les équivalents de dose engagée effective (Tableau 6-10) sont de 49 microsieverts (zone tempérée nord), 11 microsieverts (zone tempérée sud), et 30 microsieverts (monde).

#### 6.4.2.4 Iode 131

L'iode 131 est un émetteur bêta/gamma. L'injection totale d'iode 131 globalement dispersée est évaluée à  $7 \times 10^{20}$  becquerels environ. Le lait frais constitue la source principale d'apport de cet élément dans les régions où il constitue l'aliment de base. La période courte de l'iode 131 signifie qu'il ne se mélange pas bien dans l'atmosphère avant dépôt ou désintégration. Une évaluation approximative de la densité de dépôt de l'activité totale, pondérée sur la population mondiale, a été réalisée par l'UNSCEAR (1982) d'après le rapport moyen iode 131/baryum 140, mesuré dans le dépôt. Les estimations d'équivalents de dose engagée effective (Tableau 6-10) sont de 48 microsieverts (zone tempérée nord), 6,9 microsieverts (zone tempérée sud), et 33 microsieverts (monde).

#### 6.4.2.5 Plutonium et transplutoniens

Les isotopes de plutonium les plus importants libérés dans l'atmosphère, au cours des explosions nucléaires, sont le plutonium 239, le plutonium 240 et le plutonium 241. Les deux premiers n'étant pas habituellement mesurés séparément, les activités correspondant au plutonium 239 s'appliquent généralement à un mélange de plutonium 239 et de plutonium 240, contenant approximativement 60 % du premier élément, en termes d'activité. L'isotope plutonium 241 est un émetteur bêta, d'une période de 14,4 ans, qui se désintègre en américium 241, émetteur alpha, d'une période de 433 ans. Bien qu'elle ne soit pas produite directement dans les explosions nucléaires, l'activité de l'américium 241 s'accroît dans l'environnement au fur et à mesure de la désintégration du plutonium 241, la production totale finale s'élevant à  $5,5 \times 10^{15}$  becquerels. Le transfert du plutonium dans les tissus humains peut emprunter, soit le processus de l'inhalation de particules en suspension dans l'air, ou de l'ingestion de nourriture contaminée. Pour l'homme, le processus le plus important est constitué par l'inhalation d'air contaminé. Les évaluations des doses engagées du fait de l'inhalation de plutonium et d'américium (Tableau 6-10) ont été obtenues par l'UNSCEAR 1982) d'après les concentrations totales dans l'air, les doses engagées par unité d'activité inhalée, et un débit d'apport d'air de 20 mètres cubes par jour. Les équivalents de dose engagée effective sont de 1,0 microsievert, pour le plutonium 238, 41 microsieverts, pour le plutonium 239, 240, 8,8 microsieverts pour le plutonium 241, et 1,7 microsievert pour l'américium 241. Des échantillons de nourriture prélevés dans la région de New York ont été mesurés pour le plutonium 239, 240 en 1963, 1964, 1972 et 1974, et pour l'américium 241 en 1974. L'apport de plutonium 239, 240 dans l'alimentation a été jugé dix fois supérieur en 1963 qu'en 1974, par l'influence du dépôt direct. Des données italiennes pour la période 1975 à 1978 ont coïncidé avec celles de New York.

Par une approche similaire à celle utilisée pour le strontium 90 et le césium 137, un rapport entre l'ingestion d'une année quelconque et le taux de dépôt peut être établi pour les isotopes de plutonium. A partir de ce rapport, on peut obtenir le facteur de transfert retombée/nourriture (UNSCEAR, 1982).

Le Tableau 6-10 donne les doses engagées résultant de l'ingestion de plutonium et d'américium 241. A l'exception de ce dernier, les doses engagées pour l'ingestion sont nettement plus faibles que pour l'inhalation. Les équivalents de dose engagée effective calculés pour la population mondiale, pour l'ingestion, sont de 0,0047 microsievert pour le plutonium 238, 2,7 microsieverts pour le plutonium 239, 240, 0,04 microsievert pour le plutonium 241, et de 1,8 microsievert pour l'américium 241.

En plus des isotopes de plutonium libérés au cours des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère, il faut également mentionner les quantités importantes de plutonium 238 dégagé dans l'environnement, pendant la rentrée accidentelle d'un satellite US en 1964 (Hardy et coll. 1973). Un satellite de navigation Transit, lancé par Vandenburg Air Force, en Californie, emportait, dans sa charge utile, un système pour générateur auxiliaire nucléaire (SNAP-9A) contenant  $6,3 \times 10^{14}$  becquerels (environ 1 kilogramme) de plutonium 238. Des échantillons prélevés dans la stratosphère

ont montré que le générateur a complètement brûlé au cours de la rentrée du satellite, et s'est transformé en petites particules, à une altitude d'environ 50 kilomètres. Des études de sols recueillis en 1970-71 ont démontré que plus de 75 % de dépôt du SNAP-9A ont eu lieu dans l'hémisphère Sud.

D'une manière générale, cet événement a augmenté le dépôt total de plutonium 238 de trois fois environ. Dans l'hémisphère Sud, qui n'a reçu que 20 % environ de retombées de plutonium 238 des essais d'armes nucléaires, le dépôt de cet élément a été augmenté de huit fois approximativement.

#### 6.4.2.6 Tritium

Le tritium, isotope radioactif de l'hydrogène, est un émetteur bêta pur. C'est un élément naturel, produit dans les réactions induites par les rayons cosmiques. Le tritium artificiel a été injecté dans la stratosphère en quantités importantes par les explosions thermonucléaires. Le tritium existe surtout sous la forme d'eau tritiée. Sa production totale est de  $2,4 \times 10^{20}$  becquerels environ. Vingt pour cent de cette quantité ont été transférés dans l'hémisphère Sud, ou produits dans celui-ci. L'équivalent de dose engagée effective est de 14 microsieverts, pour un individu de ce dernier hémisphère, et de 51 microsieverts, pour un individu de l'hémisphère Nord (Tableau 6-10).

#### 6.4.2.7 Carbone 14

Le carbone 14 est un émetteur bêta pur de longue période de 5 730 ans. Comme indiqué au Chapitre 5, c'est un élément naturel. Il se forme également, en grandes quantités, dans les explosions nucléaires, spécialement thermonucléaires.

D'après la Figure 6-5, on peut voir que l'activité du carbone 14 dans le gaz carbonique atmosphérique s'est accrue, dans l'hémisphère Nord, en plusieurs étapes successives, jusqu'en 1963-1964, où son niveau naturel a été doublé. Ensuite, le dioxyde de carbone 14 s'est mélangé dans l'atmosphère, les concentrations dans les deux hémisphères devenant presque identiques à la fin de 1967. A partir de cette époque, la concentration a diminué de manière quasi-exponentielle, et se situait à environ 30 % au-dessus du niveau naturel de 1980. Une simple extrapolation, probablement irréaliste, conduirait à des niveaux naturels en l'an 2013. L'entrée de carbone 14 artificiel dans l'atmosphère est évaluée à  $2,2 \times 10^{17}$  becquerels. On a calculé une dose engagée de 2 600 microsieverts pour le carbone 14 de bombes (Tableau 6.10) en se référant à la production et à l'irradiation de carbone 14 naturel (12 microsieverts). Le carbone 14 est donc, de loin, le principal responsable de la dose engagée globale reçue des explosions nucléaires, en atteignant 69%.

La dose engagée résultant du carbone 14, est reçue sur une très longue période. A la fin de l'an 2 000, sept pour cent seulement de l'engagement total aura été administré (UNSCEAR, 1982). Ce résultat est en contraste avec presque tous les radionuclides artificiels, dont les périodes se comptent en jour, mois ou années, et qui auront pratiquement disparu à ce moment-là.

Bien qu'il n'y ait aucun doute sur la véracité de la valeur de 2 600 microsieverts pour la dose engagée totale de carbone 14, ce chiffre n'autorise pas une évaluation correcte de la nocivité possible due à ce nuclide.

En effet, la proportion de carbone 14 dans les atomes de carbone des êtres vivants des régions continentales, est pratiquement identique à celle de l'atmosphère, la concentration atmosphérique de cet élément diminuant très rapidement (Figure 6-5). Cette concentration étant la même dans les deux hémisphères, la diminution enregistrée est principalement due à l'absorption de gaz carbonique par l'eau de mer de surface, dans laquelle la concentration est régulièrement de 5 à 10 % supérieure au niveau naturel. On pourrait donc s'attendre à ce que la concentration de

carbone 14 dans l'air atteint un niveau de 5 à 10 % environ supérieur à celui du rayonnement ionisant naturel. Ce niveau pourrait être modifié ensuite par le mélange des eaux de surface et profondes. Par ailleurs, on sait que, du fait des activités humaines,  $6 \times 10^9$  tonnes de carbone (à savoir, 1 % environ de la teneur de l'atmosphère) dérivées de la combustion des combustibles fossiles, exempts de carbone 14, sont introduites annuellement dans l'atmosphère.

Il est par conséquent impossible de prévoir quelle sera l'activité atmosphérique réelle de cet élément au-delà de l'an 2000. On peut également postuler que cette activité ne différera que peu de son niveau naturel. Le Groupe technique a donc jugé qu'il serait raisonnable de limiter les évaluations à l'an 2000. En conséquence, l'équivalent de dose engagée effective provenant du carbone 14, à prendre en compte dans le présent rapport, n'est que de 7 % de celui donné au Tableau 6-10, à savoir, 200 microsieverts environ au lieu de 2 600.

Ceci étant posé, les équivalents de dose engagée effective réels à retenir sont ceux du Tableau 6-11, sur lesquels on peut constater que, en termes de doses engagées, l'hémisphère Sud est trois fois moins contaminé par les radionuclides artificiels que l'hémisphère Nord. La raison principale en est que la plupart des explosions nucléaires atmosphériques ont eu lieu dans ce dernier, et que seulement une petite partie des débris ont atteint l'hémisphère Sud. La Figure 6-6 illustre bien cette situation, où l'effet prépondérant des explosions menées en 1961 et 1962 (dans l'hémisphère Nord) peut être étudié.

#### 6.5 RÉSUMÉ DES DOSES ENGAGÉES DUES AUX EXPLOSIONS NUCLEAIRES

Le Tableau 6-10 (UNSCEAR, 1982) résume les évaluations des doses engagées résultant d'explosions nucléaires effectuées à la fin de l'année 1980. L'utilisation des équivalents de doses engagées effectives permet de comparer directement l'importance des divers processus orientés vers l'homme, et l'importance des différents radionuclides considérés. Les facteurs de pondération de la CIPR ont été appliqués. Pour la population mondiale, la contribution de l'ingestion (3 000 microsieverts) est d'environ quatre fois supérieure à celle de l'irradiation externe (680 microsieverts), qui, à son tour est cinq fois supérieure environ à celle de l'inhalation (130 microsieverts). L'importance relative de l'ingestion serait très réduite, si un équivalent de dose effective incomplet était calculé jusqu'à la fin de l'an 2000. Dans ce cas, l'irradiation externe constituerait le processus dominant, le carbone 14, qui est l'élément principal de la dose d'ingestion, n'intervenant, à ce moment, que pour une petite fraction de sa contribution totale.

Les effets de cette correction sont présentés à la section 6.4.2.7. Sur les 21 radionuclides considérés par l'UNSCEAR (1982), sept seulement interviennent pour plus de un pour cent dans l'équivalent de dose engagée effective, pour la population mondiale. Ces nuclides sont, par ordre décroissant d'importance, le carbone 14, le césium 137, le zirconium 95, le strontium 90, le ruthénium 106, le cérium 144, et le tritium. Si la contribution du carbone 14 est seulement envisagée jusqu'à l'an 2000, le césium 137 devient le radionuclide le plus important, et le carbone 14 est approximativement égal au zirconium 95. Pour le zirconium 95, le ruthénium 106 et le cérium 144, l'irradiation à laquelle la population mondiale a été soumise, du fait des essais nucléaires, jusqu'à la fin de 1980, a déjà largement diminué. Pour le césium 137, le strontium 90 et le tritium, une grande part de leur contribution à l'équivalent de dose engagée effective aura été apportée en l'an 2000. Si aucun autre essai nucléaire n'est réalisé dans l'atmosphère, seul le carbone 14 interviendra de manière significative dans le débit de dose au cours du troisième millénaire. Toutefois, dans un futur lointain, les isotopes de plutonium à longue période, et leurs produits de désintégration, pourront être de nouveau dignes de considération.

En ce qui concerne les sources artificielles de rayonnements, consistant presque essentiellement aujourd'hui en explosions nucléaires dans l'atmosphère, les données pour l'hémisphère Sud indiquent que les doses de rayonnements auxquelles les populations sont exposées, représentent, en moyenne, un taux deux à trois fois inférieur au cas de populations vivant aux

moyennes latitudes de l'hémisphère Nord. Cependant, les données numériques actuellement disponibles ne sont pas suffisantes dans la région, dans la mesure où de nombreux nuclides n'ont pas été mesurés et, pour beaucoup d'autres, les mesures atmosphériques ont souvent commencé trop tard. Il est donc possible que certaines populations localisées aient été exposées, au cours d'événements transitoires non documentés, à une dose de rayonnement plus forte que la moyenne des habitants de la région (voir également la section suivante traitant des îles Marshall).

Cependant, il semble que la fraction de l'équivalent de dose effective reçue par les populations, et attribuable aux sources artificielles soit toujours, pour l'ensemble de la région, très faible en comparaison de la quantité provenant des sources naturelles (Figure 6-6). En particulier, la valeur est très inférieure aux valeurs extrêmes des variations géographiques de l'irradiation naturelle, indiquées au Chapitre 5. En d'autres termes, les conséquences possibles d'irradiation par les sources artificielles pourraient bien toujours être complètement masquées par la variabilité des rayonnements naturels auxquels les populations sont exposées.

#### 6.6 REGIONS A NIVEAUX ANORMALEMENT ELEVES DE RADIOACTIVITE ARTIFICIELLE DANS LA ZONE DU PACIFIQUE SUD

Le Chapitre 5 a conclu que la région du Pacifique Sud est, dans son ensemble, une zone où l'exposition aux sources naturelles de rayonnements ionisants est faible par rapport à la moyenne mondiale; dans ce Chapitre, on a montré que les expositions de sources artificielles de rayonnements ionisants sont également faibles pour la région, dans son ensemble, car la plupart des populations de celle-ci vit dans l'hémisphère Sud, alors que la majeure partie des retombées des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère s'est produite dans l'hémisphère Nord.

Toutefois, dans le Chapitre 5, il a été également souligné que certaines îles de la région (Niue et peut-être Guam) peuvent être identifiées comme des zones à niveaux anormalement élevés de radioactivité naturelle. De même, il existe des îles où des niveaux anormalement élevés de radioactivité artificielle ont été relevés, en particulier aux îles Marshall, où les retombées locales des séries d'essais atmosphériques américains se sont révélées importantes.

Les Etats-Unis ont conduit plus de soixante explosions nucléaires atmosphériques sur leurs sites d'essais du Pacifique, entre 1946 et 1958. A l'opposé du dernier programme français, dans lequel la plupart des explosions ont été effectuées à haute altitude, et ont surtout occasionné des retombées troposphériques et stratosphériques largement dispersées, beaucoup d'expériences américaines ont été réalisées au sol ou près du sol. Il s'ensuivit une aspiration vers le haut de particules relativement grosses de débris coralliens, par les forces de convection associées à la boule de feu naissante. Les radionuclides correspondant à celle-ci se condensèrent sur ces particules, et, en l'espace de quelques heures, se transformèrent en retombées radioactives près du point de l'explosion. Les atolls de Bikini et de Enewetak, où la plupart des essais américains ont été réalisés, devinrent fortement contaminés par des débris de ce type.

Outre les deux sites d'essais, d'autres îles et atolls du nord des Marshall ont subi des retombées locales importantes. Cette contamination très étendue d'îles dans la région provient essentiellement de l'essai Bravo de 1954, explosion de surface à très haut rendement (15 mégatonnes). La trajectoire du nuage de retombées a été mal prévue, et celles-ci ont été transportées vers l'est pour atteindre l'atoll habité de Rongelap, et à un degré moindre Ailinginae, Rongerik, et Utirik, avant l'évacuation des populations. De plus, le navire de pêche japonais, Fukuryu Maru, opérant à l'est de Bikini, a été exposé à ces retombées. En conséquence, 239 marshallais, 28 militaires américains, et 23 pêcheurs japonais reçurent de fortes doses de rayonnements ionisants, variables cependant suivant les individus. Cette exposition produisit des effets à court terme et même des effets à long terme, qui continuent d'être étudiés. La plus récente étude à ce sujet est fournie par Conard et coll. (1980).

Un très grand nombre de recherches scientifiques sur la contamination radioactive des sites d'essais du Pacifique ont été menées depuis 1950. Les travaux récents consistaient à établir si les populations évacuées de Bikini et d'Enewetak, avant les programmes d'essais, pouvaient revenir sans risque. Les dernières évaluations y afférentes ont été conduites par Robison et coll., au Lawrence Livermore National Laboratory (LLNL) (Robison et coll., 1982). L'étude à Enewetak a suivi une opération de nettoyage, au cours de laquelle de grandes quantités de sol et autres débris contaminés ont été jetés dans un cratère laissé par l'une des explosions, puis recouvert d'un bouchon en béton. Outre les mesures effectuées aux atolls de Bikini et d'Enewetak, une analyse récente a également été réalisée sur d'autres îles du nord des Marshall, y compris Rongelap et d'autres endroits supposés avoir subi des retombées locales moindres (Robison et coll., 1981 a, b; 1982; Noshkin et coll., 1981).

Les études radiologiques du LLNL comportaient des mesures de la dose externe absorbée, ainsi que de la concentration de grandes quantités de radionuclides dans le sol, les plantes et animaux (organismes marins compris) utilisés comme nourriture. Les doses supposées être reçues par différents processus d'ingestion ont été calculées sur la base de différents groupes d'hypothèses concernant l'alimentation, en tenant compte de l'éventuelle absorption en grande quantité de nourriture importée. Les types de doses calculés concernaient les équivalents de doses reçues sur tout le corps et par la moëlle des os, et celles inhalées dans les poumons. Les débits maxima de doses annuelles ont été déterminés, et les doses totales sur 30 ans et 50 ans calculées (à savoir, les équivalents de doses additionnés qui seraient reçus au cours de ces périodes). Toutes les doses relevées correspondent uniquement à une radioactivité artificielle.

D'après les évaluations radiologiques du LLNL, on peut dégager des observations importantes de portée générale, applicables à toutes les régions étudiées : (1) la chaîne alimentaire terrestre est le processus d'exposition le plus important, intervenant à plus de 50 % dans la dose totale, l'irradiation externe par les rayonnements gamma constituant le second processus le plus significatif, les doses reçues par la chaîne alimentaire marine, l'eau potable, et l'inhalation, étant d'importance moindre; (2) le césium 137 entre pour plus de 65 % dans la dose totale, le strontium 90 représentant le second radionuclide le plus important; (3) les radionuclides transuraniens contribuent dans une faible portion aux doses prévues administrées aux poumons et aux os, mais constituent, en réalité, une source d'exposition à long terme; (4) les doses prévues dépendent avant tout de la nourriture considérée. Les auteurs des rapports pensent que ces doses peuvent être quelque peu surestimées.

Le Tableau 6-12 résume les débits maxima de doses calculés pour les Îles Marshall du Nord. Après l'année d'exposition maximale, ces débits devraient diminuer, en raison de la décroissance radioactive. Les doses les plus fortes se rencontrent pour l'Île de Bikini, qui sont de dix à vingt fois environ (en fonction de la nourriture retenue) l'équivalent moyen de dose effective estimé pour le rayonnement ionisant naturel, dans l'ensemble de la région du Pacifique Sud (Chapitre 5). L'importance de ces doses est comparable à celle de l'irradiation externe mesurée à l'Île Niue, zone de radioactivité naturelle anormalement élevée (Chapitre 5, Section 5.4.1). A l'Île de Bikini, les doses dépassent la limite de 5 000 microsievverts par an, pour les effets stochastiques établis par la CIPR, pour l'exposition du public aux rayonnements ionisants artificiels (Chapitre 3). Les habitants de Bikini n'ont pas encore regagné totalement leur atoll.

A Enewetak, les doses sont relativement élevées à Enjebi, dans le nord, où la plupart des essais ont été réalisés. Dans les îles du sud, où les habitants se sont réinstallés, les doses sont faibles, et dans la plage de variabilité du rayonnement ionisant naturel. Une commission, nommée par l'Académie nationale des Sciences des États-Unis, vient d'évaluer la structure

construite à Enewetak pour contenir les débris radioactifs provenant de l'opération de nettoyage, en concluant que ladite structure et son contenu ne présentait aucun risque sérieux pour la santé des populations de l'île, aussi bien actuellement que dans le futur (NAS/NRC, 1982). La même commission a toutefois également insisté sur le fait que, pour les personnes désirant regagner Enjebi dans un futur proche, les irradiations dues au strontium 90 ou au césium 137, dans la nourriture locale peuvent devenir excessives comparées aux normes américaines actuelles pour une population totale surtout si la nourriture n'est pas importée d'autres îles de l'atoll, ou de l'extérieur.

Les résultats pour Rongelap, Rongerik, Ailinginae et Utirik, reflètent la contamination résiduelle émanant de l'essai Bravo. Pour les autres îles considérées dans l'étude, les doses sont très faibles comparées aux fluctuations du rayonnement ionisant naturel, mais toujours plus fortes que celles pouvant être reçues sur des îles comparables, exposées seulement aux retombées mondiales. Robison et coll. (1982) ont estimé que pour ces îles (de Likiep à Jemo. Tableau 6-12) 30 % environ du césium 137 du sol provient des retombées mondiales, et n'est pas spécifique aux Îles Marshall. Les retombées mondiales ne représentent que 7 % du césium 137 à Utirik, et 2 % environ à Rongerik et Rongelap. Les autres pourcentages de cet élément, respectivement 70, 93 et 98, sur les îles proviennent de retombées locales et troposphériques.

TABLEAU 6-1

Année	Pays	Nombre d'essais	Puissance estimée (Mt)	
			Fission	Total
1945	USA	3	0.05	0.05
1946	USA	2	0.04	0.04
1948	USA	3	0.10	0.10
1949	URSS	1	0.02	0.02
1951	USA	15	0.50	0.50
	URSS	2	0.04	0.04
1952	USA	10	6.6	12.6
	RU	1	0.02	0.02
1953	USA	11	0.25	0.25
	RU	2	0.04	0.04
1954	USA	6	29.6	47.1
	URSS	1	0.5	0.5
1955	USA	13	0.17	0.17
	URSS	4	1.5	3.0
1956	USA	14	9.7	22.7
	URSS	7	2.5	4.8
	RU	6	0.10	0.10
1957	USA	25	0.34	0.34
	URSS	13	4.7	11.3
	RU	7	5.85	9.25
1958	USA	53	8.2	17.6
	URSS	25	16.2	35.2
	RU	5	4.54	7.24
1960	FRANCE	3	0.11	0.11
1961	URSS	50	25.4	122.3
	FRANCE	1	0.02	0.02
1962	URSS	39	60.05	180.3
	USA	38	16.5	37.1
1964	CHINE	1	0.02	0.02
1965	CHINE	1	0.04	0.04
1966	FRANCE	5	0.68	0.68
	CHINE	3	0.62	0.62
1967	FRANCE	3	0.20	0.20
	CHINE	2	1.72	3.02
1968	FRANCE	5	4.1	4.9
	CHINE	1	1.2	3.0
1969	CHINE	1	2.0	3.0
1970	FRANCE	8	2.55	2.75
	CHINE	1	2.0	3.0
1971	FRANCE	5	1.95	1.95
	CHINE	1	0.02	0.02

7  
E  
S  
S  
)  
x  
%  
t

TABLEAU 6-1 (Suite)

Année	Pays	Nombre d'essais	Puissance estimée (Mt)	
			Fission	Total
1972	FRANCE	3	0.12	0.12
	CHINE	2	0.12	0.12
1973	FRANCE	5	0.05	0.05
	CHINE	1	1.6	2.5
1974	FRANCE	7	1.1	1.1
	CHINE	1	0.45	0.60
1976	CHINE	3	2.37	4.12
1977	CHINE	1	0.02	0.02
1978	CHINE	2	0.04	0.04
1980	CHINE	1	0.45	0.6
<b>Résumé</b>				
1945-1962	USA	193	72.1	138.6
1949-1962	URSS	142	110.9	357.5
1952-1953	RU	21	10.6	16.7
1960-1974	FRANCE	45	10.9	11.9
1964-1980	CHINE	22	12.7	20.7
TOTAL		423	217.2	545.4

Source : UNSCEAR (1982) Annexe E, p. 227.

TABLEAU 6-2

DISTRIBUTION DE LA DEPOSITION DE STRONTIUM  $90^{a/}$  EN FONCTION DE LA LATITUDE

Bande de latitude (degrés)	Déposition totale ( $10^{16}$ Bq)	Zone de bande ( $10^{12}$ m <sup>2</sup> )	Densité de déposition totale ( $10^3$ Bqm <sup>-2</sup> )	Distribution de la population %	Densité de déposition totale pondérée suivant la population ( $10^3$ Bq m <sup>-2</sup> )
<b>HEMISPHERE NORD</b>					
80-90	0.10	3.9	0.26	0	
70-80	0.79	11.6	0.68	0	
60-70	3.29	18.9	1.74	0.4	
50-60	7.39	25.6	2.89	13.7	
40-50	10.16	31.5	3.23	15.5	
30-40	8.53	36.4	2.34	20.4	
20-30	7.12	40.2	1.77	32.7	
10-20	5.09	42.8	1.19	11.0	
0-10	3.57	44.1	0.81	6.3	
Total	46.0			100.0	2.14
<b>HEMISPHERE SUD</b>					
0-10	2.10	44.1	0.48	54.0	
10-20	1.78	42.8	0.42	16.7	
20-30	2.81	40.2	0.70	14.9	
30-40	2.76	36.4	0.76	13.0	
40-50	2.81	31.5	0.89	0.9	
50-60	1.21	25.6	0.47	0.5	
60-70	0.67	18.9	0.35	0	
70-80	0.25	11.6	0.22	0	
80-90	0.03	3.9	0.08	0	
Total	14.4			100.0	0.54
GLOBAL	60.4			89 (N) 11 (S)	1.96

a/ Jusqu'en 1980, incluant la déposition prévue à partir de la charge stratosphérique.  
Source : UNSCEAR (1982) Annexe E, p.230.

TABLEAU 6-3

DEPOSITION ANNUELLE ET DEPOT CUMULE DE STRONTIUM 90

	Déposition annuelle (10 <sup>16</sup> Bq)			Dépôt cumulé (10 <sup>16</sup> Bq)		
	Hémisphère Nord	Hémisphère Sud	Totalité	Hémisphère Nord	Hémisphère Sud	Totalité
Pre-158	6.68 a/	2.37 a/	9.05 a/	6.29	2.22	8.51
1958	2.33	0.95	3.28	8.44	3.11	11.55
1959	3.89	0.68	4.57	12.06	3.70	15.76
1960	0.97	0.62	1.59	12.73	4.22	16.95
1961	1.30	0.64	1.94	13.69	4.77	18.46
1962	5.34	0.98	6.32	18.65	5.59	24.24
1963	9.70	1.14	10.84	27.79	6.59	34.38
1964	6.13	1.56	7.69	33.96	7.99	41.95
1965	2.86	1.32	4.18	35.15	9.10	44.25
1966	1.21	0.77	1.98	35.48	9.62	45.10
1967	0.62	0.41	1.03	35.22	9.81	45.03
1968	0.72	0.38	1.10	35.08	9.92	45.00
1969	0.54	0.52	1.06	34.78	10.21	44.99
1970	0.76	0.47	1.23	34.67	10.43	45.10
1971	0.70	0.56	1.26	34.52	10.73	45.25
1972	0.32	0.35	0.67	33.97	10.80	44.77
1973	0.12	0.11	0.23	33.23	10.66	43.89
1974	0.45	0.14	0.59	32.89	10.55	43.44
1975	0.22	0.13	0.35	32.30	10.40	42.70
1976	0.10	0.08	0.18	31.64	10.25	41.89
1977	0.30	0.08	0.38	31.15	10.06	41.21
1978	0.37	0.07	0.44	30.78	9.88	40.66
1979	0.12	0.04	0.16	30.16	9.70	39.86
1980	0.11	0.04	0.15	29.54	9.51	39.05
Déposition totale 45.86 (10 <sup>16</sup> Bq)		14.41	60.27			
Inventaire stratosphérique b/ 0.18 (10 <sup>16</sup> Bq)		<0.01	0.18			
Injection totale jusqu'en 1980 46.0 (10 <sup>16</sup> Bq)		14.4	60.4			

a/ Estimé à partir du dépôt cumulé.

b/ Mesuré en juillet 1979 dans l'hémisphère Nord, réduit d'une période de 10 mois jusqu'à la fin de 1980, plus injection estimée en 1980.

Evaluation pour l'hémisphère Sud seulement.

Source : UNSCEAR (1982) Annexe E, p. 229



TABLEAU 6-4 (Suite)

	Tutuila Samoa américaine 14°55S; 170°43W (1)	Tahiti, Polynésie française 17°55S; 149°30W (3)	Suva, Fiji 18°09S; 178°25E (2)	Rarotonga, Ile Cook 20°30S; 160°W (2)	Ile de Pâques Chili 27°10S; 109°26W (1)	Brisbane, Australie 27°28S; 153°02E (1)	Hobart, Australie 42°53S; 147°20E (1)	Nouvelle-Zélande - moyenne de 9 stations - 45°S; 175°E (2)
4								
1955						1.0	0.7	0.9
6			1.0			0.8	0.5	1.2
7			1.6			1.0	0.8	1.5
8			2.4		0.9	1.5	0.7	1.8
9			2.5		1.8	1.7	0.9	3.5
1960			2.0		1.6	2.0	1.7	3.0
1			1.2		0.9	1.1	0.9	1.3
2			0.8		0.4	0.6	0.4	0.9
3			1.0		0.4	0.4	0.3	0.8
4			1.2		0.6	0.8	0.5	1.2
1965			0.9	0.9	0.4	0.9	0.6	1.0
6	1.3		0.9	0.9	0.6	1.2	0.7	1.4
7	0.5		1.5	0.3	0.6	0.7	0.7	0.8
8	0.6		0.9	0.8	0.4	0.7	0.3	0.8
9	0.5		0.4	0.6	0.07	0.3	0.2	0.3
1970	0.5	0.3	0.3	0.3	0.07	0.2	0.1	0.1
1	0.8	2.1	0.2	0.8	0.2	0.2	0.2	0.1
2	0.8	2.1	0.3	0.6	0.07	0.2	0.1	0.1
3	0.1	0.3	0.9	0.6	0.07	0.3	0.2	0.07
4	0.3	3.4	0.4	0.6	0.07	0.2	0.1	0.07
1975	0.03	<0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	0.2	0.07
6	0.02	<0.1	0.1	0.1	0.05	0.09	0.1	0.07
7	0.1	<0.1	0.08	0.03	0.09	0.02	0.03	0.07
8	0.5	<0.1	0.08	0.04	0.03	0.06	0.06	0.07
9	0.04	<0.1	0.07	0.02	0.02	0.03	0.03	0.07
1980	0.3	<0.1	0.05	0.05	0.04	0.04	0.02	0.06
1	0.03	0.3	0.04	0.2	0.03	0.04	0.02	0.06
2		0.4			0.03		0.02	0.05

Sources : (1) Laboratoire d'hygiène et de sécurité, 1977; Laboratoire des mesures environnementales, 1982.  
 (2) Laboratoire national des rayonnements, Nouvelle-Zélande, 1981, Rapport annuel, 1980.  
 (3) Données non publiées, France, DIR-CEN/2029, 22 avril 1983.

TABLEAU 6-5

ACCUMULATION DE STRONTIUM 90 SUR LA COTE ANTARCTIQUE  
( $10^{-3}$  Ci  $KM^{-2}$ ) (CALCULEE PAR LAMBERT ET COLL., 1983)

Avant 1955	0
1955 à 1963	2,10
1964 à 1968	2,09
1969 à 1971	0,65

TABLEAU 6-6

CONCENTRATION DU CESIUM 137 DANS L'AIR  
( $10^{-15}$  CI  $M^{-3}$ )

	New York, E.U	Mauna Loa, Hawaï	Ile de Pâques, Chili	Antofagasta, Chili	Puerto Montt, Chili	Tahiti
	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)	(2)
1963	106	67	-	6.0	3.9	-
4	50	52	-	7.2	3.8	-
5	20.7	23	-	6.1	3.5	-
6	-	-	-	-	-	-
7	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-
9	3.7	4.5	1.6	3.3	1.7	-
1970	5.7	6.8	1.6	4.7	1.5	1.45
1	6.3	6.0	1.5	4.2	1.9	2.57
2	1.8	2.4	0.94	2.1	1.3	1.34
3	0.79	1.1	0.44	1.2	0.65	0.88
4	2.6	3.4	0.47	1.1	0.34	1.27
5	1.5	1.9	0.44	1.0	0.49	0.72
6	0.64	0.65	0.23	0.21	0.26	0.23
7	1.9	3.5	0.19	0.10	0.17	0.40
8	2.1	2.4	0.20	0.16	0.16	0.14
9	0.76	1.1	0.13	0.13	0.15	0.21
1980	0.55	0.72	0.25	0.20	0.15	0.16
1	-	-	-	-	-	0.16
2	-	-	-	-	-	0.06

Sources : (1) Laboratoire des mesures environnementales, 1981.

(2) Données non publiées, Commissariat à l'énergie atomique français.

TABLEAU 6-7

ACTIVITE DES EMETTEURS GAMMA DANS L'AIR A TAHITI ( $10^{-15}$  CI  $m^{-3}$ )<sup>a/</sup>

	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
<sup>7</sup> Be	63.6	69.3	82.3	84.3	89.9	107	140	117	77.1	75.6	73.4	77.5	83.9
<sup>95</sup> Zr	68.4 (4)	159 (12)	4.0 (10)	45.4 (4)	89.2 (7)	1.49 (9)	-	0.65 (4)	-	0.56 (1)	0.27 (1)	0.37 (6)	-
<sup>95</sup> Nb	101 (4)	143 (12)	6.74 (12)	12.4 (7)	61.8 (9)	1.66 (8)	0.13 (1)	0.88 (9)	-	0.09 (1)	0.35 (1)	0.25 (4)	-
<sup>103</sup> Ru	36.5 (4)	102 (12)	2.20 (9)	100 (4)	110 (6)	0.40 (5)	-	0.17 (1)	-	-	0.37 (1)	0.34 (4)	-
<sup>106</sup> Rh	10.1 (4)	8.78 (12)	2.72 (12)	5.21 (9)	6.21 (8)	2.50 (5)	1.82 (2)	1.03 (1)	0.49 (2)	1.94 (2)	-	0.55 (1)	0.04 (1)
<sup>125</sup> Sb	1.11 (3)	0.59 (2)	0.45 (5)	-	1.62 (3)	-	-	-	-	-	-	-	-
<sup>131</sup> I	-	91.3 (3)	6.09 (1)	199 (2)	98.8 (6)	-	-	-	-	-	-	-	-
<sup>137</sup> Cs	1.45 (4)	2.57 (12)	1.34 (12)	0.88 (11)	1.27 (9)	0.72 (8)	0.23 (9)	0.40 (10)	0.14 (10)	0.21 (7)	0.16 (8)	0.16 (11)	0.06 (8)
<sup>140</sup> Ba	30.4 (2)	1063 (5)	16.9 (1)	553 (2)	155 (5)	-	5.86 (2)	-	-	-	-	-	-
<sup>141</sup> Ce	56.8 (4)	248 (12)	1.60 (9)	125 (4)	166 (6)	0.69 (2)	0.40 (1)	0.81 (1)	-	-	0.36 (1)	0.48 (2)	-
<sup>144</sup> Ce	29.2 (4)	47.4 (12)	6.56 (12)	5.82 (12)	16.9 (10)	2.81 (9)	0.45 (5)	0.94 (6)	0.47 (7)	0.37 (6)	0.13 (1)	0.28 (9)	0.08 (1)
<sup>147</sup> Nd	8.48 (2)	565 (4)	3.27 (1)	224 (2)	91.1 (5)	-	-	-	-	-	-	-	-
<sup>54</sup> Mn	0.63 (6)	0.31 (9)	0.19 (1)	-	0.50 (3)	-	-	0.04 (1)	-	-	-	-	-
<sup>57</sup> Co	0.72 (4)	0.25 (11)	0.09 (3)	-	2.48 (4)	-	-	-	-	-	-	-	-

<sup>a/</sup> Valeurs moyennes pour les mois où les activités étaient assez élevées pour permettre des mesures fiables. Le nombre de mois est indiqué entre parenthèses sous chaque valeur.

Source : Données non publiées, Commissariat à l'énergie atomique français.

TABLEAU 6-8

PLUTONIUM 239, 240 DANS L'AIR ( $10^{-18}$  CI M<sup>-3</sup>)

	New York*, USA (1)	Mauna Loa, Hawaï (1)	Antofagasta, Chili (1)	Ile de Pâques, Chili (1)	Puerto Montt, Chili (1)	Tahiti (2)
1965	72 - 1300	134	28 - 151	-	-	-
1966	26 - 393	22 - 254	21 - 273	6.5 - 40	12 - 114	-
1967	16 - 155	11 - 85	13 - 142	13 - 29	9 - 34	-
1968	32 - 136	17 - 157	9 - 30	5 - 16	3 - 20	-
1969	17 - 100	18 - 122	10 - 91	5 - 131	8 - 16	-
1970	26 - 125	10 - 155	23 - 126	14 - 32	11 - 27	-
1971	14 - 135	21 - 180	23 - 213	7 - 23	11 - 72	-
1972	5 - 49	14 - 124	14 - 319	5 - 82	7 - 138	-
1973	5 - 21	4 - 37	8 - 62	2 - 12	3 - 34	-
1974	9 - 79	15 - 105	2 - 296	2 - 88	2 - 13	-
1975	4 - 47	2 - 61	13 - 20	2 - 21	2 - 16	2 - 36
1976	3 - 10	7 - 15	2 - 13	2 - 11	1 - 6	2 - 43
1977	7 - 33	13 - 131	-	-	-	2 - 7
1978	8 - 57	10 - 71	-	-	-	1 - 93
1979	3 - 16	6 - 21	-	-	-	1 - 3
1980	-	-	-	-	-	1

\* En 1965, la station était à Westwood (New Jersey).

Sources : (1) Laboratoire des mesures environnementales, 1981.

(2) Données non publiées, France, DIR CEN/2029, en date du 22 avril 1983.

TABLEAU 6-9

DEPOSITION MENSUELLE DE PLUTONIUM 239, 240 A TAHITI  
( $10^{-6}$  CI KM<sup>-2</sup>)

	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Jan	-	-	0.5	1.1	0	6.0	0.4	0.4	0	0.3	0	0	0
Fev	-	0.4	0.7	0.8	0	0.3	0.9	0.7	0	0.2	0	0.2	0
Mar	-	1.0	0	0.6	0	0.5	0.3	0.4	0	0.4	0	0	0
Avril	-	0	0.3	0.5	0.3	1	25	0	-	0.2	0	0	0
Mai	-	-	0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Juin	-	-	1.9	0	2.9	0	1.6	0.3	0.2	0	0	0	0.3
Juil	-	-	1.0	0	750	0	0.5	0	0	0	0	0	-
Août	-	-	0.5	6.0	1.5	1.1	-	0	0	0	0	0	0.3
Sept	-	-	2.0	6.0	2.0	0	0.3	0	0.3	0.3	0	0	0
Oct	7	0.7	0.8	0.3	2.0	1.8	-	0.2	0	0	0	0	0
Nov	24	0.8	0.6	0.2	2.5	0.7	0	0.3	0	0	0	0	-
Déc	-	0.7	1.0	0	1.5	1.9	0	0.4	-	0	0	0.2	0

0 Signifie <0.2

Source : Données non publiées, France, DIR CEN 2029, en date du 22 avril 1983.

TABLEAU 6-10

RESUME DES EQUIVALENTS DE DOSE ENGAGEE EFFECTIVE PROVENANT DES RADIONUCLIDES LIBERES DANS LES ESSAIS ATMOSPHERIQUES EXECUTES JUSQU'A FIN 1980 (MIGROSIEVERT)

Radio-nuclide	Zone tempérée nord			Zone tempérée sud			Population mondiale					
	Irradiation externe	Inhalation	Ingestion	Total	Irradiation externe	Inhalation	Ingestion	Total	Irradiation externe	Inhalation	Ingestion	Total
<sup>3</sup> H		4	47	51		1	13	14		3	44	47
<sup>14</sup> C		0.3	2 600	2 600		0.3	2 600	2 600		0.3	2 600	2 600
<sup>54</sup> Mn		0.07		0.07		0.004		0.004		0.04		0.04
<sup>55</sup> Fe			10	10			2	2			9	9
<sup>85</sup> Kr	0.005	3	2	5	0.005	0.7	0.4	1	0.005	2	1	3
<sup>89</sup> Sr		14	170	180		4	48	52		9	110	120
<sup>90</sup> Sr				180				40	200			200
<sup>95</sup> Zr	290			290	40			4	17			17
<sup>103</sup> Ru	25			25	4			4				83
<sup>106</sup> Ru	87	49		140	24	11		35	53	30		83
<sup>131</sup> I			48	48			7	7			33	33
<sup>136</sup> Cs			0.1	0.1			0.03	0.03			0.06	0.06
<sup>137</sup> Cs	600	0.6	280	880	170	0.2	78	250	370	0.4	170	540
<sup>140</sup> Ba	37	0.3		38	5	0.04	0.07	5	25	0.2		25
<sup>141</sup> Ce	2			2	0.3			0.3	1			1
<sup>144</sup> Ce	28	60		88	8	17		25	17	37		54
<sup>238</sup> Pu		2	0.008	2		0.4	0.002	0.4		1	0.005	1
<sup>239</sup> Pu		40	3	43		11	0.7	12		25	2	27
<sup>240</sup> Pu		26	2	28		7	0.5	8		16	1	17
<sup>241</sup> Pu		14	0.07	14		4	0.02	4		9	0.04	9
<sup>241</sup> Am		3	3	6		0.7	0.7	1		2	2	4
Total (arrondi)	1 100	220	3 200	4 500	250	60	2 750	3 100	680	130	3 000	3 800

Source : UNSCEAR (1982), Annexe E, p. 242.

TABLEAU 6-11

EQUIVALENTS DE DOSE ENGAGEE EFFECTIVE (MICROSIEVERT) PROVENANT  
DES RADIONUCLIDES LIBERES DANS LES ESSAIS ATMOSPHERIQUES REALISES  
JUSQU'A LA FIN 1980, APRES CORRECTION DE 14C (VOIR TEXTE)

Zone tempérée nord	2 100
Zone tempérée sud	700
Population mondiale	1 400

TABEAU 6-12

DEBIT MAXIMA DE DOSE ANNUELLE RECUE SUR LE CORPS ENTIER ET LA MOELLE OSSEUSE,  
EN MICROSIEVERT PAR AN, DANS LES ILES MARSHALL DU NORD  
POUR DIFFERENTS REGIMES ALIMENTAIRES SUPPOSES

Situation géographique	<u>Corps entier</u>		<u>Moelle osseuse</u>	
	Aliments importés	Aliments non-importés	Aliments importés	Aliments non-importés
Atoll de Bikini				
Ile de Bikini	10 000	19 000	10 000	19 000
Ile Eneu	1 300	2 450	1 360	2 630
Atoll d'Enewetak				
Ile d'Enjebi	2 770	5 090	2 910	5 540
Iles Sud	45	86	51	110

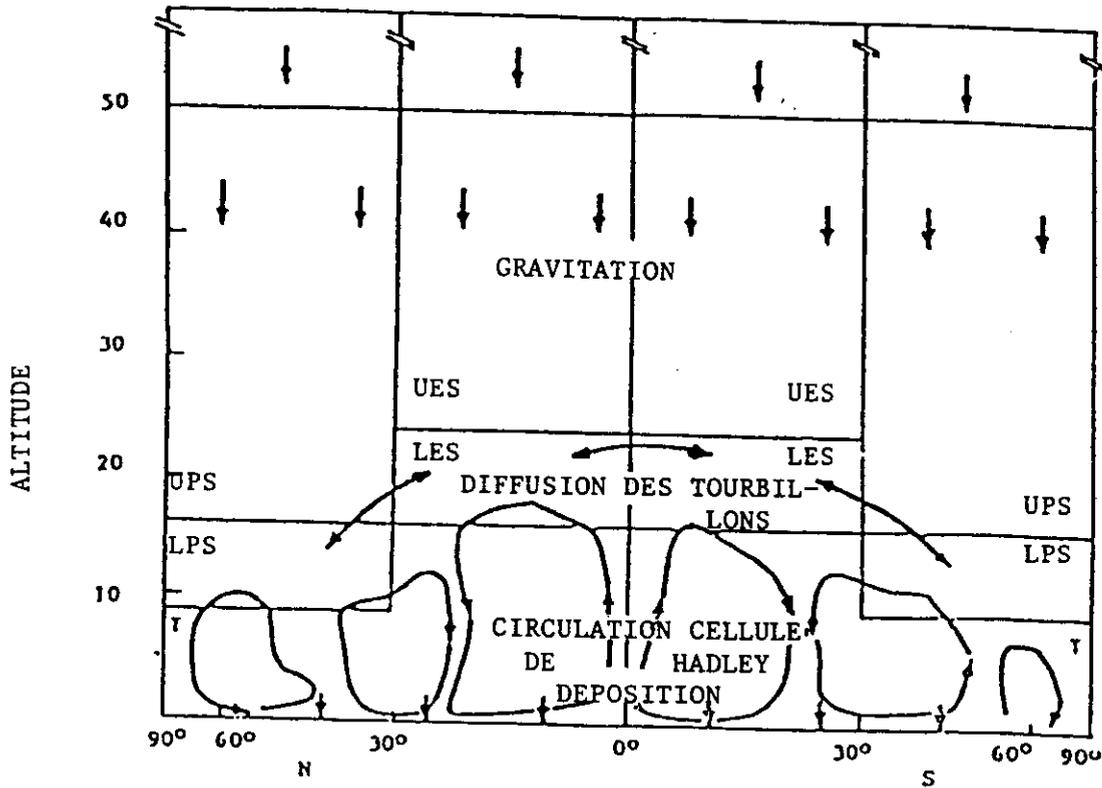
	<u>Corps entier</u>		<u>Moelle osseuse</u>	
	SSJM	LNB	SSJM	LNB
Atoll de Rongelap				
Iles du Sud	910 - 3 250	1 500 - 4 900	970 - 3 330	1 350 - 5 800
Iles du Nord	350 - 560	550 - 1 110	390 - 580	900 - 1 350
Atoll Rongerik	420 - 600	690 - 810	450 - 660	730 - 900
Atoll Ailinginae	130 - 250	200 - 760	140 - 270	250 - 870
Atoll d'Utirik	110 - 150	220 - 290	120 - 160	240 - 310
Atoll de Lipkiep	32 - 52	130 - 230	34 - 54	140 - 250
Iles Mejit	59	310	60	320
Atoll Ailuk	39 - 59	200 - 340	41 - 61	210 - 350
Atoll de Wotho	24 - 25	77 - 100	27	87 - 140
Atoll Ujeland	33	57	35	62
Atoll Taka	36 - 48	38 - 61	40 - 53	43 - 70
Atoll Bikar	60 - 61	190 - 230	66 - 100	300 - 690
Ile Jemo	42	140	45	160

SSJM : Etude alimentaire, Société des services juridiques de Micronésie.

LNB : Etude alimentaire, Laboratoire national de Brookhaven.

Sources : Bikini - Robison et coll. (1982b); Enewetak-Robison et coll. (1980);

Autres îles - Robison et coll. (1982a).



T - troposphère

SPI - stratosphère polaire inférieure  
SPS - stratosphère polaire supérieure  
APH - haute atmosphère polaire

SEI - stratosphère équatoriale inférieure  
SES - stratosphère équatoriale supérieure  
HAE - haute atmosphère équatoriale

Figure 6-1. Régions atmosphériques et processus de transport atmosphérique prédominant. Source : UNSCEAR (1982), Annexe E, p.213.

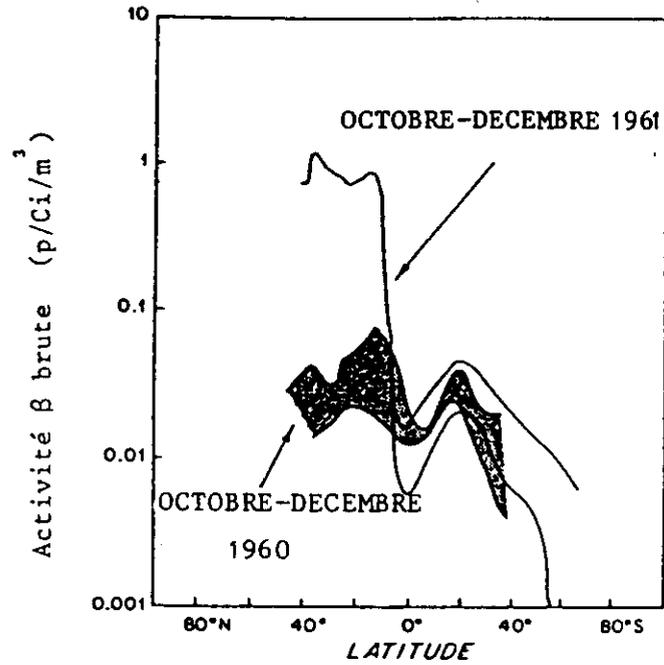


Figure 6-2. Activité bêta brute avant (région ombrée) et après la reprise des essais nucléaires, en septembre 1961, suivant le moratoire (d'après Labeyrie et Lambert, 1963).

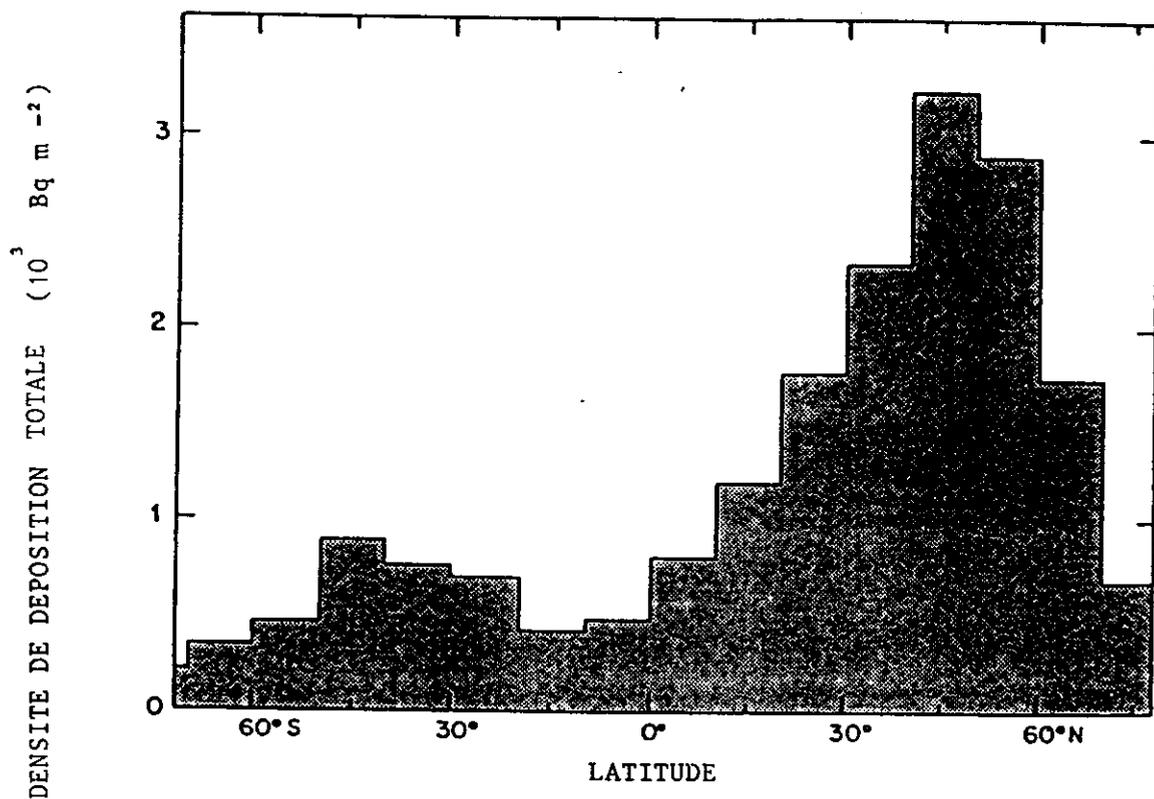


Figure 6-3. Densité de dépôt de strontium 90 jusqu'en 1980 en fonction de la latitude. D'après le Tableau 6, p.230; UNSCEAR, 1982.

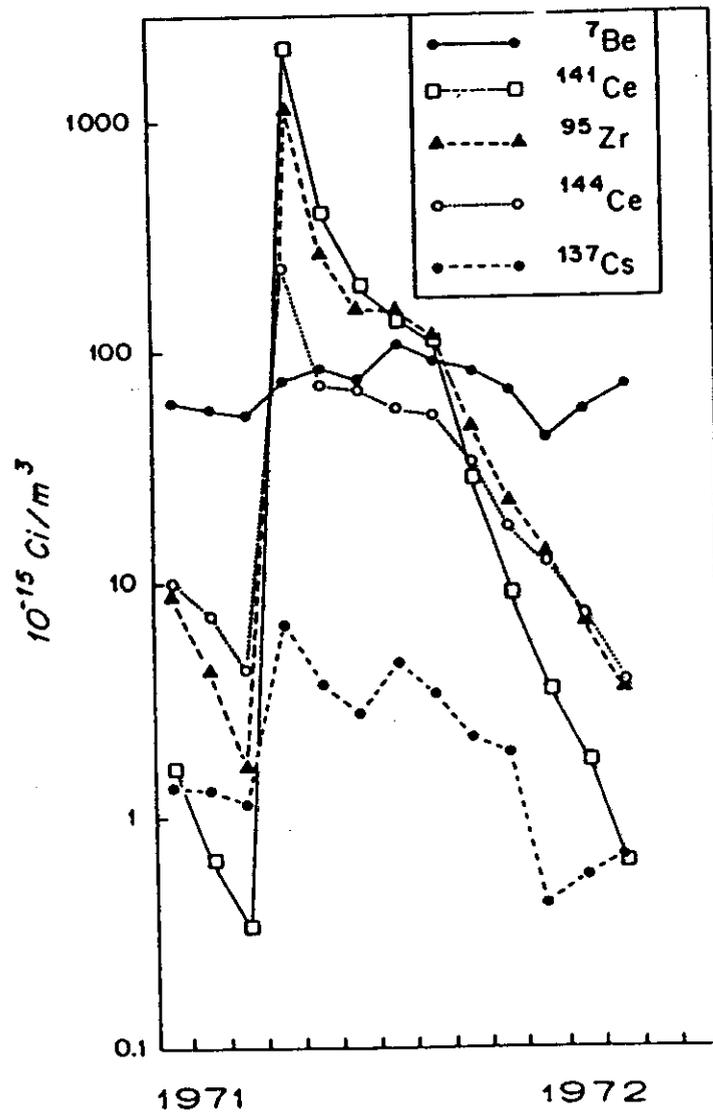
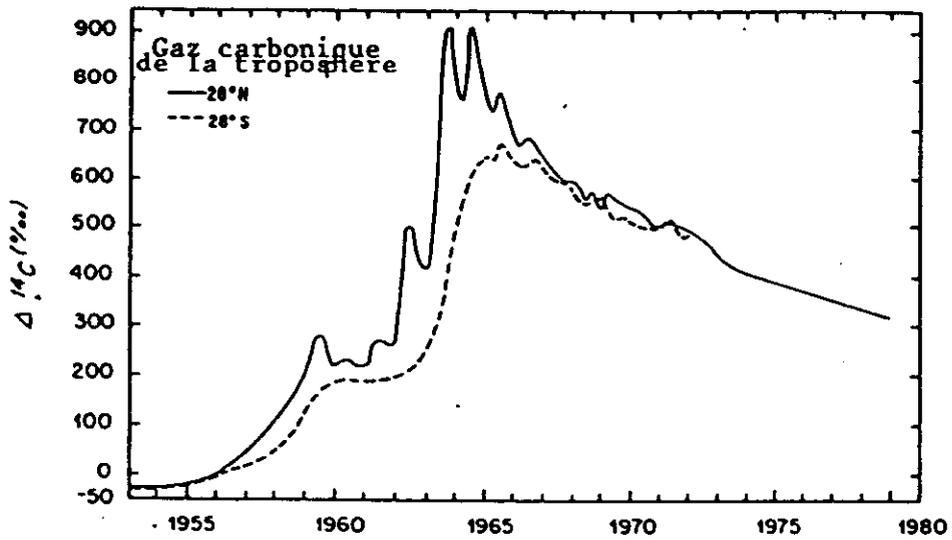


Figure 6-4. Concentrations d'émetteurs gamma dans l'air à Tahiti.  
Source : Données non publiées, Commissariat à l'énergie atomique français.



DONNEES RECUEILLIES

Figure 6-5. Teneur en carbone 14 du gaz carbonique de l'atmosphère, en fonction du temps. Les courbes sont tracées d'après Rafter et Ferguson (1965), Rafter et O'Brien (1970), Nydal et coll. (1979) et Druffel et Sues (1983).

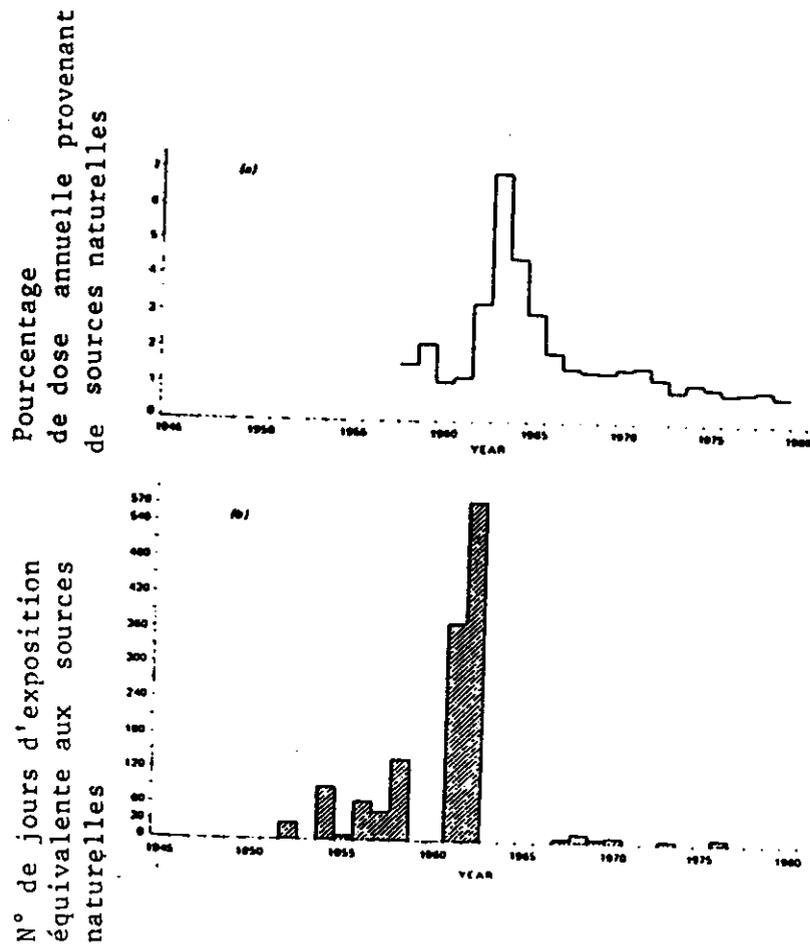


Figure 6-6. Tendances des doses collectives émanant des explosions nucléaires atmosphériques, en fonction du temps.  
(a) Doses collectives annuelles moyennes reçues de 1958 à 1979.  
(b) Doses collectives engagées pour le futur par les explosions effectuées entre 1945 et 1980.  
Source : UNSCEAR (1982), p.9.

## 6.7 BIBLIOGRAPHIE

- Conrad, R.A. et al., 1980. Review of Medical Findings in a Marshallese Population Twenty-six Years after Accidental Exposure to Radioactive Fallout. Report BNL 51261, Brookhaven National Laboratory (USA).
- Druffel, E. and H.E. Suess, 1983. On the  $^{14}\text{C}$  record in banded corals: exchange parameters and net transport of  $^{14}\text{CO}_2$  between atmosphere and surface ocean. *J. Geophys. Res.*, **88**: 1271-1280.
- Environmental Measurements Laboratory (USA), 1981. Report EML-395.
- Environmental Measurements Laboratory (USA), 1982. Report EML-412.
- Hardy, E.P., P.W. Krey and H.L. Volchok, 1973. Global Inventory and Distribution of Fallout plutonium, *Nature*, **241**: 444-445..
- Health and Safety Laboratory (USA), 1977. Report HASL-329.
- Labeyrie, J. et G. Lambert, 1963. Sur l'existence d'une barrière de diffusion entre les troposphères des hémisphères Nord et Sud. *C.R. Acad. Sc. t 256*, 2664 à 2667.
- Lambert, G., B. Ardouin and Mesbah-Bendezu, 1983. In: Proc. 4th Int. Conf. Scavenging, Santa Monica (USA), Elsevier, 1289-1300.
- National Academy of Sciences/National Research Council (NAS/NRC), 1982. Evaluation of Enewetak Radioactivity Containment. National Academy Press, Washington, 42 pp..
- National Radiation Laboratory (New Zealand), 1981. Annual Report for 1980.
- Noshkin, V.E., R.J. Eagle, K.M. Wong, T.A. Jokela and W.L. Robison, 1981. Radionuclide Concentrations and Dose Assessment of Cistern Water and Groundwater at the Marshall Islands. Lawrence Livermore National Laboratory (USA), Report UCRL-52853 Pt. 2, 34 pp..
- Nydal, R., K. Løyseth and S. Gulliksen, 1979. A survey of radiocarbon variations in nature since the Test Ban Treaty. In: Proc. 4th Int. Conf. Radiocarbon Dating, Univ. Calif. Press, Berkeley, 313-323.
- Perkins, R.W. and C.W. Thomas, 1980. Worldwide fallout. In: *Transuranic Elements in the Environment*, W.C. Hanson (Ed.), U.S. Department of Energy Report DoE/TIC-22800, 53-85.
- Rafter, T.A. and G.J. Ferguson, 1965. Carbon-14 variations in nature, part 2: increase in  $^{14}\text{C}$  activity in the atmosphere of the Southern Hemisphere from the testing of nuclear weapons. *N.Z.J. Sci.*, **8**: 472-493.
- Rafter, T.A. and B.J. O'Brien, 1970. Exchange rates between the atmosphere and the ocean as shown by recent C-14 measurements in the South Pacific. In: *Radiocarbon variations and absolute chronology*, I.U. Olsson (Ed.), 355-377.
- Robison, W.L., W.A. Phillips, M.E. Mount, B.R. Clegg, and C.L. Conrado. 1980. Reassessment of the Potential Radiological Doses for Residents Resettling Enewetak Atoll. Lawrence Livermore National Laboratory (USA), Report UCRL-53066, 92 pp.

- Robison, W.L., C.L. Conrado, R.J. Eagle, and M.L. Stuart. 1981a. The Northern Marshall Islands Radiological Survey: Sampling and Analysis Summary. Lawrence Livermore National Laboratory (USA), Report UCRL-52853 Pt. 1, 101 pp.
- Robison, W.L., V.E. Noshkin, W.A. Phillips, and R.J. Eagle. 1981b. The Northern Marshall Islands Radiological Survey: Radionuclide Concentrations in Fish and Clams and estimated Doses via the Marine Pathway. Lawrence Livermore National Laboratory (USA), Report UCRL-52853 Pt. 3, 33 pp.
- Robison, W.L., M.E. Mount, W.A. Phillips, C.A. Conrado, M.L. Stuart, and C.E. Stoker, 1982a. The Northern Marshall Islands Radiological Survey: Terrestrial Food Chain and Total Doses. Lawrence Livermore National Laboratory (USA), Report UCRL-52853 Pt. 4, 60 pp. with Appendices.
- Robison, W.L., M.E. Mount, W.A. Phillips, M.L. Stuart, S.E. Thompson, C.L. Conrado and A.C. Stoker, 1982b. An Updated Radiological Dose Assessment of Bikini and Eneu Islands at Bikini Atoll. Lawrence Livermore National Laboratory (USA), Report UCRL-53225, 84 pp..
- Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR, 1982). Rayonnements ionisants : Sources et effets biologiques. Rapport présenté à l'Assemblée générale, avec Annexes, 773 pages.
- United States Weather Bureau, 1964. Announced nuclear detonations 1945-1962. In: Health and Safety Laboratory Report HASL-142, pp. 218-239.
- Zander, I. and R. Araskog, 1973. Nuclear Explosions 1945-1972: Basic Data. Res. Inst. Nat. Def., FOA 4 Rpt. A 4505-A1, Stockholm.

## CHAPITRE 7

### APPLICATIONS MEDICALES, INDUSTRIELLES, DE RECHERCHE, D'ENSEIGNEMENT ET DIVERSES DES SOURCES DE RAYONNEMENTS IONISANTS

#### 7.1 GENERALITES

Dans les pays développés, les applications médicales, industrielles, de recherche, d'enseignement, et diverses, des sources de rayonnements ionisants, contribuent à différents degrés et de différentes manières, aux doses de rayonnement reçues, chaque année, par les personnes de ces pays. Dans les applications médicales (supposées ici comprendre toutes les utilisations des rayonnements ionisants sur les patients, pour le diagnostic et le traitement), les doses de rayonnement sont reçues par des patients qui, on peut l'admettre, sont censés obtenir certains avantages de leur irradiation par le biais de l'amélioration de leur santé. Toutefois, au cours de ces applications, les docteurs, les infirmières, le personnel technique, et autres personnes concernées recevront également une certaine dose de rayonnement. Lorsque les radionuclides sont utilisés à des fins médicales, il existe, en outre, la possibilité que le public soit irradié du fait de la libération de radionuclides dans l'environnement, pendant cette utilisation, ou par suite du rejet des déchets radioactifs.

Dans les applications des sources de rayonnements ionisants dans l'industrie, la recherche et l'enseignement, la dose d'irradiation sera surtout reçue par les personnes en contact avec les sources. Cependant, là encore, si des radionuclides sont utilisés, certaines applications peuvent impliquer la libération de ces derniers dans l'environnement, et le rejet des déchets radioactifs, débouchant sur l'irradiation du public.

Diverses sources de rayonnements ionisants mettent en oeuvre une grande variété et un nombre étendu de matières et d'éléments courants. Dans la plupart des cas, les utilisateurs de ces sources ne savent pas qu'ils sont légèrement irradiés. Dans certains pays en voie de développement, les sources de rayonnements ionisants sont utilisées de manière accrue, mais leur contribution à la dose de rayonnement absorbée par les populations de ces pays est généralement inconnue.

Avec le temps, il est probable que les pays de la région du Pacifique Sud augmenteront l'utilisation actuelle de certaines de ces sources (par exemple, dans les diagnostics médicaux), et commenceront l'emploi d'autres (par exemple, dans l'industrie et l'enseignement). A l'heure actuelle, il est indubitable qu'une utilisation quotidienne très étendue de diverses sources de rayonnements est effective dans la région, ce qui entraîne une irradiation de la population.

#### 7.2 APPLICATIONS MEDICALES DES RAYONNEMENTS IONISANTS

##### 7.2.1 Généralités

Dans une certaine mesure, les sources de rayonnements ionisants sont utilisées dans la plupart des pays du globe, pour les diagnostics médicaux et, dans une plus faible proportion, pour le traitement médical des patients. Ces sources sont constituées par des rayons X produits lors de la mise sous tension de machines électriques, et par des radionuclides qui mettent continuellement des rayonnements ionisants.

Dans un certain nombre de pays développés, des évaluations ont été faites sur la dose de rayonnements reçue par les populations, à la suite de l'utilisation des rayonnements ionisants. Ces mesures montrent que les examens médicaux employant les rayons X représentent la contribution

la plus importante à la dose d'irradiation, celle provenant de l'application des radionuclides aux fins de diagnostics, et les sources servant au traitement, étant moindre. Dans la plupart de ces pays, la dose de rayonnements absorbée par les populations, du fait des diagnostics médicaux, constitue la source artificielle principale de rayonnements ionisants. Dans certains de ces pays, la dose annuelle émanant des diagnostics médicaux, moyennée sur la population totale, est pratiquement identique à celle reçue chaque année du rayonnement ionisant naturel.

Dans les pays développés, et dans certains en voie de développement l'utilisation des rayonnements ionisants dans les diagnostics médicaux fait intervenir un grand nombre de patients. Les doses de radiations pour chaque patient sont, la plupart du temps, dans ce cas, réparties très inégalement sur le corps. Bien que la dose absorbée par les organes et les tissus soit faible, pour beaucoup d'exams, elle est principalement reçue dans un temps bref, à savoir, à un débit élevé. Les patients englobent les enfants, et parfois de très jeunes enfants. Lorsque des femmes enceintes sont concernées, leurs enfants à naître recevront des doses de rayonnements supérieures, si les exams sont réalisés dans la partie basse de l'abdomen. Des études ont démontré que ces enfants exposés aux rayonnements ionisants risquent pour leur développement et santé futurs. Pour les patients adultes, les risques sont, en principe, réduits, bien que la dose de radiations reçue individuellement puisse grandement dépasser celle absorbée, dans une année, du fait du rayonnement ionisant naturel. Toutefois, certains patients qui ont subi plusieurs exams aux rayons X, sur les mêmes parties de leur corps, ont révélé des effets nocifs.

Des études et des rapports émanant d'organismes nationaux et internationaux, et de scientifiques isolés, montrent que la dose de rayonnements reçue par les patients, et, par suite, par les populations de ces pays, du fait de l'utilisation des rayonnements ionisants dans les diagnostics médicaux, peut être réduite grâce à l'amélioration des techniques. Celle-ci comprend : (1) sélection plus rigoureuse des patients soumis aux rayons X, surtout lorsque de jeunes enfants ou des femmes enceintes, ou qui sont amenées à l'être, sont concernés; (2) normes techniques plus draconiennes dans l'équipement et les procédures employées lors des exams; (3) vérification régulière et entretien correct de celui-ci; (4) meilleure formation du personnel médical et technique concerné; et (5) utilisation, le cas échéant, d'autres procédures de diagnostic, comme les ultra-sons, qui n'exposent pas les patients aux rayonnements ionisants. Avec de telles améliorations, une augmentation du nombre de patients examinés chaque année, n'entraîne pas nécessairement un accroissement des doses de rayonnements, moyennées sur la population totale. En outre, le besoin d'une mise à jour de normes strictes de protection contre les radiations s'est fait sentir, pour les personnes qui, de par leur métier, sont exposées pendant l'utilisation de sources de rayonnements ionisants à des fins médicales. Lorsque des radionuclides sont utilisés, une attention toute particulière doit être portée à leur libération possible dans l'environnement, et à la gestion correcte des déchets radioactifs qu'ils engendrent.

La plupart des pays où l'utilisation médicale des rayonnements ionisants est répandue s'appuient sur les diverses recommandations et lignes directrices publiées par la Commission internationale de protection radiologique, et sur d'autres, basées sur elles (par exemple, celles de l'Organisation mondiale de la santé), dans le développement des applications pratiques appropriées.

#### 7.2.2 Impacts dans la région du Pacifique Sud

En ce qui concerne l'utilisation des rayons X dans les diagnostics médicaux, on a enregistré une augmentation substantielle du nombre d'exams, au cours de ces dernières années, au moins dans certains pays de la région. Par exemple, à l'Hôpital national d'Apia, dans les Samoa occidentales, le nombre d'exams aux rayons X (exams dentaires non compris) a augmenté d'environ 48 % entre 1970 et 1977 (Samoa occidentales, Ministère de la Santé, 1977). Aux îles Fidji, la plupart des exams aux rayons X sont effectués dans trois hôpitaux : Mémorial de la guerre coloniale, Lautok et Labasa. Le nombre de ces exams (sans compter les exams dentaires) a augmenté d'environ 19 %, entre 1977 et 1980. En 1980, 62 000 patients environ ont été vus

(Fidji, Ministère de la santé, 1980; 1982). En Nouvelle-Calédonie, entre 30 000 et 35 000 patients sont exposés aux rayons X chaque année. Au cours de ces dernières années, le nombre a baissé, en raison de l'accroissement de l'emploi d'un équipement aux ultra-sons pour les diagnostics médicaux. Aux Iles Wallis et Futuna, 1 080 patients ont été irradiés au cours d'exams en 1982. Le Groupe technique ne dispose d'aucune information sur l'utilisation des radionuclides dans les diagnostics médicaux, dans la région, mais celui-ci est probablement très réduit. De même, l'utilisation de sources de rayonnements ionisants dans le traitement médical, est jugée faible dans la région, bien qu'une unité au cobalt 60 pour le traitement aux rayons gamma soit appliquée aux cancers, à l'Hôpital de Nouméa, en Nouvelle Calédonie (communication personnelle), un équipement émettant des rayonnements ionisants étant probablement employé dans certains autres pays de la région pour traiter les patients. Le Groupe technique ignore les évaluations réalisées sur la dose de radiations reçue par la population des pays de celle-ci, du fait des sources de rayonnements ionisants utilisées dans la médecine.

Le nombre d'exams aux rayons X, effectués pour 1 000 habitants, par an, dans les pays en voie de développement, semble se situer entre 100 et 200, ce qui est beaucoup moins que dans les pays développés, où il oscille entre 300 et 900 (UNSCEAR, 1982). Il est raisonnable d'admettre qu'une augmentation, et une diversité plus grande, se produiront dans l'utilisation des sources de rayonnements ionisants, aux fins médicales, dans la région du Pacifique Sud, au fur et à mesure du développement des services de santé. Dans la plupart des pays, les installations spéciales nécessaires à cette fin deviennent plus facilement disponibles, dans les centres urbains de grande importance, et l'on doit s'attendre à ce que, avec le temps, ces installations équipent des zones de population moins denses. Une fois ces développements en cours, il sera important que les pays concernés veillent à ce que les doses de radiations reçues par les personnes soient réduites. Le Groupe technique voit l'intérêt du développement d'un programme régional, grâce auquel des services techniques spéciaux pourront contrôler les normes au regard des utilisations médicales des rayonnements ionisants.

### 7.3 RAYONNEMENTS IONISANTS DANS L'INDUSTRIE, LA RECHERCHE, ET L'ENSEIGNEMENT

#### 7.3.1 Généralités

Dans les pays développés, les radionuclides et les équipements électriques qui émettent des rayonnements ionisants, sont utilisés de manière étendue dans l'industrie, la recherche scientifique et industrielle, et dans l'enseignement. Dans un certain nombre de pays en voie de développement, l'emploi des sources de rayonnements ionisants augmente pour ces besoins. Les radionuclides sont soit enfermés dans de petites enveloppes scellées, ou non scellées, comme, par exemple, les liquides ou les poudres.

Dans l'industrie, les radionuclides scellés sont utilisés dans le contrôle de procédés industriels, la vérification de l'efficacité des soudures dans les composants métalliques, et l'élimination des bactéries dans les produits médicaux. Les différentes utilisations des radionuclides non scellés dans la recherche, concernent l'étude de la combinaison de produits dans les procédés industriels, la localisation des fuites dans les oléoducs, l'étude du mouvement des limons et sables dans les rivières et les ports, ainsi que l'analyse des phénomènes physiques, chimiques et biologiques. Les appareils électriques qui émettent des rayons X sont utilisés dans l'industrie et la recherche. Pour analyser les produits industriels et les matériaux de recherche, les procédures utilisant les rayons X sont d'un intérêt tout particulier.

Pour fournir un personnel professionnel et technique apte à utiliser les différentes sources de rayonnements ionisants, de manière efficace et sûre, dans l'industrie et la recherche, on forme à cette fin des étudiants dans les universités et les écoles techniques.

Les utilisateurs des sources de rayonnements ionisants ci-dessus, et les personnes à proximité immédiate, seront légèrement irradiés. De plus, lorsque des applications impliquent l'emploi de radionuclides, des problèmes concernant leur libération possible dans l'environnement, et l'évacuation des déchets radioactifs, se posent. Dans les pays où ces sources sont appliquées de manière étendue dans l'industrie, la recherche et l'enseignement, les réglementations nationales, couramment basées sur les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique, constituent le fondement du contrôle effectif des doses de rayonnements, y compris celles reçues par le public, suite à la libération possible de radionuclides dans l'environnement et l'évacuation des déchets radioactifs.

### 7.3.2 Impacts possibles dans la région du Pacifique Sud

Le Groupe technique ne dispose d'aucune information sur l'utilisation des sources de rayonnements ionisants ci-dessus, dans la région du Pacifique Sud, qui trouvent actuellement une application étendue dans plusieurs pays en voie de développement. Avec le temps, il est vraisemblable que la nécessité d'utiliser au moins certaines applications, se fera sentir pour des pays de cette région. Dans ce cas, il sera important pour les pays de la région de mettre au point un contrôle effectif des doses de rayonnements administrées aux personnes, y compris celles produites par la libération de radionuclides dans l'environnement, et par l'évacuation des déchets radioactifs.

## 7.4 SOURCES DIVERSES DE RAYONNEMENTS IONISANTS

Dans plusieurs rapports présentés à l'Assemblée générale des Nations Unies (UNSCEAR, 1972; 1977; 1982), le Comité scientifique sur les effets des radiations atomiques attirera l'attention sur un certain nombre de produits utilisés par le public (produits de consommation), contenant des radionuclides, dans le but d'obtenir un résultat particulier. Certains rapports mentionnaient également des appareils électriques, dont les composants fonctionnant à haute tension, occasionnent parfois l'irradiation de personnes aux rayons X. La plupart des utilisateurs de ces produits ne savent pas qu'ils sont source de rayonnements, pour eux-mêmes, et pour d'autres individus.

### 7.4.1 Les radionuclides dans les produits de consommation

L'UNSCEAR (1977) a souligné que plusieurs millions d'articles de différents types de produits de consommation, contenant des radionuclides, sont utilisés chaque jour par la population mondiale. Ces produits de consommation étaient classés de la manière suivante : (1) produits lumineux radioactifs; (2) appareillages électroniques et électriques; (3) dispositifs anti-statiques (4) détecteurs de gaz et de fumées; (5) produits en céramique, en verre, en alliage et (6) autres systèmes et applications, instrumentation scientifique comprise. Seuls certains de ces produits sont décrits ici, l'intention des auteurs étant d'insister sur le fait qu'une grande majorité d'utilisateurs sont susceptibles d'ignorer la possibilité d'irradiation de ces derniers.

Les produits radiolumineux comportent des radionuclides et une substance non radioactive pour permettre à ces derniers d'émettre une lumière visible, par suite de l'action des rayonnements ionisants. Exemple des cadrans de certaines montres et horloges, certains compas et instruments de navigation maritime, certains phares de pêche, signalisations de sortie dans les immeubles commerciaux et les avions, et certaines bouées d'amarrage et d'éclairage. Tous ces produits comportent des radionuclides, la plupart à période radioactive longue. Les activités des radionuclides varient d'un type de produit à l'autre. Lors de l'apparition sur le marché d'articles radiolumineux (en particulier, les cadrans de montres et horloges), on a utilisé du radium 226 naturel. Il ne fait pas l'ombre d'un doute que beaucoup d'articles contenant cet élément sont toujours employés ou possédés par des personnes. Dernièrement, on a utilisé des

radionuclides fabriqués artificiellement à la place du radium 226, et les produits radiolumineux contenant ceux-ci ne provoquent, en général qu'une faible irradiation des utilisateurs et autres personnes. Il faut prendre conscience que tous les dispositifs lumineux ne sont pas radioactifs, certaines substances non radioactives émettent de la lumière grâce à d'autres agents non radioactifs.

Peu de radionuclides figurent dans la fabrication des appareils électroniques et électriques, tels que composants de lampes fluorescentes, tubes électroniques, lampes solaires et antispétiques, lampes d'éclairage extérieur et industriel, et de certains systèmes de protection à haute et basse tension. La plupart des dispositifs de ce groupe contiennent des radionuclides produits artificiellement, bien que, pour certains d'entre eux, du radium 226 et du thorium naturels soient utilisés. Mais là encore, tous les types de dispositifs mentionnés ne renferment pas de radionuclides.

Les dispositifs conçus pour éliminer ou contrôler l'électricité statique contiennent des radionuclides. Exemple, les poteaux lumineux utilisés sur les grands bâtiments, et les brosses et autres accessoires destinés à nettoyer les disques et certains instruments scientifiques, afin d'enlever la poussière déposée sur eux par l'électricité statique. Les radionuclides présents dans les dispositifs anti-statiques contiennent du radium 226 et du polonium 210 naturels, et des radionuclides produits artificiellement.

L'emploi de systèmes de détection de gaz ou de fumées dans les immeubles s'accroît. La plupart de ces dispositifs actuels comportent soit du radium 226 et de l'uranium naturels, ou des radionuclides produits artificiellement avec du plutonium 238.

L'uranium et le thorium naturels sont utilisés dans des produits tels que carreaux muraux, assiettes, vases, coupes et pots, pour leur donner des couleurs brillantes. Il en va de même dans la fabrication d'objets spéciaux en verre, les pierres à briquets, les verres de lunettes et les manchons de lampes à gaz. Le thorium naturel existe dans les baguettes de soudure métallique.

Des instruments scientifiques utilisés dans l'industrie et la recherche renferment des radionuclides (produits artificiellement pour la plupart), afin d'améliorer leurs performances. Des radionuclides produits artificiellement ont également été employés dans la détection de la fraude des chèques bancaires et des jetons de distributeurs automatiques. Récemment, de l'uranium naturel, en petites quantités a été utilisé dans les porcelaines dentaires pour le plombage des parties cariées des dents, et pour réaliser de fausses dents. L'uranium fait apparaître les plombages de dents et les fausses dents plus naturels à la lumière du jour et à la lumière artificielle. Tous les isotopes de l'uranium étant radioactifs, cette technique occasionne une irradiation de la bouche et de la langue.

Les questions posées par les produits de consommation contenant des radionuclides ne se limitent pas aux personnes utilisant, ou travaillant avec, ces premiers. Au bout d'un certain temps, beaucoup d'entre eux deviennent inutilisables, pour cause de détérioration ou d'inefficacité, ou sont rejetés pour toute autre raison. Le problème de leur évacuation sûre se pose alors. Même dans les pays développés, où les diverses sources d'exposition aux rayonnements ionisants sont contrôlées, la majeure partie des produits de consommation à base de radionuclides seront probablement évacués comme déchets ménagers ou industriels, sans tenir compte de leur contenu radioactif. Ces déchets étant ordinairement déversés au sol ou brûlés, deviennent une source possible d'irradiation pour les personnes autres que les utilisateurs d'origine.

#### 7.4.2 Appareils électriques fonctionnant à haute tension

Certains équipements électriques fonctionnant à haute tension (supérieure à 10 000 volts environ) peuvent émettre des rayons X. On trouve de tels équipements dans l'industrie, la médecine

et la recherche, lesquels peuvent occasionner une irradiation aux personnes travaillant à leur contact. Toutefois, les récepteurs de télévision en couleur constituent l'appareil électrique le plus courant susceptible d'exposer le public aux rayons X.

Dans les années 60, des études ont montré que certains récepteurs de télévision en couleur émettaient des rayons X d'un niveau très supérieur à la limite recommandée par la Commission internationale de protection radiologique. Par suite, des pays ont adopté à ce sujet des mesures de contrôle plus rigoureuses. Les perfectionnements récents en électronique ont permis d'éliminer la source principale de production de rayons X qui existait dans les récepteurs couleur de la première génération. Les doses de rayons X administrées aux personnes par les récepteurs de la dernière génération se sont avérées négligeables, dans des conditions d'utilisation normale et d'entretien correct. Le problème rencontré avec ce type d'appareils n'existait pas dans les récepteurs en noir et blanc, en raison des faibles tensions de fonctionnement de leurs composants électriques.

#### 7.4.3 Impacts possibles dans la région du Pacifique Sud

Un rapport de l'UNSCEAR (1977) estime, qu'au niveau mondial, les produits de consommation des types présentés ci-dessus, contribuaient chaque année à une dose de rayonnements égale à une exposition supplémentaire de trois jours de la population mondiale à une irradiation naturelle normale. Bien que cette dose supplémentaire soit de faible importance, elle constitue la troisième contribution la plus significative des activités de l'homme, n'étant dépassée que par l'utilisation des rayonnements ionisants dans les diagnostics médicaux (dose la plus forte) et les retombées d'explosions nucléaires dans l'atmosphère. Les contributions réelles des produits de consommation à la dose de rayonnements des personnes, dans différents pays et régions, dépendent du degré d'utilisation et de contrôle desdits produits. Le Groupe technique ne disposait pas d'informations sur l'emploi de ces produits dans la région du Pacifique Sud.

Des efforts sont entrepris continuellement dans les pays pour contrôler l'utilisation des différentes sources de rayonnements ionisants étudiés précédemment, et pour réduire les niveaux de dose d'irradiation reçue par les personnes. Pour certains produits (par exemple, les récepteurs de télévision), des normes internationales ont été fixées. Des réglementations nationales ou régionales s'appuyant sur les directives recommandées au Chapitre 4 (section 4.1) assureraient une réduction de la dose d'irradiation administrée aux personnes de la région.

#### 7.5 AUTRES SOURCES D'USAGE NON PUBLIC

Dans l'un de ses rapports, l'UNSCEAR (1972) faisait allusion à différentes sources de rayonnements ionisants, non utilisées par le public, mais qui, par le passé, ont occasionné des doses d'irradiation aux personnes, et une contamination radioactive de l'environnement. En particulier, ce rapport se référait à des accidents d'avions transportant des bombes nucléaires ou des composants de celles-ci, à la perte en mer de sous-marins nucléaires, au retour incontrôlé sur terre d'éléments de satellite contenant des radionuclides (voir Chapitre 6, section 6.4.2.5), et à la perte, au vol, et mauvaise utilisation de radionuclides. Certains de ces accidents entraînent une contamination radioactive limitée de l'environnement et une faible dose de radiations aux populations; mais d'autres impliquèrent une dose plus élevée pour quelques individus.

#### 7.6 RECAPITULATIF DES DOSES EMANANT DE DIFFERENTES SOURCES DE RAYONNEMENTS, ET TENDANCES

La Figure 7.1 établit une comparaison entre les contributions apportées par les sources naturelles, les applications médicales, les explosions nucléaires atmosphériques et la production d'électricité d'origine nucléaire, à l'irradiation reçue par la population mondiale, exprimée en

pourcentage de l'équivalent de dose effective annuelle moyen des sources naturelles de rayonnement. Avec un équivalent de dose effective annuelle de 2 000 microsieverts (1 000 microsieverts, dans la région du Pacifique Sud), les sources naturelles représentent, de loin, la contribution la plus importante (Chapitre 5). Parmi les sources artificielles, ce sont les applications médicales, en particulier pour les diagnostics, qui jouent le rôle principal. Pour celles-ci, l'équivalent de dose effective annuelle, dans le monde, correspond à environ 400 microsieverts (UNSCEAR, 1982), à savoir, 20 % approximativement de l'exposition annuelle moyenne au rayonnement ionisant naturel. Dans la région du Pacifique Sud, ce dernier est inférieur à la moyenne mondiale, mais l'exposition moyenne due aux applications médicales est probablement également moindre; par suite, le même pourcentage approximatif peut s'appliquer à la région. Les utilisations médicales des rayonnements ionisants constituent le domaine où des pays ont potentiellement la plus grande possibilité de contrôler la dose de rayonnements reçue par leurs populations.

La contribution apportée par les explosions nucléaires a suivi une tendance irrégulière, et a considérablement diminué depuis 1963, avec de légères variations dues aux explosions les plus récentes. L'équivalent de dose effective collective annuelle, attribuable à la production d'énergie électrique d'origine nucléaire, a augmenté continuellement, en raison de l'extension des programmes nucléaires, mais sa contribution se situe à un niveau très inférieur.

#### 7.7 REFERENCES

- Fidji, Ministère de la santé, 1980. Rapport de l'année 1978, Etude parlementaire No.51 de 1980.
- Fidji, Ministère de la santé, 1982. Rapport de l'année 1979, Etude parlementaire No.49 de 1982.
- Samoa occidentales, Ministère de la santé, 1977. Statistique de santé dans les Samoa occidentales.
- Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR), 1972. Rayonnements ionisants: Niveaux et effets. Rapport présenté à l'Assemblée générale, avec Annexes, Volume 1.
- Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR), 1977. Sources et effets des rayonnements ionisants. Rapport présenté à l'Assemblée générale, avec Annexes.
- Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR), 1982. Rayonnements ionisants: sources et effets biologiques. Rapport présenté à l'Assemblée générale, avec Annexes.

POURCENTAGE DE L'EQUIVALENT DE DOSE ANNUELLE MOYEN RECUE  
DES SOURCES NATURELLES DE RAYONNEMENT

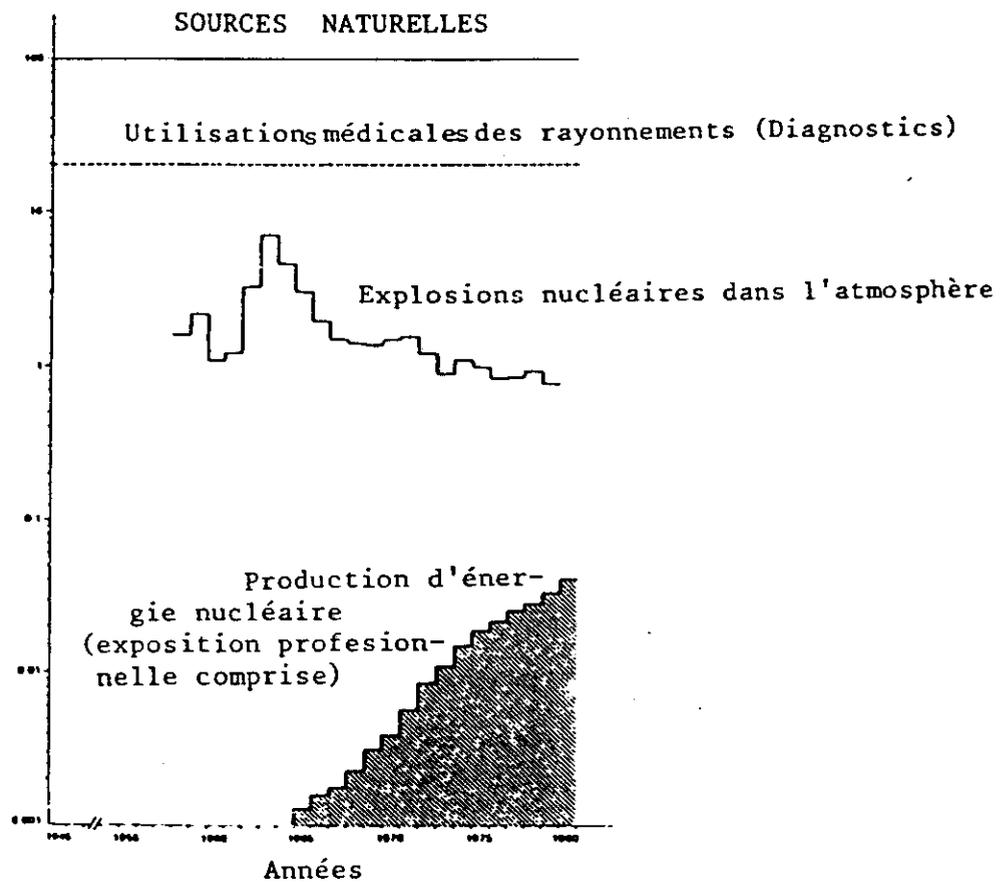


Figure 7-1. Tendances des doses reçues de différentes sources de rayonnements en fonction du temps. Equivalents de dose effective annuelle exprimés en pourcentage de l'exposition moyenne aux sources naturelles.  
Source : UNSCEAR (1982), p. 25

## CHAPITRE 8

### RADIOACTIVITE DANS L'OCEAN PACIFIQUE

#### 8.1 INTRODUCTION

La plus grande préoccupation actuelle sur la radioactivité dans la région du Pacifique Sud provient de la possibilité de contamination de l'environnement marin par les activités existantes ou à venir, impliquant des matières radioactives. Comme fondement de la discussion de ces activités, présentées au Chapitre 9 ci-dessous le présent Chapitre survole la radioactivité naturelle et artificielle dans l'océan Pacifique. Il permettra de fournir au lecteur une appréciation sur les niveaux de radioactivité, et sur certains processus océaniques de contrôle des distributions et des niveaux de concentration de radionuclides dans l'océan. Comme l'explique le Chapitre 2, on retiendra ici, et au chapitre suivant, l'ancienne unité d'activité, le curie. Les concentrations dans l'eau de mer sont plus couramment exprimées en picocuries (10<sup>-12</sup> curies), par litre ou kilogramme d'eau. Ce chapitre contient plusieurs figures qui ont été reproduites à partir de la documentation scientifique publiée, certaines utilisant d'ailleurs d'autres unités de concentration. Ces dernières sont expliquées dans les légendes des figures ou dans le texte.

#### 8.2 RADIOACTIVITE NATURELLE

L'eau de mer contient en fait tous les radionuclides naturels, bien que certains d'entre eux existent à des niveaux de concentration extrêmement faibles. La présente section aborde une sélection des radionuclides naturels, jugés par l'UNSCEAR (1982) comme sources importantes d'irradiation par l'homme. Quelques radionuclides décrits sont également importants dans l'analyse des doses de rayonnement administrées aux organismes marins. Cependant, une grande partie de la recherche scientifique menée sur la présence de radionuclides naturels dans les océans, a été effectuée parce qu'ils servaient d'indicateurs pour l'étude de la dispersion des matières et de leur transport dans le milieu marin.

La plupart des données qui existent actuellement sur la radioactivité naturelle dans l'océan, ont surtout été recueillies pendant l'Etude des sections océaniques géochimiques (GEOSECS), partie intégrante de la Décennie internationale de l'exploration des océans, étude de coopération multinationale des océans du globe au cours de la période 1970 à 1980. GEOSECS consistait en une étude à grande échelle des propriétés chimiques de l'océan, insistant tout particulièrement sur la mesure des nuclides radioactifs pouvant être utilisés comme indicateurs d'analyse des processus de circulation et de mélange dans la mer. L'expédition GEOSECS dans le Pacifique s'est effectuée à bord du navire R/V Melville, affrété par l'Institution océanographique Scripps, entre les mois d'août 1973 et juin 1974 (Craig et Turekian, 1976). La présente section du rapport se réfère largement aux données GEOSECS, et une carte situe les stations d'échantillonnage (Figure 8-1).

##### 8.2.1 Radionuclides cosmogéniques

L'UNSCEAR (1982) identifie quatre radionuclides seulement dans cette catégorie, qui interviennent fortement dans l'irradiation humaine : le tritium, le béryllium 7, le carbone 14 et le sodium 22. Aucune mesure n'a été faite sur les concentrations de sodium 22 dans l'eau de mer, et les niveaux naturels de tritium dans l'océan sont actuellement insignifiants comparés aux quantités ajoutées par les essais d'armes nucléaires.

### 8.2.1.1 Béryllium 7

Les mesures de béryllium 7 dans l'océan Pacifique ont été rapportées par Silker (1972). La Figure 8-2 présente des exemples de distribution verticale de cet élément. Les concentrations sont fortes en surface et, en général, relativement uniformes dans la couche mélangée superficielle; elle est rapidement brassée par les vents soufflant à la surface de la mer, mais les concentrations diminuent brutalement dans la partie supérieure de la pycnocline, (thermocline). La pycnocline est la région de la colonne d'eau où la densité de l'eau de mer augmente nettement avec la profondeur, surtout en raison de la température plus froide. Le fort gradient de densité de la pycnocline inhibe notablement le mélange vertical, et, du fait de la période courte du béryllium 7 (53 jours), une faible partie de celui-ci la pénètre avant de subir la désintégration radioactive. Par suite, les quantités de béryllium 7 dans l'océan à une profondeur supérieure à 100 m sont normalement indétectables. La barrière de pycnocline inhibe, en outre, le transport vers la surface de matières libérées en profondeur dans la colonne d'eau, ou au fond de la mer.

### 8.2.1.2 Carbone 14 naturel

Le carbone 14 existe dans l'atmosphère sous forme de gaz carbonique, et pénètre dans l'océan par échange gazeux à la surface de la mer. Du fait des réactions chimiques du gaz carbonique avec les molécules d'eau, le carbone 14 de l'océan se présente surtout sous forme de bicarbonate. Le mélange et la circulation dans l'océan distribuent le carbone 14 à toutes les profondeurs. Le carbone 14 subissant une désintégration radioactive continue pendant cette distribution, il est possible d'utiliser les variations de mesures de la teneur de cet élément dans l'eau de mer, pour évaluer la vitesse du processus de circulation et de mélange. Ce type d'informations est essentiel pour une bonne compréhension du fonctionnement de l'océan; c'est pour cela que la distribution du carbone 14 dans les eaux est d'un grand intérêt scientifique. La mesure des concentrations de carbone 14 dans l'eau de mer a donc été une activité principale de GEOSECS. Les données recueillies sur le carbone 14 par GEOSECS dans le Pacifique, ont été publiées par Ostlund et Stuivert (1980).

La Figure 8-3 contient les profils verticaux des distributions du carbone 14 dans différents océans. Les concentrations de carbone 14 dans l'eau de mer sont toujours exprimées en écarts pour mille du rapport carbone 14/carbone 12 comparé à celui existant dans l'atmosphère, avant le début de la révolution industrielle (à savoir, un peu avant 1850). Une valeur  $\Delta C-14$  de -150 pour mille, par exemple, signifie un rapport carbone 14/carbone 12 d'environ 150 pour mille, ou de 15%, inférieur, donc, à celui du gaz carbonique de l'atmosphère pré-industrielle. Les couches superficielles de l'océan ont été grandement perturbées par d'importantes quantités de carbone-14 produites dans l'atmosphère, au cours d'essais d'armes nucléaires, et des valeurs  $\Delta C-14$  positives, couramment supérieures à +100 pour mille, se rencontrent maintenant dans les eaux de surface des océans.

Ainsi, les valeurs proches de la surface indiquées pour le carbone 14 naturel, à la Figure 8-3, ont été redéfinies à partir des mesures réalisées avant les entrées principales de carbone 14 produit par les armes nucléaires (à savoir, avant 1957).

Les points importants à noter dans cette Figure sont : (1) les fortes valeurs de  $\Delta C-14$  sont obtenues en surface, (2) les gradients verticaux supérieurs, dans la thermocline principale (pycnocline), jusqu'à 1 000 mètres environ, et (3) les valeurs supérieures en eau profonde, dans l'Atlantique Nord, les plus faibles étant enregistrées dans le Pacifique Nord. Le premier point indique que le carbone 14 est ajouté seulement à la surface de l'océan, et que les eaux plus profondes sont suffisamment isolées de l'atmosphère pour qu'une désintégration radioactive importante se produise. Comme avec le béryllium 7, les gradients accentués illustrent le rôle joué par la thermocline comme barrière de ralentissement des échanges entre les masses d'eau de surface et profondes de l'océan. Les très faibles valeurs de  $\Delta C-14$  dans les profondeurs du Pacifique Nord

indiquent que cette masse d'eau a été isolée plus longtemps du contact avec l'atmosphère que n'importe quelle autre. Les circulations océaniques à grande échelle sont telles que les eaux profondes sont dérivées par l'enfoncement des eaux de surface, seulement dans l'Atlantique Nord lointain et autour de l'Antarctique (principalement dans la mer Weddell), la formation d'eau profonde n'existant pas dans le Pacifique Nord. La Figure 8-4 représente une coupe verticale de l'océan Pacifique illustrant la diminution sud-nord du  $\Delta C-14$ .

On peut considérer approximativement que l'eau profonde de l'océan Pacifique tire son origine du sud, dans le Courant circumpolaire antarctique, et par une advection verticale lente à travers la thermocline, pénètre dans les couches supérieures, puis repart du Pacifique par un mouvement de retour lent du sud vers la région circumpolaire. Les mesures du carbone 14 naturel effectuées pendant l'expédition GEOSECS permet d'évaluer la durée de ce cycle. Un calcul récent de Stuiver et coll. (1983) donnait un temps de remplacement de 510 ans pour l'eau de l'océan Pacifique à une profondeur supérieure à 1 500 m. Il convient d'insister sur le fait que le chiffre donné est une évaluation moyenne, et que certains paquets d'eau peuvent être remplacés plus ou moins fréquemment.

### 8.2.2 Radionuclides primordiaux

#### 8.2.2.1 Nuclides à période très longue

Le potassium, le rubidium, l'uranium et le thorium sont tous fournis aux océans par les rivières, à la suite de l'altération superficielle des continents. On a découvert, dernièrement, que des quantités importantes de potassium et de rubidium sont également libérées dans l'océan par l'activité hydro-thermale sur les crêtes des rides médio-océaniques, où l'eau de mer s'infiltré par la roche chaude, nouvellement formée, en y extrayant les éléments en solution (Edmond et coll., 1979). Tout le potassium et le rubidium amenés à l'océan contiennent les radio-isotopes potassium 40 et rubidium 87, dans les mêmes proportions qu'à l'état naturel, tous les isotopes de l'uranium et du thorium naturels étant, bien entendu, radioactifs.

En tant que système chimique, l'océan se caractérise principalement, par le fait que toute matière apportée lui est également retirée dans la mesure où elle se dépose dans les sédiments du fond, ou par interaction de l'eau de mer avec la roche chaude dans la circulation hydro-thermale mentionnée précédemment.

Pour les substances naturelles, il est certain que les océans constituent un état de stabilité, où les échanges s'équilibrent, il en résulte une constance des concentrations dans l'eau de mer, avec le temps. En d'autres termes, il ne semble pas que la salinité totale de l'océan, ou des proportions relatives des différents éléments dissous dans l'eau de mer, ait beaucoup changé, même sur plusieurs millions d'années. Si le débit d'entrée ou de sortie d'un élément est comparé à sa concentration dans l'eau de mer, il devient alors possible de définir un temps de séjour pour celui-ci, qui correspondra au temps moyen passé par un atome de celui-ci dans la colonne d'eau océanique, avant d'en être retiré. Pour le potassium, le rubidium et l'uranium, les temps de séjour sont très longs ( $10^5 - 10^7$  ans), rapportés aux temps de mélange de l'océan (environ  $10^3$  ans); ainsi, leurs radioisotopes ont des concentrations pratiquement identiques partout dans l'eau de mer : 330 picocuries par litre pour le potassium 40, 2,9 picocuries par litre, pour le rubidium 87, 1,1 picocurie, pour l'uranium 238, 1,3 pour l'uranium 234, et 0,05 pour l'uranium 235.

A la différence du potassium, du rubidium et de l'uranium, le thorium est difficilement mobilisé dans les eaux naturelles, la majeure partie de son transport, dans les océans, se produisant dans les résidus de particules solides de l'érosion continentale. Ainsi, le thorium 232 est plutôt distribué de façon non homogène dans les océans, et ses concentrations sont très faibles.

### 8.2.2.2 Radionuclides de la famille de l'uranium

Le Chapitre 5, Figure 5-1, présente la chaîne de désintégration et les périodes des radionuclides de la famille de l'uranium. La comparaison des concentrations relatives de ces derniers dans l'eau de mer est enrichissante. Une illustration en est donnée par le graphique de la Figure 8-5, où les valeurs représentatives des eaux de surface et profondes du Pacifique sont utilisées. Dans tout système fermé à la migration de l'uranium et à ses produits de désintégration, pendant un temps suffisant, on atteint un type d'état stable connu sous le nom d'équilibre séculaire, dans lequel les vitesses de désintégration, et partant, les activités, de tous les membres de la chaîne, sont égaux à celui de l'uranium 238 (voir Chapitre 3). On peut constater (Figure 8-5) que cette condition ne se rencontre pas dans la colonne d'eau océanique, et que de nombreux exemples de déséquilibre existent dans la famille de l'uranium, par suite du transport des produits de désintégration dans le système et hors de celui-ci. Les divers cas de déséquilibre sont intéressants, car ils renseignent sur la façon dont se comportaient les radionuclides dans l'océan, avec les propriétés chimiques différentes.

L'uranium a déjà été mentionné comme élément à long temps de séjour dans l'océan; sa concentration dans l'eau de mer est donc partout uniforme. On peut remarquer, d'après la Figure 8-5, que l'uranium 234 est légèrement en excès (à savoir que son activité est supérieure à celle de l'uranium 238). La raison en est un effet de recul nucléaire pendant la désintégration radioactive, de sorte que, au cours du processus d'érosion, les atomes d'uranium 234 présents dans les roches sont un peu plus facilement arrachés et solubilisés que les atomes d'uranium 238 restants. Par suite, les rivières contiennent une quantité plutôt excessive d'uranium 234, et les océans, une valeur de 15% supérieure.

Un exemple type de déséquilibre radioactif dans la famille de l'uranium, est représenté par les isotopes de thorium : thorium 234 et thorium 230. On remarque un manque de ce premier dans les eaux de surface (activité du thorium 234 inférieure à celle de l'uranium 238). C'est l'indication que le thorium est enlevé de la couche superficielle de l'océan. Pour maintenir cette insuffisance, le processus d'enlèvement doit se produire à une vitesse comparable à celle de désintégration du thorium 234. Matsumoto (1975) a effectué un grand nombre de mesures sur cet élément, dans le Pacifique Nord, en relevant un temps de séjour de 4 à 5 mois dans la couche superficielle de l'océan. L'enlèvement de thorium est provoqué par l'absorption de particules dans l'eau qui, en surface, sont fournies en abondance par la production de plancton. Cette action est suivie d'un dépôt des particules et du transport du thorium vers les couches plus profondes de la colonne d'eau. Ce dépôt peut être accéléré par l'activité du zooplancton, qui ingère de fines particules et les rejettent sous forme de matières fécales pour se déposer plus rapidement. C'est un bon exemple de processus naturel d'extraction par lequel les océans se purifient de leurs substances additionnelles. Ces processus démontrent que les océans possèdent une certaine capacité d'assimilation des déchets qu'ils reçoivent. On doit insister sur le fait que chaque élément et radionuclide se conduisent différemment dans les océans, et que, par suite, l'efficacité du processus d'extraction est très variable, en fonction des propriétés chimiques spécifiques de cet élément ou radionuclide. Pour le thorium, le processus est très efficace. Il ne l'est pas du tout pour le potassium, le rubidium et l'uranium, ces éléments résidant dans les océans pendant très longtemps comme mentionné précédemment.

Dans les eaux profondes de l'océan, le thorium 234 est en équilibre avec l'uranium 238. Ce qui indique que le processus d'extraction ou d'entraînement décrit ci-dessus, est plus lent qu'à la surface de l'océan, et lent comparé à la vitesse de désintégration du thorium 234. La différence entre les eaux profondes et de surface est due aux concentrations plus faibles de particules trouvées dans le fond de l'océan. Cependant, l'examen de l'isotope thorium 230 à période plus longue montre que l'entraînement continue également en profondeur; dans ce cas, nous avons un exemple de déséquilibre radioactif extrême, les activités du thorium 230 étant pratiquement insignifiantes comparées à celles de l'uranium 234. Bien que la vitesse d'enlèvement

du thorium des profondeurs de l'océan soit lente, comparée à celle de désintégration du thorium 234, elle est encore rapide par rapport à la désintégration du thorium 230. D'après le déséquilibre thorium 230/uranium 234, on peut calculer un temps de séjour du thorium dans les eaux profondes de l'océan de 20 à 30 ans environ. Ainsi, même si le thorium 230 est un radionuclide à longue période (75 000 ans), il ne reste pas longtemps dans les océans. La totalité du thorium 230 qui serait en équilibre avec l'uranium 234, se trouverait pratiquement dans les sédiments de fond, et non dans la colonne d'eau.

L'enlèvement du thorium 230 de la colonne d'eau étant efficace, le reste de la chaîne de désintégration de la famille de l'uranium se trouve surtout dans les sédiments supérieurs du fond des océans. Toutefois, une quantité (10 % environ) de radium 226, formé ici, s'échappe dans l'eau de fond, et se disperse vers le haut. Ce qui constitue un exemple de libération naturelle de radioactivité au fond de la mer, fournissant, par suite, un élément de comparaison utile pour évaluer les effets possibles des libérations artificielles.

Au cours du GEOSECS, une grande quantité de données sur le radium 226 a été recueillie dans l'océan Pacifique. Celles-ci ont été publiées dans des articles de Chung et Craig (1980), et de Ku et coll. (1980). Un exemple des distributions relevées est illustré à la Figure 8-6. Les concentrations de radium 226 sont plus fortes dans les eaux profondes qu'à la surface, comme on pouvait le prévoir d'après les mouvements de fond. Cependant, les concentrations en surface se trouvent être beaucoup trop faibles pour être prises en compte par les modèles de dispersion physique, basés sur la distribution du carbone 14 naturel; en conclusion, d'autres processus, différents de la désintégration radioactive, doivent enlever le radium 226 de la surface des océans. L'un de ces processus consiste en l'incorporation du radium 226 dans les débris biogéniques produits en surface par le plancton, dont la plupart se dissolvent en entrant dans les eaux profondes, ou en atteignant les sédiments de fond. Ainsi, il existe un cycle dans lequel le radium 226 dissous est lentement mélangé vers la surface, au-dessus de la thermocline, puis transporté vers le bas par des particules, et libéré en profondeur. Ce cycle produit une distribution de radium 226 dans l'océan, où l'eau profonde la plus récente (à savoir, celle arrivée la dernière en surface) contient les plus faibles concentrations de radium 226 (rencontrées dans l'Atlantique Nord), les eaux les plus anciennes du Pacifique Nord, contenant les concentrations les plus fortes. Ces constatations s'opposent aux tendances observées pour le carbone 14, ci-dessus, mais sont similaires à celles analysées pour les éléments nutritifs, en particulier, le silicate. Les eaux de surface contiennent, partout, une concentration sensiblement identique de radium 226 (0,03 à 0,04 picocurie par litre).

Le radon 222, et ses descendants à courte période sont en équilibre séculaire avec le radium 226, dans la presque totalité de la colonne d'eau océanique. Cependant près du fond, le radon 222 est en excès (à savoir, son activité est supérieure à celle du radium 226), en raison d'un apport à partir des sédiments intérieurs. A partir de la distribution de radon 222 en excès, au-dessus du fond de la mer, il est possible de déterminer les proportions du mélange dans la couche inférieure. Sarmiento et coll. (1976) en donnent une description, en s'appuyant sur les données du GEOSECS provenant du Pacifique et d'autres océans. La proportion du mélange est importante pour déterminer les concentrations de l'eau de fond pouvant provenir des libérations artificielles de radioactivité au fond de la mer.

A la surface de la mer, le radon 222 est insuffisant (activité inférieure à celle du radium 226), du fait d'une perte vers l'atmosphère. Les taux d'échange gazeux à l'interface peuvent être évalués à partir des mesures de cette insuffisance. Cependant, l'océan ne constitue pas une source de radon importante dans l'atmosphère, la majeure partie provenant de la terre.

Des mesures du plomb 210 dans l'eau de mer montrent un excès significatif (activité supérieure à celle du radon 222) à la surface, et une insuffisance (activité du plomb 210 inférieure à celle du radon 222) dans les profondeurs, en dessous de la thermocline. La source

d'excès en surface provient des retombées naturelles de plomb 210 de l'atmosphère, où il est produit après la désintégration radioactive du radon 222, dérivant lui-même principalement des continents. L'insuffisance en eaux profondes signifie que le plomb 210 est continuellement pris à l'océan, comme c'était le cas pour le thorium 230, étudié précédemment.

La Figure 8-7 représente une carte des concentrations de plomb 210 dans l'eau de surface. Celles-ci sont en général plus fortes dans le Pacifique Nord que dans le Pacifique Sud. Ces valeurs reflètent une importance plus grande des terres dans l'hémisphère Nord, qui fournit plus de radon 222 dans l'atmosphère, et par suite, plus de plomb 210 à la surface de la mer. On peut également constater que les concentrations de cet élément sont, dans chaque hémisphère, plus élevées dans les régions centrales de l'océan (Figure 8-7).

Ce principe représente le schéma de productivité biologique de l'océan. Comme le thorium, le plomb est pris des eaux de surface en raison de la formation et du dépôt de particules suivant un processus biologique. L'activité biologique, et de là, le processus d'extraction, sont plus intenses au bord de l'océan, et le long de l'équateur. L'extraction est plus efficace dans ces eaux, et les concentrations de plomb 210 sont moindres.

Les distributions verticales de plomb 210 dans l'océan Pacifique sont indiquées dans les données GEOSECS, publiées par Nozaki et coll. (1980), et par Chung et Craig (sous presse). La Figure 8-8 représente quelques données typiques. Les résultats expriment la différence entre les activités du plomb 210 et du radium 226, pour montrer le changement de valeur du déséquilibre en fonction de profondeur. Le plomb 210 en excès (valeurs positives) peut être observé en haut, pénétrant dans la thermocline. En dessous de 1 000 mètres environ tous les échantillons montrent une insuffisance (valeurs négatives); les insuffisances sont plus importantes près du fond, indiquant que l'enlèvement de plomb 210 est plus rapide à ce niveau, en raison de l'intensification des processus d'extraction près de l'interface sédiments/eaux.

Le dernier membre radioactif de la famille de l'uranium est le polonium 210. Nozaki et coll. avaient répertorié les concentrations dans les eaux de surface de l'océan Pacifique. Une faible partie du polonium 210 de l'océan provient de l'atmosphère, la plus grande part étant produite dans l'océan lui-même, par désintégration du plomb 210. On sait que le polonium 210 est fortement concentré par le plancton et d'autres organismes marins, certains de leurs tissus recevant des doses de rayonnements très fortes de cet élément déposé en eux (Cherry et coll., 1982). En raison de l'apport par le plancton et de l'absorption sur les détritiques planctoniques, le polonium 210 est entraîné de la surface des océans, et une insuffisance de cet élément (activité inférieure à celle du plomb 210) sera constatée partout. La Figure 8-9 en est une illustration, en représentant le rapport d'activité polonium 210/plomb 210 dans les eaux de surface du Pacifique. Comme prévu, les rapports les plus élevés (entraînement moindre) sont relevés dans les zones centrales des océans de chaque hémisphère, et les rapports les plus faibles (vitesse d'entraînement la plus élevée) se rencontrent dans les zones où la productivité biologique est la plus forte.

### 8.2.2.3 Radionuclides d'autres chaînes de désintégration

La chaîne de désintégration et les périodes des radionuclides de la famille du thorium sont présentées au Chapitre 5, Figure 5-2. Du fait de la très faible solubilité du thorium dans l'eau de mer, et des périodes courtes de tous les produits de désintégration du thorium 232, les membres de cette famille sont normalement présents dans l'eau de mer à des concentrations très faibles. Toutefois, des quantités importantes de radium 228 se rencontrent au bord de l'océan et près des grands fonds marins, par suite de sa diffusion à partir des sédiments.

Comme le radium 226, le radium 228 apporte un élément de comparaison analogue pour évaluer les libérations artificielles au fond de la mer et les mesures du thorium 228 fournissent des

informations importantes sur l'entraînement chimique (processus d'épuration ou d'extraction décrit ci-dessus) dans la mer.

Le niveau d'activité de l'uranium 235, dans la nature, est inférieur de 5 % à celui de l'uranium 238. Pour l'UNSCEAR (1982), les faibles contributions aux doses reçues des membres de la chaîne de désintégration de l'uranium 235, sont jugées négligeables. Les concentrations des produits de désintégration de cet élément dans l'eau de mer sont très faibles et difficiles à mesurer.

### 8.3 RADIOACTIVITE ARTIFICIELLE

Au cours de la période des essais atmosphériques des armes nucléaires à grande échelle des Etats-Unis, dans les sites d'essais du Pacifique, aux îles Marshall, plusieurs études sur l'océan ont été menées par des scientifiques japonais et américains, en vue de contrôler les changements des niveaux de radioactivité dans l'eau (Société japonaise pour la promotion de la Science, 1956; Hines, 1962). La plupart des techniques de mesures employées, pendant les premières études, n'ont pas pu déterminer les concentrations de chaque radionuclide, et l'échantillonnage n'était généralement pas assez détaillé ou fréquent pour refléter, de manière adéquate, le haut degré de variabilité spatiale et temporelle existant à cette époque. Pour ces raisons il est difficile, au vu des premiers travaux, de tirer des conclusions sur le comportement des radionuclides artificiels dans l'océan.

Comme pour les radionuclides naturels, la plupart des données existant sur les distributions de chaque radionuclide artificiel dans l'océan Pacifique, proviennent de l'expédition GEOSSECS dans le Pacifique, menée en 1973 et 1974, quelques 10 ans après l'arrêt de la production à grande échelle de débris d'armes nucléaires, faisant suite aux essais atmosphériques des Etats-Unis et de l'Union Soviétique. Les radionuclides artificiels les plus importants mesurés au cours de GEOSSECS ont été le tritium, le carbone 14, le césium 137 et le plutonium 239, 240 (somme des deux isotopes qui ne pouvaient pas être mesurés individuellement par la technique utilisée). Ces radionuclides donnent des informations importantes sur la manière dont les matières se déplacent et se dispersent dans l'océan, en particulier, à cette époque, dans les couches supérieures. Les distributions dans l'océan continuent de varier avec le temps, et pour cette raison, ils appartiennent à une classe de substances, appelées parfois indicateurs transitoires. A cet égard, ils diffèrent des radionuclides naturels, dont les distributions restent pratiquement stables dans le temps.

A l'exception du carbone 14, qui forme du gaz carbonique dans l'atmosphère, les radionuclides produits au cours des explosions nucléaires atmosphériques, sont distribués largement dans l'hémisphère d'origine (Chapitre 6). Cela est vrai pour le tritium, qui pénètre dans les océans pour constituer l'eau tritiée en partie dans la pluie, à un degré moindre dans les rivières, mais surtout, par un échange de vapeur à l'interface air-mer. Il en va de même pour le strontium 90, césium 137 et le plutonium 239, 240, qui sont tous distribués à la surface de la mer, en pluie, ainsi qu'en retombées sèches. Comme le gaz carbonique, le carbone 14 a un temps de séjour dans l'atmosphère plus long, et tend à se distribuer plus uniformément entre les deux hémisphères.

En 1973, 50 % environ du carbone 14 total produit par les armes nucléaires restaient encore dans l'atmosphère, contre seulement 0,1 % de tritium (Broecker et Peng, 1982). Par suite, l'inventaire atmosphérique du carbone 14 continue de diminuer du fait de son absorption par les océans (Chapitre 6, Figure 6-5).

Le tritium et les radionuclides de retombées, strontium 90, césium 137 et le plutonium 239, 240, atteignent tous la surface de la mer en quelques semaines (pour l'injection troposphérique) ou en quelques années (pour l'injection stratosphérique), à partir du moment où ils sont produits dans une explosion nucléaire. Ainsi, un pic marqué, décalé d'une année ou deux par rapport à celui

en formation, est obtenu lorsque les teneurs délivrées sont représentées en fonction du temps (Figure 6-10). Leur comportement contraste avec l'enlèvement plus graduel de C-14 de l'atmosphère, comme indiqué au Chapitre 6, section 6.4.2.7 et représenté à la Figure 6-5.

### 8.3.1 Distribution du tritium dans l'océan Pacifique

La Figure 8-11a représente une partie du tritium mesurée dans l'océan Pacifique, au cours de GEOSECS. Comme exposé au Chapitre 5, la quantité de tritium naturel (cosmogénique) dans les océans est très faible, pratiquement la totalité de l'élément rencontré actuellement dans leurs eaux peut être considéré comme produit par les armes nucléaires. La distribution asymétrique du tritium autour de l'équateur est frappante dans les parties mesurées. Comme prévu, des concentrations beaucoup plus fortes sont relevées dans l'hémisphère Nord. Cette même asymétrie apparaît également dans les inventaires de colonne d'eau présentés à la Figure 8-11b. Toutes les concentrations de tritium sont exprimées en unités correspondantes (UT). Une UT représente un atome de tritium pour tout  $10^{18}$  atome d'hydrogène et équivaut à 3,2 picocuries par litre d'eau de mer. Ainsi, les plus fortes concentrations en eau de surface, représentées à la Figure 8-11b, correspondent à environ 30 picocuries par litre. En 1973-1974, aucune quantité de tritium n'a pu être détectée dans l'océan Pacifique au-dessous de 1 000 mètres.

### 8.3.2 Carbone 14 produit par les bombes

Les quantités de carbone 14 produites au cours des essais atmosphériques d'armes nucléaires, ont été assez importantes pour provoquer une augmentation significative de la teneur en cet élément dans l'atmosphère, et, par suite, à la surface de l'océan. La Figure 8-12a montre les valeurs  $\Delta C-14$  mesurées dans les eaux de surface du Pacifique, au cours du GEOSECS (1973-1974), comparées à celles relevées précédemment, avant les entrées marquées de C-14 produit par les bombes (avant 1958). La Figure 8-12b représente les inventaires de colonne d'eau de l'élément artificiel. La comparaison avec la Figure 8-11 indique que, avec le carbone 14, l'asymétrie est moindre dans la distribution autour de l'équateur qu'avec le tritium. Comme indiqué ci-dessus, et dans le Chapitre 6, la raison en est le temps de séjour long du gaz carbonique dans l'atmosphère, par rapport au temps nécessaire à l'échange atmosphérique entre les hémisphères Nord et Sud. On pense que la quantité minimale de carbone 14 marquée à l'équateur, résulte principalement de l'advection verticale, dans cette région, des eaux relativement pauvres en cet élément, et que les données apportent une méthode d'évaluation des vitesses de ce mouvement (Broecker et Peng, 1982).

### 8.3.3 Les radionuclides de retombées : strontium 90, césium 137 et plutonium 239, 240

Une étude récente publiée par Bowen et coll. (1980), s'appuyant largement sur les données des stations GEOSECS, fournit l'analyse la plus complète actuellement disponible sur les radionuclides de retombées dans l'océan Pacifique. Les premières évaluations, réalisées surtout par Y. Miyake et coll., au Japon et T.R. Folsom et coll., aux Etats-Unis, ont été revues par Volchok et coll. (1971), et Miyake et Sugimura (1974).

Les données GEOSECS sont représentées par coupes verticales, sur les Figures 8-13 à 8-16. En général, le strontium 90 et le césium 137 de retombées sont liés entre eux par un rapport constant (césium 137/strontium 90 = 1,45), maintenu partout dans l'eau de mer. Ainsi, il serait superflu de présenter les données pour les deux radionuclides, et les profils des Figures 8-13 et 8-15 sont calqués sur le strontium 90, aussi bien que sur le césium 137.

La distribution du césium 137 (et du strontium 90) est fortement ressemblante à celle du tritium (Section 8.3.1). Cette similarité reflète le fait que le césium 137 se déplace surtout en solution franche dans l'eau de mer, sans être associé de manière significative aux particules en train de couler. Comme dans le cas du tritium, le césium 137 de retombées montre une forte asymétrie dans sa distribution autour de l'équateur.

Les distributions du plutonium 239, 240 contrastent nettement avec celles du tritium ou du césium 137. Alors que les concentrations du tritium et du césium 137 sont généralement supérieures à la surface de la mer, pour le plutonium, ces fortes concentrations se rencontrent dans tout le Pacifique, dans une couche sub-surface centrée à environ 450 à 500 mètres. La pénétration descendante de plutonium est plus accentuée que pour le tritium ou césium 137 et l'on rencontre, dans certaines stations du Pacifique Nord (Figure 8-14) une couche d'eau de fond riche en plutonium. Ces caractéristiques marquées de la distribution du plutonium 239, 240 peuvent se justifier par une association de plutonium aux particules en train de couler et une libération successive de cet élément de celles-ci soit aux profondeurs de sub-surface dans la colonne d'eau, au moment où les particules s'enfoncent, ou au fond de la mer, une fois les particules déposées.

L'ensemble des données GEOSECS est assez important pour permettre le calcul des inventaires de radionuclides de retombées dans la colonne d'eau. En comparant ces inventaires avec les libérations globales des retombées évaluées, il est évident que sur la plus grande partie de l'océan Pacifique représentée par les données (surtout au nord de l'équateur), le plutonium 239, 240 et césium 137 sont nettement en excès. L'excès est le plus marqué pour le premier élément surtout dans la bande de latitude 0-15°N. Malgré la permanence d'écarts constatés dans la couverture, Bowen et coll. (1980) ont néanmoins produit des évaluations sur les inventaires des radionuclides de retombées sur tout l'océan, dans le Pacifique Nord. En 1974, les mesures étaient :  $174 \times 10^3$  curies de plutonium 239, 240,  $5,4 \times 10^6$  curies de césium 137 et  $3,72 \times 10^6$  curies de strontium 90 (converti à partir de l'inventaire de césium 137). Les libérations globales de retombées vers la même zone ont été calculées à partir des données mondiales :  $69,7 \times 10^3$  curies de plutonium 239, 240 et  $2,68 \times 10^6$  curies de strontium 90.

Par suite, la quantité de plutonium dans le Pacifique Nord est d'environ 2,5 fois supérieure au chiffre escompté à partir des retombées globales (stratosphériques) seules, et les quantités de césium 137 (et de strontium 90), sont d'environ 1,4 fois supérieures. La seule explication plausible de ces excès importants d'inventaires semble provenir des nuages de retombées troposphériques et des précipitations radioactives primaires, à la suite des différentes séries d'essais nucléaires conduites dans le Pacifique. Ce qui est confirmé par les observations dégagées au Chapitre 6 (section 6.6), des inventaires anormalement élevés de césium 137 dans les sols des îles Marshall du Nord. Bowen et coll. (1980) font remarquer que, pour rendre compte des données d'inventaire de l'océan Pacifique, les précipitations radioactives primaires devaient avoir un rapport plutonium 239, 240/césium 137 supérieur à celui mesuré dans les retombées globales, et que les sédiments de fond proches des sites d'essais américains contenaient des niveaux anormalement élevés de plutonium.

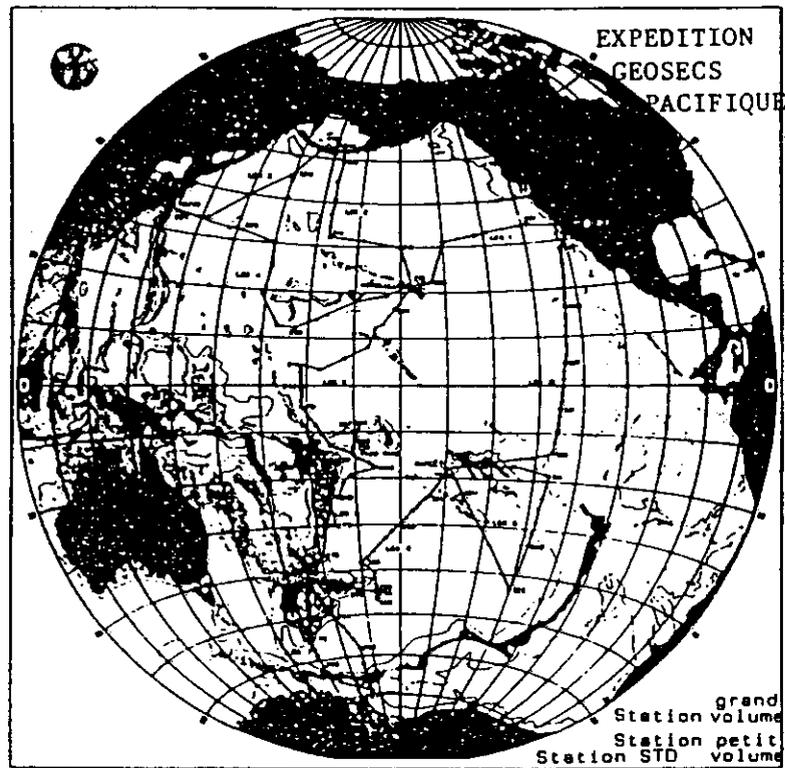


Figure 8-1. Expédition GEOSecs dans le Pacifique 1973-74. Les lignes fines représentent un contour de 4 kms. Zones ombrées : < 3 km.  
Source : Craig et Turekian (1976).

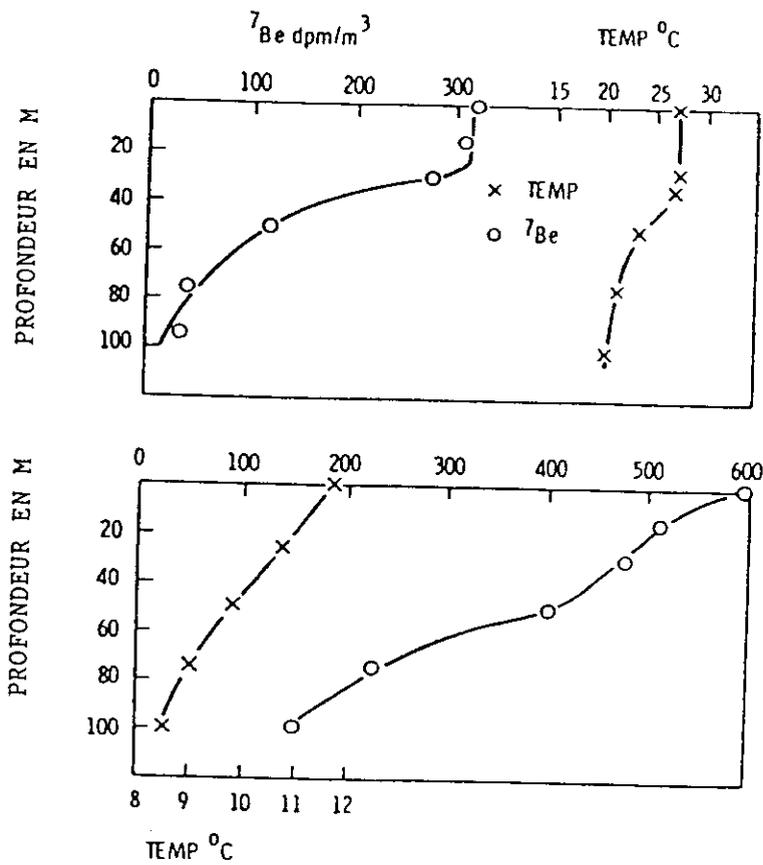


Figure 8-2. Profils de concentration et de température du béryllium 7 en fonction de la profondeur Z, mesuré dans deux stations de l'océan Pacifique.  
Graphique supérieur : 30 octobre 1968; 28°32' N, 160°00' O.  
Graphique inférieur : 28 avril 1968; 44°39' N, 124°53' O.  
Une désintégration par minute (dpm) = 0,0167 Bq = 0,45 picocurie.  
Source : Silker (1972).

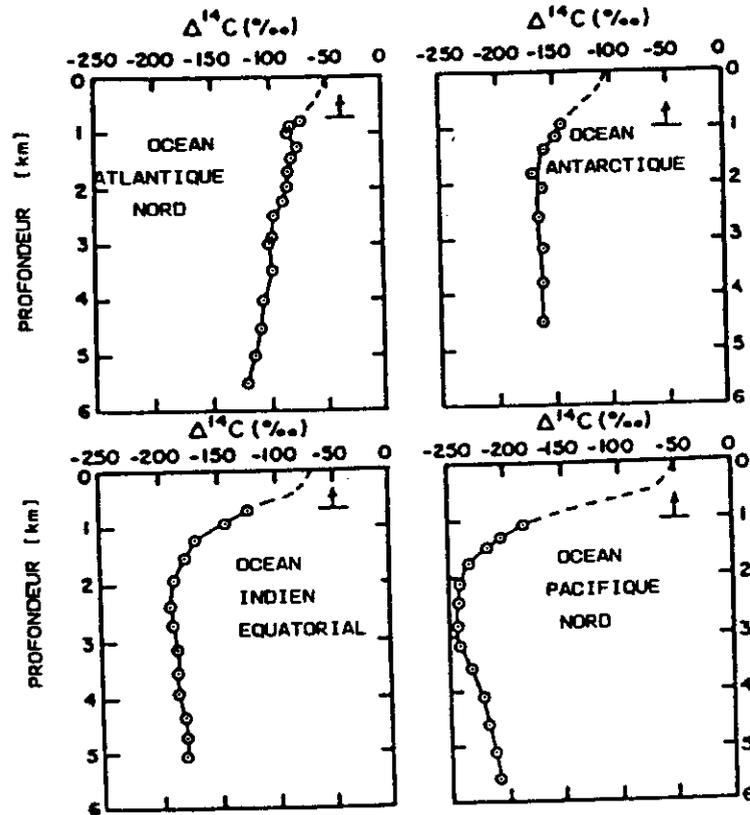


Figure 8-3. Carbone 14/carbone 12 (exprimé en  $\Delta C-14$ ) en fonction de la profondeur d'eau, mesurée dans des stations des trois océans principaux du globe et dans l'Antarctique. On peut y voir la diminution progressive des valeurs pour les eaux profondes de l'Atlantique au Pacifique, en passant par l'Antarctique et l'Indien. La flèche indique la partie de la colonne d'eau supérieure contaminée par le radiocarbonate provenant des essais nucléaires, au moment du prélèvement des échantillons. Pour ces stations, cette profondeur a été déterminée à partir des données du tritium. Les lignes tiretées représentent les tendances du  $\Delta C-14$  pour cette zone de profondeur avant les essais.  
Source : Broecker et Teng (1982).

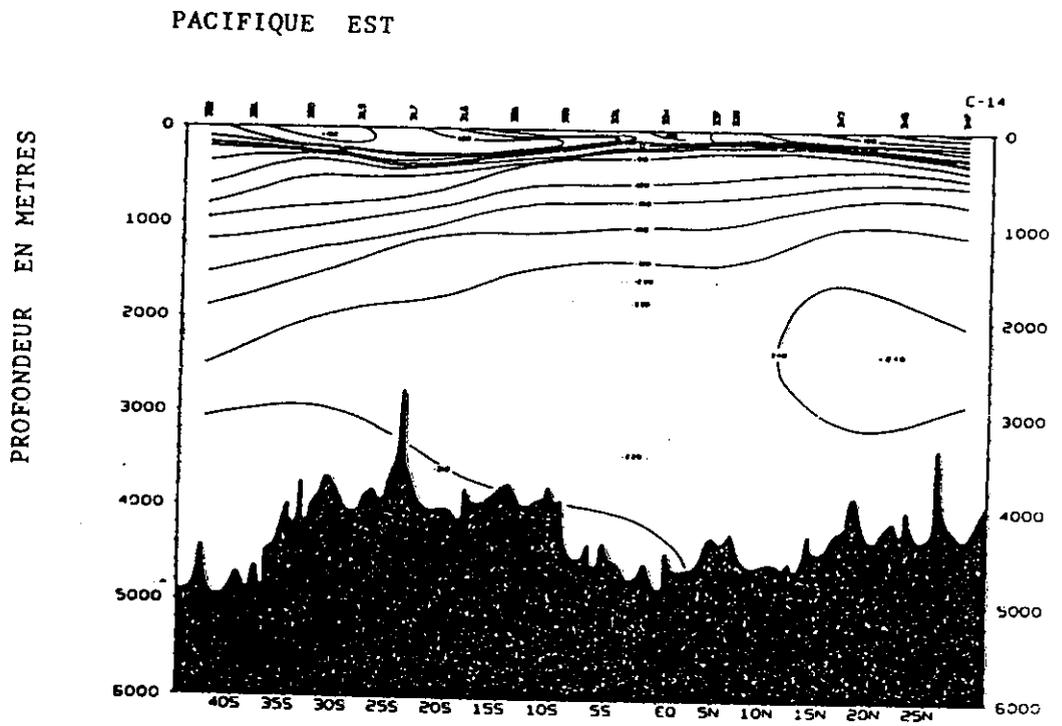


Figure 8-4. Distribution du Carbone 14 (exprimé en  $\Delta$  C-14) selon une coupe transversale nord-sud dans l'océan Pacifique Est. On peut constater la diminution progressive des valeurs en eau profonde, du sud au nord.  
Source : Ostlund et Stuiver (1980).

U,  
ns  
ux  
La  
le  
les  
ur

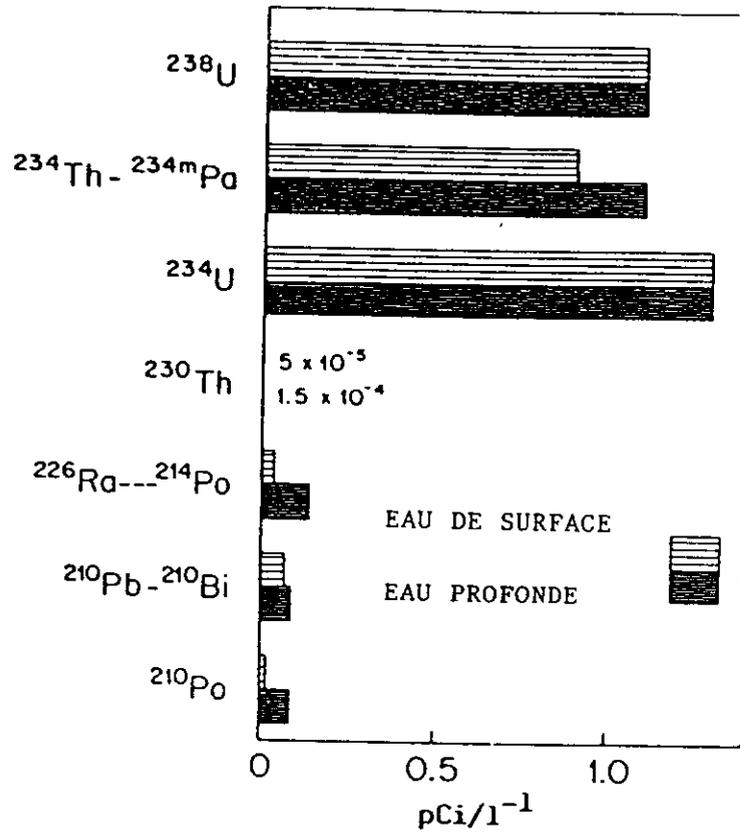


Figure 8-5. Concentrations représentatives des radionuclides de la famille de l'uranium dans les eaux de l'océan Pacifique. Les nuclides à courte période sont supposés être en équilibre séculaire avec leurs pères.

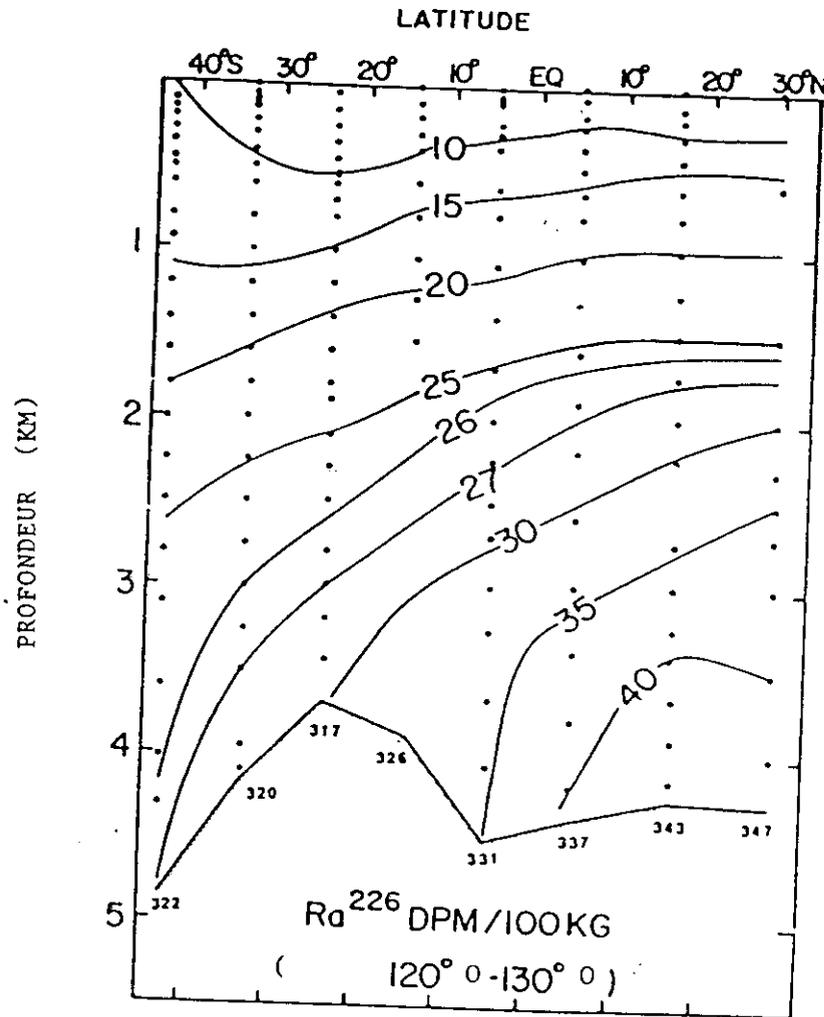


Figure 8-6. Diagramme de niveau de la concentration du radium 226 dans une coupe verticale nord-sud du Pacifique Est. Une désintégration par minute (dpm) = 0,0167 Bq = 0,45 picocurie.  
Source : Ku et coll. (1980)

les  
en

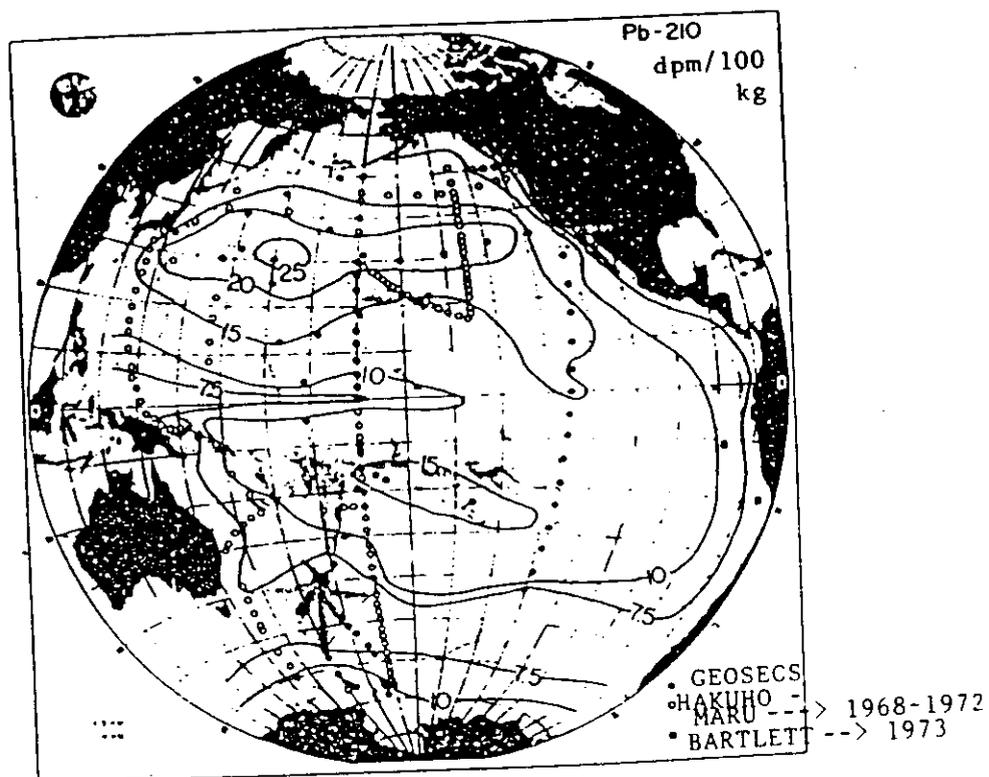


Figure 8-7. Distribution du plomb 210 dans les eaux de surface de l'océan Pacifique. Une désintégration par minute (dpm) = 0,0167 Bq = 0,45 picocurie.  
Source : Nozaki et coll. (1976).

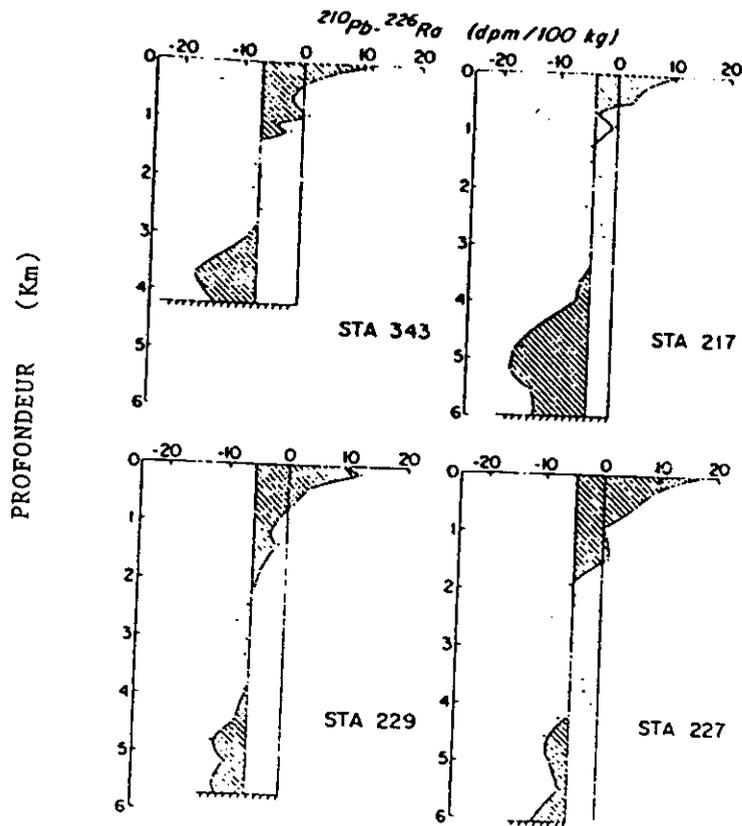


Figure 8-8. Quatre profils représentatifs montrant un excès de plomb 210 dans la colonne d'eau supérieure, et une insuffisance dans la partie inférieure. Les parties ombrées correspondent aux zones d'excès et d'insuffisance par rapport à la valeur normale en profondeur moyenne de cette dernière. Une désintégration par minute = 0,0167 Bq = 0,45 picocurie.  
Source : Mozaki et coll. (1980).

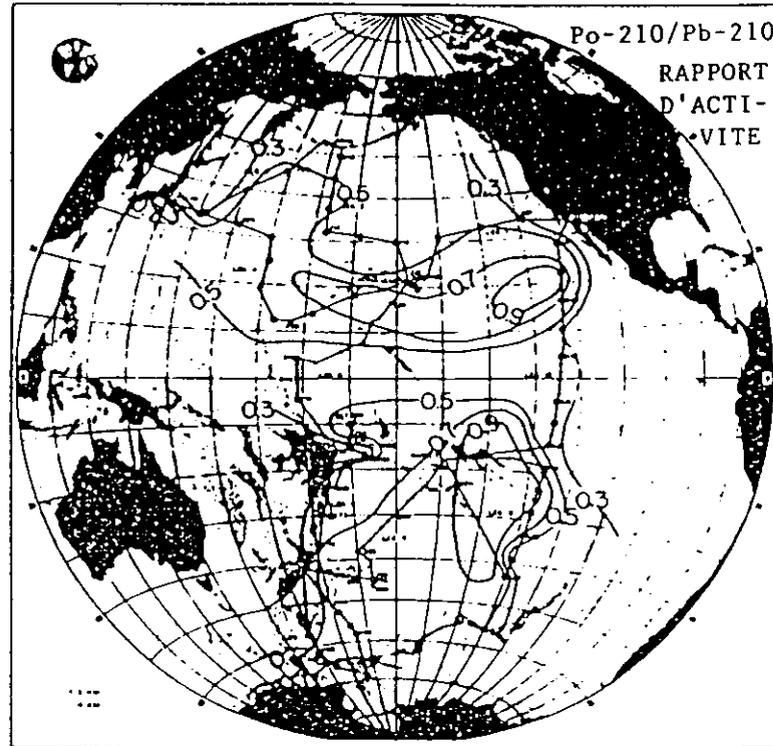
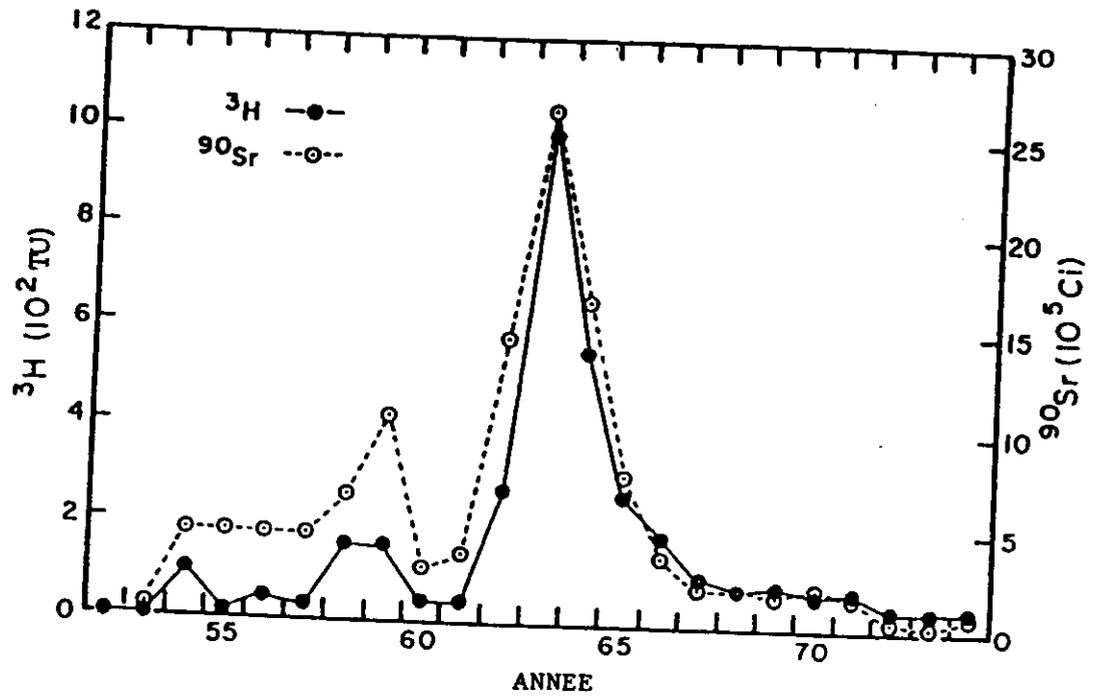


Figure 8-9. La distribution des rapports d'activité polonium 210/plomb 210 dans les eaux de surface de l'océan Pacifique.  
Source : Nozaki et coll. (1976).



de

Figure 8-10. Teneur moyenne en tritium de la pluie, à Valencia, Irlande (1952 à 1974). La déposition annuelle totale du strontium 90 dans l'hémisphère Nord est également donnée.  
Source: Dreisigacker et Roether (1978), réimprimé dans Broecker et Peng (1982).

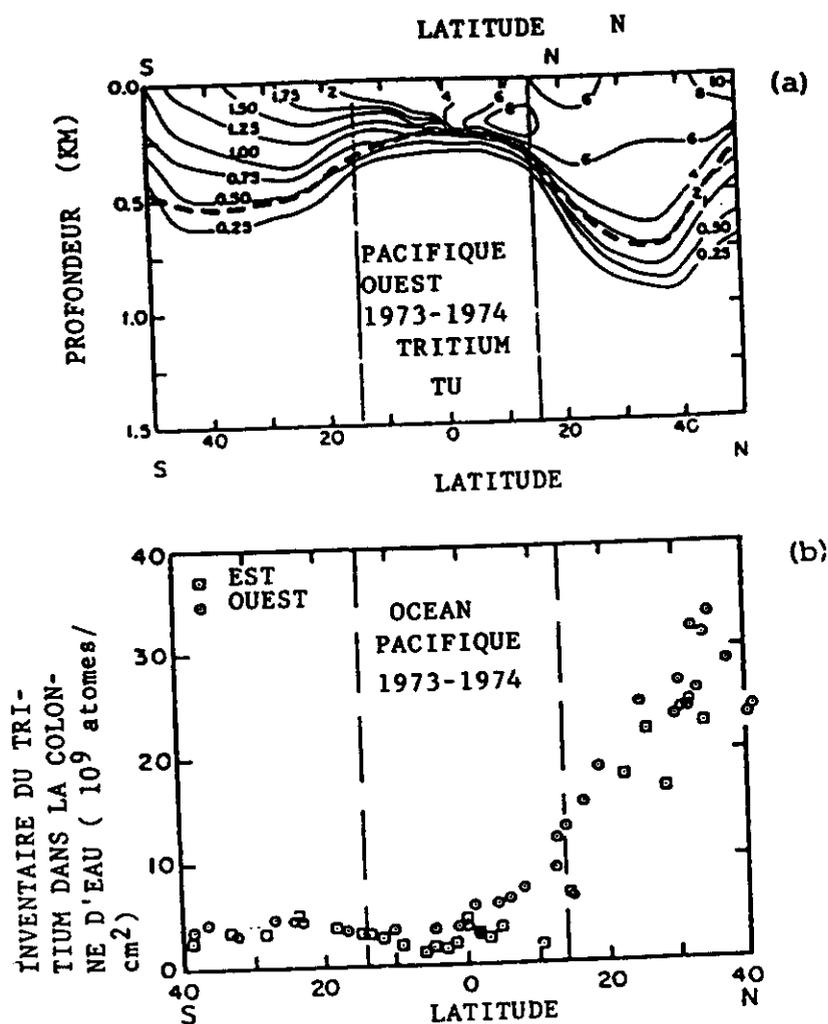


Figure 8-11. (a) Coupe montrant la distribution verticale de tritium dans l'océan Pacifique Ouest, selon une direction transversale. La ligne tiretée en gras indique la profondeur à laquelle la concentration de tritium atteint le quart de la valeur de l'eau de surface.  
 (b) Inventaire de tritium dans la colonne d'eau en fonction de la latitude, dans l'océan Pacifique, de 1973 à 1974.  
 Source : Broecker et Peng (1982).

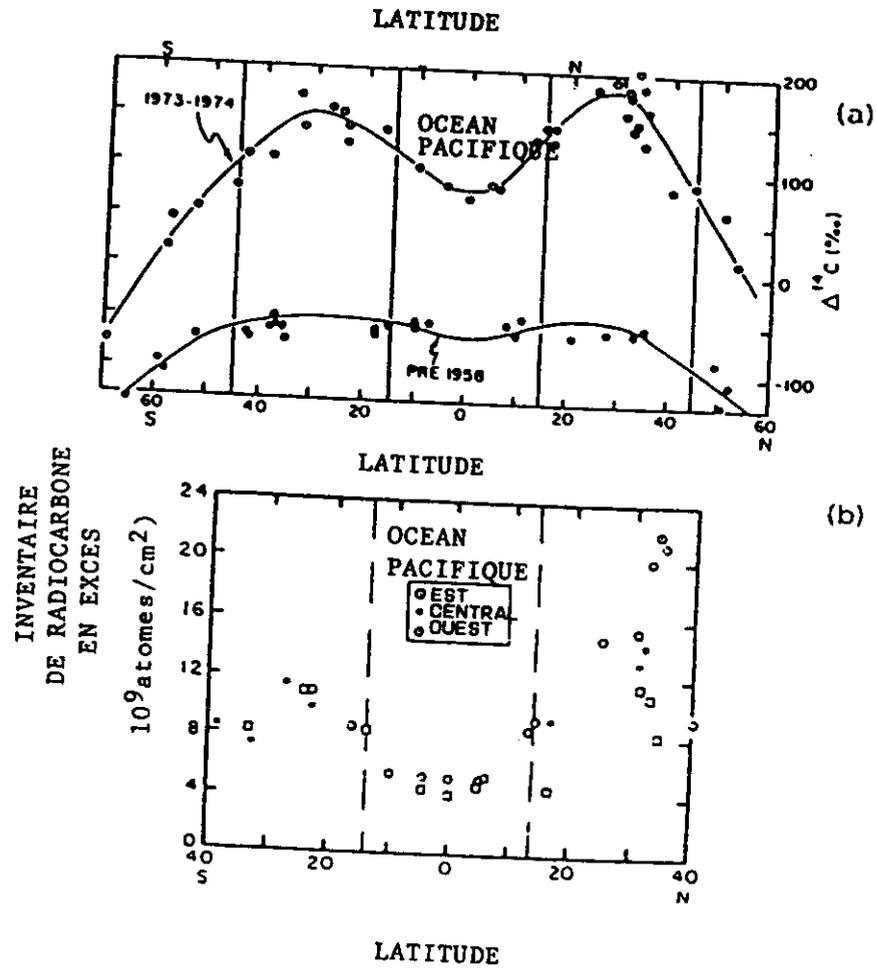


Figure 8-12. (a) Valeurs  $\Delta C-14$  dans les eaux de surface de l'océan Pacifique, au moment de GEOSECS (1973 à 1974), et avant la contamination par le  $C-14$  produit par les bombes (avant 1958).  
(b) Inventaires du  $C-14$  produit par les bombes en fonction de la latitude dans l'océan Pacifique de 1973 à 1974.  
Source : Broecker et Peng (1982).

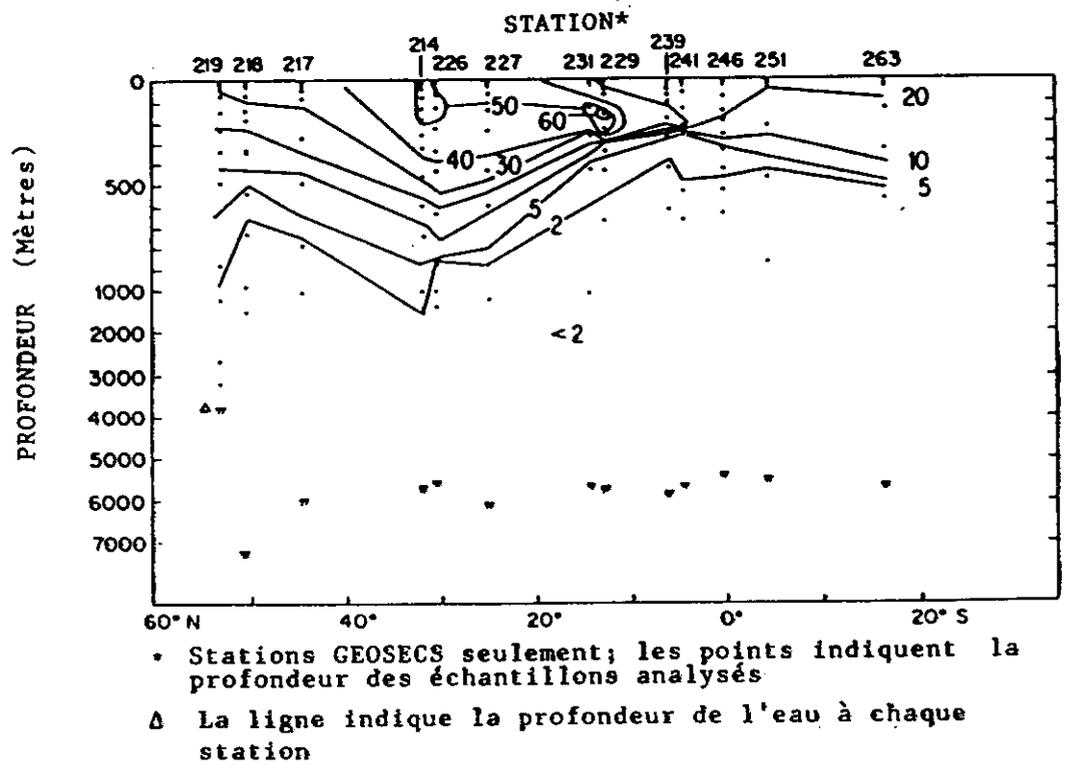


Figure 8-13. Pacifique Ouest; coupe nord-sud 170° 0-170° E 1973 à 1974, Programme GEOSECS : concentrations de césium 137 (dpm/100kg eau de mer). Une désintégration par minute (dpm) = 0,0167 Bq = 0,45 picocurie. Source Bowen et coll. (1980).

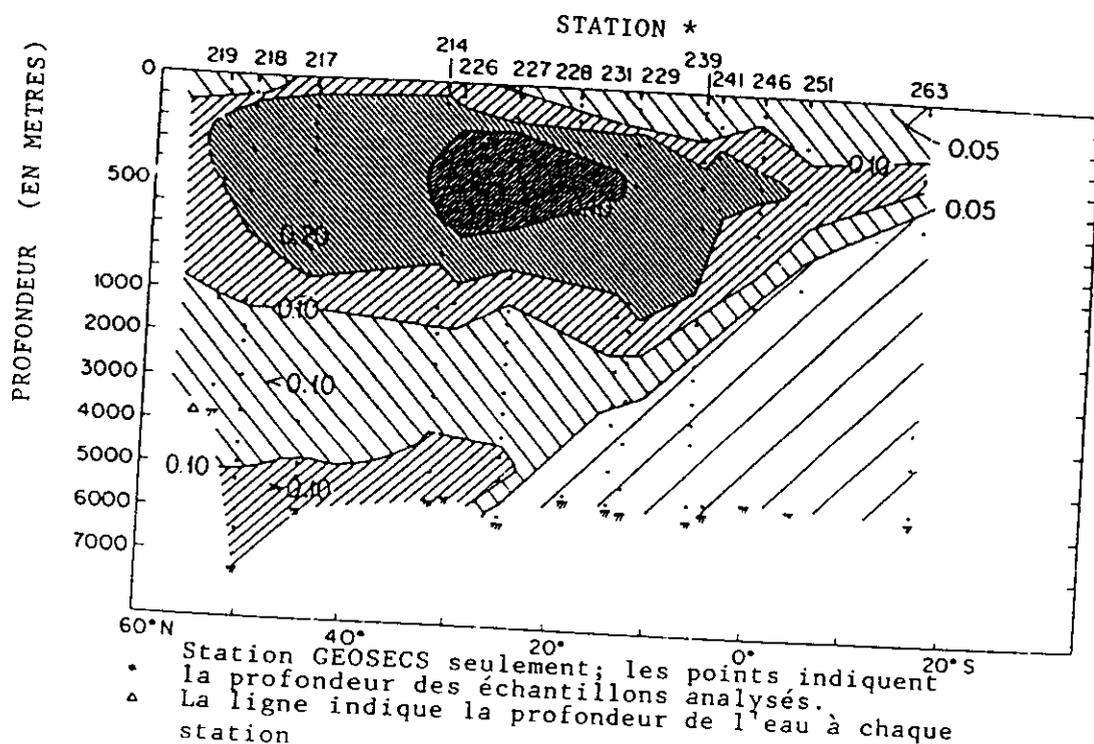


Figure 8-14. Pacifique Ouest, coupe nord-sud 170°-170°E, 1973 à 1974, programme GEOSECS : concentrations de plutonium 239, 240 (dpm/100kg eau de mer). Une désintégration par minute (dpm) = 0,0167 Bq = 0,45 picocurie.  
Source : Bowen et coll. (1980).

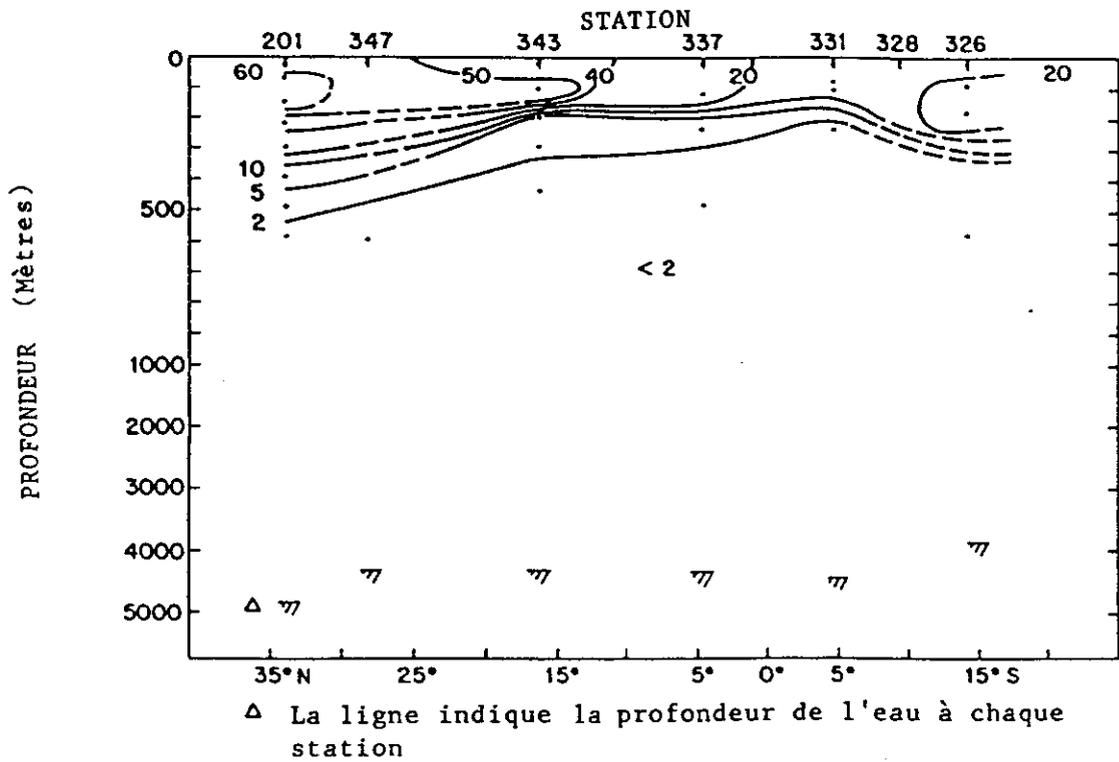


Figure 8-15. Pacifique Est, coupe nord-sud, 121-128° O, 1973 à 1974, programme GEOSECS : concentrations de césium 137 (dpm/100kg eau de mer). Une désintégration par minute (dpm) = 0,0167 Bq = 0,45 picocurie.  
Source : Bowen et coll. (1980).

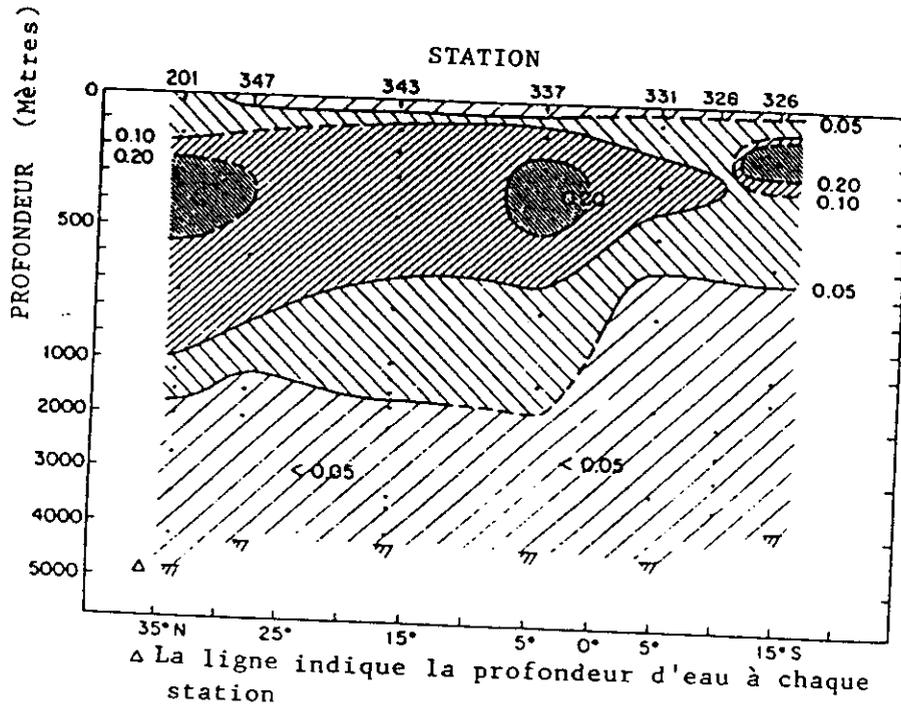


Figure 8-16. Pacifique Est, coupe nord-sud 121-128°, 1973 à 1974, programme GEOSSECS : concentrations de plutonium 239, 240 (dpm/100kg eau de mer). Une désintégration par minute (dpm) = 0,0167 Bq = 0,45 picocurie.  
Source : Bowen et coll. (1980).

#### 8.4 REFERENCES

- Bowen, V.T., V.E. Noshkin, H.D. Livingston and H.L. Yolchok, 1980. Fallout radionuclides in the Pacific Ocean: vertical and horizontal distributions, largely from GEOSECS stations. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 49: 411-434.
- Broecker, W.S. and T.H. Peng, 1982. *Tracers in the Sea*. Lamont-Doherty Geological Observatory, Palisades, NY. 690 pp.
- Cherry, R.D., and M. Heyraud, 1982. Evidence of high natural radiation doses in certain mid-water oceanic organisms. *Science*, 218: 54-56.
- Chung, Y. and H. Craig, sous presse. Lead-210 in the Pacific: the GEOSECS measurements of particulate and dissolved concentrations. *Earth Planet. Sci. Lett.*
- Chung, Y. and H. Craig, 1980. Radium-226 in the Pacific ocean. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 49: 267-292.
- Craig, H. and K.K. Turekian, 1976. The GEOSECS program: 1973-1976. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 32: 217-219.
- Dreisigacker, E. and W. Roether, 1978. Tritium and <sup>90</sup>Sr in North Atlantic surface water. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 38: 301-312.
- Edmond, J.M., C. Measures, R.E. McDuff, L.H. Chan, R. Collier, B. Grant, L.I. Gordon, and J.B. Corliss, 1979. Ridge crest hydrothermal activity and the balances of the major and minor elements in the ocean: the Galapagos data. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 46: 1-18.
- Hines, N.O., 1962. *Proving Ground: an account of radiobiological studies in the Pacific, 1946-1961*. University of Washington Press.
- Japan Society for the Promotion of Science, 1956. *Research in the effects and influences of the nuclear bomb test explosions*.
- Ku, T.L., C.A. Huh and P.S. Chen, 1980. Meridional distribution of radium-226 in the eastern Pacific along GEOSECS cruise tracks. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 49: 293-308.
- Matsumoto, E., 1975. Thorium-234-uranium-238 radioactive disequilibrium in the surface layer of the ocean. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 39: 205-212.
- Miyake, Y. and Y. Sugimura, 1976. The plutonium content of Pacific Ocean waters. In: *Transuranium Nuclides in the Environment*, IAEA, pp. 91-105.
- Nozaki, Y., J. Thomson and K.K. Turekian, 1976. The distribution of lead-210 and polonium-210 in the surface waters of the Pacific ocean. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 32: 304-312.
- Nozaki, Y., K.K. Turekian and K. von Damm, 1980. Lead-210 in GEOSECS water profiles from the North Pacific. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 49: 393-400.
- Ostlund, H.G. and M. Stuiver, 1980. GEOSECS Pacific radiocarbon. *Radiocarbon*, 22: 25-53.

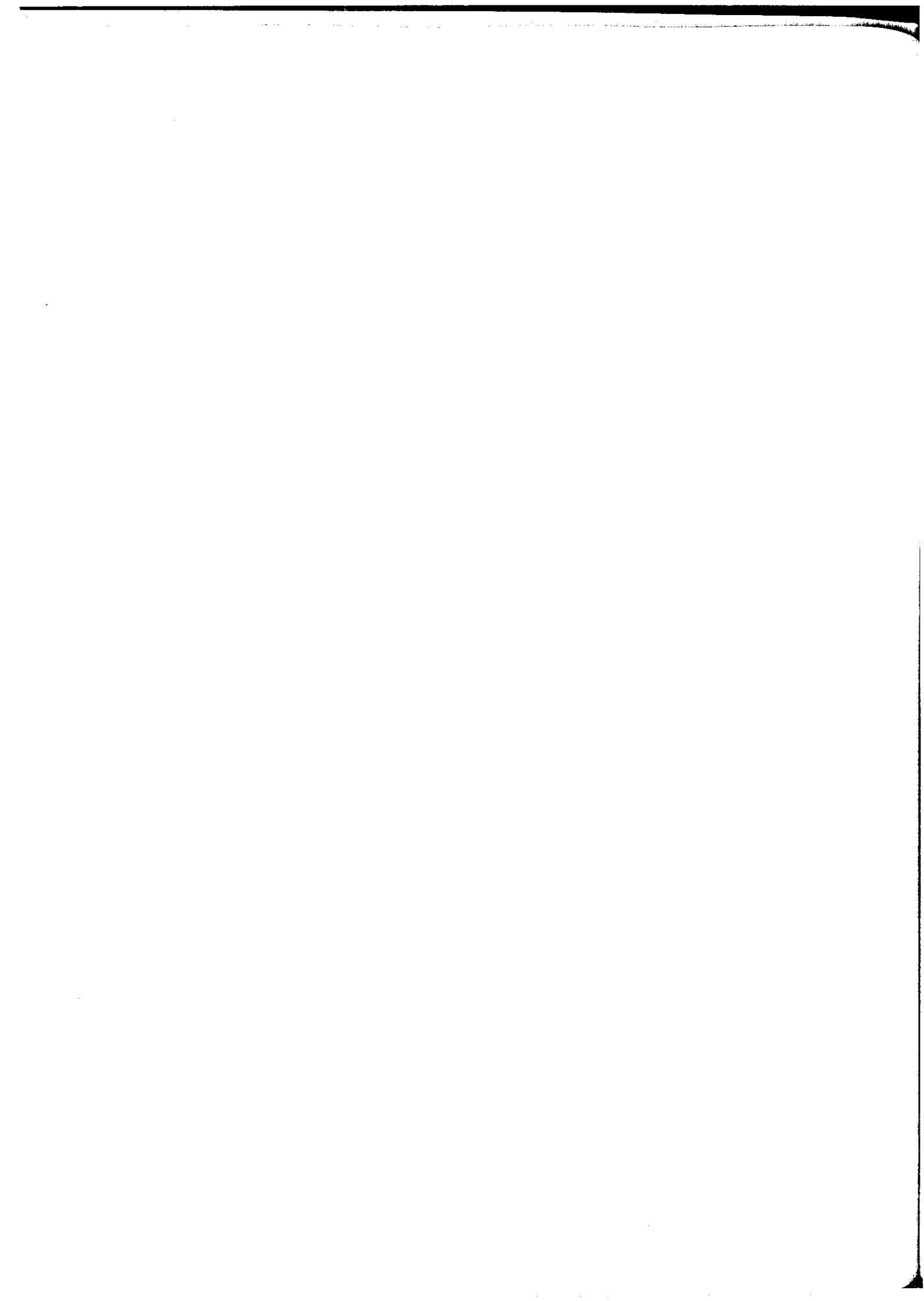
Sarmiento, J.L., H.W. Feely, W.S. Moore, A.E. Bainbridge, and W.S. Broecker, 1976. The relationship between vertical eddy diffusion and buoyancy gradient in the deep sea. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 32: 357-370.

Silker, W.B., 1972. Horizontal and vertical distributions of radionuclides in the North Pacific Ocean. *J. Geophys. Res.*, 77: 1061-1070.

Stuiver, M., P.D. Quay and H.G. Ostlund, 1983. Abyssal water carbon-14 distribution and the age of the world oceans. *Science*, 219: 849-851.

Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des radiations atomiques (UNSCEAR), 1982. *Rayonnements ionisants : Sources et effets biologiques. Rapport présenté à l'Assemblée générale, avec Annexes*, 773 pages.

Volchok, H.L., V.T. Bowen, T.R. Folsom, W.S. Broecker, E.A. Schuert and G.S. Bien, 1971. Oceanic distributions of radionuclides from nuclear explosions. In: *Radioactivity in the Marine Environment*, National Academy of Sciences, Washington, 42-89.



## CHAPITRE 9

### ACTIVITES ACTUELLES ET PROPOSEES METTANT EN JEU DES MATIERES RADIOACTIVES DANS LA REGION DU PACIFIQUE SUD

#### 9.1 STOCKAGE ET EVACUATION DES DECHETS RADIOACTIFS

##### 9.1.1 Evacuation des déchets de faible activité dans l'océan

###### 9.1.1.1 Prescriptions internationales

Le fait d'utiliser l'océan en tant que dépôt des matières radioactives et autres substances dangereuses, est internationalement reconnu comme devant faire l'objet d'un contrôle rigoureux. En conséquence, tout un ensemble de principes et de pratiques régissant cette utilisation a été adopté dans le but d'assurer la protection du milieu marin. L'accord international le plus important régissant la pratique actuelle d'évacuation des déchets, est la Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matières, adoptée à Londres en 1972 et entrée en vigueur en 1975. Cette Convention est communément désignée par Convention d'immersion des déchets de Londres. Au début de 1983, cette Convention a été signée par 53 pays (Curtis, 1983), dont le Canada, la France, le Japon, les Pays-Bas, l'Espagne, la Suède, l'Union Soviétique, le Royaume-Uni, les Etats-Unis.

La Convention sur la Prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion des déchets porte sur tous les types de déchets, radioactifs ou non. Trois catégories générales de déchets sont répertoriées (Article IV); (1) matières extrêmement dangereuses, dont la liste se trouve dans l'Annexe 1 de la Convention et dont l'évacuation est formellement interdite; (2) matières à manipuler avec précaution, énumérées dans l'Annexe II de la Convention, pour lesquelles une autorisation spéciale est nécessaire, et (3) autres matières pour lesquelles l'évacuation est permise avec une autorisation générale. Les autorisations spéciales et générales sont délivrées par les autorités nationales compétentes, dans les pays pratiquant l'évacuation (Article IV). Les déchets radioactifs tombent dans les deux premières catégories énumérées ci-dessus. Entrent dans la catégorie (1) les "déchets radioactifs de haute activité, ou autres matières radioactives de haute activité, définis dans les domaines de la santé publique, biologique ou autres, par l'organisme international compétent, à l'heure actuelle l'Agence internationale de l'énergie atomique, comme ne convenant pas à l'évacuation en mer" (Annexe I, paragraphe 6). Dans la catégorie (2), sont compris les "déchets radioactifs ou autres matières radioactives non inclus dans l'Annexe I. Les Parties contractantes doivent tenir compte des recommandations formulées par l'organisme international compétent, à l'heure actuelle l'Agence internationale de l'Energie atomique" (Annexe II, chapitre D). L'Agence internationale de l'énergie atomique est donc responsable de la détermination des déchets radioactifs de haute activité, pour lesquels l'évacuation est interdite, et de l'élaboration des recommandations à observer eu égard à l'évacuation d'autres déchets radioactifs, autorisée suivant les termes de la Convention sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matières.

La Définition et les Recommandations de l'AIEA peuvent faire l'objet de révisions à tout moment, en fonction des développements technologiques et de l'amélioration des connaissances scientifiques. La présente version est remise à l'AIEA (1978a), qui définit les déchets radioactifs de haute activité comme suit :

"Aux fins de l'Annexe 1 de la Convention, les déchets radioactifs de haute activité, ou autres matières radioactives identiques, ne pouvant être immergés, correspondent aux déchets ou autres matières dont l'activité par unité de masse brute (en tonnes) dépasse :

- (a) 1 Ci/t pour les émetteurs  $\alpha$  mais limitée à  $10^{-1}$  Ci/t pour le  $^{226}\text{Ra}$  et le  $^{210}\text{Po}$  en équilibre avec ses ascendants;
- (b)  $10^2$  Ci/t pour les émetteurs  $\beta/\delta$ , de périodes d'au moins 0,5 an (tritium non compris), et les émetteurs  $\beta/\delta$  de périodes inconnues et
- (c)  $10^6$  Ci/t pour le tritium et les émetteurs  $\beta/\delta$ , de périodes inférieures à 0,5 an.

Les concentrations d'activité ci-dessus doivent être moyennées sur une masse brute ne dépassant pas 1 000 tonnes.

La définition est basée sur :

- (1) Une limite supérieure admise pour le taux d'évacuation en masse de 100 000 tonnes par an, en un seul lieu, et
- (2) Des limites supérieures calculées pour les taux de dégagement de radioactivité de toutes les sources (autres que celles naturelles) de :
  - (a)  $10^5$  Ci/a pour les émetteurs  $\alpha$  (mais limités à  $10^4$  Ci/a pour le  $^{226}\text{Ra}$  et  $^{210}\text{Po}$  en équilibre avec ses ascendants);
  - (b)  $10^7$  Ci/a pour les émetteurs  $\beta/\delta$ , de périodes d'au moins 0,5 an (tritium non compris), et les émetteurs  $\beta/\delta$  de périodes inconnues, et
  - (c)  $10^{11}$  Ci/a pour le tritium et les émetteurs  $\beta/\delta$  de périodes inférieures à 0,5 an

en un seul lieu d'immersion, ainsi que dans le cas d'émetteurs  $\alpha$ , lorsqu'ils sont relargués dans un bassin océanique qui ne soit pas inférieur à  $10^{17} \text{ m}^3$ .

Les déchets radioactifs qui ne dépassent pas les limites établies ci-dessus sont inclus dans l'Annexe II, et peuvent être évacués avec une autorisation spéciale. Les limites indiquées ci-dessus doivent être interprétées comme étant des limites supérieures, et l'AIEA spécifie qu'aucune autorisation, laissant approcher ces limites, ne saurait être délivrée.

En établissant les limites actuelles d'évacuation des déchets radioactifs dans l'océan, l'AIEA s'est appuyée sur les conseils de deux groupes d'experts internationaux, qu'elle a réunis en 1977. L'un de ces groupes a examiné les premières Définition et recommandations provisoires, a conclu à la nécessité de révisions, puis a déterminé les critères océanographiques pour fixer les limites de rejet. L'autre groupe d'experts a analysé les critères radiologiques. Les rapports publiés par les deux groupes (AIEA, 1978 b, c) fournissent les bases océanographiques et radiologiques de la Définition et des recommandations de l'AIEA actuellement adoptées (AIEA, 1978 a). On peut trouver les résumés des travaux de l'Agence et des comptes-rendus du développement historique précédent dans un certain nombre de publications (Mitchell & Shepherd, 1981; Nishiwaki, 1981; Templeton, 1981 a,b). Un rapport de Sutton (1982) donne une très bonne analyse critique des travaux de l'Agence.

Le rôle de l'AIEA est de protéger contre les radiations, à savoir, de veiller à ce que l'exposition de l'homme aux rayonnements ionisants, qui pourraient provenir de l'évacuation, reste dans des limites définies. Il est donc nécessaire de prévoir la dose de rayonnement pouvant être reçue par les personnes, en raison du dégagement de radioactivité au fond de la mer. Dans leurs prévisions, les experts de l'AIEA ont adopté la méthode de la voie de transfert critique (Foster & coll., 1971). Ce travail comprend l'évaluation de la chronologie des événements au cours desquels

Les radionucléides libérés dans l'environnement sont dilués, peut-être reconcentrés, et atteignent enfin les personnes, soit dans la nourriture, soit dans les matières avec lesquelles elles sont en contact. Les voies d'exposition susceptibles de provoquer les doses les plus fortes sont dénommées voies de transfert critiques, et les individus percevant ces doses appartiennent aux populations critiques ou groupes critiques.

Les étapes nécessaires permettant de prévoir la dose de rayonnement atteignant les personnes, par suite d'une contamination radioactive du milieu marin, sont les suivantes (Foster & coll., 1971) :

- (1) Evaluation des concentrations des contaminants qui existeront dans l'eau de mer.
- (2) Evaluation des rapports existant entre les concentrations de l'eau et celles des fruits de mer et poissons, des sédiments, des plages, des équipements de pêche et des autres matériaux utilisés par l'homme.
- (3) Evaluation des taux de consommation de fruits de mer et poissons particuliers par des groupes de populations critiques, et du degré d'exposition (durée et distance) à des matières pouvant émettre une dose externe.
- (4) Conversion des absorptions estimées de radionucléides et de l'intensité de contaminants déposés en évaluations de doses interne et externe.

Pour établir les taux limites de dégagement, les phases mentionnées ci-dessus peuvent servir à prévoir la dose touchant des groupes critiques pour un taux unitaire hypothétique de dégagement au fond de la mer (par exemple, 1 curie par an). Le taux limite de dégagement admissible est alors pris comme le nombre d'unités qui produira une dose équivalente à la limite fixée par une norme spécifique. Dans les travaux de l'AIEA, la norme utilisée a été la dose limite établie par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Pour des populations critiques, cette dose limite est, à l'heure actuelle, de 5 millisievert par an, sur tout le corps ou les doses touchant les organes du corps, susceptibles de provoquer un danger dû aux rayonnements équivalents (à savoir, l'équivalent de dose effective; voir Chapitre 3). Elle représente environ cinq fois la dose moyenne touchant les populations de la région du Pacifique Sud, du fond naturel de rayonnement (Chapitre 5).

Il est tout particulièrement important de constater que les groupes critiques pouvant recevoir les doses évaluées par la procédure ci-dessus sont composés d'individus susceptibles de recevoir la dose la plus forte et non la dose moyenne, par suite du dégagement de radioactivité. Par exemple, un des groupes critiques utilisé dans l'évaluation de l'AIEA comprend des personnes dont l'alimentation se composerait surtout de fruits de mer et poissons provenant entièrement de la partie de l'océan où les concentrations les plus fortes de radionucléides pourraient exister. Il est peu probable que des individus de ce type existent, mais si cela était le cas, les taux limites de libération sont suffisamment restrictifs pour les protéger. Les doses individuelles moyennes perçues par des populations entières seraient plusieurs fois, probablement des milliers de fois, inférieures aux doses maximales évaluées pour les groupes critiques.

En établissant les données de base océanographiques, les experts de l'AIEA ont reconnu que les connaissances scientifiques actuelles ne permettaient pas de prévoir exactement les concentrations dans l'eau de mer provenant des dégagements de radionucléides. Ils ont également reconnu la possibilité du transfert de radioactivité des fonds marins vers les populations, par des voies totalement imprévisibles. En raison de ces incertitudes, les experts de l'AIEA ont adopté une attitude prudente, basée sur des hypothèses pessimistes, de ce qui pourrait se produire dans des circonstances extrêmes, et non pas sur des hypothèses réalistes de ce qui pourrait vraisemblablement se produire. Ainsi, les doses prévues par leurs calculs sont intentionnellement

très probablement surestimées. C'est pour cette raison que les taux limites de libération résultant contiennent des facteurs de sécurité intégrés.

Les experts de L'AIEA ont inclus, dans leur analyse, un seuil supplémentaire de prudence, en recommandant la limitation de l'évacuation des déchets radioactifs, dès le début, à des taux non supérieurs à ceux qui pourraient, le cas échéant, se poursuivre durant de très longues périodes de temps, périodes comparables à la vie du plutonium 239. La durée effectivement adoptée dans les calculs était de 40 000 ans. Il s'agit là d'un procédé prudent, en particulier pour les déchets à période longue, dont la concentration dans l'océan prendrait des milliers d'années pour atteindre des niveaux maxima. Les experts ont toutefois insisté sur la préoccupation principale de la communauté scientifique à propos des effets des déchets à période longue, et de la possibilité de révision nécessaire des évaluations de niveaux admissibles, la désintégration de ces déchets pouvant prendre également des milliers d'années. Les experts ont donc recommandé l'adoption d'une procédure d'application d'une étude raisonnée sur l'activité dans l'environnement, tendant vers des niveaux maxima, afin de permettre la surveillance, l'évaluation et la révision des méthodes de contrôle, le cas échéant, en particulier pour les radionucléides à période longue (AIEA, 1978b).

Dans la détermination des données de base océanographiques, la tâche principale a consisté à évaluer les concentrations de radionucléides dans la colonne d'eau océanique, pouvant résulter de taux donnés de dégagement au fond des mers. Pour chaque radionucléide libéré à un taux constant, les concentrations dans l'eau de mer augmentent jusqu'à ce qu'une distribution à l'équilibre soit éventuellement atteinte. Une fois l'équilibre atteint, le taux de perte par désintégration radioactive équilibre le taux d'apport, et la concentration ne s'accroît plus.

Pour les radionucléides à périodes beaucoup plus longues que les temps de mélange verticaux et horizontaux, les concentrations d'équilibre sont uniformes dans tout l'océan, et se calculent facilement. Pour les radionucléides à périodes courtes, les concentrations dépendent également des taux de mélange, et sont plus fortes près de la source et au fond de l'océan qu'en surface. Pour les calculs approchés, dans lesquels l'accent a été mis sur les concentrations de fond, les experts de l'AIEA ont choisi d'utiliser le modèle de dispersion Shepherd (Shepherd, 1978). Ce modèle tient compte d'un océan de dimension bien finie, à circulation horizontale et diffusion tridimensionnelle. Le modèle a été reconnu comme étant une idéalisation considérable, mais a été jugé approprié pour définir les concentrations à long terme, à grande échelle.

La Figure 9-1 montre quelques exemples de résultats calculés à partir du modèle Shepherd, pour une gamme étendue de périodes radioactives. Aux fins de référence, le temps de mélange horizontal d'un bassin océanique caractéristique peut être admis comme étant inférieur à 100 ans, et le temps de mélange vertical, dans la plage de quelques centaines d'années à mille ans. La quantité tracée sur l'axe vertical de la Figure 9-1 correspond à la concentration spécifique, qui est simplement celle de la radioactivité, en curie par mètre cube, résultant d'un taux de dégagement unitaire (1 curie par seconde). Il est évident que pour tout taux effectif de dégagement, le résultat est seulement extrapolé par multiplication. Le volume du bassin océanique correspond à  $10^{17}$  mètres cubes. (Le volume de l'océan Pacifique est d'environ sept fois cette valeur). La courbe H représente le cas limite, où les taux de mélange sont toujours beaucoup plus rapides que ceux de la désintégration; par suite, les concentrations deviennent uniformes dans tout l'océan. Cette courbe monte à droite vers le haut et indique que, pour un taux de dégagement donné, les radionucléides à période longue atteindront des concentrations supérieures à celles des radionucléides à période courte, à condition que l'apport constant soit maintenu assez longtemps pour parvenir à cet équilibre (à savoir, pour des périodes nettement plus longues que leurs vies). Lorsque les taux de mélange sont comparables ou inférieurs aux taux de désintégration radioactive, les gradients de concentration seront tels que les valeurs correspondantes dépasseront la moyenne au fond de l'océan, près de la source (courbes C et D), et deviendront inférieures aux valeurs moyennes à la surface (courbes E et F). Les différences sont accentuées pour les périodes courtes, et faibles pour les périodes très longues. Ainsi, les courbes convergent vers la partie supérieure

droite du diagramme, et illustrent la façon dont le ralentissement du mélange vertical dans l'océan limite le transport des radionucléides à période courte à la surface. Elles montrent également que les détails du modèle océanographique (par exemple, la valeur choisie pour le temps de mélange, ou le coefficient de diffusion) sont importants pour prévoir les distributions de concentrations de radionucléides à période courte, mais sans intérêt pour la détermination des concentrations des radionucléides à période longue.

La voie de transfert de radioactivité la plus évidente entre le fond des océans et les populations est réalisée par la dispersion précédemment décrite et par la consommation de poisson pêché dans les eaux de surface. Cependant, pour tenir compte du fait probable que les voies futures éventuelles pourraient avoir leur origine dans les grands fonds et de la possibilité d'une remontée d'eau à partir de ceux-ci vers la surface, les experts de l'AIEA ont adopté une attitude prudente pour baser leur évaluation radiologique sur des concentrations de fond supérieures, même pour les chaînes alimentaires ayant leur origine en surface. Dans leurs calculs, ils ont tenu compte d'un taux de dispersion verticale correspondant à un temps de mélange de 4 000 ans.

Ces hypothèses conduisent à l'établissement de la courbe C, présentée à la Figure 9-1.

Le modèle Shepherd ne traite que de la dispersion à grande échelle, à long terme, à partir d'un lieu d'immersion et conduit aux concentrations moyennes évaluées au fond ou à la surface de l'océan. Les données océanographiques ont, toutefois, également considéré la possibilité de processus à court terme, tels que la formation et le transport des panaches, qui pourraient court-circuiter le processus de dispersion à long terme. Il convient d'en tenir compte, car ils pourraient mener à des concentrations locales supérieures dans les voies conduisant aux populations. L'analogie de la pièce remplie de fumée (MAFF, 1980) est édifiante à ce sujet : la formation de la concentration de base est capitale à long terme pour déterminer la quantité de fumée inhalée par les occupants de la pièce, mais, à court terme, la concentration réelle, en un lieu donné, et la quantité de fumée inhalée par un individu peuvent être dominées momentanément par une volute de fumée. Les experts de l'AIEA ont tenu compte de la possibilité d'existence d'un transport de panache, ainsi que de celle d'un mélange convectif profond. Ce qui constitue l'une des parties les plus spéculatives du rapport, mais les calculs basés sur ce qui avait été considéré comme exemples extrêmes ont indiqué que les concentrations spécifiques se produisant localement, à court terme, d'un seul site, pourraient être d'environ  $10^{-6}$  curies par mètre cube/curie par seconde. Cette valeur est représentée par la courbe A, à la Figure 9-1, et a été utilisée comme limite restrictive pour des sites spécifiques, à l'exception des nucléides à période longue, pour lesquels la limite de l'océan entier devient plus restrictive.

Un grand nombre de calculs a été nécessaire pour l'évaluation radiologique de tous les radionucléides, les voies de transfert et groupes critiques sélectionnés, et un modèle unidimensionnel plus simple utilisé, pour prévoir des concentrations comparables mais quelque peu supérieures à celles du calcul tridimensionnel intégral. Les valeurs utilisées sont représentées par la courbe B. Le modèle océanographique ayant finalement servi à la détermination de la définition des déchets de haute activité, requise par la Convention de Londres, est représenté par les parties mises en évidence sur les courbes A et B de la Figure 9-1.

L'évaluation radiologique a exigé des calculs pour quatre-vingts radionucléides, considérés comme les plus susceptibles d'avoir un effet marqué sur le milieu marin. Elle supposait douze voies de transfert représentatives par lesquelles les populations pouvaient être exposées aux rayonnements, à la suite de la libération de radionucléides au fond de la mer (Tableau 9-1). Les taux limites de dégagement ont d'abord été déduits du calcul de la dose touchant les groupes critiques, pouvant être produite par chaque voie de transfert, à partir d'un taux de dégagement unitaire. Les calculs ont été basés sur des méthodes radiologiques définies. Pour les cinq voies de transfert, impliquant la consommation de fruits de mer et de poissons, les facteurs de concentration empiriques mettant en rapport les concentrations dans les organismes marins et celles de l'eau de mer (d'après les données océanographiques), ont été tirés de la littérature

scientifique. Des quantités analogues au facteur de concentration ont été introduites pour les voies sans ingestion (par exemple, pour évaluer les concentrations de radionucléides dans les aérosols de sel marin risquant d'être inhalés) et les quantités maximales admissibles annuelles appropriées pour les voies de transfert par ingestion et inhalation, ont été calculées. On en a enfin déduit les taux de dégagement qui pourraient conduire à la dose limite de la CIPR. On adopta donc le taux limite minimal de dégagement pour les différents groupes critiques comme taux limite de dégagement global pour chaque radionucléide. Le Tableau 9-2 donne une liste des taux limites de dégagement calculés pour un volume d'océan bien défini de  $10^{17}$  mètres cubes, et pour un site unique.

Les taux limites de dégagement ont été dérivés de chaque radionucléide et de chaque voie de transfert. Toutefois, pour des raisons administratives et de simplicité analytique, on a regroupé les radionucléides en trois catégories principales, en fonction des propriétés de base du type de désintégration et de période. Le taux limite de dégagement a été adopté pour la plupart des radionucléides restrictifs, dans chaque groupe, en tant que valeur limite pour ce groupe dans son ensemble. Les limites de sites spécifiques sont plus restrictives, à l'exception des radionucléides à période longue, les effets à court terme ayant été inclus dans l'évaluation.

Outre la définition des déchets radioactifs de haute activité, requise par l'Annexe I de la Convention de Londres, l'AIEA publie également des recommandations concernant le rejet d'autre déchets radioactifs, comme demandé à l'Annexe II. Les recommandations actuelles sont données dans une publication de l'AIEA (1978a). Elles regroupent les instructions de base pour la délivrance d'autorisations spéciales afférentes aux matières radioactives, et celles relatives au contrôle opérationnel de l'immersion des déchets. Les premières traitent de l'évaluation, de la surveillance et de la détermination de l'environnement. Les secondes traitent des conditions de sélection d'un lieu d'immersion, de conditionnement, d'homologation du navire et de son équipement, des responsables à bord, de la tenue des dossiers et de la coopération et des observations internationales. Les recommandations sont très complètes et détaillées. On trouvera, ci-dessous, certaines des conditions les plus importantes :

- (a) Evaluation obligatoire de l'environnement par les autorités nationales requérantes. Le but de cette évaluation doit être d'estimer les doses susceptibles de réellement toucher les personnes et les populations, pour les comparer à d'autres méthodes de rejet ou doses de rayonnement ionisant naturel. Ainsi, elle différera de l'évaluation de l'AIEA qui utilise des individus les plus fortement exposés.
- (b) Conformité aux normes de protection contre les radiations de l'AIEA, basées sur les doses limites de la CIPR. Comprend une analyse coût-avantages, comparée aux autres procédures telles que l'élimination dans le sol. Les doses de rayonnement doivent être maintenues aussi faibles que possible, en tenant compte des facteurs économiques et sociaux. Les doses de rayonnement résultantes touchant les individus ne doivent, ni maintenant ni à l'avenir, dépasser les limites recommandées par la CIPR.
- (c) Spécification des limites maximales de l'activité de toutes les sources (autres que naturelles), pouvant être immergées dans un bassin océanique.
- (d) Conditions minimales de conditionnement, pour que les conteneurs demeurent intacts au fond de la mer, et un bon arrimage du conteneur interne pendant l'immersion. Les dégagements ultérieurs doivent être réduits au minimum possible, mais aucun quota quantitatif de taux minimal de fuite n'est spécifié. Les déchets doivent être soit solides, solidifiés, soit absorbés sur un substrat solide.
- (e) Risques encourus par la vie marine à considérer.

- (f) Mesure ou évaluation des quantités et nature des déchets radioactifs à immerger. Les dossiers doivent être conservés et transmis à l'Organisation inter-gouvernementale consultative maritime (OICM) qui est le secrétariat de la Convention de Londres. Un responsable à bord est nommé par le pays immergeant les déchets (et qui délivre l'autorisation), pour surveiller les modalités et veiller à ce que les conditions de l'autorisation soient remplies.
- (g) Les lieux d'immersion doivent être situés entre 50°N et 50°S de latitude, à plus de 4 000 mètres de profondeur. Ils devront être éloignés des marges continentales, des câbles sous-marins et des ressources potentielles des fonds marins; de plus, leur surface ne dépassera pas 10 000 kilomètres carrés.

Le seul programme en vigueur, à l'heure actuelle, pour l'immersion dans l'océan des déchets radioactifs, est celui mené par certaines nations européennes, dans la partie orientale de l'Atlantique Nord. L'opération est conduite dans le cadre du Mécanisme multilatéral de consultation et de surveillance pour l'immersion des déchets radioactifs en mer, convention adoptée en 1977 par l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE/AEN, 1983). Les pays membres suivants de l'AEN participent au mécanisme : Belgique, Canada, Danemark, Finlande, France, République Fédérale d'Allemagne, Grèce, Islande, Irlande, Italie, Japon, Luxembourg, Pays-Bas, Norvège, Portugal, Espagne, Suède, Suisse, Turquie, Royaume-Uni et Etats-Unis. Les opérations d'évacuation seront actuellement limitées à un seul endroit de 4 000 kilomètres carrés environ, situé à 46°00' de latitude N et 16°45' de latitude O. Le site est à 700 kilomètres environ des terres et à environ 4 400 mètres de profondeur. L'immersion des déchets radioactifs est surtout réalisée par le Royaume-Uni, mais les Pays-Bas, la Belgique et la Suisse en ont également immergé de petites quantités au cours de ces dernières années. Mitchell et Shepherd (1981) publient une étude sur les pratiques du Royaume-Uni en ce domaine.

Le Mécanisme de l'OCDE offre la structure permettant de promouvoir les consultations entre les Etats-Membres, sur les questions posées par l'opération d'immersion. Elle est conçue pour offrir des moyens par lesquels chaque pays est assuré de la sécurité des opérations et une surveillance de celles-ci. Le secrétariat du Mécanisme est l'Agence de l'énergie nucléaire (AEN) de l'OCDE. L'AEN s'occupe des questions scientifiques et techniques relatives à la sélection des lieux, au conditionnement, aux modalités opérationnelles et aux évaluations de l'environnement. L'AEN a récemment publié une étude sur le caractère adéquat du lieu d'immersion actuel dans la partie orientale de l'Atlantique Nord (OCDE/AEN, 1980). L'AEN travaille en collaboration étroite avec l'AIEA et a un accord officiel de coopération avec cet organisme.

Le Tableau 9-3 récapitule les derniers taux d'immersion enregistrés dans la partie orientale de l'Atlantique Nord, ainsi qu'une comparaison avec les taux limites de dégagement recommandés par l'AIEA. On peut constater que ces taux ne représentent qu'un très faible pourcentage des limites recommandées par l'AIEA, et il est possible de conclure que les doses individuelles maximales, résultant des opérations actuelles, correspondront à un pourcentage encore plus petit des limites recommandées par la CIPR (OCDE/AEN, 1980).

Au cours de la Septième Réunion consultative des parties contractantes à la Convention d'immersion des déchets radioactifs de Londres, qui s'est tenue en février 1983, la majorité des délégations présentes ont voté en faveur d'une résolution demandant la suspension immédiate de tout rejet des déchets radioactifs de faible activité, dans l'attente de la remise d'un rapport scientifique et technique sur le sujet, lors de la Neuvième Réunion consultative, en février 1984 (Curtis, 1983). Cette résolution ne possède aucun caractère obligatoire du point de vue légal, et la manière dont elle influencera les activités actuelles et prévues des Pays Membres de l'OCDE, qui disposent de programmes effectifs ou proposés sur l'immersion reste encore obscure au moment de la rédaction du présent rapport.

### 9.1.1.2 Proposition japonaise pour l'immersion des déchets de faible activité dans le Pacifique Nord

Du fait de ses surface émergées limitées et de son instabilité géologique, le Japon a pris sérieusement en considération l'utilisation de l'océan comme élément de sa stratégie de la gestion des déchets radioactifs. Depuis le début des années 60, le Japon a participé à des forums internationaux qui ont examiné l'option d'immersion, et a effectué, depuis le début des années 70, des recherches pour évaluer l'exploitabilité de sites dans la partie occidentale du Pacifique Nord pour immerger des déchets radioactifs de faible activité (Ishihara, 1980). Une proposition a été récemment émise (Comité consultatif pour la gestion des déchets radioactifs, 1980), dans laquelle ce pays demande une phase expérimentale initiale servant à démontrer la sécurité opérationnelle et écologique, suivie d'une opération à grande échelle, au bout de deux années de surveillance. Selon le calendrier annoncé à l'origine, cette phase aurait dû commencer à la fin de l'année 1981. Mais, à la suite de protestations envers le projet, l'opération a été reportée à une date indéterminée.

Le lieu choisi pour l'immersion est une zone de 10 000 kilomètres carrés, située à 30°N et 147°O, à une profondeur d'environ 6 000 mètres. Elle se trouve à 900 kilomètres environ au sud-est de Tokyo, et à 1 100 kilomètres au nord de l'île la plus proche du Commonwealth des Iles Mariannes septentrionales. Les conditions requises pour le choix de l'endroit étaient : (1) éviter les zones principales de distribution des pêches côtières importantes, (2) celles des pêches hauturières, (3) faibles courants de fond et remontées, (4) fond océanique plat et meuble et (5) éviter les zones sismiques actives [STA/MSB, non daté, (b)]. Des études de sites ont été menées dans quatre zones possibles, le lieu proposé ayant été choisi en fonction de sa conformité aux critères retenus. Au cours de la phase expérimentale, 500 curies environ contenus dans 5 000 à 10 000 fûts d'une capacité de 200 litres seraient immergés. Les déchets consisteraient surtout en émetteurs bêta/gamma (en particulier, manganèse 54, cobalt 60, strontium 90, cérium 137 et cérium 144). Les opérations seraient conduites par le Centre de gestion des déchets radioactifs (CGDR) du Japon, dans le cadre du Mécanisme de l'OCDE, des études de contrôle étant réalisées après l'immersion. Une opération à grande échelle continuerait alors dans la même zone, au bout de deux ans environ, à condition que la sécurité opérationnelle et écologique ait été confirmée. La quantité d'activité à inclure dans cette opération à grande échelle reste à définir : à ce sujet, le chiffre de 100 000 curies par an est avancé dans l'étude de l'environnement, comme limite supérieure.

L'impact de la proposition japonaise sur l'environnement a été calculé par le Bureau de sûreté nucléaire japonais, de l'Agence scientifique et technologique. Le Groupe technique a reçu un projet, non daté, de traduction en anglais du rapport concernant ce calcul [STA/MSB, non daté, (a)], et a été informé par les représentants du Gouvernement japonais de la préparation d'un compte rendu final, à soumettre à l'AEN pour étude, dans le cadre du Mécanisme de l'OCDE. Cette soumission doit être présentée un an au moins avant toute opération d'immersion.

Comme dans les autres études de dégagements de radionucléides dans le milieu marin, l'impact de l'immersion proposée par le Japon est quantifié en termes de doses de rayonnement qui pourraient être perçues par les individus et les populations.

Les doses calculées pour les groupes critiques peuvent être comparées aux limites établies par la CIPR, ou d'autres autorités, ou à l'irradiation naturelle, pour savoir si l'activité proposée présente ou non un risque inacceptable. Toutefois, l'objectif avoué de l'évaluation japonaise est probablement d'obtenir des estimations réalistes des doses collectives reçues par les populations, ou des doses individuelles moyennes, afin que des comparaisons objectives puissent être faites avec d'autres options d'évacuation. Le Japon n'adopte donc pas le conservatisme très poussé de l'AIEA dans l'établissement des taux limites de dégagement de radioactivité mais tente, au contraire, d'estimer les doses plus probablement susceptibles d'être reçues.

L'évaluation japonaise tient compte à la fois de l'impact des phases expérimentales et à grande échelle de l'opération d'immersion proposée. L'activité impliquée dans la phase expérimentale (500 Ci) étant très faible, seule l'évaluation à grande échelle est considérée ici. Le Tableau 9-4 donne les taux de dégagement de chaque radionucléide admis pour l'opération à grande échelle, et les compare aux taux de dégagement sur lesquels s'appuie la définition de l'AIEA sur les déchets radioactifs de haute activité (AIEA, 1978a). La plus grande partie de radioactivité à évacuer comprend les quatre radionucléides émettant des rayonnements bêta/gamma : manganèse 54, cobalt 60, strontium 90 et césium 137. Avec une période de trente ans, le césium 137 a la durée de vie la plus longue. Les taux de dégagement maxima des nucléides émettant des rayonnements bêta/gamma représenteraient un pour cent des taux limites de dégagement établis pour l'évaluation de l'AIEA. Pour le tritium et le radium 226, et les autres émetteurs alpha, les pourcentages seraient extrêmement faibles.

Tout comme l'évaluation de l'AIEA, celle du Japon comprend un modèle océanographique pour estimer les distributions de concentrations de radionucléides dans l'océan, et une analyse radiologique pour le calcul des doses résultantes. On suppose que tous les radionucléides se dégagent des conteneurs immédiatement après avoir touché le fond de la mer. Ainsi, le taux de dégagement est considéré égal au taux d'immersion. La conception des conteneurs de déchets doit être telle que le confinement de certains nucléides dure au moins pendant plusieurs années, ou peut-être plus longtemps, période qui permettra la désintégration des nucléides à courte période. Cependant, la quantification n'est pas possible ici, et le cas extrême de dégagement immédiat est adopté dans l'évaluation.

Le modèle océanographique considère un volume de zone de 12 000 kilomètres d'est en ouest, de 6 000 kilomètres du nord au sud, et de 5 kilomètres de profondeur, soit un volume de  $3,6 \times 10^{17}$  mètres cubes. Ce qui correspond approximativement aux dimensions de l'océan Pacifique Nord. Le point de dégagement est pris au fond, à 1 000 kilomètre de la limite occidentale du modèle, et 2 000 kilomètres de la limite septentrionale. Les radionucléides libérés sont dispersés à partir de ce point par la diffusion des tourbillons horizontaux et verticaux (mélange), et, après un certain temps, une distribution stable est atteinte, lorsque chaque radionucléide parviendra à sa concentration maximale, celle-ci restant stable tant qu'un taux de dégagement constant est maintenu.

Le but des calculs basés sur le modèle océanographique est d'évaluer les concentrations permanentes qui pourraient se produire à une profondeur de 1 000 mètres. Cette profondeur supposée est choisie comme valeur maximale de pêche; en effet, les zones de pêche sont situées dans des eaux peu profondes, où les concentrations seraient inférieures. En l'absence d'advection horizontale (courants), les concentrations maximales se présenteraient pratiquement au-dessus du lieu d'immersion. Un courant constant affecterait la position du maximum, dans le plan horizontal, mais pas le niveau de concentration maximale. Dans le modèle japonais, les termes d'advection sont, pour simplifier, omis de l'équation du transport.

La concentration maximale à atteindre à 1 000 mètres dépend des vitesses relatives de diffusion horizontale et verticale. L'accroissement de la vitesse à laquelle les matières se répandent horizontalement réduit les niveaux maxima de concentration atteints. Toutefois, la vitesse de diffusion verticale accroît les niveaux de concentration à 1 000 mètres en réduisant la durée disponible pour la désintégration radioactive. Dans l'évaluation japonaise, un coefficient de diffusion horizontale de  $10^7$  centimètres carrés par seconde a été choisi; ce qui correspond à la plage de valeurs jugées réalistes pour décrire la dispersion à grande échelle dans les fonds océaniques (Shepherd, 1978). Pour le coefficient de diffusion verticale, on a pris une valeur de 200 centimètres carrés par seconde. Des valeurs de cette grandeur peuvent représenter de façon appropriée le mélange près des fonds de certaines zones (Sarmiento & coll., 1976) mais, pour le transport sur la colonne d'eau complète, les valeurs proches de 1 centimètre carré par seconde sont jugées plus raisonnables (Shepherd, 1978). La valeur la plus forte utilisée dans l'évaluation

japonaise permettait, d'une part de compenser l'absence d'advection verticale dans le modèle et, d'autre part, servait d'observation prudente pour couvrir la possibilité d'effets à court terme.

Le Tableau 9-5 présente les résultats calculés pour une profondeur de 1 000 mètres ainsi que pour la surface de l'océan, et une profondeur de 3 000 mètres. Pour simplifier le calcul, les différents radionucléides ont été groupés selon leur période, en prenant une valeur moyenne pour le groupe. Cette approximation n'affecte pas de manière significative les résultats des calculs. Les concentrations données correspondent à un taux de dégagement unitaire hypothétique de 1 curie par an. Dans l'évaluation de dose suivante, ces concentrations sont alors simplement multipliées par le taux de dégagement réel de chaque nucléide. Les concentrations maximales (Tableau 9-5) sont celles trouvées directement au point de dégagement. On les utilise dans l'évaluation de doses pour calculer les valeurs individuelles maximales qui seraient perçues par des groupes critiques de personnes. Les concentrations moyennes sont estimées sur une sous-zone de 4 000 kilomètres sur 4 000 kilomètres, où la majeure partie de l'activité se produirait (et non sur la surface totale du Pacifique Nord). Ces concentrations sont utilisées dans les derniers calculs de dose collective. Sur le Tableau 9-5, on peut voir, comme envisagé, que : (1) les concentrations augmentent avec la profondeur, (2) l'accroissement de concentration est supérieur pour les nucléides à période courte, et (3) les concentrations permanentes sont, pour un taux de dégagement donné, plus fortes pour les nucléides à période longue. Dans le cas de nucléides à période très longue, la concentration tendant vers l'état stationnaire est si longue que l'homogénéisation est pratiquement complète.

La Figure 9-2 illustre les augmentations tendant à des valeurs maxima stationnaires en fonction du temps, et la Figure 9-3 la manière dont les concentrations permanentes varient horizontalement, les plus fortes se situant au point de dégagement.

Après l'évaluation des concentrations dans l'eau de mer, la proposition japonaise tend à déterminer les doses. Les doses individuelles et collectives sont calculées pour les pêcheurs travaillant dans la zone d'immersion et pour le public. Pour les expositions individuelles, il convient de connaître les doses maximales pouvant être perçues par des groupes critiques, à savoir ceux qui seraient le plus exposés; les calculs des doses individuelles s'appuient sur des concentrations maximales à 1 000 mètres. Ces calculs sont destinés à démontrer si les individus, même les plus exposés, percevraient ou non des doses inacceptables. Par ailleurs, les calculs de doses collectives représentent une tentative d'évaluation de l'impact de la radioactivité dégagée sur l'ensemble des populations. Pour ces calculs, on utilise les concentrations moyennes à 1 000 mètres. Dans l'estimation des doses individuelles, les voies d'irradiation considérées sont identiques à celles utilisées par l'AIEA (Tableau 9-1). On constate que la consommation de fruits de mer et poissons est la voie la plus importante, les doses collectives étant calculées pour cette dernière. D'autres informations fournies au Groupe technique par des représentants du Gouvernement japonais ont indiqué que le césium 137 et le strontium 90 constitueraient les radionucléides contribuant le plus à la perception de doses provenant de l'ingestion de fruits de mer et de poissons.

Le Tableau 9-6 donne la liste des doses individuelles calculées par des voies diverses d'irradiation. La dose individuelle maximale perçue sur tout le corps par des membres du public est estimée à 0,1 microsievert environ par an, à savoir, 10 000 fois inférieure à l'équivalent de dose effective moyenne dans la région du Pacifique Sud, provenant de l'irradiation naturelle (1 000 microsievert par an, Chapitre 5), et 50 000 fois inférieure à la limite de la CIPR (5 000 microsievert par an). Pour les pêcheurs, l'irradiation totale est estimée à deux fois environ celle du public. La dose collective perçue par le public est évaluée à 4,3 hommes/sievert par an, au Japon, et à 10 hommes/sievert par an, dans d'autres pays. Le rapport japonais énumère également les doses absorbées par chaque organe, du fait de l'ingestion de poisson. Le rapport conclut que les doses provenant de l'opération d'immersion proposée seraient très faibles.

Comme souligné précédemment, l'évaluation japonaise s'appuie sur des hypothèses moins réservées que celle de l'AIEA. On peut le constater en comparant les concentrations de radionucléides utilisées dans les deux estimations correspondant aux points d'entrée des voies menant à l'irradiation de l'homme. L'AIEA s'est appuyée sur des concentrations en eau de fond, maintenues élevées par l'hypothèse d'un faible taux de mélange vertical. L'approche est prudente, car la plupart des voies d'exposition prennent probablement naissance dans les couches de surface, où les concentrations seraient plus faibles. Le Japon admet une approche plus réaliste consistant en concentrations maximales pouvant exister à 1 000 mètres, bien qu'il soit prudent en adoptant une valeur beaucoup plus grande pour le coefficient de diffusion verticale (200 centimètres carrés par seconde). La Figure 9-4 compare les concentrations spécifiques utilisées dans les évaluations. La Figure indique également les calculs des concentrations évaluées par l'AIEA dans un site unique et un océan aux dimensions définies. Les concentrations sur un seul site sont plus fortes, et les taux limites de dégagement plus restrictifs puisqu'ils tiennent compte de la possibilité d'effets locaux à court terme, tels que la formation de panaches à concentration élevée, à proximité du lieu d'immersion. L'évaluation japonaise envisage également la possibilité de tels événements [STA/NSB, sans date (a), Annexe II], tout en concluant que leurs effets sur les concentrations moyennes à long terme devraient être inclus dans le coefficient de diffusion vertical adopté.

Si on la compare au calcul des dimensions de l'océan définies par l'AIEA, basé sur des concentrations de fond estimées, l'évaluation japonaise utilise des valeurs sur des profondeurs de 1 000 mètres, qui sont cinquante fois inférieures, pour les périodes d'un an, et environ trois fois inférieures, pour les nucléides à période longue. La différence pour ces derniers provient simplement de l'écart dans les volumes de bassins océaniques admis dans les calculs. Comparées à l'estimation sur un seul lieu de l'AIEA, les concentrations utilisées par le Japon sont jusqu'à 1 000 fois inférieures, pour les nucléides à période courte. Les différences reflètent la prudence de la première évaluation, qui envisageait des doses maximales admissibles pour les individus ou les groupes critiques.

Pour les voies d'ingestion menant à une irradiation interne, l'évaluation japonaise utilise des taux de consommation plus faibles que l'AIEA. Une comparaison de ces taux est donnée au Tableau 9-7. La différence enregistrée provient surtout de ce que l'AIEA a délibérément choisi des taux de consommation assez grands; ainsi, pour chaque processus, les membres d'un groupe de consommation critique ne seraient pas susceptibles d'entrer également dans un groupe de consommation critique ingérant des fruits de mer, et un autre des poissons d'un autre type (AIEA, 1978c). Par suite, les taux limites de dégagement sont fixés sur la base de la seule voie d'ingestion la plus limitative. Par ailleurs, dans l'évaluation japonaise, les doses émanant de toutes les voies ont été additionnées pour donner l'irradiation totale. Pour les pêcheurs, le Japon a considéré des taux de consommation trois fois plus élevés que les chiffres du Tableau 9-7. Ces chiffres élevés, et les doses plus fortes administrées aux pêcheurs, s'appliqueront essentiellement à certains insulaires du Pacifique, dont l'alimentation provient principalement de la mer. Les facteurs employés dans les deux évaluations des concentrations de radionucléides se trouvant dans les fruits de mer et les poissons sont très similaires. Le Japon avance également des hypothèses moins extrêmes, au sujet de l'irradiation externe possible issue de l'exposition aux sédiments contaminés. (L'application stricte du modèle de l'AIEA au cas de l'immersion proposée par le Japon laisse prévoir une contribution étendue du cobalt 60 à la dose totale, par irradiation interne. L'évaluation japonaise aboutit à la conclusion qui semble être la plus réaliste, à savoir, que l'ingestion de fruits de mer et de poissons constitue la voie d'exposition la plus importante).

Il convient également de souligner la différence dans les buts visés par les deux évaluations. Celle de l'AIEA consistait à fixer des seuils supérieurs aux taux admis de dégagement qui, en principe, ne seraient pas approchés. La seconde, par contre, se veut une tentative plus ou moins réaliste d'appréhender l'impact réel d'une activité spécifique proposée, même si une telle évaluation comporte un certain degré de circonspection. Il est probable que l'objectif des calculs

de dose dans le rapport japonais, en particulier, pour les doses collectives, était de fournir un moyen de comparaison éventuel de l'immersion en mer avec d'autres options.

Un rapport préparé par le Professeur W. Jackson Davis (Davis, 1981), qui est également l'auteur d'autres études sur les divers aspects de l'immersion des déchets radioactifs dans l'océan (Davis, 1980; 1982) apporte des critiques sur la proposition d'immersion du NSB. Le Professeur Davis est d'avis que les connaissances sont insuffisantes pour garantir la sûreté de l'immersion de déchets radioactifs et, pour cette raison, l'opération ne devrait pas être réalisée. Il pense que le stockage sur terre constitue une meilleure solution de remplacement. Ses rapports semblent être des notes d'information recommandant cette solution alternative, et il est reconnu qu'ils constituent des "documents politiques non (véritablement) scientifiques au sens traditionnel du terme" (W.J. Davis, communication personnelle). Ces rapports soulignent un certain nombre d'incertitudes qui planent sur les connaissances scientifiques actuelles concernant les océans. Malheureusement, ils ne tentent pas de chiffrer toutefois les risques de l'immersion (sauf pour un calcul erroné, chez Davis, 1981), ni d'envisager les risques possibles de l'autre solution préférée, le stockage sur terre. Le Groupe technique considère que les rapports de Davis sont des déclarations bien conçues de la position de l'auteur, mais il met également en garde sur le fait qu'ils sont fortement déformés et que l'on ne doit pas s'y référer en tant qu'évaluations objectives du problème ni de l'état actuel des connaissances scientifiques. Néanmoins, ils soulèvent un certain nombre de points sur la proposition NSB, dignes d'intérêt pour les personnes qui cherchent à comprendre les problèmes scientifiques afférents à l'immersion des déchets radioactifs. Le Groupe technique s'appuiera sur quelques-uns d'entre eux pour formuler ses propres commentaires sur la proposition japonaise.

La première critique de Davis est que le programme d'immersion japonais proposé violerait les dispositions de la Convention sur l'immersion des déchets radioactifs de Londres. Il se réfère, en particulier, aux activités de pêche actuelles et à la possibilité d'un besoin futur d'exploiter des gisements minéraux au fond des océans, dans la région (surtout des nodules de manganèse). La Convention de Londres demande de prendre en considération ces utilisations peut-être incompatibles de l'océan, ce qu'ont d'ailleurs fait les japonais. Le lieu d'immersion proposé se situe à une profondeur de 6 000 mètres, bien en dessous des profondeurs de pêche; seule une très petite partie du fond de l'océan serait concernée, ce qui la rend donc incompatible avec les activités minières à ce niveau.

Un problème d'ordre plus fondamental pour satisfaire aux dispositions de la Convention de Londres, et une question plus difficile du point de vue scientifique, sont posés par la nécessité de voir accorder de la part des autorités nationales, les autorisations d'immersion, disponibilité pratique d'autres méthodes terrestres de traitement, d'évacuation ou d'élimination. Dans ses Recommandations, l'AIEA se penche sur la signification de cette nécessité en ce qui concerne les matières radioactives (AIEA, en 1978a, par. B.12).

- (1) Les opérations doivent être justifiées en évaluant leurs avantages nets, en tenant compte des conséquences des rayonnements et des possibilités d'autres procédures;
- (2) Les aspects de protection contre les rayonnements de l'opération doivent être optimisés, en maintenant les doses collectives résultantes (éléments publics et professionnels) aussi basses que possible, en tenant compte des facteurs économiques et sociaux; et
- (3) Les doses touchant le public ne doivent pas atteindre les limites appropriées, aussi bien à l'heure actuelle qu'à l'avenir. Dans l'évaluation des doses, il convient de tenir compte d'autres pratiques qui pourraient irradier les mêmes groupes de population critiques.

Les exigences ci-dessus sont basées sur les principes et la philosophie établis par la CIPR (voir Chapitre 4).

Les conditions d'optimisation et de comparaison avec d'autres options d'évacuation exigent, en dernière analyse, que les prévisions de doses collectives basées sur des hypothèses réalistes tiennent compte tant des possibilités maritimes que terrestres. Comme il en a été précédemment question, la connaissance scientifique des processus océaniques et des voies de transfert n'est cependant pas suffisante pour faire des prévisions exactes. Les rapports de Davis vont dans ce sens. Si le seul problème demeure la détermination des limites, il est possible de les maîtriser en avançant des hypothèses très prudentes, voire même les plus pessimistes, comme c'est le cas de l'AIEA. Cette procédure est très raisonnable et le Groupe technique considère que les taux limites de dégagement établis par l'Agence se fondent sur un degré élevé de précaution et de prudence.

Les taux d'immersion impliqués dans le programme japonais proposé sont bien en dessous des limites de l'AIEA et le site indiqué satisfait aux critères généraux fixés par cette dernière et dans ses Recommandations. On pourrait donc facilement démontrer la sûreté du processus d'immersion proposé par le Japon, grâce aux travaux de l'AIEA. L'objectif principal du rapport NSB devrait être de justifier l'opération en référence aux recommandations de l'Agence énumérées ci-dessus. A ce sujet, le projet actuel du rapport NSB est inadapté. Le calcul donné, en particulier pour les doses collectives, semble être une approche vers des évaluations plus réalistes de doses qui pourraient être perçues, mais le rapport ne contient aucune comparaison avec d'autres possibilités.

Sur la base en grande partie des travaux de l'AIEA traités au paragraphe 9.1.1., surtout, le Groupe technique pense que l'opération d'immersion proposée par le Japon dans le Pacifique Nord ne pose pas de problème particulier, pour la sécurité de l'environnement (même si le Groupe n'a pas compétence dans l'évaluation de principes juridiques et politiques impliqués). Les quantités de radioactivité à évacuer, principalement de période courte, sont suffisamment faibles pour n'entraîner aucun risque particulier. Il est bon de noter que l'inventaire actuel de césium 137 dû aux retombées dans le Pacifique Nord, par exemple (environ  $1/5 \times 10^6$  curies; Bowen et coll., 1980) est réduit à un taux de  $1,2 \times 10^5$  curies par an approximativement, en raison de la décroissance radioactive. Pour le site du Pacifique Nord, le taux d'immersion maximum de césium 137 envisagé est de  $3 \times 10^4$  curies par an, inférieur à cette valeur. En conséquence, même si l'immersion devait se produire au taux maximum projeté, l'inventaire du césium 137 continuerait de diminuer, jusqu'à une valeur stable d'environ  $1,3 \times 10^6$  curies. On remarquerait également que les concentrations les plus fortes se produiraient au fond de l'océan et non plus à la surface, comme c'est le cas actuellement.

Dans son évaluation d'un avant-projet antérieur de l'étude de sécurité sur l'environnement NSB, Davis (1981) est arrivé à la conclusion étonnante que les scientifiques japonais avaient basé leurs calculs de doses sur un taux de dégagement total de un curie par an seulement, et non sur le taux réel de  $10^5$  curies par an; l'auteur a également affirmé que les doses effectives reçues seraient 100 000 fois supérieures à celles prévues, les limites légales étant donc dépassées. En examinant avec minutie la traduction du projet actuel, le Groupe Technique a constaté qu'une telle erreur n'a pas pu être commise par les Japonais. Le Professeur Davis a manifestement mal interprété l'utilisation de la valeur de un curie par an, comme taux de dégagement unitaire hypothétique qui était ultérieurement multiplié, dans les calculs, par les taux réels de libération de radionucléides individuels. A ce sujet, il est bon de rappeler que le système utilisé permet de considérer séparément chaque radionucléide, supposé être dégagé à un taux différent.

Il ne faut pas conclure hâtivement de ce qui précède que l'immersion des déchets radioactifs dans l'océan doit être préférée aux options de stockage sur terre. Les connaissances scientifiques actuelles ne permettent pas - à elles seules - d'en décider. Et il est donc nécessaire d'examiner en permanence et de manière objective toutes les alternatives. Le problème de la gestion des déchets, aussi bien radioactifs que non radioactifs, existera toujours et les

connaissances scientifiques de l'environnement devront constamment être adaptées. Le Groupe technique pense qu'il est important de conserver une certaine souplesse des stratégies et des pratiques, pour répondre aux modifications des circonstances et à l'amélioration des connaissances scientifiques. Les décisions de politiques doivent s'appuyer à tout moment sur les meilleures informations possibles alors disponibles, un jugement juste et le sens commun intervenant toujours, en dernier ressort.

#### 9.1.1.3 Proposition américaine concernant l'évacuation des sous-marins nucléaires

La Marine américaine étudie, à l'heure actuelle, une proposition d'utilisation d'un site situé sur un grand fond marin, au large des côtes de Californie, ainsi que d'autres options, pour évacuer les sous-marins nucléaires désarmés. (Un second site, au large des Carolines, dans l'Atlantique, est également envisagé). Si cette option était retenue, tout le combustible irradié devrait d'abord être retiré des réacteurs. Toutefois, il y aurait toujours une certaine radioactivité dans les cuves sous pression du réacteur des sous-marins. Les radionucléides présents seraient dus à l'activation par les neutrons, pendant le fonctionnement du réacteur, des éléments de l'acier dans lequel sont fabriquées les cuves sous pression et les autres composants du réacteur. Ce sont principalement les isotopes de manganèse, de fer, de cobalt et de nickel.

Dans un projet dernièrement publié (1982), la Marine américaine a étudié en détail l'impact sur l'environnement des solutions d'immersion et d'évacuation terrestre. Le public a été invité à se prononcer, mais aucune décision n'a encore été prise. Les taux de dose et les doses engagées résultant des deux possibilités ont été calculés et comparés.

On a jugé que trois sous-marins par an pouvaient être immergés. La quantité totale de radioactivité contenue dans chaque sous-marin, six mois après la mise hors service, serait d'environ  $6,2 \times 10^4$  curies, les éléments impliqués étant principalement le cobalt 60, le nickel 63 et le fer 55. Les taux de dégagement des radionucléides devraient être limités par le taux de corrosion de la carcasse sous pression en acier. Au début, et cent ans après l'immersion, on ne prévoit qu'un dégagement faible ou inexistant, le compartiment du réacteur étant scellé. Cela permettrait une réduction substantielle de l'activité initiale par décroissance radioactive. On estime que le taux de dégagement maximum, émanant chaque année de 100 navires, reposant sur le fond de l'océan, serait de 39 curies, l'élément principal étant le nickel 63.

Les doses engagées étaient basées sur des calculs océanographiques et radiologiques. Les calculs basés sur des hypothèses jugées réalistes ont fourni une dose individuelle moyenne sur tout le corps de  $6 \times 10^{-8}$  microsievert par an, valeur tout à fait insignifiante. Un calcul basé sur les prévisions les plus pessimistes, dans lequel une personne supposée être exposée dangereusement, après une ingestion de 66 kilogrammes de nourriture d'origine marine recueillie immédiatement sur le site d'immersion profond, produirait une dose de 20 microsievert par an, ce qui constitue également une valeur faible. La consommation de nourriture d'origine marine représenterait le processus le plus important, et le nickel 63, l'élément qui contribuerait le plus à l'administration de la dose. En conséquence, on peut conclure que les quantités de radioactivité dégagées et les doses résultantes perçues par les personnes seraient insignifiantes, comparées à d'autres apports et doses de rayonnement dans la région du Pacifique Sud.

#### 9.1.2 Dépôt dans le sous-sol des fonds marins des déchets de haute activité

Les déchets radioactifs de haute activité s'accumulent actuellement dans un certain nombre de pays du globe, où des réacteurs nucléaires fonctionnent (Figure 9-5). Ils proviennent du processus de fission nucléaire (Chapitre 3), et s'accumulent dans les éléments combustibles du réacteur. Lorsque le réacteur a fonctionné pendant un certain temps, les éléments combustibles doivent être remplacés. A ce stade, les éléments combustibles irradiés peuvent être soit rejetés (cycle du combustible de rejet), ou retraités pour extraire l'uranium et le plutonium restants, pour réutilisation en tant que tels. Le retraitement génère également des déchets de haute

activité, comprenant principalement des produits de fission et quelques résidus d'uranium, de plutonium et d'autres transuraniens (Chap.3, paragraphe 3.11).

Le problème de gestion des déchets radioactifs de haute activité est plus important que celui des déchets à faible activité. Les quantités accumulées à évacuer d'ici à l'an 2000 sont estimées à  $9 \times 10^8$  Ci d'actinides et  $1 \times 10^{14}$  Ci de produits de fission émanant de la production d'électricité mondiale (Grimwood & Webb, 1976). La dispersion dans l'environnement de telles quantités de radioactivité est inacceptable; des stratégies d'isolement doivent donc être poursuivies, sauf pour les déchets de faible activité, où de petits dégagements sont admis. On considère généralement que les déchets radioactifs de haute activité doivent être isolés de la biosphère pendant au moins  $10^4$  ans, et peut-être même jusqu'à  $10^6$  ans, en fonction de la méthode de détermination quantitative du risque potentiel. Aux Etats-Unis, un groupe de travail nommé par le Président Carter avait conseillé de ne pas léguer aux générations futures la responsabilité de confinement des déchets radioactifs (Groupe de travail inter-agence, 1979).

La durée est simplement trop longue pour prévoir l'efficacité constante de barrières institutionnelles. Une des conditions requises est que les dépôts de déchets soient situés dans des sites protégés contre les interventions, aussi bien intentionnelles qu'accidentelles, des activités futures de l'homme. Ce qui écarte le stockage indéfini en tant que stratégie de gestion à long terme des déchets.

L'entreposage des déchets radioactifs de haute activité dans les sédiments des grands fonds marins constitue l'une des différentes options de stockage géologique envisagée par les Etats-Unis et d'autres nations. D'autres formations géologiques considérées sont le basalte, le sel, le schiste, le granit et d'autres types de roches cristallines. L'effort principal des Etats-Unis se porte sur le stockage potentiel en surface, mais depuis 1973, le Ministère de l'énergie a également envisagé d'évaluer la possibilité d'enfouir dans le sol des grands fonds. Ce projet est connu sous le nom de Programme sur la solution consistant à enfouir les déchets sous le fond des mers, coordonné par les Laboratoires nationaux Sandia. Divers comptes rendus du programme sont disponibles dans la documentation publiée (Anderson & coll., 1975; Hollister, 1977, 1981; Hollister & coll., 1981; Hinga, 1982; Hinga & coll., 1982), et un état des travaux pour 1983 sera bientôt publié (Laboratoires nationaux Sandia, 1983). Des recherches sur le concept d'enfouir les déchets sous le fond des mers sont également menées dans d'autres pays, et un Groupe de travail international sur les fonds marins (GTFM) a été constitué sous les auspices de l'OCDE/AEN. Les membres de ce Groupe sont le Canada, la Commission des communautés européennes, la République Fédérale d'Allemagne, la France, le Japon, les Pays-Bas, la Suisse, le Royaume-Uni et les Etats-Unis. Par l'intermédiaire de ses réunions annuelles, le GTFM favorise l'échange d'informations et permet à un grand nombre de scientifiques d'analyser en permanence l'option de la solution consistant à enfouir les déchets sous les fonds marins.

L'étude de la solution consistant à enfouir les déchets sous les fonds marins a été concentrée sur les zones océaniques dites médianes des plaques et des tourbillons (Bishop & Hollister, 1974). Les plaques concernées sont celles qui divisent la lithosphère (couche extérieure de la terre, composée de roches friables) (Figure 9-6). A la limite des plaques lithosphériques, des phénomènes violents tels que les séismes et les éruptions volcaniques peuvent se produire lors de la formation (au niveau des dorsales médio-océaniques), ou de la destruction (au niveau des fosses océaniques), de la nouvelle croûte océanique, ou lors du glissement des plaques les unes sur les autres. Par ailleurs, hors des limites des plaques, les éléments sont relativement calmes et les zones médio-océaniques des plaques connues comme étant les zones de la terre les plus stables du point de vue sismique (c'est-à-dire dépourvues de tout séisme). Les données de plusieurs millions d'années de passé géologique, afférentes aux sédiments des zones océaniques médianes dites des plaques et des tourbillons, indiquent une constante relative des conditions au fond des océans, en comparaison de la situation sur terre, où des modifications profondes du climat sont apparues (Corliss & coll., 1982). De plus, en ce qui concerne la sédimentation, les zones médio-océaniques sont en général des zones de dépôt, les zones

continentales étant, elles, des lieux d'érosion. Ces caractéristiques de stabilité et de prévisibilité géologiques sont des raisons scientifiques suffisantes pour considérer les zones de plaques océaniques comme dépôts possibles de déchets. Les zones médianes tourbillonnaires mentionnées ci-dessus correspondent aux systèmes à grande échelle de la circulation océanique. Les zones correspondantes sont considérées comme les plus acceptables possible, dans la mesure où l'activité biologique est moindre. Ceci ajouterait à la sécurité, mais dans une moindre mesure puisque la stratégie consiste à isoler et non à disperser.

L'éloignement des lieux d'activités humaines et la limitation des ressources exploitables, comparés à d'autres endroits sur terre, constituent d'autres critères techniques à satisfaire par les sites médio-océaniques des plaques et des tourbillons.

La Figure 9-7 illustre les méthodes possibles de stockage des déchets sous le fond des océans. Le confinement des déchets et l'isolement de la biosphère s'appuient sur le concept de barrières multiples représenté à la Figure 9-8. Une grande partie de la recherche actuelle consiste à calculer le temps que mettraient les radionucléides pour traverser ces barrières, et pour déterminer si ce temps suffit à permettre la désintégration des déchets à niveaux négligeables de radioactivité. Actuellement, on pense que le stockage des déchets dans des sédiments non consolidés, à une profondeur de quelque 30 à 100 mètres sous le fond des océans, serait plus sûr que le stockage dans les roches de fond, dont la perméabilité n'est pas toujours bien connue. Les sédiments eux-mêmes sont considérés comme la principale barrière à la migration des radionucléides, car l'eau les traverse très lentement, cette migration étant retardée par absorption sur les grains sédimentaires.

L'étude en liaison avec le Programme d'évacuation des déchets radioactifs sous le fond des mers a été menée dans cinq zones situées dans l'Atlantique Nord et le Pacifique Nord (Figure 9-9). L'objet des études est de déterminer si les sites sélectionnés dans ces zones satisfont à des critères concernant : (1) la stabilité géologique, (2) l'aptitude des sédiments à jouer le rôle de barrière et (3) la non-existence de voies de navigation, de câbles de transmission, de courants forts, d'intempéries, et de zones à ressources économiques futures possibles.

A l'heure actuelle, ce Programme poursuit l'examen de la faisabilité scientifique et environnementale du concept. Certaines questions importantes, sans réponse jusqu'à présent, concernent les effets que la chaleur générée dans les conteneurs de déchets par la désintégration des produits radioactifs pourrait avoir sur : (1) les propriétés des sédiments environnants, (2) la migration des radionucléides dans les eaux interstitielles des sédiments et (3) l'apport de radionucléides par absorption sur les sédiments. Une autre question toujours en suspens à ce jour est de savoir si le trou formé par un conteneur se referme de lui-même grâce aux sédiments. La phase d'exécution du programme est prévue d'ici à 1988 (Hinga & coll., 1982). Si la possibilité technique est établie à cette époque, la phase de développement suivra. La date des opérations d'évacuation effective n'est pas encore fixée, mais ne se situerait pas avant le début du siècle prochain, à savoir dans 25 ou 30 ans. Dans l'intervalle, il serait nécessaire de fixer des accords internationaux et des mécanismes de régulation pour contrôler les opérations. On s'attend à des oppositions politiques et juridiques tout à fait redoutables lors de la mise en oeuvre de ce projet (Deese, 1977; 1978).

Il est encore trop tôt pour que l'on puisse conclure que le fait d'enfouir sous le fond des mers des déchets radioactifs de haute activité soit une procédure sûre ou pratique, ou non. Plusieurs années d'études seront encore nécessaires pour pouvoir se prononcer sur cette question. Le Groupe technique pense que la recherche et l'évaluation scientifiques de toutes les options de gestion des déchets en présence doivent continuer, afin de trouver la meilleure solution, et qu'à tout moment la communauté scientifique et le public puissent intervenir, si besoin est, par un examen minutieux.

### 9.1.3 Stockage des déchets nucléaires

En plus des possibilités proposées de l'évacuation des déchets, actuellement à l'étude, pouvant avoir lieu dans la région du Pacifique Sud, une proposition récente a suggéré l'utilisation dans l'Ile Palmyre, ou peut-être d'autres îles telles que Wake ou Midway, comme sites pour la construction d'installations de stockage provisoires en surface pour les déchets nucléaires de haute activité [Van Dyke & coll., 1983; Finn, sous presse (a,b)]. Selon la proposition, le combustible irradié du Japon, de la Corée et de Formose y serait stocké temporairement, tout en développant des stratégies d'évacuation permanente. Les Etats-Unis et le Japon ont signé un accord pour réaliser une étude en commun du projet.

Cette activité proposée ne concerne pas, bien entendu, les dégagements prévus de radionucléides dans l'environnement, mais il faut considérer la possibilité de dégagements accidentels sur l'île, pendant la période de stockage, dans la mer en cas d'accident maritime, ou dans les ports par suite d'incidents au cours du chargement ou du déchargement des déchets. Le Groupe technique n'ayant pas examiné les documents officiels ou scientifiques concernant le projet de stockage de déchets proposé, ne peut pas, à l'heure actuelle, apporter de commentaires sur les risques y afférents. En raison des grandes quantités de matières radioactives concernées, il est essentiel de procéder à une étude minutieuse, évaluations quantitatives comprises, et des doses de rayonnement que pourraient recevoir les personnes, dans le cas d'un dégagement accidentel.

### 9.2 ESSAIS D'ARMES NUCLEAIRES

A l'heure actuelle, les Etats-Unis, l'Union Soviétique, la France et la République Populaire de Chine disposent de programmes en cours concernant les essais d'armes nucléaires. En 1963, les Etats-Unis, le Royaume-Uni et l'Union Soviétique ont signé un traité interdisant les essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère; depuis lors, ces pays ont procédé à des expériences souterraines. La France et la Chine, non signataires du traité, ont effectué quelques explosions en surface, après 1963, mais à une échelle moindre, comparée aux essais menés par les Etats Unis et l'Union Soviétique avant cette période.

Entre 1966 et 1974, la France a procédé à 41 essais atmosphériques dans son Centre d'expérimentation du Pacifique (CEP), aux Iles Touamotou (Journal des Forces Armées, 1982). Depuis 1974, tous les essais français ont été souterrains, et seule la Chine poursuivait ces dernières années des explosions nucléaires en surface.

Les essais nucléaires souterrains évitent la pollution de l'atmosphère par des déchets radioactifs et sont considérés comme plus sûrs, au regard de la santé humaine, que les essais atmosphériques. Cela est vérifiable à l'échelle globale, et à court terme, puisque les matières radioactives se trouvent dans une cavité souterraine plutôt que dispersées à travers le monde. Toutefois, on ne peut pas être certain des effets à long terme dus à la proximité d'un site d'essais souterrains, sans envisager des questions non encore résolues actuellement. Se référant d'abord aux programmes américains et soviétiques, Eisenbud (1973) déclarait : "Il reste à prouver si les accumulations souterraines de déchets radioactifs deviendront significative avec le temps, comme forme de pollution de l'environnement. Les quantités de déchets impliquées sont importantes, mais une évaluation objective des risques potentiels à long terme n'a pas encore été possible du fait du peu de données de base disponibles".

Le même problème a empêché le Groupe technique de juger de façon appropriée la situation dans la région du Pacifique Sud. Les informations disponibles sur le sujet sont limitées en raison du secret qui entoure les activités militaires, en particulier les programmes portant sur la mise au point des armes.

La politique du Gouvernement français n'est pas d'annoncer ses essais d'armes nucléaires, et la plupart des informations disponibles sur ceux-ci proviennent de rapports rédigés dans

d'autres pays, une fois les explosions détectées. Selon des informations officielles données dans le Journal des Forces Armées (1982), environ 50 essais souterrains ont été effectués au CEP, surtout sur l'Atoll de Mururoa, entre 1975 et 1982. Le Groupe technique a reçu des informations du Gouvernement français sur les procédures utilisées au CEP (DIR GEN 3044, en date du 24 juin 1982). Les essais souterrains sont effectués au fond de puits verticaux, de 1,5 m de diamètre, à des profondeurs comprises entre 500 et 1 100 mètres, en fonction de la puissance attendue de l'explosion (normalement entre 1 et 100 kilotonnes). Le fond du puits se trouve toujours en dessous de la couche supérieure de la roche calcaire (type de roche hautement perméable) et dans le basalte sous-jacent (type de roche dense, et moins perméable). Avant l'explosion, le puits est scellé sur plusieurs centaines de mètres, avec du ciment, en alternance avec des couches d'agrégats, pour contenir l'explosion dans le basalte. Auparavant, les puits étaient percés sur le bord de l'atoll, mais, à l'avenir, ils le seront dans la lagune, à des distances de plus de 1,2 kilomètres de la périphérie. Cette modification permettra une sécurité plus grande. Pour évaluer les quantités de radioactivité produite au cours des essais, il faut connaître les puissances de fission et de fusion des explosions. De telles informations ne sont pas disponibles, bien que l'on admette comme explosions de fission pure celles dont les puissances sont inférieures à 100 kt; l'UNSCEAR (1982) a estimé les puissances totales de fission et de fusion pour la période 1966 à 1974 d'essais atmosphériques, au CEP (Tableau 6-1). Les puissances annuelles ont été très variables, mais la valeur moyenne, pour la période, a été d'environ 1 mégatonne par an pour la fission et pour la fusion. L'extrapolation de ces moyennes dans la période des essais souterrains, pour laquelle des données réelles ne sont pas disponibles, permet une approximation de la quantité de radioactivité qui pourrait être produite au cours d'une année moyenne.

Pour une puissance de fission d'une mégatonne,  $1 \times 10^5$  curie de strontium 90 et  $1,6 \times 10^5$  curies de césium 137 sont produits (Klement, 1965). En plus, des grandes quantités de neutrons libérés produiraient plusieurs éléments d'activation dans les roches environnantes. L'estimation des quantités de produits d'activation formés par les explosions souterraines a été établie par Miskel (1964) en liaison avec le programme Plowshare américain, qui a recherché les utilisations pacifiques des explosions nucléaires. Les évaluations ont été faites pour un appareil de 1 mégatonne (fusion à 99 %) qui a explosé dans le basalte. La plupart des produits d'activation auraient une période courte, mesurée en heures ou jours, mais des quantités importantes de tritium à période longue (12 ans) et de fer 55 (période de 2,7 ans) existeraient également ( $1 \times 10^7$  curies de tritium et  $7,5 \times 10^5$  curies de fer 55). Les quantités calculées ont été basées sur l'hypothèse d'un absorbeur de bore entourant l'appareil, qui réduirait le flux de neutrons d'un facteur de 100 environ. En l'absence de cet absorbeur, les quantités de produits d'activation formés seraient beaucoup plus grandes.

D'autres calculs peuvent être effectués pour prévoir les quantités de radionucléides artificiels pouvant être produits au cours des essais souterrains français. Au cours de l'année 1981, les 261 réacteurs nucléaires en service développaient une puissance électrique totale de  $144 \times 10^9$  watts électriques, ce qui correspond à une production d'énergie totale d'environ  $15 \times 10^{18}$  joules. Sur la base d'une mégatonne par an, et de  $4,55 \times 10^{15}$  joules par mégatonne, le programme français d'essais souterrains contribuerait à 0,03 % approximativement à la production globale totale de radionucléides artificiels.

Les valeurs mentionnées ci-dessus sont approximatives, mais on constatera que même si les quantités de radioactivité produites par les essais souterrains ne sont pas spécifiquement importantes, comparées aux taux de production globale, il ne faudra cependant pas les considérer comme négligeables. Toutefois, tant qu'ils restent dans la roche, les radionucléides sont inoffensifs pour les personnes ou toute autre partie de la biosphère. Pour évaluer les risques possibles dans l'environnement, associés aux explosions souterraines, il importe de savoir si des radionucléides seront libérés dans l'océan, par suite de la lixiviation par l'eau de mer qui s'infiltré à travers la roche. Les données actuelles ne permettent pas d'apporter une réponse. D'autres informations sont nécessaires sur la situation hydrologique de l'atoll, et la

perméabilité d'autres propriétés de la roche, afférente à son adéquation en tant que confinement pour les radionucléides produits. Il existe des rapports dans la presse sur les dommages physiques possibles causés à l'île, et les dégagements de radioactivité dans l'océan, mais le Groupe technique n'a pas pu obtenir de documentation officielle sur ces faits.

Le Groupe technique pense que les quantités de radioactivité susceptibles d'être produites, par suite des explosions souterraines françaises, ne sont pas assez importantes pour alarmer, mais cependant suffisantes pour justifier une préoccupation sérieuse, surtout si le programme d'essais et l'accumulation de radionucléides sur le site souterrain doivent se poursuivre à l'avenir.

Si des quantités comparables de déchets radioactifs devaient être produites par une entreprise privée, et si ces déchets étaient destinés à être évacués dans l'un des pays à haut niveau de développement technologique dans lequel ce type d'activité était exercé, il s'ensuivrait une préoccupation importante de la part du public, et la nécessité d'informer ce dernier et les scientifiques de l'impact sur l'environnement, avant la mise en marche de l'entreprise. Ceci n'a pas été réalisé dans le cas du programme d'essais militaires français dans les Tuamotou. Toutefois, il convient de noter qu'une mission scientifique conduite par Haroun Tazieff a été récemment envoyée par le Gouvernement français, pour étudier la sécurité de Mururoa et son environnement. Le rapport de cette mission sera bientôt publié, mais il n'était pas disponible pour être analysé par le Groupe technique.

Ce dernier pense qu'une évaluation approfondie de l'environnement des effets potentiels à long terme des essais souterrains au CEP est nécessaire pour juger de l'adéquation continue du site. Une étroite surveillance de l'océan à proximité du site d'essais est également indispensable pour déterminer la présence ou non de dégagements importants de radioactivité. Le tritium représente l'indicateur le plus sensible, dans ce cas, étant produit en abondance, et qui du fait de ses propriétés chimiques, a le plus de chances de s'échapper. A ce sujet, une étude devrait être menée très minutieusement pour définir les niveaux de rayonnements naturels régionaux, l'atmosphère ayant déjà ajouté à l'océan une grande quantité de tritium. Des échantillons recueillis à une profondeur de 500 à 1 000 m seraient particulièrement importants, parce qu'ils devraient contenir du tritium en provenance d'un éventuel relargage sous la surface, et parce que peu de tritium a encore pénétré à ces profondeurs en provenance de l'atmosphère (voir Chapitre 8). Ainsi, les concentrations de bruit de fonds de tritium sont très faibles à ces profondeurs. Il faut souligner qu'une interprétation scientifique très minutieuse des données obtenues dans cette étude serait indispensable pour déterminer si le tritium mesuré provient d'un dégagement en profondeur ou simplement au bruit de fonds. Puisque le tritium se montre l'indicateur le plus sensible du dégagement en profondeur de radioactivité en provenance de l'atoll, les mesures d'autres radionucléides seraient relativement peu importantes, sauf si des résultats positifs étaient obtenus à partir du contrôle du tritium.

D'autres informations sont également nécessaires sur les propriétés géologiques et hydrologiques de l'atoll, qui pourraient éventuellement être modifiées par les explosions. De telles informations permettraient de calculer les dégagements à venir probables. Si les taux et les profondeurs de dégagement possible dans l'océan étaient connus, on pourrait utiliser les méthodes d'évaluation radiologique actuellement disponibles, d'après celles décrites au paragraphe 9.1 ci-dessus, pour estimer les doses éventuellement perçues par les personnes, et fournir une appréciation objective de l'impact sur l'environnement.

La position du Gouvernement français indique qu'aucun dégagement ne se produit et que, par suite, aucune dose n'est perçue par les populations du fait des essais souterrains. C'est un fait démontrable pour les opérations normales, mais qui n'implique pas l'absence d'informations sur les effets d'accidents possibles. Il serait souhaitable de savoir si le Gouvernement français a envisagé des scénarios de cas extrêmes, et dans ce cas, s'il a calculé les doses pouvant en résulter.

Le Groupe technique préconise vivement la publication et la diffusion rapides aux Gouvernements de la région, de toutes les informations scientifiques relatives à la sécurité de l'environnement, à proximité de Mururoa, qu'elles soient détenues, à l'heure actuelle, par le Gouvernement français ou obtenues par des études futures.

Comme exemple des données scientifiques à publier, on peut encore faire référence à la décision de la France de conduire, à l'avenir, des essais nucléaires souterrains au CEP, dans des puits forés dans la lagune. Le Groupe technique estime que cette décision n'aurait pu être prise qu'après une étude scientifique poussée de la nécessité de ce changement. Le Groupe exige la publication rapide de cette évaluation, et sa diffusion aux Gouvernements de la région.

### 9.3 AUTRES ACTIVITES

Il convient de tenir compte des sources supplémentaires, ou potentielles, de radioactivité artificielle dans la région du Pacifique Sud. En général, les dégagements de radioactivité à partir de ces sources sont probablement faibles ou, dans le cas d'accidents, imprévisibles, le présent rapport n'en faisant que brièvement état ici.

Il ne semble pas que des projets de développement d'installations de centrales électriques nucléaires soient envisagés dans la région; celles-ci existent cependant dans plusieurs pays bordant le Pacifique : Etats-Unis, Japon, Corée, Formose et Philippines (Figure 9-6). Au cours de la production d'énergie par un réacteur nucléaire, des produits de fission radioactifs sont formés dans le combustible, de même que des produits d'activation neutronique, dans les matériaux structurels et de gainage. Les radionucléides apparaissent dans l'eau de refroidissement, en raison de l'activation des impuretés, de l'échappement des produits de fission de la petite fraction des éléments combustibles, mal protégés, et de la corrosion des matériaux structurels et de gainage. Tous les réacteurs comportent des systèmes de traitement pour extraire les radionucléides des déchets gazeux et liquides, et les dégagements à faible activité sont surveillés et peuvent être contrôlés à la source. Dans les installations côtières, les effluents liquides sont déchargés dans l'océan. Les quantités de radionucléides impliquées sont très faibles et, sauf en des endroits très proches du point de décharge, ne peuvent pas être détectées au-dessus des niveaux attribuables aux retombées mondiales des essais nucléaires atmosphériques.

Les réacteurs de propulsion à usage naval sont utilisés sur les sous-marins et d'autres navires. Les eaux de refroidissement contaminées, contenant de petites quantités de cobalt 60 et d'autres radionucléides, sont déchargées dans les ports, et les résines de déminéralisation utilisées pour décontaminer le liquide de refroidissement sont quelquefois immergées.

Les Etats-Unis et le Japon ont récemment annoncé des projets d'expansion d'activités de retraitement nucléaire existantes, le premier nommé en reprenant la production de plutonium à Hanford, Washington, et le second nommé en développant un retraitement commercial du combustible irradié, similaire à celui actuellement entrepris à Tokai Mura [Finn, sous presse, (a,b)].

Ces activités mèneraient à de petites quantités de rejets côtiers n'affectant que des zones limitées.

En dernier lieu, chacun doit prendre en considération la possibilité d'un dégagement accidentel de radioactivité dans l'environnement, se produisant à l'occasion d'une opération dans laquelle des matières radioactives seraient manipulées. Le Groupe technique n'a pas étudié le sujet dans ses détails, mais constate qu'il constitue une partie importante des évaluations portant sur les activités possibles de l'évacuation des déchets [STA/NSB, non daté (a); Laboratoires nationaux Sandia, 1983].

TABLEAU 9-1.  
VOIES DE TRANSFERT ET MODES D'IRRADIATION RETENUS  
DANS LA BASE RADIOLOGIQUE DE L'AIEA

Voies	Mode d'irradiation
Consommation de poissons	Ingestion
Consommation de crustacés	Ingestion
Consommation de mollusques	Ingestion
Consommation d'algues	Ingestion
Consommation de planctons	Ingestion
Irradiation par les sédiments côtiers	Irradiation externe
Irradiation par les équipements de pêche	Irradiation externe
Suspension de sédiments	Inhalation
Evaporation de l'eau de mer	Inhalation
Consommation d'eau dessalée	Ingestion
Consommation de sel marin	Ingestion
Nage	Irradiation externe

Source : AIEA (1978c).

IX  
le  
e

a  
s  
e  
a

é  
à  
e

S  
S  
E

S  
K  
n

a  
t  
t

s  
s

s  
s

TABLEAU 9-2.  
TAUX LIMITES DE DEGAGEMENTS ADMIS (EN CURIES PAR AN)

	Site unique	Volume océanique défini ( $10^{17} \text{m}^3$ )
Groupe A : $^{226}\text{Ra}$ et émetteurs bêta/gamma à très longue période (basés sur $^{226}\text{Ra}$ )	$10^4$	$10^4$
La plupart des émetteurs alpha et des transuraniens, plus $^{14}\text{C}$ et $^{210}\text{Pb}$ (basés sur $^{239}\text{Pu}$ )	$10^5$	$10^5$
Groupe C : $^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$ , et la plupart des émetteurs bêta/gamma (basés sur $^{90}\text{Sr}$ )	$10^7$	$10^8$
Groupe D : Tritium et émetteurs bêta/gamma à période courte (basés sur le tritium)	$10^{11}$	$10^{12}$

Source : AIEA (1978b)

TABLEAU 9-3

	Quantité totale évacuée (en supposant qu'il n'y a pas de désintégration)	Taux d'évacuation maximum par an	Taux d'évacuation moyen	Taux limites de dégagement AIEA (a)	Pourcentage du taux de dégagement limite de l'AIEA
	ci	ci/y	ci/y	ci/y	ci/y
Activité alpha	$8.3 \times 10^3$	$1.4 \times 10^3$	750	$10^5$	0.8
Activité alpha (groupe Ra)	100 (b)	10 (b)	10 (b)	$10^4$	0.1
Activité bêta/gamma (exemple tritium)	$2.5 \times 10^5$	$4.3 \times 10^4$	$3.6 \times 10^4$ (c)	$10^7$	0.3
Tritium	$2.6 \times 10^5$	$1 \times 10^5$	$4.3 \times 10^4$ (d)	$10^{11}$	<<0.1

(a) AIEA (1978a).

(b) Evaluation, pas d'informations détaillées sur toutes les années.

(c) Moyenne 1975 à 1979.

(d) Moyenne 1974 à 1979.

Source : OCDE/AEN (1980).

TABLEAU 9-4.

TAUX D'IMMERSION DE RADIONUCLÉIDES ADMIS COMME LIMITES SUPÉRIEURES DANS  
L'ÉVALUATION JAPONAISE ET COMPARAISON AVEC LES TAUX LIMITES DE  
DÉGAGEMENT DE L'AIEA (1978a) POUR UN LIEU UNIQUE D'IMMERSION

Radionucléides	Pourcentage d'activité totale dans les déchets immergés	Taux d'immersion japonais admis (Ci/an)	Taux de l'AIEA (Ci/an)
$^3\text{H}$	0.02	20	$10^{11}$
$^{54}\text{Mn}$	30	$3 \times 10^4$	
$^{60}\text{Co}$	30	$3 \times 10^4$	
$^{90}\text{Sr}$	10	$1 \times 10^4$	
$^{106}\text{Ru}$	0.2	$2 \times 10^2$	
$^{137}\text{Cs}$	30	$3 \times 10^4$	
$^{144}\text{Ce}$	0.1	$1 \times 10^2$	
Total beta/gamma	100	$10^5$	$10^7$
$^{226}\text{Ra}$	0.00001	$1 \times 10^{-2}$	$10^4$
$^{238}\text{U}$	0.01	10	
$^{239}\text{Pu}$	0.01	10	
Total alpha (Sauf $^{226}\text{Ra}$ )	0.02	20	$10^5$

TABLEAU 9-5

CONCENTRATION DE RADIONUCLÉIDES A L'ETAT STABLE POUR L'EVACUATION  
CONTINUE DE 1 CI/AN

Unité : (Ci/cm<sup>3</sup>)

Radionucléide	Constante de désintégration (1/an) (1)	Concentration maximale (2)			Concentration moyenne (3)		
		Surface de la mer	Profondeur 1 km	Profondeur 3 km	Surface de la mer	Profondeur 1 km	Profondeur 3 km
<sup>54</sup> Mn	0.7	7.8 x 10 <sup>-24</sup>	1.9 x 10 <sup>-23</sup>	2.9 x 10 <sup>-22</sup>	5.5 x 10 <sup>-25</sup>	1.1 x 10 <sup>-24</sup>	1.3 x 10 <sup>-23</sup>
<sup>65</sup> Zn							
<sup>106</sup> Ru							
<sup>144</sup> Ce							
<sup>55</sup> Fe	0.2	9.3 x 10 <sup>-23</sup>	1.5 x 10 <sup>-22</sup>	8.2 x 10 <sup>-22</sup>	1.2 x 10 <sup>-23</sup>	1.7 x 10 <sup>-23</sup>	5.1 x 10 <sup>-23</sup>
<sup>60</sup> Co							
<sup>3</sup> H	0.06	3.6 x 10 <sup>-22</sup>	4.7 x 10 <sup>-22</sup>	1.4 x 10 <sup>-21</sup>	8.2 x 10 <sup>-23</sup>	9.4 x 10 <sup>-23</sup>	1.6 x 10 <sup>-22</sup>
<sup>90</sup> Sr	0.02	7.6 x 10 <sup>-22</sup>	9.1 x 10 <sup>-22</sup>	2.0 x 10 <sup>-21</sup>	2.2 x 10 <sup>-22</sup>	2.8 x 10 <sup>-22</sup>	3.6 x 10 <sup>-22</sup>
<sup>137</sup> Cs							
<sup>226</sup> Ra	2.8 x 10 <sup>-5</sup>				1.0 x 10 <sup>-19</sup>		Concentration homogène (4)
<sup>239</sup> Pu							

(1) Constante de désintégration = 0,693/période.  
 (2) Concentration maximale de radionucléides dans la zone de calcul (4 kms x 4 kms) à des profondeurs définies.  
 (3) Concentration moyenne de radionucléides à des profondeurs définies.  
 (4) Concentration d'équilibre à l'état stable, qui pour des radionucléides à longue période est uniforme dans tout l'océan.

Source : STA/NSB [non datée (a)], p. 29.

TABLEAU 9-6

DOSE D'IRRADIATION PERCUE PAR LE PUBLIC DU FAIT DE L'IMMERSION DES DECHETS

(Unité : microsievert/an)

VOIES DE TRANSFERT	PUBLIC EN GENERAL	PECHEURS
1. Irradiation Interne	0.1	0.2
(1) Consommation de poissons	0.05	0.08
(2) Consommation d'invertébrés	0.01	0.02
(3) Consommation d'algues	0.04	0.07
(4) Autres	0.02	0.04
2. Irradiation externe	0.005	0.04
<b>Total</b>	<b>0.1</b>	<b>0.2</b>

Source : STA/NSB [sans date (a)], p. 50, extrait du Tableau 4.4.

TABLEAU 9-7

TAUX DE CONSOMMATION ADMIS DE POISSONS ET D'AUTRES PRODUITS MARINS AU JAPON [STA/NSB, NON DATE (a)] ET EVALUATIONS RADIOLOGIQUES DE L'AIEA (1978c)

Produit	Taux de Consommation (g/jour)	
	Japon	AIEA
Poissons	200	600
Invertébrés	20	200*
Algues	40	300
Planctons	10	30
Eau de mer dessalée	2 000	2 000
Sel marin	3	3

\* Consommation de crustacés (100 g/jour) et de mollusques (100g/jour).

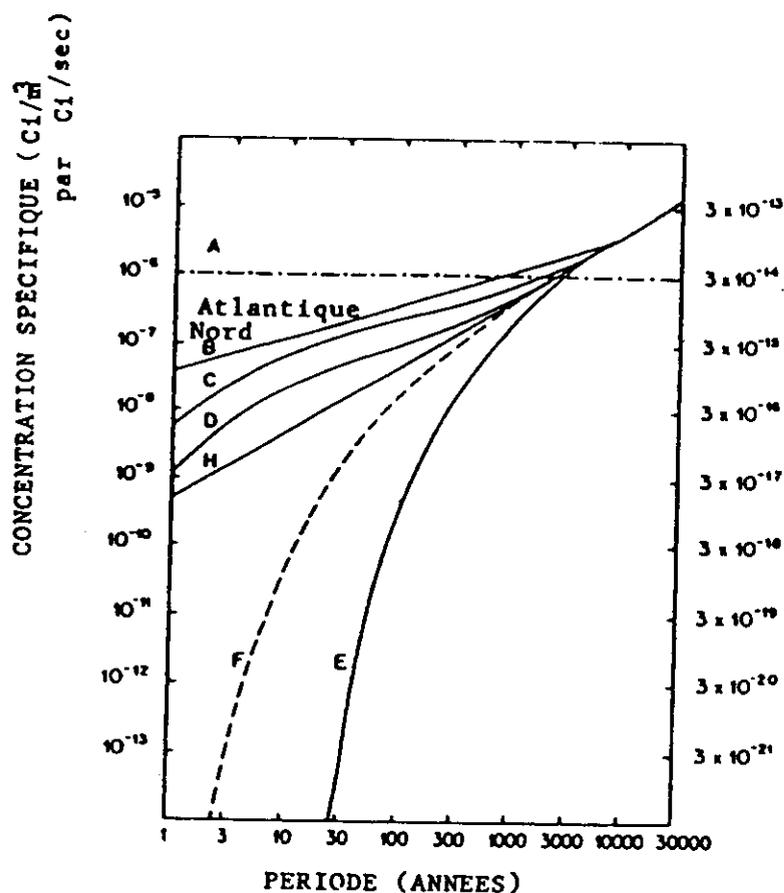


Figure 9-1. Evaluations des concentrations de radioactivité dans l'eau, par taux unitaire de dégagement, selon différentes méthodes, basées sur un volume du bassin océanique de  $10^{17.3}$  m<sup>3</sup>. D'après l'AIEA (1978b).

**EXPLICATION**

- A Processus à court terme (advection forte, mélange convectif profond) affectant des sites uniques
- B Modèle uni-dimensionnel de Shepherd, concentration de fond, temps de mélange vertical 5 000 ans
- C Modèle tri-dimensionnel de Shepherd, concentration de fond, temps de mélange vertical 4 000 ans
- D Modèle tri-dimensionnel de Shepherd, concentration de fond, temps de mélange 400 ans
- E Modèle tri-dimensionnel de Shepherd, concentration en surface temps de mélange vertical 4 000 ans
- F Modèle tri-dimensionnel de Shepherd, concentration en surface temps de mélange vertical 400 ans
- H Bonne moyenne de mélange

Source: Shepherd, (1978).

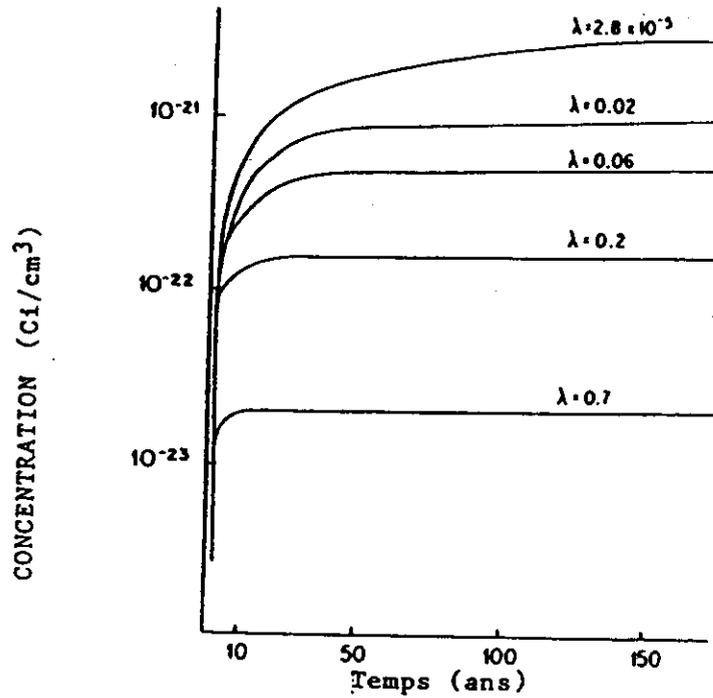


Figure 9-2. Changements annuels des concentrations de radionucléides à 1 km de profondeur, pour l'évacuation continue de 1 Ci par an calculés à partir du modèle océanographique japonais. On a pris des coefficients de diffusion de tourbillons horizontaux et verticaux de 10<sup>7</sup> et 200 cm<sup>2</sup>/seconde, respectivement. Constante de désintégration (λ) : 0,693/période.

Source : STA/NSB [non daté (a)] p. 32.

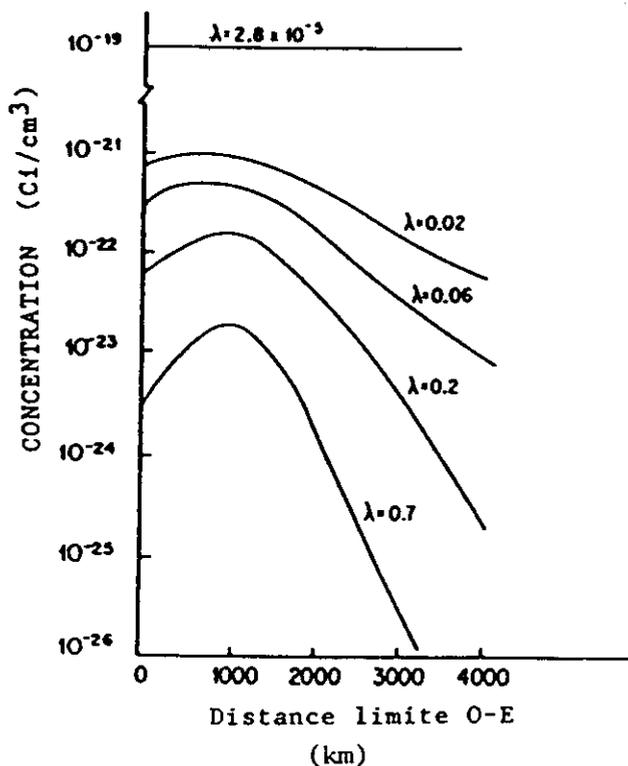


Figure 9-3. Distribution horizontale des concentrations de radionucléides à 1 km de profondeur, à l'état stable, pour une évacuation continue de 1 Ci par an, calculée à partir du modèle océanographique japonais. On a pris des coefficients de diffusion de tourbillons horizontaux et verticaux, respectivement, de  $10^7$  et  $200 \text{ cm}^2/\text{seconde}$ . Constante de désintégration ( $\lambda$ ) : 0,693/période.  
Source : STA/NSB [non daté (a)], p. 33.

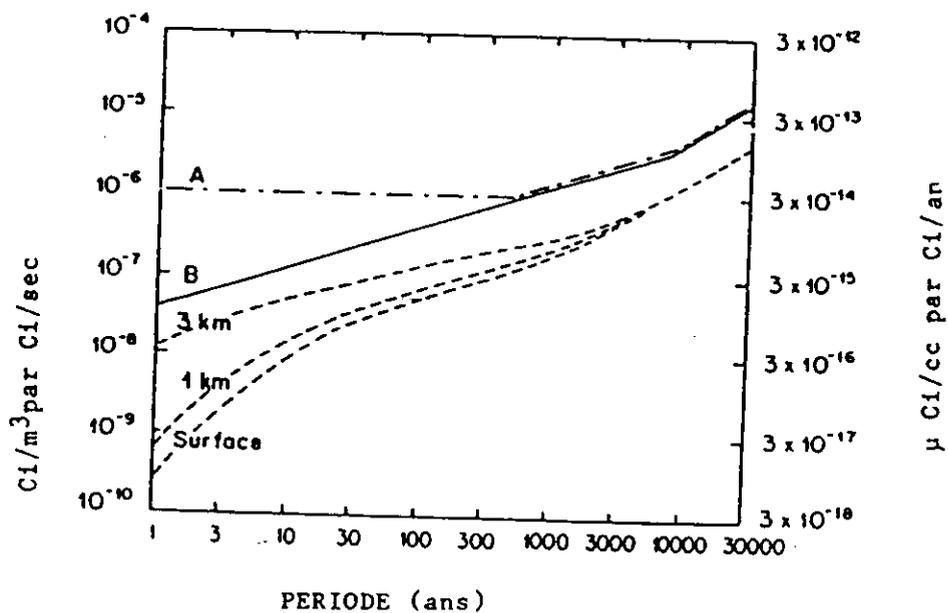
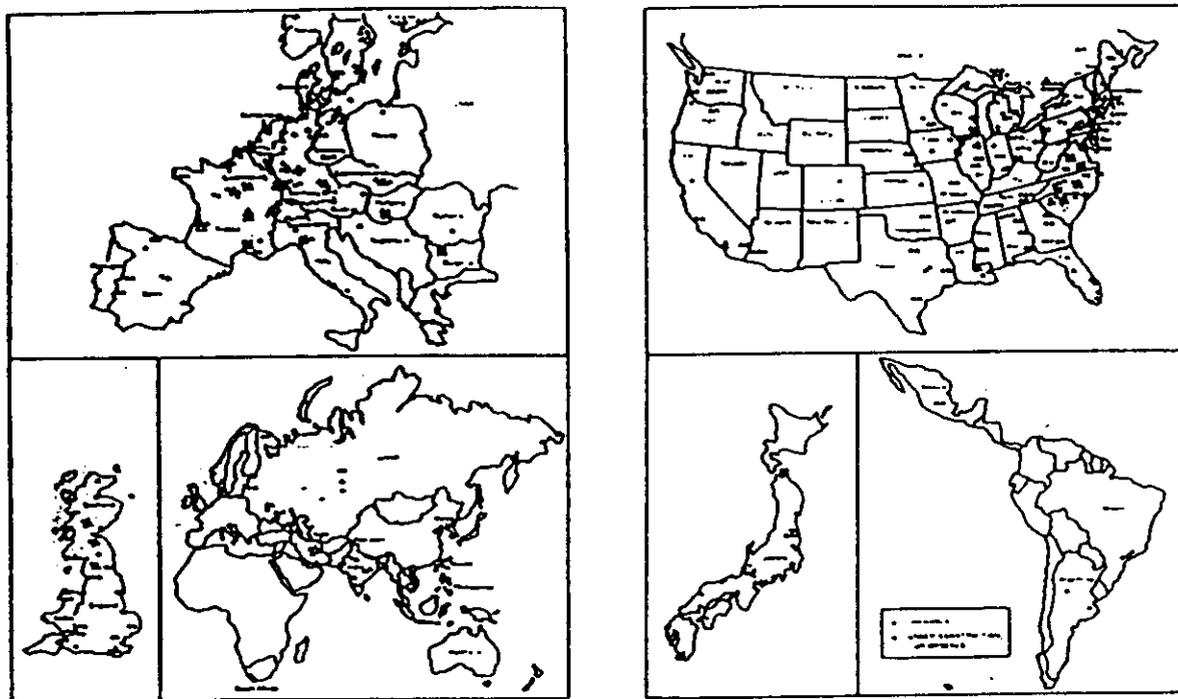


Figure 9-4. Comparaison des concentrations de radionucléides dans l'eau de mer, utilisée dans la base de l'AIEA (Courbes A et B; voir Figure 9-1), et concentrations maximales calculées à partir du modèle océanographique japonais (courbes inférieures en tirets, tracées d'après les informations du Tableau 9-5).

REACTEURS NUCLEAIRES COMMERCIALISES

OPERATIONNELS, EN CONSTRUCTION, OU COMMANDES



Adopté à partir des informations fournies par Nuclear News, septembre 1976, et d'après U.S. ERDA.

Figure 9-5. Source : Deese (1977), Pages 56 et 57.

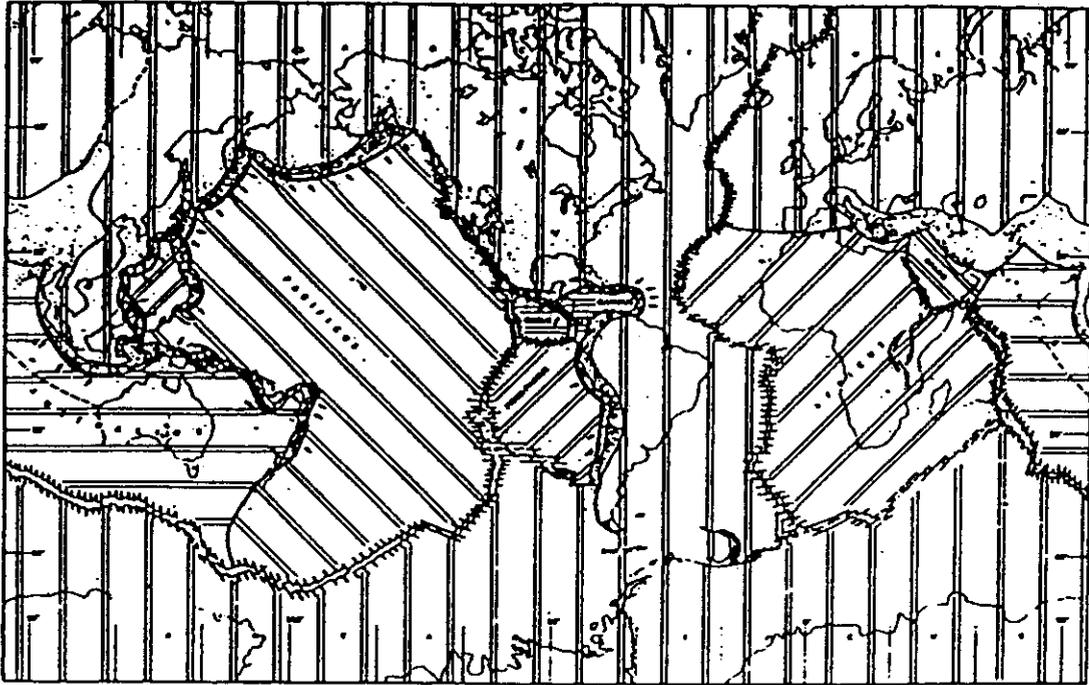


Figure 9-6. Carte mondiale de la tectonique des plaques. Les plaques du monde se déplacent l'une par rapport à l'autre. Les plaques se déplacent légèrement, en créant une nouvelle croûte, elles se déplacent ensemble en détruisant l'ancienne croûte ou se déplacent en passant l'une sur l'autre.  
Source : Heezen et Hollister (1971).

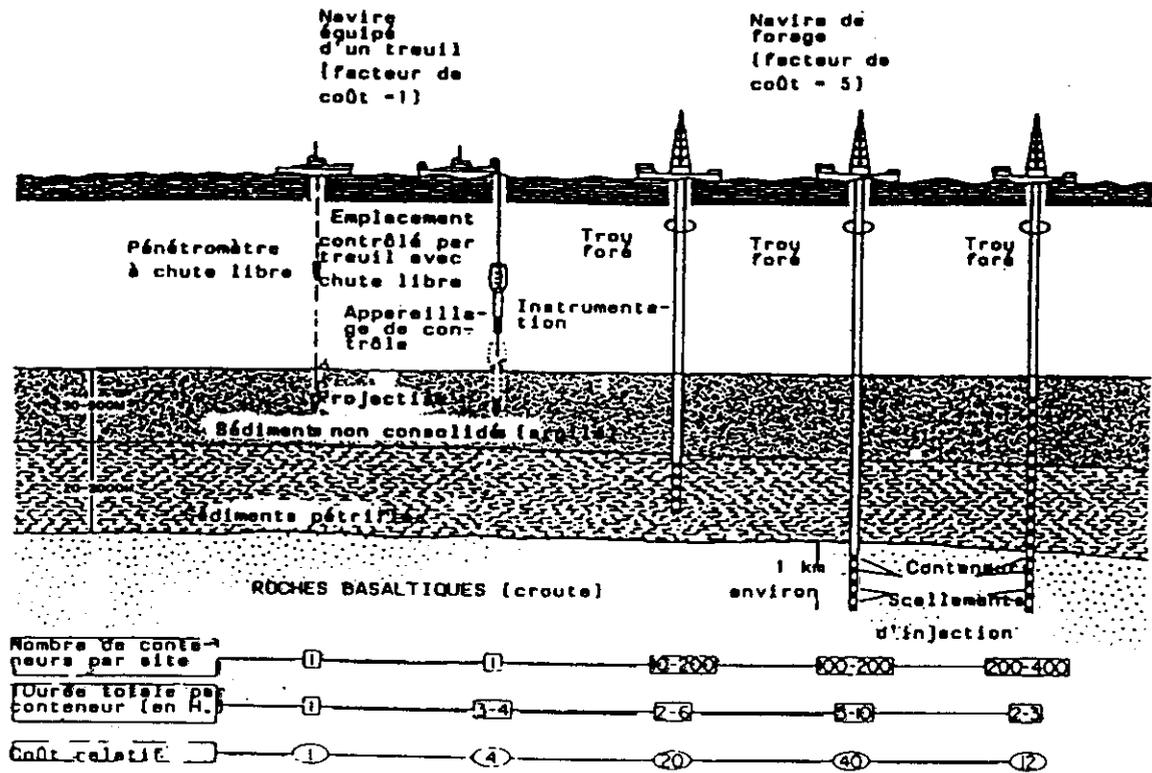
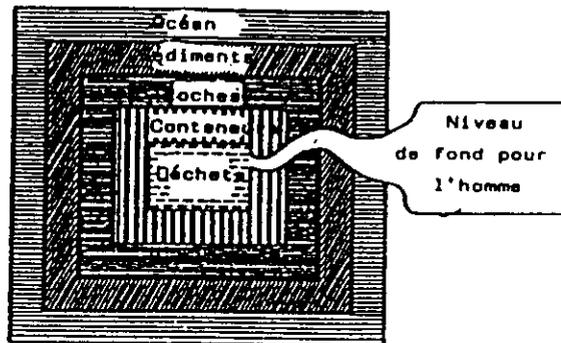


Figure 9-7. Technique de dépôt des conteneurs de déchets radioactifs au fond des mers.  
Source : Silva (1977).

Concept de barrières multiples



$T_{\text{Confinement}}$	$\geq X \times 10^6$ Années (OBJECTIF)
	- $T_{\text{Déchets}}$ + $T_{\text{conteneur}}$ + $T_{\text{Roche}}$ + $T_{\text{Sédiment}}$ + $T_{\text{Océan}}$
$T_{\text{Déchets}}$	- $10^3$ à $10^x$ où "X" = F (I/Solubilité)
$T_{\text{Conteneur}}$	- $10^2$ à $10^3$ A
$T_{\text{Roche}}$	- $10^7$ A (Perméabilité Globale due à une Fracturation par Retrait Thermique Inconnue)
$T_{\text{Sédiment}}$	- $10^6$ A / 100M (Diffusion Pure) $10^{13}$ A / 100M (Absorption + Diffusion)
$T_{\text{Océan}}$	- $10^2$ To $10^3$ A (Inférieur si Court-circuit Biologique)

Figure 9-8. Diagramme du modèle de confinement au fond des mers. Remarquer que le sédiment constitue la barrière la plus prometteuse par rapport à la durée de rupture. Source : Hollister (1977).

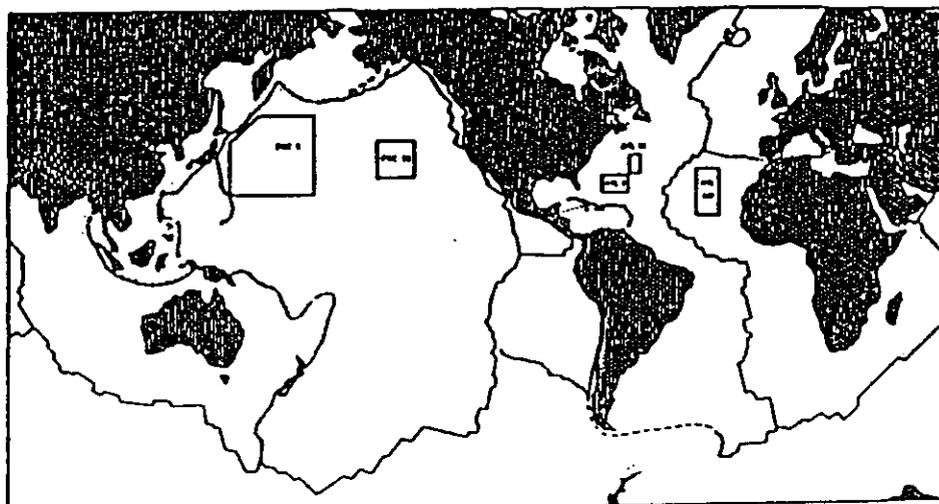


Figure 9-9. Régions d'étude du Programme consistant à enfouir les déchets sous les fonds des mers.  
Source : Laboratoires nationaux Sandia (1983).

#### 9.4 REFERENCES

- Anderson, D.R., W.P. Bishop, V.T. Bowen et al., 1975. Release pathways for deep seabed disposal of radioactive wastes. In: Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment, IAEA, 483-504.
- Bishop, W.P. and C.D. Hollister, 1974. Seabed disposal - where to look. *Nuclear Technology*, 24: 425-443
- Bowen, V.T., V.E. Noshkin, H.D. Livingston and H.L. Volchok, 1980. Fallout radionuclides in the Pacific Ocean: vertical and horizontal distributions, largely from GEOSECS stations. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 49: 411-434.
- Corliss, B.H., C.D. Hollister et al., 1982. A palaeoenvironmental model for cenozoic sedimentation in the central North Pacific. In: The Ocean Floor, R.A. Scrutton and M. Talwani (Eds.), Wiley, 277-304
- Curtis, C.E., 1983. Ocean dumping nations vote radwaste suspension. *Oceanus*, 26: 76-78.
- Davis, W.J., 1980. Radioactive Dumpsites in U.S. Coastal Waters. September 15, 52 pp.
- Davis, W.J., 1981. The Proposed Japanese Oceanic Nuclear Waste Disposal Program: a Scientific Analysis. May 1, 64 pp.
- Davis, W.J., 1982. Evaluation of Oceanic Radioactive Dumping Programs. Draft Report, July, 167 pp.
- Deese, D.A., 1977. Seabed emplacement and political reality. *Oceanus*, 20: 47-63.
- Deese, D.A., 1978. Nuclear Power and Radioactive Waste: A Subseabed Disposal Option. Lexington Books, 106 pp.
- Eisenbud, M., 1973. Environmental Radioactivity, 2nd edition. Academic Press, New York, 542 pp.
- Finn, D.P., in press (a). Nuclear waste management activities in the Pacific Basin and regional cooperation on the nuclear fuel cycle. *Ocean Development and International Law*, 13.
- Finn, D.P., in press (b). Radioactive waste disposal in the Pacific Basin and international cooperation on nuclear waste management. In: The Emerging Marine Economy of the Pacific, C. Gopalakrishnan (Ed.), Ann Arbor Science.
- Foster, R.F., I.L. Ophel and A. Preston, 1971. Evaluation of human radiation exposure. In: Radioactivity in the Marine Environment, National Academy of Sciences (USA), 240-260.
- Grimwood, P.D. and G.A.M. Webb, 1976. Assessment of the Radiological Protection Aspects of Disposal of High Level Waste on the Ocean Floor. National Radiological Protection Board (UK) Report NRPB-R48, Harwell, 117 pp.
- Heezen, B.C. and C.D. Hollister, 1971. The Face of the Deep. Oxford University Press.
- Hinga, K.R., 1982. Ocean research conducted for the subseabed disposal program, EOS Trans. Am. Geophys. Un., October 5, 63: 802-803.

- Hinga, K.R., G.R. Heath, D.R. Anderson and C.D. Hollister, 1982. Disposal of high-level radioactive wastes by burial in the sea floor. *Env. Sci. Tech.*, 16: 28A-37A.
- Hollister, C.D., 1977. The seabed option. *Oceanus*, 20: 8-25.
- Hollister, C.D., 1981. A review of current science and technology for disposal of high-level radioactive wastes within geological formations of the deep seabed. *In: Nuclear Waste Management: the Ocean Alternative*, T.C. Jackson (Ed.), Pergamon Press, New York, 56-69.
- Hollister, C.D., D.R. Anderson and G.R. Heath, 1981. Subseabed disposal of nuclear wastes. *Science*, 213: 1321-1326.
- Interagency Review Group on Nuclear Waste Management, 1979. Report to the President, TID-29442, Washington (cited in Hinga et al., 1982).
- International Atomic Energy Agency (IAEA), 1978a. Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter: The Definition Required by Annex I, Paragraph 6 to the Convention, and the Recommendations required by Annex II, section D. IAEA Information Circular INFCIRC/205/Add. 1/Rev.1.
- International Atomic Energy Agency (IAEA), 1978b. The Oceanographic Basis of the IAEA Revised Definition and Recommendations Concerning High-level Radioactive Waste Unsuitable for Dumping at Sea. IAEA Technical Document IAEA-210, Vienna, 59 pp.
- International Atomic Energy Agency (IAEA), 1978c. The Radiological Basis of the IAEA Revised Definition and Recommendations Concerning High-level Radioactive Waste Unsuitable for Dumping at Sea. IAEA Technical Document IAEA-211, Vienna, 58 pp.
- Ishihara, T., 1980. Low-level radioactive waste management. *Atoms in Japan*, August, 24: 11-17.
- Journal des Forces Armées, 1982. *Terre-Air-Mer*, December 17.
- Klement, A.W., 1965. Radioactive fallout phenomena and mechanisms. *Health Phys.*, 11: 1265 (cited in Eisenbud, 1973).
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF), 1980. Report of Ad Hoc Working Group Meeting on Co-ordination of Research Related to the Control of Deep Sea Disposal of Low-level Radioactive Waste. MAFF Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, UK, Internal Report No.7, 24 pp.
- Miskel, J.A., 1964. Characteristics of radioactivity produced by nuclear explosives. *Proc. 3rd Plowshare Symp. Eng. Nucl. Explosives, 1964* (cited in Eisenbud, 1973).
- Mitchell, N.T. and J.G. Shepherd, 1981. The UK disposal of solid radioactive waste into the Atlantic Ocean and its environmental impact. *In: Environmental Impact of Nuclear Power*, BNES, London, 119-154.
- Nishiwaki, Y., 1981. Some historical background to the IAEA Definition and Recommendations concerning high-level radioactive wastes or other high-level radioactive matter unsuitable for dumping at sea. *In: Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment*, IAEA, Vienna, 163-200.
- Organisation for Economic Cooperation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA), 1980. Review of the Continued Suitability of the Dumping Site for Radioactive Waste in the North-East Atlantic. April, Paris.

- Organisation for Economic Cooperation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA), 1983. Decision of the OECD Council of the 22nd of July 1977 Establishing a Multilateral Consultation and Surveillance Mechanism for Sea Dumping of Radioactive Waste. Paris, 29 pp.
- Radioactive Waste Management Center (RWMC), 1980. Low-level Radioactive Wastes: Dumping at the Pacific. RWMC Japan, 14 pp.
- Sandia National Laboratories, 1983. The Subseabed Disposal Program: 1983 Status Report. Rough draft.
- Sarmiento, J.L., H.W. Feely, W.S. Moore, A.E. Bainbridge and W.S. Broecker, 1976. The relationship between vertical eddy diffusion and buoyancy gradient in the deep sea. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 32: 357-370.
- Science and Technology Agency/Nuclear Safety Bureau (STA/NSB), undated, (a). Environmental Safety Assessment on Sea Disposal of Low-level Radioactive Wastes in the Northwest Pacific. 112 pp.
- Science and Technology Agency/Nuclear Safety Bureau (STA/NSB), undated, (b). Sea Disposal of Low-level Radioactive Wastes in Japan. 12 pp.
- Shepherd, J.G., 1978. A simple model for the dispersion of radioactive wastes dumped on the deep-sea bed. *Mar. Sci. Comm.*, 4: 293-327; originally issued as Technical Report 29, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (UK), Lowestoft, 1976.
- Silva, A.J., 1977. Physical processes in deep-sea clays. *Oceanus*, 20: 31-40.
- Sutton, H.C., 1982. Requirements of the London Convention for Dumping Radioactive Wastes at Sea. Institute of Nuclear Sciences Report INS-R-312, D.S.I.R. (New Zealand), Lower Hutt, 41 pp.
- Templeton, W.L., 1981a. The basis of the revised International Atomic Energy Agency Definition as related to the dumping of low-level radioactive wastes in the deep ocean. *In: Nuclear Waste Management: the Ocean Alternative*, T.C. Jackson (Ed.), Pergamon Press, New York, 17-29.
- Templeton, W.L., 1981b. Dumping of low-level radioactive waste in the deep ocean. *In: Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment*, IAEA, Vienna, 451-464.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), 1982. Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. Report to the General Assembly, with Annexes, New York, 773 pp.
- United States Department of the Navy, 1982. Draft Environmental Impact Statement on the Disposal of Decommissioned, Defueled Naval Submarine Reactor Plants.
- Van Dyke, J., K.R. Smith and S. Siwatibau, 1983. Nuclear activities and the Pacific Islanders. Paper presented at Nuclear Electric Power Conference, Resource Systems Institute, East-West Center, Honolulu.



Annexe 1

GLOSSAIRE

La définition de la plupart des termes listés dans ce petit glossaire a été tirée du rapport du Conseil consultatif australien sur les rayonnements ionisants, AIRAC No. 6, juin 1979.

- dose absorbée** Lorsque les rayonnements ionisants traversent une matière, une partie de leur énergie lui est communiquée. La quantité d'énergie retenue par unité de masse de matière s'appelle dose absorbée. L'unité de dose absorbée est le Gray:  $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg} = 100 \text{ rad}$ .
- activation** Processus qui rend une matière radioactive par exposition aux neutrons, protons, ou autres particules nucléaires. L'activation est également connue sous l'appellation radioactivation.
- activité** Mesure du taux auquel une matière émet des radiations nucléaires. L'activité est normalement exprimée en nombre de désintégrations nucléaires d'une quantité de matière, sur une période de temps. L'unité standard est le becquerel, qui représente une désintégration par seconde. L'unité précédente était le curie ( $C_i$ ), égal à  $3,7 \times 10^{10}$  désintégrations par seconde, à savoir, 37 milliards de désintégrations par seconde.
- particule alpha** Particule chargée positivement émise par certaines matières radioactives. Elle se compose de deux neutrons et de deux protons étroitement liés, à savoir, que sa charge électrique est de +2, et identique au noyau des atomes d'hélium 4 ( $He-4$ ). C'est le moins pénétrant des trois types courants de rayonnements ionisants (alpha, bêta, et gamma) émis par des matières radioactives, et peut être arrêté par une feuille de papier.
- radioactivité artificielle** Radioactivité obtenue artificiellement par la capture de neutrons par les atomes, l'irradiation d'atomes par des particules à haute énergie, ou le rayonnement électromagnétique, ou encore, les radionuclides produits dans la fission ou la fusion nucléaire.
- atome** Plus petite partie d'un élément possédant les propriétés chimiques de celui-ci. Un atome ne peut pas être subdivisé chimiquement. Son noyau central est chargé positivement, entouré par des électrons chargés négativement, répartis sur une ou plusieurs orbites. Chaque noyau se compose de protons et de neutrons, sauf dans le cas du simple atome d'hydrogène, dont le noyau ne possède qu'un proton. Le nombre de protons des noyaux d'atomes d'un élément est le numéro atomique de celui-ci, et détermine ses propriétés chimiques. Le nombre de protons d'un noyau d'un atome, et le nombre d'électrons qui gravitent autour, sont égaux, et de même charge électrique, mais opposée; par suite, les atomes n'ont pas de charge électrique nette (à savoir, qu'ils sont neutres électriquement). Le total du nombre de protons et de neutrons des noyaux d'atomes d'un élément détermine le nombre de masse de celui-ci. Le nombre de neutrons des noyaux d'atomes d'un élément donné peut varier, et donner des atomes de même numéro atomique, mais de nombres de masse différents. Ces différentes formes du même élément s'appellent isotopes de l'élément, chacun étant

identifié par son nombre de masse différent: par exemple, l'uranium 233, l'uranium 235 et l'uranium 238, sont les isotopes de l'élément uranium (numéro atomique 92). Les différents isotopes d'un élément ont les mêmes propriétés chimiques, mais des propriétés physiques différentes.

numéro atomique	Nombre de protons du noyau d'un atome d'un élément. Tous les atomes du même élément possèdent le même nombre de protons, radioactifs ou stables.
masse atomique	Masse moyenne d'un atome d'un élément, exprimé généralement en fonction d'un atome d'isotope 12 du carbone, pris pour avoir une masse atomique standard de 12.
rayonnement ionisant naturel	Rayonnement dû aux sources d'origine extra-terrestre (rayonnement cosmique) et aux sources d'origine terrestre (matières radioactives). Egalement appelé rayonnement naturel.
particule bêta	Particule chargée émise par certaines matières radioactives. Sa charge électrique unitaire et sa masse sont égales à 1/1837 d'un proton. Une particule bêta chargée négativement est identique à un électron, et constitue la forme la plus courante d'activité bêta. Une particule bêta chargée positivement s'appelle positon, rencontré moins couramment. L'exposition à des niveaux élevés de particules bêta peut entraîner des brûlures de la peau, et les matières qui les émettent sont nocives, si elles pénètrent dans le corps. La plupart des particules bêta sont arrêtées par quelques millimètres de plomb ou d'acier.
biota	Vie des plantes et des animaux.
dose collective	(Equivalent de dose collective). Somme des doses de rayonnements reçues par un organe ou un tissu de tous les individus d'un groupe de population, exposée à une source d'irradiation. Pour simplifier, une dose collective reçue par un organe ou tissu est le produit du nombre de personnes d'un groupe de population, et de la dose moyenne administrée à cet organe ou tissu des membres de ce groupe. L'unité de dose collective est le sievert (synonyme homme/sievert).
engagement d'équivalent de dose collective	La somme, sur une période de temps infinie, ou limitée, des doses collective annuelles reçues par les organes ou tissus d'un groupe de population, résultant d'une pratique donnée, qui provoque une augmentation de l'irradiation. Cette durée peut s'étendre sur plusieurs générations comme dans le cas de la libération d'un nuclide 14 C à période longue. Le groupe de population peut être aussi petit que désiré (par exemple, une population locale, régionale, ou nationale), ou aussi grand que la population totale. L'unité de dose collective engagée est le sievert (synonyme homme/sievert).
équivalent de dose engagée	Type spécial d'équivalent de dose engagé pour exprimer l'équivalent de dose reçue par un organe ou un tissu d'un individu, au cours de sa vie, par suite d'un simple apport de matière radioactive dans son corps. La dose sera administrée sur une période de temps, dépendant de la période du radionuclide, et de sa rétention et taux

	d'élimination du corps. L'unité d'équivalent de dose engagée est le sievert.
concentration	L'activité d'une matière radioactive (radionuclide) par unité de volume d'air, d'eau, ou de toute autre substance, ou par unité de masse de matière non radioactive (stable). Les unités typiques de concentration sont:  le becquerel par millilitre (Bq/ml) d'eau; et le becquerel par gramme (Bq/g) de matière solide.
confinement	Enceinte empêchant ou réduisant la diffusion dans l'environnement de matières radioactives (radionuclides), par un réacteur nucléaire ou des déchets radioactifs.
contamination	Matière radioactive (radionucléide) sous forme non scellée, gazeuse, liquide ou particulaire, dégagée dans l'air, l'eau ou autres substance, ou présente en surface.
rayons cosmiques	Flux de rayonnements ionisants d'origine extra-terrestre, en particulier de protons, de particules alpha, et d'autres noyaux atomiques, mais comprenant des protons et électrons de haute énergie. Source "naturelle" de rayonnement.
dose cumulée	(Equivalent de dose cumulée). Equivalent de dose totale perçue par un organe ou tissu, émanant d'une irradiation continue ou répétée au rayonnement. L'unité de dose cumulée est le sievert (voir équivalent de dose).
descendant radioactif	Nucléide formé au cours de la désintégration d'un radionucléide (appelé père). Certains descendants sont radioactifs, d'autres ne le sont pas (stables).
désintégration radioactive	Processus de transformation spontanée d'un nuclide radioactif en un nuclide différent, ou un état énergétique différent de ce même nuclide. La désintégration radioactive implique l'émission de particules alpha, ou de rayons bêta ou gamma, par les noyaux d'atomes. Si un nucléide radioactif est transformé en un nuclide stable, le processus entraîne une diminution du nombre d'atomes radioactifs d'origine. Egalement appelée décroissance radioactive.
désintégration	Tout processus dans lequel le noyau d'un nucléide émet une ou plusieurs particule(s), ou protons d'énergie de rayonnement, soit spontanément, dans le cas d'un radionucléide ou par suite d'une réaction nucléaire.
évacuation	(de déchets radioactifs). Libération planifiée de déchets radioactifs dans l'environnement, en suspension dans l'air ou sous forme d'effluent liquide, ou leur stockage permanent, dans l'intention de ne pas les réutiliser.
dose	Terme général désignant la quantité de rayonnement ou l'énergie de rayonnement absorbée; exprimée en général en gray pour les doses perçues par l'homme.

**engagement d'équivalent de dose**

Mesure de la dose moyenne engagée, par individu, perçue par un groupe de personnes exposées, totalisée sur une durée infinie, et peut-être, sur plusieurs générations. On peut la définir comme la somme, sur une période de temps infinie, ou, si désiré, sur une période limitée, des doses de rayonnement annuelles administrées à un organe ou tissu, perçues par l'individu moyen d'une population, par suite d'une activité donnant naissance à une irradiation. L'individu "moyen" perçoit une dose qui est la moyenne de celle perçue par la population. La population peut être la population globale, ou une partie d'entre elle (par exemple, locale, régionale, ou nationale). L'unité d'équivalent de dose engagée est le sievert.

**équivalent de dose**

Quantité exprimant la dose absorbée sur une échelle commune pour évaluer la protection contre les conséquences biologiques nocives possibles de la dose absorbée. Dans le présent rapport, sauf indication contraire, le terme 'dose' signifie équivalent de dose, et représente le produit de la dose absorbée et un facteur de qualité dont la valeur dépend du type et de l'énergie du rayonnement donnant naissance à la dose absorbée. Aux fins de protection contre les rayonnements, la CIPR recommande les facteurs de qualité suivants:

Rayons X, gamma, bêta	1
Neutrons thermiques	2.3
Neutrons rapides	10
Rayons alpha	20

L'unité d'équivalent de dose, le sievert (Sv), est numériquement égale à la dose absorbée en gray, multipliée par le facteur de qualité approprié.

**débit de dose**

Quantité de dose de rayonnement délivrée en fonction du temps, par exemple, en sievert par an.

**électron**

Particule chargée négativement avec une masse égale à 1/1837 de celle d'un proton.

**électron volt**

(eV). Unité d'énergie numériquement égale à l'énergie gagnée par un électron, lorsqu'il est soumis à une différence de potentiel de 1 volt. Un eV correspond à  $1,6 \times 10^{-19}$  joule (j). Les multiples de l'électron-volt sont fréquemment utilisés.

1 kilo-électron volt (keV)  $10^3$  (1 000) eV

1 méga-électron volt (MeV)  $10^6$  (1 000 000) eV.

**élément**

Substance ne pouvant pas être divisée en substances plus simples chimiquement. Tous ses atomes ont le même numéro atomique.

**irradiation**

Mesure de l'ionisation produite dans l'air par le rayonnement; terme général utilisé pour décrire tout processus qui impliquera une dose de rayonnements absorbée, communiquée à une matière, ou un équivalent de dose de rayonnement reçue par un organe ou tissu d'une personne.

**irradiation externe**

Le fait de soumettre l'extérieur du corps d'un organisme aux rayonnements ionisants.

irradiation interne	Le fait de soumettre l'extérieur du corps d'un organisme aux rayonnements ionisants.
retombées	Débris de fusion ou de fission radioactifs atmosphériques revenant à la surface du globe. Créées par les explosions nucléaires atmosphériques.
neutrons rapides	Neutrons résultant de la fission, ayant perdu relativement peu de leur énergie, par suite d'une collision avec des atomes. Ils se déplacent à des vitesses supérieures aux neutrons thermiques (voir également neutrons thermiques).
fissile	Matière dont le noyau est susceptible de subir une fission nucléaire par interaction avec des neutrons d'énergies variables.
fission	Division d'un noyau lourd en fragments approximativement égaux, s'accompagnant de l'émission d'une grande quantité d'énergie, et d'un ou de plusieurs neutrons.
produits de fission	Isotopes d'éléments provenant d'une fission. Ces isotopes sont essentiellement radioactifs.
fusion	Processus par lequel des noyaux plus lourds sont formés par la combinaison (ou fusion) à partir de deux noyaux légers (ceux de l'hydrogène). Cette formation s'accompagne d'une libération d'énergie.
rayon gamma	Rayonnement électro-magnétique à onde courte, à haute énergie. Ces rayonnements accompagnent souvent l'émission de particules bêta. Les rayons gamma sont très pénétrants, et sont arrêtés efficacement par des matériaux denses, tels que le plomb ou l'uranium. Ils sont identiques aux rayons X, mais ont plus d'énergie et proviennent du noyau. Le cobalt 60 est un exemple de radionuclide émettant des rayons gamma.
période biologique	Temps nécessaire pour que la quantité d'une substance déterminée, présente dans un système biologique (organe ou tissu), soit réduite de moitié par des processus naturels (non radioactifs).
période radioactive	(d'un radionucléide): Temps nécessaire pour que l'activité d'un radionucléide diminue jusqu'à la moitié de sa valeur. Au cours de cette période, la moitié des atomes de celui-ci, présents à l'origine, se seront désintégrés. Chaque radionucléide possède une période unique. Les périodes des différents radionucléides s'étagent de petites fractions de seconde à des millions d'années. La période d'un radionucléide ne peut pas être modifiée par des processus physiques ou chimiques.
haute activité	Correspond à l'intensité d'un déchet radioactif contenant des radionucléides période moyenne à longue.
ion	Particule atomique, atome ou composant chimique, portant une charge électrique, positive ou négative.

un  
et  
la  
ne  
un  
ar  
du  
la  
ne  
)

jr  
es  
if  
et  
té  
it  
es

it  
le

r

e

n  
l  
e

s

2  
2  
t

t

- ionisation** Processus d'addition ou d'enlèvement d'électrons pour former des ions. L'ionisation peut être causée par de hautes températures, des décharges électriques, ou des radiations nucléaires.
- rayonnements ionisants** Rayonnements déplaçant les électrons des molécules ou des atomes, en produisant des ions. Les rayonnements alpha, bêta, et gamma, en sont des exemples. L'irradiation par ces rayonnements peut entraîner une détérioration de la peau ou des tissus.
- irradiation** Exposition d'une matière aux rayonnements.
- irradié(e)** Exposé(e) ou traité(e) aux rayonnements.
- isotope** L'un de deux ou plusieurs nucléides ayant le même nombre de protons, mais un nombre de neutrons différent dans leurs noyaux. Par suite, les isotopes d'un élément ont le même numéro atomique, mais des masses atomiques différentes. Les isotopes ont des propriétés chimiques pratiquement identiques, mais des propriétés physiques diverses.
- faible activité** Radioactivité de faible intensité.
- métabolisme** Processus chimiques qui se produisent, en général, dans un organisme, ou une partie de celui-ci.
- molécule** Ensemble de deux ou plusieurs atomes liés chimiquement. Les atomes peuvent être du même élément pour donner une molécule de cet élément, ou d'éléments différents, pour donner une molécule d'un composé chimique. Par exemple, le bioxyde d'uranium est un agrégat d'atomes des éléments uranium et oxygène.
- contrôle** Collecte et évaluation systématiques d'informations pour déterminer l'adéquation de la protection contre l'irradiation. Par exemple, les doses absorbées dues à l'irradiation externe, ou la concentration de radionucléides dans l'air ou l'eau, peuvent être contrôlés.
- multiples et sous-multiples** Les préfixes suivants sont utilisés avec les unités de quantités pour désigner des multiples ou des sous-multiples de ces unités. Le multiple ou sous-multiple peut être exprimé en puissance de dix, à laquelle il est égal.

Préfixe	Multiple	Sous-Multiple
kilo (ou k)	mille = $10^3$	
méga (ou M)	million = $10^6$	
giga (ou G)	milliard = $10^9$	
milli (ou m)	millième	$10^{-3}$
micro (ou u)	millionième	$10^{-6}$
nano (ou n)	milliardième	$10^{-9}$
pico (ou p)	millionième de million	$10^{-12}$

**radioactivité naturelle** Radioactivité de radionucléides naturels.

neutron	Particule nucléaire non chargée dont la masse est légèrement supérieure à celle d'un proton, et qui se trouve dans le noyau de tout atome plus lourd que l'hydrogène. Les neutrons entretiennent la réaction en chaîne de fission dans un réacteur nucléaire. A l'extérieur du noyau d'un atome, un neutron est radioactif, en se désintégrant avec une période d'environ douze minutes pour produire un proton et un électron.
nucléaire	comprenant spécifiquement un noyau, ou se référant à l'énergie nucléaire, en général.
réacteur nucléaire	Installation dans laquelle une réaction en chaîne de fission est maintenue et contrôlée. Il contient normalement un combustible nucléaire et un fluide de refroidissement, un modérateur, des barres de commande, et des systèmes de sécurité; le plus souvent, il est enfermé dans un blindage biologique en béton pour absorber les neutrons et les rayonnements gamma.
noyau	Région centrale d'un atome chargée positivement, composée de protons et de neutrons, et contenant presque toute la masse d'un atome.
nucléide ou nuclide	Forme atomique d'un élément se distinguant par son numéro atomique, sa masse atomique, et l'état énergétique de son noyau. Ces facteurs déterminent les autres propriétés de l'élément, sa radioactivité comprise.
organisme	Toute plante ou animal vivant.
photon	unité indivisible d'énergie, considérée généralement comme particule discrète, de masse atomique égale à zéro et de charge électrique nulle.
plancton	Organismes végétal et animal, généralement microscopiques, qui flottent, ou se déplacent légèrement dans une masse d'eau.
proton	Particule stable, chargée positivement, entrant dans la composition du noyau d'un atome.
rad	Unité de dose absorbée utilisée précédemment. Un rad équivaut à 0,01 joule par kilogramme (J/kg).
rayonnement	Emission et propagation de l'énergie à travers la matière ou l'espace, sous forme d'ondes électromagnétiques ou de particules. Dans ce contexte, les "particules" sont des photons. Le terme a été étendu pour inclure les flux de particules rapides, comme les particules alpha et bêta, les neutrons libres, et les rayons cosmiques. Le rayonnement nucléaire provient de l'émission des noyaux atomiques, au cours des différentes réaction nucléaires, et englobe les rayonnements alpha, bêta, et gamma, ainsi que les neutrons.
risque de rayonnement	Probabilité de conséquences biologiques nocives pour une personne exposée à une dose de rayonnement.

<b>radiothérapie</b>	Toute forme de traitement des maladies utilisant les rayonnements.
<b>seuil de rayonnement</b>	Niveau d'exposition en dessous duquel il est admis qu'aucun effet nocif ne se produira. Les médecins et les scientifiques ont remis en question l'existence de ce seuil.
<b>radioactif(ve)</b>	Doué de radioactivité, ou ayant trait à celle-ci.
<b>équilibre radioactif</b>	Situation existante lorsque l'activité local d'un radionuclide égale celle de son précurseur (père). Le "déséquilibre" correspond à une perturbation de cet état, produite par des processus géochimiques.
<b>famille radioactive</b>	Famille de radionuclides, chacun étant, à l'exception du premier, le descendant radioactif du précédent; par exemple, les familles de l'uranium et du thorium, dont le produit terminal de chacune d'elles est un isotope stable de plomb.
<b>radioactivité</b>	Processus de décroissance ou de désintégration spontanée du noyau instable d'un atome; accompagné normalement de l'émission de rayonnements ionisants.
<b>radioisotope</b>	Isotope instable d'un élément qui décroît ou se désintègre spontanément, en émettant des rayonnements. Plus de 1 300 radioisotopes naturels et artificiels ont été identifiés.
<b>radionucléide</b>	Nucléide radioactif. On dit également "radionuclide" en français.
<b>rayons</b>	Noyaux d'hélium-alpha ( $He-4$ ) émis dans la désintégration alpha. Electrons bêta émis dans la désintégration bêta. Rayons gamma, photons à haute énergie d'énergie électromagnétiques, et photons de rayons X d'énergie électro-magnétiques, à des niveaux inférieurs à ceux des rayons gamma.
<b>évaluation du risque relatif</b>	Evaluation des risques de rayonnements d'une dose administrée aux individus, comparée à une autre reçue par les individus, par exemple, d'un rayonnement ionisant naturel.
<b>rem</b>	Unité d'équivalent de dose, d'engagement de dose, et de dose engagée, utilisée précédemment.
<b>retraitement</b>	Processus chimique utilisé pour restaurer les matières fissiles résiduelles du combustible nucléaire irradié (par exemple, l'uranium 235, et le plutonium 239 fissiles inutilisés, produits dans le combustible nucléaire à base d'uranium). Le retraitement génère des effluents radioactifs gazeux et liquides, des déchets radioactifs solides de faible et moyenne activité, et des déchets radioactifs liquides de haute activité.
<b>coefficient de risque</b>	Facteur par lequel la dose administrée à un organe ou tissu d'un individu, peut être multipliée pour évaluer le risque de voir se développer des conséquences biologiques nocives, par suite de cette dose. Les coefficients de risques relatifs à l'irradiation sont décrits en détail dans AIRAC no. 3.

t  
n  
  
e  
e  
  
e  
e  
s  
  
J  
e  
  
e  
)  
  
I  
I

**radioactivité à période courte**

Nuclides radioactifs qui se désintègrent rapidement, et ayant, par suite, des périodes courtes. Dans le présent rapport, se rapporte aux radionuclides dont les périodes sont courtes, en comparaison de la durée prévue nécessaire pour pénétrer leur confinement; en conséquence, les radionucléides suivants sont considérés comme ayant des périodes radioactives courtes: soufre 35, scandium 46, chrome 51, manganèse 54, fer 55, cobalt 58, fer 59, cobalt 60, zirconium 95, et hafnium 181. Le nickel 63 a une radioactivité moyenne.

**hypothèse du seuil**

Hypothèse selon laquelle aucune conséquence biologique nocive ne se reproduira en dessous d'un niveau (seuil) spécifié de dose de rayonnements.

**transmutation**

Processus dans lequel un nucléide se transforme en un nucléide différent, ou plus spécifiquement, en un élément différent, par réaction nucléaire.

**transuraniens**

Éléments produits artificiellement, de numéro atomique 93 et plus. Ces éléments sont produits dans le combustible nucléaire à base d'uranium, par suite de la capture de neutrons par les noyaux d'atomes d'uranium 235 et d'uranium 238, présents dans le combustible et la désintégration radioactive consécutive et la capture de neutrons par une chaîne de nucléides formée. Les transuraniens comprennent les radioisotopes de plutonium, le neptunium, l'américium et le curium. Ces éléments subissent surtout une désintégration alpha.

**rayons X**

Photons d'énergie électro-magnétique de niveaux plus faibles que les rayons gamma. Ils sont émis lors de la désintégration de certains radionucléides mais sont surtout produits, dans la pratique, dans les tubes à rayons X électriques.

Publié et imprimé par:



Centre d'activité du Programme pour les océans  
et les zones côtières  
Programme des Nations Unies pour l'environnement

Des exemplaires de ce document ainsi que d'autres  
publications du Centre d'activité du Programme pour les  
océans et les zones côtières du PNUE peuvent être obtenus auprès du:

Centre d'activité du Programme pour les océans  
et les zones côtières  
Programme des Nations Unies pour l'environnement  
B.P. 30552  
NAIROBI  
Kenya