

PROCÉDURE D'ÉVALUATION DU RISQUE RADIOTOXIQUE POUR L'ENVIRONNEMENT



ÉDITION : 2013-2014
Révisé : Janvier 2015

Équipe de réalisation

Responsable

Nathalie Paquet, M. Sc., écotoxicologue¹

Recherche et rédaction

Nathalie Paquet, M. Sc., écotoxicologue¹
Gaëlle Triffault-Bouchet, Ph. D., chef de division¹

Révision scientifique

Louis Martel, directeur¹
Dominic Lortie, M. Sc., chimiste¹
Jacqueline Garnier-Laplace, Ph. D., écotoxicologue, chef de service²
Richard Goulet, Ph. D., radioécologiste³

Mise en page

Vicky Gagnon, adjointe administrative¹

¹ Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

² Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire, France.

³ Commission canadienne de sûreté nucléaire.

Références bibliographique :

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2015, *Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 28 p. et annexes.

Crédits photos – page couverture :

Francis Boudreau, site Internet du MDDEFP
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Léo-Guy de Repentigny, site Internet du Service canadien de la faune
Jim Stasz, site Internet Pat Scott's Sound and Vision, Université d'Idaho
Denis Paquette, site Internet du MDDEFP

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2015

ISBN : xxx-x-xxx-xxxxx-x (PDF)

ISBN : 978-2-550-69462-5 (PDF) (Édition : 2013-2014)

© Gouvernement du Québec, 2015

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	1
1.1. QU'EST-CE QUE LA RADIOACTIVITÉ ?.....	1
1.2. ORIGINE DES RADIONUCLÉIDES PRÉSENTS DANS L'ENVIRONNEMENT.....	2
1.3. DEVENIR DES RADIONUCLÉIDES DANS L'ENVIRONNEMENT	4
1.4. RADIOTOXICITÉ	5
2. PORTÉE DU DOCUMENT	9
3. ÉVALUATION DU RISQUE RADIOTOXIQUE	11
3.1. DÉFINITION DU MODÈLE CONCEPTUEL	13
3.1.1. <i>Sélection des radionucléides potentiellement préoccupants</i>	13
3.1.2. <i>Concentrations représentatives</i>	14
3.1.3. <i>Identification des récepteurs écologiques</i>	14
3.1.4. <i>Identification des récepteurs écologiques</i>	15
3.1.5. <i>Identification des voies d'exposition</i>	15
3.2. ESTIMATION DE L'EXPOSITION DES RÉCEPTEURS ÉCOLOGIQUES.....	16
3.2.1. <i>Détermination du débit de dose total</i>	17
3.2.2. <i>Facteurs de transfert $FT_{(rn, organisme)}$</i>	18
3.2.3. <i>Coefficients de conversion de dose</i>	18
3.3. VALEURS DE RÉFÉRENCE RADIOLOGIQUE.....	19
3.4. CARACTÉRISATION DU RISQUE RADIOTOXIQUE	21
3.5. GESTION DU RISQUE.....	21
4. CONCLUSION	22
5. RÉFÉRENCES.....	23

LISTE DES FIGURES

- Figure 1** – Pouvoir de pénétration des différents types de rayons ionisants (tiré du site Internet de l'IRSN, www.Irsn.fr)..... 2
- Figure 2** – Chaîne de désintégration de l'uranium-238, présentant le type de rayonnement (α , β) et la demi-vie de chaque produit de désintégration (www.irsn.fr, 17 avril 2014)..... 3
- Figure 3** – Étapes de l'évaluation du risque radiotoxique..... 12

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 1** – Caractéristiques des principaux radionucléides (tiré de IRSN, 2006)
- Annexe 2** – Demi-vie (T1/2) et activité spécifique (SpA) des radionucléides
- Annexe 3** – Devenir des radionucléides dans l'environnement
- Annexe 4** – Principaux modèles disponibles
- Annexe 5** – Coefficients de conversion de dose
- Annexe 6** – Valeurs de référence radiologique

LISTE DES ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

ADN	:	Acide désoxyribonucléique
Bq	:	Becquerel
BWG	:	Biota Working Group
CCSN	:	Commission canadienne de sûreté nucléaire
CEM	:	Concentration minimale avec effet
CEG	:	Concentration avec effet grave
CPTAQ	:	Commission de protection du territoire agricole du Québec
CCD ¹	:	Coefficients de conversion de dose
DDE	:	Débit de dose dans l'environnement
EMRAS	:	Environmental Modelling for Radiation Safety
ERR	:	Évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement
ERE	:	Évaluation du risque écotoxicologique
ERICA	:	Environmental risks from ionising radiation : assessment and management
FASSET	:	Framework for the Assessment of Environmental Impact
FT	:	Facteur de transfert
IAEA	:	Agence internationale de l'énergie atomique
ICRP	:	Commission Internationale de Protection Radiologique
IRSN	:	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire
eV	:	Électronvolt
NCRP	:	National Council on Radiation Protection
NOAEL	:	Niveau sans effet indésirable
PERE	:	Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique

¹ L'abréviation DCC (Dose Conversion Coefficients) est également employée dans la littérature.

m	:	Radionucléide
SSD	:	Loi de distribution statistique de la sensibilité des espèces à un stresser donné
Sv	:	Sievert
UNSCEAR	:	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
US DOE	:	Département de l'énergie des États-Unis

GLOSSAIRE

Activité spécifique	Nombre de désintégrations d'une substance radioactive par unité de temps et par unité de masse. Elle s'exprime en becquerels par kilogramme (Bq/kg), selon le Système international (SI) d'unités.
Becquerel	Le becquerel (Bq) est l'unité du Système international (SI) utilisée pour mesurer l'activité ou la désintégration radioactive d'un radionucléide. Un becquerel est défini comme étant une désintégration atomique par seconde. Le becquerel remplace une unité historique longtemps employée, le curie ou Ci. Un curie vaut 37 milliards de becquerels. C'est l'activité d'un gramme de radium.
Électronvolt (eV)	L'unité d'énergie adaptée à l'échelle de l'atome est l'électronvolt, ou eV. Un électronvolt est l'énergie acquise par un corpuscule doté d'une charge électrique élémentaire comme l'électron (ou le proton) sous l'effet d'une différence de potentiel de 1 volt. L'électronvolt est une unité très petite (0,16 milliardième de milliardième de joule). L'énergie nécessaire pour arracher d'un atome un de ses électrons externes, ou celle qui est libérée lors d'une réaction chimique, est de quelques eV. Les énergies mises en jeu dans le noyau sont environ un million de fois supérieures à celles qui sont observées dans les phénomènes chimiques. Pour cette raison, il est commode d'exprimer les énergies nucléaires en millions d'électronvolts, ou MeV. L'unité intermédiaire est le millier d'électronvolts, ou keV.
Efficacité biologique relative	L'efficacité biologique relative (EBR) est une mesure qui sert à comparer l'effet biologique de différents types de rayonnements.
Facteur de transfert	Ratio entre la concentration d'un élément ou d'un radionucléide dans un organisme et sa concentration dans le milieu ambiant. Ce rapport est adimensionnel mais il doit être précisé s'il est exprimé sur la base du poids frais, sec ou de cendres de l'organisme.
Gray (Gy)	Unité de mesure du Système international (SI) servant à mesurer la dose reçue par une plante ou un animal (gray) pour en évaluer les effets biologiques. Un gray correspond à un dépôt d'énergie d'origine radioactive d'un joule par kilogramme de matière. Le gray remplace aujourd'hui une ancienne unité, le rad; 1 gray = 100 rads.

Isotope	Atome d'un élément dont le noyau comporte le même nombre de protons, mais un nombre différent de neutrons. Des isotopes possèdent les mêmes propriétés chimiques et atomiques. Par contre, les propriétés nucléaires sont différentes, car le nombre de neutrons influe sur la stabilité du noyau. Par exemple, l'atome de carbone avec six neutrons est stable, celui avec huit neutrons est radioactif. La majorité des atomes présents dans la nature ont des isotopes stables. Les isotopes radioactifs sont appelés « radionucléides ».
Radioactivité	Processus par lequel certains radionucléides subissent une désintégration spontanée au cours de laquelle se dégage de l'énergie, aboutissant à la formation de nouveaux radionucléides ou d'un noyau stable. Ce processus entraîne l'émission de rayonnements ionisants, tels que les rayonnements alpha, bêta et gamma.
Rayonnement alpha	Particule formée de deux protons et de deux neutrons, semblable à un noyau d'hélium émis par certains radionucléides lors de leur désintégration. Ce noyau est constitué de deux protons et de deux neutrons. Les particules alpha ont un faible pouvoir de pénétration; ils peuvent parcourir jusqu'à 2 cm dans l'air et peuvent être arrêtés par une feuille de papier.
Rayonnement bêta	Électrons émis par certains radionucléides. Ils peuvent parcourir jusqu'à 2 m dans l'air et sont généralement arrêtés par un carton épais, une feuille de contreplaqué ou une plaque d'aluminium. Il existe deux types de rayonnement bêta. La radioactivité bêta-moins est appelée ainsi parce que la particule émise est un électron. Des positrons (anti-électrons) peuvent également être émis. Le rayonnement bêta-plus est plus rare dans la nature.
Rayonnement gamma	Photons émis par les noyaux laissés dans un état excité à la suite d'une désintégration alpha ou bêta ou de la capture d'un neutron. Le noyau se débarrasse par cette émission de son trop-plein d'énergie. La radioactivité gamma accompagne un réarrangement du noyau, un changement de sa rotation interne, mais n'est pas une désintégration. Les rayons gamma sont plus pénétrants que les rayons X et nécessitent des écrans d'une épaisseur suffisante de béton, de plomb ou d'un autre matériau dense pour s'en protéger.

Rayons X

Les rayons X sont des photons qui émanent des couches profondes des atomes et dont l'énergie est caractéristique de l'atome émetteur. Ces énergies croissent comme le carré de la charge du noyau et vont de quelques eV pour l'hydrogène à près de 90 keV pour l'uranium. Plus l'énergie est élevée (et la longueur d'onde courte), plus le rayon X est pénétrant. D'autres rayons X, plus énergiques et plus pénétrants, peuvent être produits à partir d'électrons accélérés. Leur domaine d'énergie, qui peut aller jusqu'à des dizaines de MeV, empiète sur celui des rayons gamma, et la dénomination X ou gamma devient une affaire de goût. La gamme des rayonnements X est très utilisée en astrophysique contemporaine, en médecine et en cristallographie.

Sievert

Le sievert, ou Sv, est l'unité du Système international (SI) utilisée pour mesurer, chez l'être humain, une dose ou un débit de dose radiologique (Sv/unité de temps) équivalent, ou une dose efficace, c'est-à-dire pour évaluer quantitativement l'effet biologique d'une exposition à des rayonnements ionisants. La dose efficace permet d'évaluer le risque d'effets stochastiques chez l'homme et de comparer les effets d'irradiations différentes (nature des rayonnements et organes irradiés). Un sievert correspond à un gray multiplié par des coefficients qui tiennent compte, d'une part de l'efficacité biologique différente des rayonnements (par exemple les particules alpha sont considérées comme 20 fois plus nocives que les photons (X et gamma)), d'autre part de la sensibilité du ou des organes irradiés. Le sievert a remplacé une ancienne unité, le rem (1 Sv = 100 rem).

1. INTRODUCTION

1.1. Qu'est-ce que la radioactivité ?

La radioactivité est un phénomène physique au cours duquel un noyau atomique instable se transforme spontanément en dégageant de l'énergie sous forme de rayonnements divers, pour atteindre un état plus stable, habituellement caractérisé par une masse atomique plus faible. Le noyau atomique qui émet ces rayonnements est appelé radionucléide. Le processus par lequel le noyau d'un radionucléide passe d'un état instable à un état plus stable est appelé désintégration. Tout rayonnement qui peut produire des ions (atomes chargés électriquement) est qualifié de rayonnement ionisant. Les rayonnements ionisants sont divisés en cinq types: les rayonnements alpha, bêta, gamma, neutroniques et les rayons X (Choppin et collab., 2001; Martin, 2011).

Les particules alpha (α), s'apparentent à des noyaux d'hélium émis par certains radionucléides. Ils se composent de deux protons et de deux neutrons. Cette particularité leur confère une double charge positive. Du fait de leur taille et de leur charge, leur capacité de pénétration des tissus vivants est faible. Ces particules sont arrêtées par une feuille de papier (figure 1). Elles sont cependant dommageables si les émetteurs se retrouvent à l'intérieur de l'organisme. Ce type de rayonnement peut être en effet entre deux et vingt fois plus dommageable que les autres types de rayonnement lors d'une exposition par ingestion ou par inhalation. À titre d'exemple, le radium-226 est un émetteur alpha.

Les particules bêta (β) sont constituées d'électrons, éjectés du noyau d'un atome. Leur charge négative et leur taille d'environ $1/7\ 000^{\text{e}}$ de la taille d'une particule alpha font en sorte qu'ils sont plus pénétrants. Ils peuvent en effet traverser deux centimètres de tissus vivants. Ces particules sont toutefois moins dommageables que les particules alpha en cas d'irradiation interne et il est possible de les arrêter avec une protection minimale telle une feuille de plastique ou une paroi d'aluminium (figure 1). Le carbone-14 et le tritium sont des exemples d'émetteurs bêta.

Les rayons gamma (γ) sont constitués de photons émis par les noyaux laissés dans un état excité à la suite d'une désintégration alpha ou bêta ou de la capture d'un neutron. Le noyau se débarrasse, par cette émission, de son trop-plein d'énergie. La radioactivité gamma accompagne un réarrangement du noyau, un changement de sa rotation interne. Il s'agit de rayonnement électromagnétique, sans charge électrique. Puisqu'ils n'ont ni masse ni charge, ces photons peuvent pénétrer en profondeur dans les tissus vivants. Ils peuvent être atténués par des matériaux denses comme le béton ou le plomb (figure 1). À titre d'exemple, le nickel-60, un produit de désintégration du cobalt-60, émet du rayonnement gamma.

Le rayonnement neutronique se produit lorsque des neutrons sont éjectés du noyau d'un radionucléide par la fission et la fusion d'atomes lourds, phénomène qui se produit en particulier dans les réacteurs nucléaires. Il a été découvert grâce à l'observation d'un noyau de béryllium réagissant avec une particule alpha, se transformant ainsi dans un

noyau de carbone accompagné par l'émission d'un neutron. Ce rayonnement est dépourvu de charge et est habituellement plus pénétrant que les rayons gamma. Le rayonnement neutronique est absorbé par des matériaux qui comportent beaucoup d'atomes d'hydrogène, comme la paraffine et les plastiques.

Enfin, les rayons X sont des photons qui émanent des couches électroniques profondes des atomes et dont l'énergie est caractéristique de l'atome émetteur. Ces énergies vont de quelques eV pour l'hydrogène à près de 90 keV pour l'uranium. Ils se comparent aux rayons gamma, mais sont d'énergie plus faible. Ils sont essentiellement produits par des moyens artificiels, mais aussi par des réactions secondaires issues de la désintégration des radionucléides. Ils ont la capacité de pénétrer les tissus mous des organismes vivants, mais ne pénètrent pas dans le squelette.

Les rayonnements ionisants, lorsqu'ils sont maîtrisés, présentent de nombreux usages pratiques et bénéfiques (par exemple dans les domaines de la santé, de l'industrie). Ils provoquent au sein de la matière des ionisations et des excitations des atomes et des molécules exposées. La façon dont se produisent ces ionisations dépend du type de rayonnement considéré. En cas d'expositions sur de longues périodes ou à de fortes doses, ils peuvent devenir nuisibles, voire mortels, pour les organismes vivants.

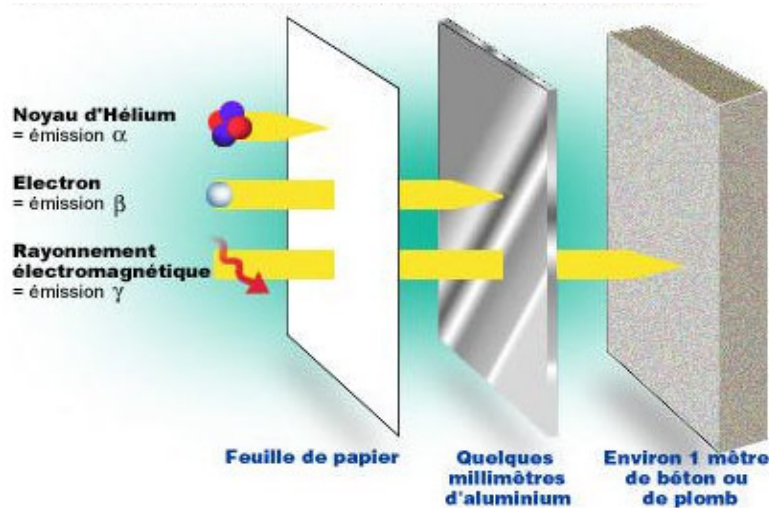


Figure 1 – Pouvoir de pénétration des différents types de rayons ionisants (tiré du site Internet de l'IRSN, www.Irsn.fr)

1.2. Origine des radionucléides présents dans l'environnement

L'air, l'eau et toutes les substances minérales, végétales et animales contiennent des éléments radioactifs d'origine naturelle. Près de 70 radionucléides constituent l'essentiel de la radioactivité naturelle de l'environnement. Il s'agit soit de radionucléides de période radioactive très longue, présents sur Terre depuis sa formation (par exemple, potassium-40, uranium-238, uranium-235, thorium-232, rubidium-87 et cérium-142), soit de radionucléides créés en permanence dans la haute atmosphère sous l'effet du rayonnement cosmique, qualifiés de radionucléides cosmogéniques (par exemple, tritium,

carbone-14, krypton-85, béryllium-7 et sodium-22). Si la plupart de ces radionucléides se désintègrent directement en éléments stables non radioactifs, quelques-uns ont plusieurs descendants radioactifs. C'est en particulier le cas de l'uranium-238, de l'uranium-235 et du thorium-232, qui ont des familles ou des chaînes de désintégration comportant chacune entre dix et quinze radionucléides différents. La figure 2 présente l'exemple de l'uranium-238.

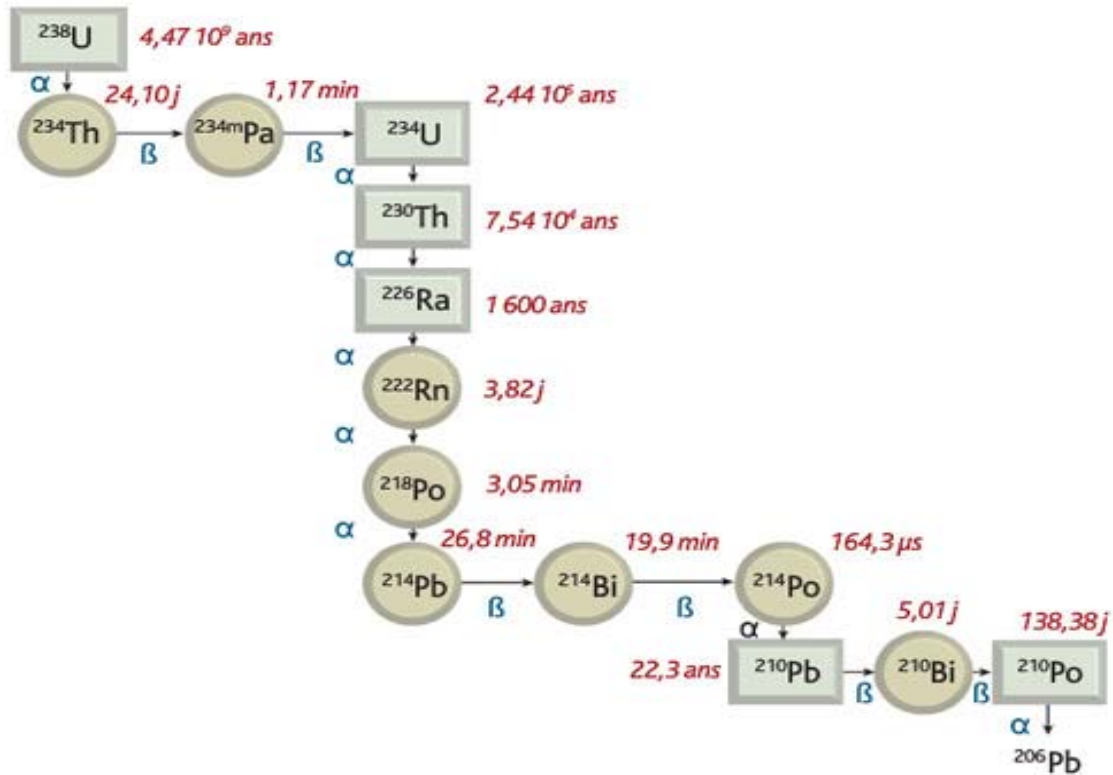


Figure 2 – Chaîne de désintégration de l'uranium-238, présentant le type de rayonnement (α , β) et la demi-vie de chaque produit de désintégration (www.irsn.fr, 17 avril 2014)

Les procédés de production de certaines activités industrielles, non liées à l'exploitation de réacteurs nucléaires, modifient les équilibres physicochimiques de la radioactivité naturelle contenue dans les matières utilisées et la concentrent dans les matières résiduelles produites. Il s'agit alors de radioactivité naturelle technologiquement renforcée. Elle représente un risque éventuellement accru de dissémination dans l'environnement de radionucléides, même après l'arrêt de l'activité industrielle. Cette radioactivité naturelle involontairement renforcée peut provenir des activités d'extraction de minerais et de ressources géologiques, ainsi que des étapes successives de séparation, de purification, de transformation et d'utilisation des sous-produits. Elle peut être accentuée, notamment, par les activités suivantes :

- la combustion de charbon en centrales thermiques;
- le traitement des minerais d'étain, d'aluminium, de cuivre, de titane, de niobium, de bismuth et de thorium;

- la production de céramiques réfractaires;
- la production ou l'utilisation de composés comprenant du thorium;
- la production de zircon et de baddaleyite²;
- la production d'engrais phosphatés et la fabrication d'acide phosphorique;
- le traitement du dioxyde de titane;
- le traitement des terres rares et la production de pigments en contenant;
- le traitement d'eaux souterraines profondes destinées à la production d'eaux de consommation;
- les établissements thermaux.

À titre d'exemple, l'extraction et le traitement de minerais d'uranium génèrent une radioactivité naturelle renforcée. L'uranium (U), le thorium (Th) et leurs descendants dans leur chaîne de désintégration respective sont les principaux radionucléides rejetés par l'extraction et le traitement de minerais d'uranium (Environnement Canada et Santé Canada, 2003).

Plusieurs radionucléides sont également générés artificiellement. C'est le cas du tritium, du carbone-14, du strontium-90, du technétium-99, du césium-137, de l'iode-131, des radio-isotopes du plutonium (plutonium-238, plutonium-239 et plutonium-240) ainsi que de l'américium-241. La présence de radionucléides artificiels dans l'environnement a trois origines principales :

- les rejets réglementés des installations nucléaires et ceux qui sont liés aux activités de médecine nucléaire et aux activités de recherche;
- les essais atmosphériques d'armes nucléaires, pratiqués entre 1945 et 1980 par l'ex-URSS, les États-Unis, le Royaume-Uni, la France et la Chine;
- les graves accidents nucléaires (à ce jour, deux accidents majeurs de réacteurs électrogènes se sont produits, celui de Tchernobyl survenu le 26 avril 1986, et celui de Fukushima survenu le 11 mars 2011).

Des tableaux présentent l'origine et les caractéristiques des principaux radionucléides aux annexes 1 et 2.

1.3. Devenir des radionucléides dans l'environnement

Les rejets de radionucléides dans l'environnement se font principalement par l'air ou par le rejet des effluents dans le milieu aquatique. En cas de rejet accidentel de substances radioactives dans l'atmosphère, une dispersion dans l'air des gaz solubles (par exemple, une partie des iodures radioactifs) et des très fines particules (aérosols) contenant une

² Le zirconium est un élément naturel commun de l'écorce terrestre présent sous forme de silicate $ZrSiO_4$ (zircon) ou d'oxyde ZrO_2 (baddaleyite). La baddaleyite contient de 59 % à 99 % d'oxyde de zirconium tandis que le zircon contient de 34 % à 67 % de silicate de zirconium. C'est sous ces deux formes que le zirconium est commercialement exploité.

certaine quantité de radionucléides se produit. Elle varie en fonction des conditions météorologiques (par exemple, précipitations, vents) et entraîne ainsi une contamination de l'air ambiant. La concentration de radionucléides est plus importante à proximité du point de rejet et au cœur du panache. Certains radionucléides, tel le radon, se dispersent rapidement et atteignent des teneurs comparables à celles représentatives du bruit de fond radiologique naturel à une courte distance de la source (à peine quelques kilomètres), alors que d'autres, comme le césium-137, peuvent parcourir des dizaines, voire des centaines de kilomètres avant de se déposer sur différentes surfaces (eau, sol, canopée, milieu urbain...). Le devenir des radionucléides dépend de leurs caractéristiques physiques et chimiques (par exemple, taille et forme des particules), des conditions hydrométéorologiques donnant lieu notamment à des retombées dites humides ou sèches, ainsi que des caractéristiques du milieu où se produisent les dépôts radioactifs.

Dans les sols, les radionucléides peuvent migrer à plus ou moins long terme, vers l'horizon de sol contenant les racines des végétaux et sont alors pris en charge par les plantes. Le temps de séjour dans cette zone conditionne partiellement leur migration dans la végétation. Des études antérieures ont d'ailleurs démontré que les profils de migration s'établissent très peu de temps après la contamination, selon les conditions initiales régnant immédiatement après celle-ci, comme l'humidité du sol et les premières précipitations qui sont susceptibles d'influer de manière déterminante sur la profondeur à laquelle les radionucléides pénètrent dans le sol (NEA, 2002).

En milieu aquatique, les radionucléides peuvent être présents sous forme dissoutes ou associés à la phase solide (par exemple, matières en suspension minérales ou organiques). Ils peuvent migrer en fonction des conditions hydrodynamiques et/ou se déposer ou s'adsorber sur les sédiments. Les radionucléides peuvent également être absorbés et accumulés par la faune et la flore aquatiques ou s'accumuler dans les sédiments. Un exemple de devenir des radionucléides à partir de l'air et de l'eau est schématisé à l'annexe 3.

1.4. Radiotoxicité

La radiotoxicité, ou toxicité radiologique, résulte de l'exposition aux rayonnements ionisants émis par les radionucléides. Pour un organisme vivant donné, cette exposition se fait selon plusieurs voies telles que le contact direct avec son milieu de vie ou par la réalisation d'un processus métabolique comme la respiration ou l'ingestion. L'exposition aux rayonnements ionisants dépend donc des voies d'exposition des récepteurs écologiques et va conduire à une exposition par irradiation externe ou interne que l'on distingue ainsi :

- L'exposition par irradiation externe a lieu lorsqu'un organisme se trouve exposé à des sources de rayonnements qui lui sont extérieures, telles que des substances radioactives présentes dans l'air ou déposées sur le sol, ou présentes dans des rejets aquatiques provenant d'usage industriel ou médical. Elle peut concerner toute la surface corporelle d'un organisme ou seulement une partie de celle-ci. Elle cesse dès que l'organisme n'est plus sur la trajectoire des rayonnements.

- L'exposition interne a lieu lorsque des radionucléides se retrouvent à l'intérieur de l'organisme, que ce soit par respiration (par exemple, inhalation pour les organismes pulmonés) ou par ingestion directe ou indirecte (via de la nourriture contaminée), et se distribuent à l'intérieur de celui-ci. Ce type d'exposition ne cesse que lorsque les radionucléides ont disparu de l'organisme, après un temps plus ou moins long, par élimination naturelle et décroissance radioactive.

De manière générale, l'exposition aux rayonnements ionisants conduit à deux types d'effets :

- Les effets stochastiques (c'est-à-dire aléatoires) : ces effets proviennent de l'altération génétique des cellules fonctionnelles qui restent en mesure de se diviser. La probabilité d'occurrence augmente avec la dose délivrée alors que la sévérité reste constante, quelle que soit la dose. Ils recouvrent, d'une part, l'induction de tumeurs et, d'autre part, des effets génétiques transmissibles. Les dommages initiaux résultent de l'effet des rayonnements au niveau moléculaire qui se traduit par des modifications structurales des molécules d'ADN, l'effet étant dépendant du type de rayonnement et du tissu exposé.
- Les effets déterministes : ces effets apparaissent à partir d'un seuil de dose au-dessus duquel il y a des effets observables, jugés néfastes pour l'organisme. Au-delà de ce seuil, la gravité de l'effet augmente avec la dose. Ces effets concernent, par exemple, la fécondité, la mortalité, la morbidité et le comportement.

Les rayonnements émis par les radionucléides, à l'extérieur ou dans les organismes, sont susceptibles d'induire des dommages à l'ADN par action directe sur l'ADN ou par action indirecte par fixation à des protéines clés et inactivation de ces protéines (par exemple, des protéines impliquées dans la réparation de l'ADN) ou encore induction d'un stress oxydant (Thiébaud et collab., 2007; Lourenço et collab., 2013; ASTDR, 2011). À titre d'exemple, il a été démontré par différents travaux que l'uranium sous la forme d'ion uranyle se fixe aux groupements phosphates de l'ADN, avec une haute affinité (Busby et Schnug, 2007). Si les dommages à l'ADN ne sont pas réparés ou si la réparation manque de fidélité avec les brins originaux, ils peuvent conduire à l'établissement de mutations permanentes. Les mutations sont des modifications permanentes du nombre ou de la structure des gènes. Il peut s'agir : a) de mutation d'un gène unique, il est alors question de mutation ponctuelle; b) de mutation d'un ensemble de gènes, il s'agit de mutation chromosomique; ou c) de mutation de un ou plusieurs chromosomes, il s'agit de mutation génomique. Ces mutations peuvent toucher des gènes critiques ou non. Les mutations du gène p53 sont très étudiées, car les conséquences associées à ces mutations sont graves. En effet, ce gène contrôle les activités de suppression des tumeurs (*cellular gate keeper*), en contrôlant la prolifération cellulaire, notamment de cellules dont l'ADN est fortement endommagé, l'induction de l'apoptose et la différenciation cellulaire. Les mutations des gènes de réparation et de stabilisation du génome (*care taker*) sont également fortement étudiées. Ces mutations peuvent conduire à la perte de l'intégrité de l'ADN et induire (Lourenço et collab., 2013) :

- des changements d'expression des gènes;

- l'occurrence de mutations qui peuvent :
 - induire une instabilité du génome (conséquence possible : baisse de la condition physique des populations concernées);
 - conduire à une prédisposition à développer des maladies génétiques liées, notamment, à des aberrations chromosomiques.

En d'autres termes, toute altération génétique peut avoir des conséquences sur les capacités d'adaptation, donc sur la dynamique de la population concernée. Pour les populations humaines, la prise en compte de l'état de santé de l'individu amène à s'intéresser aux altérations génétiques affectant les cellules somatiques et pouvant se traduire par l'apparition de cancers ou d'autres maladies. La signification de ce type de pathologies est différente pour des populations végétales et animales, où s'exerce en général une sélection naturelle importante qui élimine les individus porteurs de ce type d'anomalies. Cette disparition peut être compensée par le taux de renouvellement des populations. Ceci n'est pas valable pour les grands mammifères ou les rapaces, soit des espèces à taux de renouvellement faible et pour lesquelles la notion d'individu à protéger reprend toute son importance.

Si les mutations ont lieu dans les cellules germinales des récepteurs écologiques, il peut alors y avoir transmissibilité à la descendance des nouveaux caractères acquis. De telles modifications peuvent avoir des conséquences diverses : malformations, maladies génétiques, etc., ainsi que l'acquisition de nouvelles propriétés adaptatives de la population lui offrant un taux de renouvellement plus rapide, un avantage sélectif, qui pourra avoir des effets indirects sur d'autres espèces affectées par les relations qu'elles entretiennent avec l'espèce exprimant la mutation.

En plus de ces dommages à l'ADN, les organismes peuvent développer une grande variété de réponses biochimiques, immunologiques et physiologiques en fonction de la dose radiologique absorbée et de la durée d'exposition. Les manifestations les plus précoces peuvent s'observer au niveau cellulaire ou au niveau de l'individu. Elles sont de trois ordres :

- interaction directe ou indirecte, *via* les espèces réactives de l'oxygène produites par radiolyse de l'eau, entre le radionucléide et la ou les cibles biologiques telles des protéines et/ou des lipides;
- effets sur le métabolisme énergétique ou hormonal pouvant avoir des répercussions sur le développement, la croissance, la reproduction et la durée de vie;
- effets comportementaux.

Le lien entre les effets précoces et les effets sur la dynamique des populations ou sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes est double : un radionucléide peut affecter un écosystème soit directement, par des effets sur de grandes fonctions de l'individu tels le comportement, la croissance ou la reproduction, soit indirectement par des effets sur les interactions entre espèces (par exemple, les relations trophiques, l'abondance, la diversité).

Notons que les radionucléides peuvent également générer des effets toxiques du fait de leurs propriétés physicochimiques. À titre d'exemple, en raison de son activité spécifique relativement faible, l'uranium est l'un des seuls possédant une plus grande toxicité chimique par rapport à sa toxicité radiologique.

2. PORTÉE DU DOCUMENT

La méthode qui permet de mettre en relation les effets potentiels des contaminants avec leur degré de présence dans l'environnement est l'évaluation du risque écotoxicologique (ERE). Cette évaluation constitue un processus rationnel permettant de porter un jugement global sur le comportement de contaminants, par exemple présents dans le sol, et leurs effets sur un ou des récepteurs écologiques. Cette évaluation intègre ainsi les informations découlant des effets néfastes avérés ou probables chez des récepteurs en fonction de leur exposition à une ou plusieurs sources de contamination, selon les caractéristiques propres à la source de pollution et du site étudié. Au Québec, le CEAEQ a édité en 1998 une procédure d'évaluation du risque écotoxicologique (PERE) en support de la gestion des terrains contaminés lors de leur réhabilitation (CEAEQ, 1998). Elle permet d'évaluer les risques associés à la toxicité chimique des contaminants.

Il existe quelques différences conceptuelles notables entre les radionucléides et les substances chimiques stables à prendre en compte pour la réalisation d'une évaluation du risque pour les écosystèmes terrestres associée à la radiotoxicité (EC, 2003; Garnier-Laplace et collab., 2006), c'est-à-dire aux rayonnements ionisants :

- l'expression des effets liés à une exposition à des radionucléides est rapportée à l'énergie déposée dans l'organisme (référence obligatoire à la dose – en grays : Gy³ – ou au débit de dose – en Gy/h – et non à la concentration d'exposition dans le milieu);
- les expositions par irradiations externe et interne, doivent être considérées.

Plusieurs procédures et modèles d'évaluation du risque radiotoxique pour les écosystèmes ont été développés depuis une vingtaine d'années : RESRAD-BIOTA (US DOE, 2004), ERICA (Environmental risks from ionising radiation : assessment and management; Commission européenne; Beresford et collab., 2007, 2008a), R&D128 (England & Wales Environment Agency ; Copplestone et collab., 2001) pour n'en citer que quelques-uns. Ces modèles sont présentés plus en détails dans l'annexe 4.

Ce document vise à compléter la PERE et synthétise l'ensemble des éléments devant être pris en considération pour réaliser une évaluation du risque radiotoxique (ERR) associée à la présence ou au rejet de radionucléides dans un sol, dans le contexte d'une ERE préliminaire telle qu'elle est définie dans la PERE (chapitre 5; CEAEQ, 1998).

Cette procédure peut être utilisée dans tous les cas où des radionucléides peuvent se retrouver dans l'environnement, comme pour la gestion de terrains miniers où la présence de radionucléides est connue (par exemple, mines d'uranium ou de terres rares). La procédure peut être utilisée autant en prévention que lors d'urgence. Elle peut par exemple être utilisée pour estimer le risque relié à l'exposition à des sols contaminés, à des stériles ou des résidus miniers, et ce, autant en début de projet, avec les

³ Unité de mesure du Système international (SI) servant à mesurer la dose reçue par une plante ou un animal (gray) pour en évaluer les effets biologiques. Un gray correspond à un dépôt d'énergie d'origine radioactive d'un joule par kilogramme de matière.

concentrations estimées sur le site, que pour la réhabilitation du site, avec les concentrations réelles mesurées à la suite du projet.

3. ÉVALUATION DU RISQUE RADIOTOXIQUE

L'évaluation du risque radiotoxique a pour objet d'estimer les possibilités ou les probabilités d'occurrence d'effets néfastes chez des récepteurs écologiques susceptibles d'être affectés à la suite de l'exposition à un ou plusieurs radionucléides, selon les caractéristiques spécifiques à la source de contamination et au site à l'étude.

L'évaluation du risque radiotoxique consiste à comparer la valeur de l'exposition estimée (débit de dose total, toutes voies d'exposition et tous radionucléides) à la valeur de référence applicable.

La procédure d'évaluation du risque radiotoxique comporte quatre étapes (figure 3) : la définition du modèle conceptuel, l'estimation de l'exposition des récepteurs écologiques, l'évaluation des effets radiotoxiques et la caractérisation du risque.

Des définitions précises de ces étapes sont disponibles dans la PERE (CEAEQ, 1998). Seules les spécificités liées aux radionucléides sont précisées dans ce document.

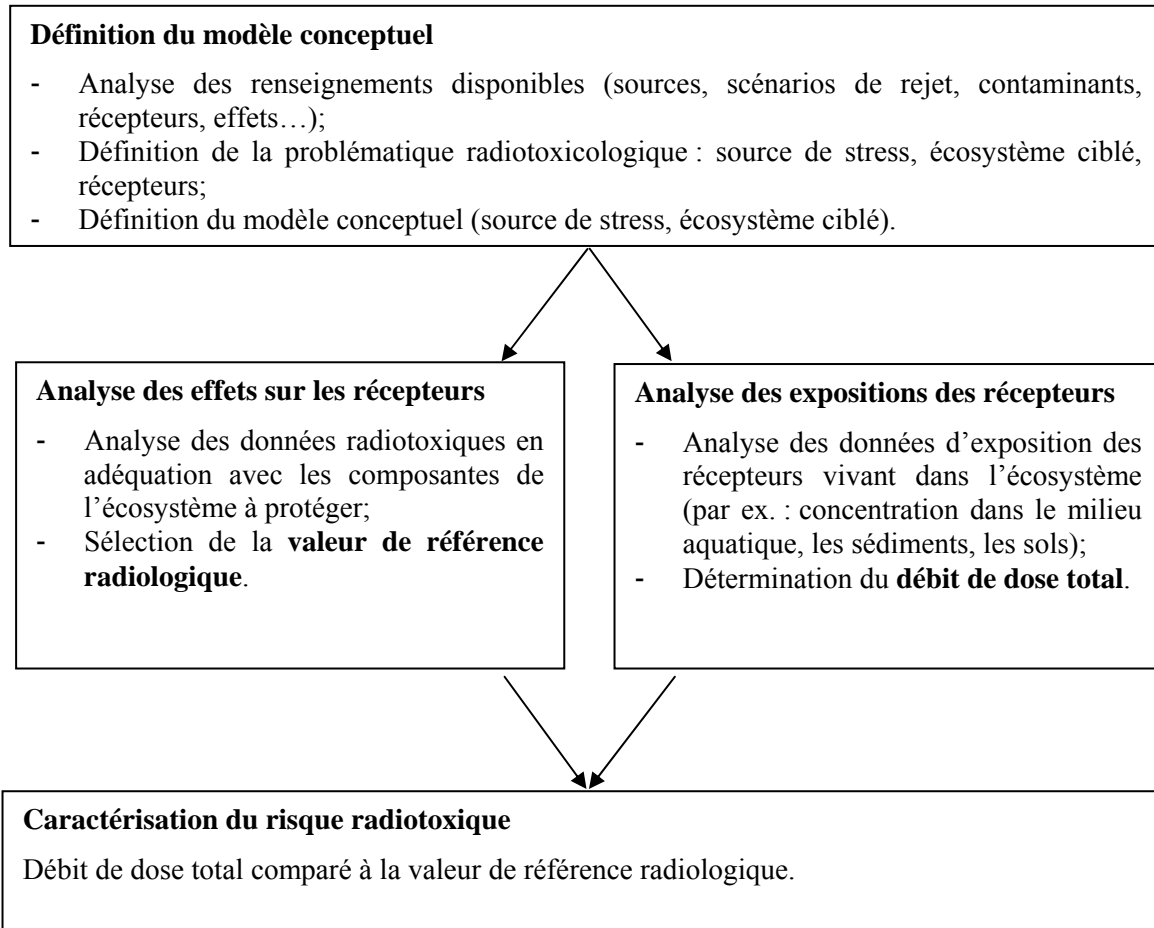


Figure 3 – Étapes de l'évaluation du risque radiotoxique

3.1. Définition du modèle conceptuel

Sur la base des informations spécifiques au site à l'étude, un modèle conceptuel doit être élaboré afin de décrire le cheminement des radionucléides dans l'environnement depuis la source jusqu'aux récepteurs écologiques, selon le processus :

source → devenir → cible → effet.

Le modèle conceptuel doit ainsi schématiser et décrire les liens possibles entre le transport et les transferts des radionucléides dans l'écosystème et les effets appréhendés pour les récepteurs écologiques, à savoir les effets radiotoxiques.

Le modèle conceptuel peut être présenté sous différentes formes. Des diagrammes schématiques peuvent entre autres être utilisés. Quel que soit le moyen utilisé, le modèle conceptuel doit tenter de présenter tous les renseignements pertinents, agrégés et accessibles, sur des échelles spatiales et temporelles communes. Puisqu'il s'agit d'une conceptualisation de la situation existante ou potentielle, le modèle conceptuel ne peut par définition être exhaustif. Il est cependant essentiel que ce modèle soit le plus complet possible puisque c'est sur lui que repose la suite de l'évaluation, donc sa pertinence.

Les principaux éléments qui doivent être retrouvés dans le modèle conceptuel sont donc l'identification de la source de contamination, les radionucléides potentiellement préoccupants, les voies de transport/transfert ou de transformation des radionucléides ainsi que les récepteurs écologiques pouvant être exposés aux radionucléides.

3.1.1. Sélection des radionucléides potentiellement préoccupants

Tous les radionucléides dont les concentrations avérées ou estimées sont supérieures au bruit de fond doivent être retenus. Puisque les données de bruit de fond n'existent pas pour l'ensemble des radionucléides, les concentrations mesurées dans des zones non influencées pourraient être utilisées pour établir la liste des radionucléides potentiellement préoccupants. Il faut cependant différencier la notion de bruit de fond naturel (dont la présence est attribuable uniquement à une origine naturelle) de la notion de bruit de fond ambiant (prenant en compte les émissions diffuses d'origine anthropique). Dans cette optique, les données recueillies lors de campagnes d'échantillonnage ou de programmes de surveillance de l'environnement pourraient être utilisées.

À partir de cette première sélection des radionucléides potentiellement préoccupants, un deuxième critère, basé sur le jugement d'experts, est ensuite utilisé. Ainsi, les radionucléides qui ont un impact *a priori* non négligeable sur les organismes et qui doivent être retenus pour l'évaluation du risque radiotoxique sont ceux qui ont une demi-vie supérieure à 10 jours (Brown et collab., 2008). La sélection de cette demi-vie se justifie par le fait que les radionucléides qui ont une demi-vie inférieure à 10 jours se transforment rapidement, ce qui leur laisse peu de temps pour générer des effets sous-létaux sur la faune et la flore. Le risque associé aux radionucléides qui ont des demi-vies

inférieures à 10 jours est par ailleurs inclus puisque le risque est estimé pour leurs descendants.

La désintégration radioactive des radionucléides peut conduire à la formation de produits de filiation, qui sont eux-mêmes radioactifs et qui émettent de l'énergie au fil du temps. Par conséquent, l'évaluation du risque radiotoxique doit également tenir compte de l'énergie du rayonnement émis par les produits de filiation de chaque radionucléide (Mathews et collab., 2009). Ainsi, lorsqu'un radionucléide est retenu, tous les isotopes de cet élément sont considérés si leur demi-vie dans l'environnement est supérieure à 10 jours. Il en est de même pour les radionucléides provenant de la chaîne de désintégration.

À titre d'exemple, dans le cas de projet d'exploration de l'uranium, les radionucléides qui devront être considérés minimalement sont les suivants : uranium-238, uranium-234, radium-226, thorium-230, thorium-234, plomb-210 et polonium-210.

3.1.2. Concentrations représentatives

La détermination des concentrations en radionucléides dans les composantes de l'écosystème peut être basée sur des mesures directes acquises sur le site à l'étude (à privilégier dans la mesure du possible) ou, par défaut, sur la modélisation, en appliquant des modèles de transport et de transferts.

En cas de mesures directes sur le site étudié, la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne doit être utilisée comme concentration représentative. Si le nombre de données disponibles ne permet pas d'obtenir une distribution, il convient alors d'utiliser la valeur maximale des concentrations mesurées.

En cas de modélisation, les approches utilisées pour une évaluation préliminaire du risque associé aux substances chimiques stables peuvent être appliquées. Différents paramètres, associés à la description générale de chacune des composantes abiotiques de l'écosystème (air, eau, sol, sédiments) et des récepteurs écologiques retenus, doivent donc être connus. Dans le cas des composantes abiotiques de l'écosystème, il peut s'agir de la densité du sol ou des sédiments, de la vitesse du vent, etc. Pour les récepteurs écologiques, il s'agit, notamment, de certains facteurs d'exposition ou de taux de contact tels que les taux d'ingestion de sol ou d'aliments, le poids corporel, la fréquence d'utilisation du territoire, la fraction d'exposition, etc.

3.1.3. Identification des récepteurs écologiques

L'étape suivante de l'évaluation du risque radiotoxique consiste à décrire le milieu biophysique dans les limites spatiales de l'évaluation, c'est-à-dire en se limitant à la zone rapprochée, soit la zone qui correspond approximativement aux limites de la propriété, et, si cela est applicable, en incluant la zone élargie, soit l'ensemble du territoire susceptible d'être touché par les rejets et les émissions de radionucléides du site. En effet, rappelons qu'une fois dans l'air, les radionucléides peuvent être transportés à de grandes distances ou se déposer plus ou moins rapidement sur le sol ou l'eau de surface, en fonction des

conditions météorologiques et de ses caractéristiques physicochimiques. Les radionucléides peuvent par la suite être absorbés par les récepteurs écologiques. Le choix des limites spatiales de l'évaluation du risque radiotoxique doivent être justifié. Dans le cas des projets miniers, une étendue de 5 km de rayon devrait être minimalement considérée autour de la propriété.

L'analyse du milieu physique doit décrire les caractéristiques des installations présentes sur le site (localisation et historique), tout comme celles du milieu naturel environnant (par exemple, l'hydrogéologie et l'hydrologie générale).

3.1.4. Identification des récepteurs écologiques

L'analyse doit ensuite permettre d'inventorier les récepteurs écologiques présents et susceptibles d'être présents sur le site. Cependant, il est rarement possible ou utile de retracer toutes les espèces potentiellement présentes sur un site (CEAEQ, 1998).

Il est possible d'établir une liste de récepteurs écologiques qui inclut les espèces ou les groupes d'espèces représentatifs des principaux niveaux trophiques présents. Cette liste doit minimalement comprendre :

- les invertébrés terrestres ou aquatiques, de même que les plantes terrestres ou aquatiques;
- un récepteur aviaire (oiseau) et un mammifère correspondant à un régime alimentaire comportant un niveau significatif d'invertébrés et de plantes (omnivores, par exemple);
- un récepteur aviaire (oiseau) et un mammifère de niveau trophique supérieur.

De plus, il convient de retenir des espèces spécifiques, si des récepteurs écologiques inventoriés sont des espèces :

- rares, vulnérables ou en péril, ce qui inclut les composantes protégées par des lois, comme les habitats fauniques (aire de concentration d'oiseaux aquatiques, habitat du rat musqué, aire de confinement du cerf de Virginie), les réserves écologiques et le territoire agricole protégé par la Commission de protection du territoire agricole du Québec (CPTAQ), de même que les espèces floristiques ou fauniques menacées, vulnérables ou susceptibles d'être désignées ainsi;
- dominantes ou abondantes;
- valorisées.

Une attention particulière doit être portée sur la présence de forêts de conifères, en particulier de pins, qui sont parmi les espèces les plus radiosensibles, avec les mammifères et les oiseaux (CIPR, 2008).

3.1.5. Identification des voies d'exposition

Il convient de déterminer les voies d'exposition des récepteurs écologiques, c'est-à-dire si ceux-ci sont susceptibles d'être exposés aux radionucléides par contact avec une

composante abiotique de l'écosystème uniquement (irradiation externe) ou si, en plus, ils peuvent être exposés indirectement par la chaîne alimentaire ou par l'ingestion de sols/sédiments (irradiation interne). Les voies d'exposition à considérer pour chacun des récepteurs écologiques sont celles qui sont retenues dans l'outil ERICA (cf. annexe 4).

3.2. Estimation de l'exposition des récepteurs écologiques

L'estimation de l'exposition vise à déterminer la quantité de radionucléides auxquels les récepteurs écologiques sont exposés par différentes voies d'exposition (irradiation interne : respiration, ingestion; irradiation externe) et scénarios prédéfinis dans le modèle conceptuel. La concentration du radionucléide, la durée et la fréquence de contact sont des paramètres à considérer pour évaluer le niveau d'exposition des récepteurs écologiques aux radionucléides. L'exposition n'est pas ici estimée par des concentrations ou des doses, mais par des débits de la dose à laquelle l'organisme est exposé. Pour ce faire, les concentrations mesurées ou estimées dans un milieu donné doivent être transformées en débit de dose. La dosimétrie des rayonnements est alors essentielle pour convertir la concentration dans un milieu donné ou dans le biote en une quantité d'énergie absorbée par un organisme à partir de sources internes et externes.

Une des particularités des radionucléides réside dans la relation exposition dose-effet, les effets étant rapportés à la dose absorbée :

- La dose absorbée correspond à la dosimétrie de base utilisée pour exprimer le niveau d'exposition de tout organisme aux rayonnements ionisants, exprimée en gray (Gy);
- La dose absorbée est employée pour caractériser l'exposition aiguë. Elle est rapportée en débit de dose, exprimé en Gy par unité de temps, pour estimer l'exposition en situation chronique;
- Le débit de dose sert au calcul du risque pour les effets déterministes ou non cancérogènes pour les récepteurs écologiques.

Le calcul des débits de dose n'est pas spécifique à un radionucléide donné, mais spécifique au récepteur écologique retenu. Il requiert des informations sur la taille de l'organisme, la fraction du temps passé dans chaque compartiment environnemental (air, eau, sédiments, sols) et sur ses interactions avec l'environnement en relation avec l'exposition radiologique interne et externe. Ainsi, des débits de doses sont calculés pour chaque radionucléide potentiellement préoccupant, en tenant compte de leur présence dans les divers milieux environnementaux et des voies d'entrée dans l'organisme. Les calculs sont faits à partir de données mesurées directement dans le milieu ou à l'aide des résultats de modèles mathématiques ou d'équations qui tiennent compte de plusieurs paramètres associés notamment aux processus de transport et de transfert entre les milieux environnementaux, des concentrations des radionucléides potentiellement préoccupants dans chaque milieu d'exposition (par ex. : viandes, plantes, poissons), du taux de contact avec l'organisme cible (par ex. : taux d'ingestion d'aliments, poids corporel) ainsi que des coefficients de conversion de dose. Ce coefficient permet de ramener les doses à une même unité.

L'hypothèse d'additivité de toutes les voies et sources d'irradiation est ensuite appliquée pour le calcul du débit de dose total des récepteurs écologiques. En effet, parce que les radionucléides ont le même mode de toxicité, les débits de dose sont additifs. Le débit de dose total reçu par un organisme est donc la somme des débits de dose reçus de tous les radionucléides considérés et de toutes les voies/types d'expositions (Copplestone et collab., 2009; Mathews et collab., 2009).

3.2.1. Détermination du débit de dose total

Les équations à privilégier pour déterminer les débits de dose sont celles intégrées dans l'outil ERICA. Ainsi, sous l'hypothèse de l'additivité entre voies d'exposition et radionucléides, la détermination du débit de dose total (DDE) se fait de la façon suivante :

$$DDE(\text{organisme}) = \sum_{\text{organisme}}^m [DDE_{\text{ext}} + DDE_{\text{int}}] \quad (\text{éq. 1})$$

où :

DDE_{ext} : débit de dose par exposition externe de l'organisme au radionucléide m ($\mu\text{Gy/h}$);

DDE_{int} : débit de dose par exposition interne de l'organisme au radionucléide m ($\mu\text{Gy/h}$).

Le débit de dose par **exposition externe** du récepteur écologique au radionucléide m est calculé selon l'égalité suivante :

$$DDE_{\text{ext}}(m, \text{organisme}) = [CCD_{\text{ext}}(m, \text{organisme}) \times C(m, \text{milieu})] \times FO \times FE \quad (\text{éq. 2})$$

où :

$CCD_{\text{ext}}(m, \text{organisme})$: coefficient de conversion de dose par exposition externe de l'organisme pour le radionucléide m (pour le sol = $\mu\text{Gy/h}$ par Bq/kg; pour les eaux = $\mu\text{Gy/h}$ par Bq/l);

$C(m, \text{milieu})$: concentration du radionucléide m dans le milieu d'exposition (pour le sol et les sédiments = Bq/kg; pour les eaux = Bq/l);

FE : facteur d'exposition. Ce facteur, adimensionnel, indique la fréquence d'exposition pour un récepteur donné en fonction du temps ou de l'espace (par exemple, superficie contaminée/domaine vital);

FO : facteur d'occupation du milieu (adimensionnel). L'occupation d'un milieu (FO) par un organisme est une donnée bibliographique issue de la connaissance de son mode de vie. Ce paramètre varie entre 0 et 1. Si un organisme occupe plusieurs milieux, la somme des FO est égale à l'unité.

Le débit de dose par **exposition interne** du récepteur écologique au radionucléide rn est estimé en suivant cette égalité :

$$DDE_{int}(rn, organisme) = CCD_{ext}(rn, organisme) \times C(rn, milieu) \times FT$$

où :

$CCD_{int}(rn, organisme)$: coefficient de conversion de dose par exposition interne de l'organisme pour le radionucléide rn (pour le sol = $\mu\text{Gy/h} \cdot \text{kg/Bq}$; pour les eaux = $\mu\text{Gy/h} \cdot \text{l/Bq}$);

$FT_{(rn, organisme)}$: facteur de transfert agrégé du radionucléide rn vers l'organisme à partir du milieu. Ce facteur lie directement la concentration d'un radionucléide dans un organisme à celle du milieu dans lequel il évolue, sous la forme d'un ratio. Les unités du FT sont exprimées en litres par kilogramme (l/kg) pour le milieu aquatique et en kilogrammes par kilogramme (kg/kg) pour le milieu terrestre.

Précisons que, pour les substances présentes naturellement dans l'environnement, mais dont la concentration et la distribution peuvent être modifiées par les activités anthropiques, les concentrations d'exposition utilisées pour la caractérisation du risque radiotoxique sont des débits de dose totaux qui incluent le bruit de fond.

3.2.2. Facteurs de transfert $FT_{(rn, organisme)}$

Les facteurs de transfert utilisés pour déterminer les concentrations internes en radionucléides puis calculer les débits de dose par exposition interne, dans les récepteurs écologiques retenus, sont disponibles dans la littérature. Il en existe de nombreux, particulièrement dans les modèles de transfert (Beresford et collab., 2009; Higley et collab., 2003; Avila et collab., 2004). L'IAEA a fait une revue exhaustive de toutes les valeurs existantes (Howard et collab., 2013; IAEA, 2010, 2009a). Cet organisme présente d'ailleurs les facteurs de transfert pour le milieu aquatique dans sa plus récente publication (Yankovich et collab., à paraître).

L'outil ERICA présente également une liste exhaustive de valeurs pour ces facteurs de transfert (appelés « concentrations ratio (CR) » dans ERICA) entre les compartiments environnementaux et il est régulièrement mis à jour, en fonction des dernières connaissances acquises dans le domaine, incluant celles qui ont été citées ci-dessus. Pour cette raison, le CEAEQ recommande l'utilisation des facteurs de transfert provenant d'ERICA.

3.2.3. Coefficients de conversion de dose

Pour obtenir le débit de dose, l'approche la plus répandue, adoptée dans ce document, consiste à déterminer des coefficients de conversion de dose (CCD)⁴. Cette approche est utilisée dans plusieurs pays d'Europe (Belgique, France, Lituanie, Royaume-Uni), de même qu'en Russie et aux États-Unis (US DOE). C'est également l'approche retenue

⁴ L'abréviation DCC (Dose Conversion Coefficients) est également employée dans la littérature.

pour les projets FASSET (Framework for the Assessment of Environmental Impact), ERICA (Environmental risks from ionising radiation : assessment and management), ainsi que par la Commission Internationale pour la protection Radiologique (CIPR).

L'approche des coefficients de conversion de dose est calquée sur le système de radioprotection développé pour l'homme. Néanmoins, elle n'intègre habituellement pas la radiosensibilité des tissus ni l'efficacité biologique des divers types de rayonnement. Cette approche consiste à déterminer un coefficient numérique multiplicatif qui est ensuite appliqué à la concentration en radionucléides de la ou des sources de rayonnements et permet ainsi d'évaluer la dose reçue par le récepteur écologique.

Pour un récepteur écologique donné, les coefficients de conversion de dose sont propres à chaque radionucléide et tiennent compte des types de rayonnements, ainsi que de ses descendants. Ils tiennent également compte de l'habitat, de la taille du récepteur écologique et de sa voie d'exposition (FASSET, 2003). Ces coefficients sont définis séparément par type d'irradiation (interne et externe) et par milieu d'exposition (sol, air, eau).

Les coefficients de conversion de dose sont généralement exprimés en fonction de la concentration dans le média considéré : pour le sol = $\mu\text{Gy/h}$ par Bq/kg ; pour les eaux = $\mu\text{Gy/h}$ par Bq/l .

En s'appuyant sur les informations recueillies dans la littérature et présentées à l'annexe 5, la présente méthode d'évaluation du risque radiotoxique recommande de privilégier les coefficients de conversion de dose fournis par l'outil ERICA en raison du fait que :

- l'outil ERICA tient compte de la présence d'un plumage sur les oiseaux et d'une fourrure sur les mammifères comme première barrière de protection des organismes terrestres et cette approche est en accord avec celle qui est recommandée lors des évaluations de risques écotoxicologiques menées sur des substances chimiques;
- il couvre un large éventail d'organismes (Beresford et collab., 2009) dont les organismes les plus radiosensibles.

Toute la documentation relative à l'approche ERICA, y compris les coefficients de conversion de dose, peut être consultée sur le site Internet suivant : <http://www.ceh.ac.uk/PROTECT/ERICAdeliverables.html>. Les coefficients de conversion de dose étant mis à jour régulièrement sur ce site Internet, ils ne sont pas reportés dans ce document. Précisons que, si les valeurs présentées par ERICA ne s'appliquent pas au site à l'étude ou si elles ne sont pas disponibles pour l'un des radionucléides retenus, le calcul du CCD pourra être effectué directement à l'aide de l'outil ERICA.

3.3. Valeurs de référence radiologique

Plusieurs organisations internationales ont cherché à évaluer les effets associés à une exposition aux rayonnements ionisants afin de déterminer une valeur de référence ou

valeur seuil (IAEA, 1976; AIEA, 1992; NCRP, 1991; UNSCEAR, 1996). Cette valeur, comparée au débit de dose total, permet de caractériser le risque pour les organismes qui constituent l'écosystème étudié.

Telle que précisé à l'annexe 6, ces organisations ont utilisé différentes méthodes pour proposer une ou plusieurs valeurs. Après analyse de leurs travaux, les valeurs de référence retenues par le CEAEQ pour réaliser une évaluation du risque radiotoxique sont décrites dans les paragraphes suivants.

Pour les sites ayant un usage commercial ou industriel, les valeurs de référence recommandées sont les suivantes :

- un débit de dose de 400 $\mu\text{Gy/h}$ pour les plantes terrestres;
- un débit de dose de 40 $\mu\text{Gy/h}$ pour les invertébrés, les mammifères et les oiseaux.

Ces valeurs sont recommandées par le NCRP (1991), l'IAEA (1992), UNSCEAR (1996), l'US DOE (Domotor et collab., 2003) ainsi que l'*England and Wales Environment Agency* (Copplestone et collab., 2001). Elles sont également utilisées au cas par cas par la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) au Canada. Elles sont basées sur des études spécifiques à chacun des niveaux trophiques et tiennent compte de l'ensemble de la littérature disponible. Par ailleurs, l'analyse des données utilisées pour déterminer ces valeurs de référence a mis en évidence qu'elles correspondent à « un faible niveau de réponses écologiquement significatives, c'est-à-dire un faible changement structurel ou fonctionnel pouvant excéder la variabilité naturelle mais ne mettant pas en cause la pérennité des récepteurs », ce qui est recommandée par la PERE (1998) pour les contaminants non radiotoxiques, pour les usages commerciaux ou industriels, ainsi que le document intitulé « Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres » (CEAEQ, 2012).

Mentionnons que, si la teneur de fond de la région où est située la zone à l'étude est supérieure à 40 $\mu\text{Gy/h}$ pour les sites ayant un usage commercial ou industriel, la valeur de référence pour les invertébrés, les oiseaux et les mammifères devra être revue, en concertation avec les professionnels du CEAEQ.

Pour les milieux sensibles, la valeur de référence recommandée correspond à une augmentation maximale de 10 $\mu\text{Gy/h}$ par rapport au bruit de fond. Elle correspond au débit de dose en deçà duquel 95% des espèces composant un écosystème n'est pas affectée. Cette valeur a été obtenue à l'aide d'une méthode d'extrapolation statistique basée sur la sensibilité des espèces (SSD) et dérivée par traitement mathématique à partir d'une base de données contenant plus de 26 000 données (FREDERICA; Garnier-Laplace et collab., 2006), processus objectif et transparent fondé sur l'approche adoptée pour les produits chimiques en Europe (Beresford et collab., 2007; Garnier-Laplace et collab., 2006).

3.4. Caractérisation du risque radiotoxique

La caractérisation du risque radiotoxique consiste à comparer les doses d'exposition individuelles estimées (DDE) pour chacun des récepteurs écologiques retenus aux valeurs de référence radiologiques (VR) retenues. La méthode utilisée est la méthode du ratio (RE) :

$$RE = DDE / VR$$

avec :

RE : quotient de risque estimé pour un organisme;

DDE : débit de dose estimé total;

VR : valeur de référence radiologique.

Lorsque ce ratio est inférieur à 1, l'étude conclut à l'absence de risque radiotoxique pour l'organisme. Pour caractériser le risque radiotoxique vis-à-vis de l'écosystème, c'est l'ensemble des quotients de risque estimé, c'est-à-dire pour tous les organismes représentatifs de l'écosystème, qui doivent être inférieurs à l'unité. Lorsque ce ratio est supérieur à 1, ceci indique un potentiel de risque découlant de l'exposition aux radionucléides. Dans ce dernier cas, des mesures de gestion doivent être mises en place pour limiter l'exposition des récepteurs écologiques aux radionucléides.

Mentionnons qu'il est recommandé d'interpréter les indices de risque supérieurs à l'unité en tenant compte des bruits de fond naturel ou ambiant du site à l'étude pour décider des actions à proposer.

3.5. Gestion du risque

La dernière étape consiste à mettre en perspective les résultats de la caractérisation du risque dans un contexte de gestion environnementale. Elle consiste à proposer, le cas échéant, des mesures de mitigation afin de rendre les risques liés au projet acceptables. Des mesures de surveillance complémentaires des radionucléides préoccupants peuvent également être demandées afin d'optimiser le programme de surveillance préalablement proposé.

Les résultats de la caractérisation du risque permettent d'orienter la recherche d'informations complémentaires, par exemple des données spécifiques aux sites, pour le ou les radionucléides et la ou les voies d'exposition qui contribuent le plus au quotient de risque estimé.

4. CONCLUSION

La méthode d'évaluation du risque radiotoxique proposée peut être appliquée à un certain nombre de situations pour lesquelles une évaluation du risque écotoxicologique est menée, c'est-à-dire pour toute installation ou pratique conduisant à une augmentation significative du niveau d'exposition des récepteurs écologiques aux radionucléides par rapport au niveau de fond. Il s'agit, par exemple, de l'exploitation d'une centrale nucléaire dans des conditions normales, des sites de stockage de déchets radioactifs, des sites miniers reliés à l'exploitation de minerais uranifères ou de terres rares, des situations post-accidentelles telles que Tchernobyl, etc., de manière autant rétrospective que prospective.

La démarche proposée est basée sur des modèles conceptuels simples en ce qui concerne les transports/transferts des substances radioactives et le calcul dosimétrique à la faune et la flore qui en découle. Par conséquent, la méthode d'évaluation du risque radiotoxique proposée est un premier élément de réponse quant aux risques potentiellement associés à la présence de radionucléides dans un environnement donné. Cette évaluation du risque radiotoxique peut être complétée, si cela est pertinent, par des mesures plus précises de la biodisponibilité des radionucléides dans les écosystèmes concernés, ce qui permettrait de raffiner les conclusions obtenues.

5. RÉFÉRENCES

AMIRO, B.D. 1997. « Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts », *J. Environ. Radioact.*, 35: 37-51.

ATSDR. 2011. *Toxicological Profile for Uranium*. Washington: US Public Health Services, 452 p.

AVILA, R., N.A. BERESFORD, A. AGÜERO, R. BROED, J. BROWN, M. IOSPIE, B. ROBLES et A. SUAÑEZ. 2004. « Study of the uncertainty in estimation of the exposure of non-human biota to ionizing radiation », *J Radiol Prot*, 24: A105-A122.

BEAUGELIN-SEILLER, K., J. GARNIER-LAPLACE, R. GILBIN et C. ADAM. 2009. « A unified Ecological Risk Assessment on freshwaters for chemical and radiological ecotoxicity : The uranium case », *Radioprotection*, 44(5): 913-918.

BEAUGELIN-SEILLER, K., et J., GARNIER-LAPLACE. 2007. « Évaluation comparée du risque chimique et du risque radiologique pour l'environnement », *Radioprotection*, 42 : 535-550.

BEAUGELIN-SEILLER, K., F. JASSERAND, J. GARNIER-LAPLACE et J. C. GARIEL. 2006. « Modelling radiological dose in non human species: principles, computerization and application », *Health Physics*, 90(5): 485-493.

BERESFORD, N.A., C.L. BARNETT, K. BEAUGELIN-SEILLER, J.E. BROWN, J.-J. CHENG, D. COPPLESTONE, S. GASCHAK, J.L. HINGSTON, J. HORYNA, A. HOSSEINI, B.J. HOWARD, S. KAMBOJ, A. KRYSHEV, T. NEDVECKAITE, G. OLYSLAEGERS, T. SAZYKINA, J.T. SMITH, D. TELLERIA, J. VIVES I BATLLE, T.L. YANKOVICH, R. HELING, M.D. WOOD et C. YU. 2009. « Findings and recommendations from an international comparison of models and approaches for the estimation of radiological exposure to non-human biota », *Radioprotection*, 44(5): 565-570.

BERESFORD, N.A., C.L. BARNETT, B.J. HOWARD, W.A. SCOTT, J.E. BROWN et D. COPPLESTONE. 2008a. « Derivation of transfer parameters for use within the ERICA Tool and the default concentration ratios for terrestrial biota », *Journal of Environmental Radioactivity*, 99: 1393-1407.

BERESFORD, N.A., C.L. BARNETT, J.E. BROWN, J.J. CHENG, D. COPPLESTONE, V. FILISTOVIC, A. HOSSEINI, B.J. HOWARD, S.R. JONES, S. KAMBOJ, A. KRYSHEV, T. NEDVECKAITE, G. OLYSLAEGERS, R. SAXEN, T. SAZYKINA, J. VIVES I BATLLE, S. VIVES-LYNCH, T. YANKOVICH et C. YU. 2008b. « Inter-comparison of models to estimate radionuclide activity concentrations in non-human biota », *Radiation and Environmental Biophysics*, 47(4): 491-514.

BERESFORD, N.A., M. BALONOV, K. BEAUGELIN-SEILLER, J. BROWN, D. COPPLESTONE, J.L. HINGSTON, J. HORYNA, A. HOSSEINI, B.J. HOWARD, S. KAMBOJ, T. NEDVECKAITE, G. OLYSLAEGERS, T. SAZYKINA, J. VIVES I BATLLE, T.L. YANKOVICH et C. YU, C. 2008c. « An international comparison of models and approaches for the estimation of the radiological exposure of non-human biota », *Applied Radiation and Isotopes*, 66(11): 1745-1749.

BERESFORD, N., J. BROWN, D. COPPLESTONE, J. GARNIER-LAPLACE, B. HOWARD, C.M. LARSSON, D. OUGHTON, G. PRÖHL et I. ZINGER. 2007. *D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation*. ERICA EC Project Contract FI6R-CT-2004-508847.

BIRD, G., P. THOMPSON, C. MACDONALD et S. SHEPPARD. 2002. « Assessment of the impact of radionuclide releases from Canadian nuclear facilities on non-human biota », dans *SPEIR 3. AIEA*, Darwin, Australia, p. 241-247.

BROWN, J.E., B. ALFONSO, R. AVILA, N.A. BERESFORD, D. COPPLESTONE, G. PROHL et A. ULANOVSKY. 2008. « The ERICA Tool », *Journal of Environmental Radioactivity*, 99: 1371-1383.

BUSBY, C.C., et E. SCHNUG. 2007. « Advanced Biochemical and Biophysical Aspects of Uranium Contamination », dans L.J. DE KOK et E. SCHNUG, *Loads and fate of Fertiliser Derived Uranium*, ed., Backhuys Publishers, Leiden.

CALMON, P., Y. THIRY, G. ZIBOLD, A. RANTAVAARA et S. FESENKO. 2009. « Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review », *Biological Sciences, Microbiology Papers, Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 100, Issue 9, p. 757-766.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 1998. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Gouvernement du Québec, 139 p.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ), 2012, *Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 28 p.

CHOPPIN, G., J. LILJENZIN et J. RYDBERG. 2001. *Radiochemistry and nuclear chemistry*. Third edition. Butterworth Heinemann.

COPPLESTONE, D., P. ANDERSSON, N.A. BERESFORD, J. BROWN, S. DYSVIK, J. GARNIER-LAPLACE, J. HINGSTON, B.J. HOWARD, D. OUGHTON et P. WHITEHOUSE. 2009. « Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): Review of current regulatory approaches to both chemicals and radioactive substances », *Radioprotection*, 44(5): 881-886.

COPPLESTONE, D., M.D. WOOD, S. BIELBY, S.R., JONES, J. VIVES I BATLLE et N.A. BERESFORD, 2003. *Habitat regulations for stage 3 assessments: Radioactive substances authorisations*. R&D Technical Report P3-101/SP1a. Environment Agency, Bristol. <http://www.ceh.ac.uk/protect/pages/documents/Habitatsregulationsforstage3assessment.pdf>.

COPPLESTONE, D., S. BIELBY, S.R. JONES, D. PATTON, P. DANIEL et I. GIZE. 2001. *Impact Assessment of Ionising Radiation on Wildlife*. UK Environment Agency, Bristol. Report nr R&D Publication 128.

DOMOTOR, S. L., A. WALLO III, H.T. PETERSON JR. et K.A. HIGLEY. 2003. *The U.S. Department of Energy's Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota*, IAEA, 2003, Proceedings of the Third International Symposium on the Protection of the Environment from Ionising Radiation (SPEIR 3), 22-26 July 2002, Darwin, Australia.

EA (ENVIRONMENT AGENCY), 2002. *Assessment of radioactive discharge screening levels for biota protected under the habitats regulations*. Report n°NCAS/TR/2001/019. Environment Agency, Bristol.

EUROPEAN COMMISSION (EC). 2003. *Technical Guidance Document on Risk Assessment, Part II*. 328 p. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

ENVIRONNEMENT CANADA ET SANTÉ CANADA. 2003. *Canadian Environmental Protection Act 1999. Priority Substances List Assessment Report Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities (Impact on Non-Human Biota)*. Final Report.

ERICA. 2006. « Derivation of predicted no effect dose rate values for ecosystems (and their sub-organisational levels) exposed to radioactive substances. Deliverable D5 », dans J. Garnier-Laplace et R. Gilbin (ed.), *European Commission, 6th Framework Contract n° FI6R-CT-2003-508847*.

FASSET. 2003. « Radiation effects on plants and animals. Deliverable 4 », dans D. Woodhead et I. Zinger (ed.), *FASSET Project Contract FIGE-CT-2000-00102*.

GARNIER-LAPLACE J., D. COPPLESTONE, R. GILBIN, F. ALONZO, P. CIFFROY, M. GILEK, A. AGUERO, M. BJORK, D. OUGHTHON, A. JAWORSKA, C.M. LARSSON et J. HINGSTON. 2008. « Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA integrated approach », *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(9): 1474-1483.

GARNIER-LAPLACE, J., C. DELLA-VEDOVA, R. GILBIN, D. COPPLESTONE et P. CIFFROY. 2006. « First Derivation of Predicted-No-Effect Values for Freshwater and Terrestrial Ecosystems Exposed to Radioactive Substances », *Environ. Sci. Techn.*, 40: 6498-6505.

HIGLEY, K.A., S.L. DOMOTOR et E.J. ANTONIO. 2003. « A kinetic-allometric approach to predicting tissue radionuclide concentrations for biota », *J. Environ. Radioactiv.*, 66 : 61-74.

HOWARD, B.J., N.A. BERESFORD, D. COPPLESTONE, D. TELLERIA, G. PROEHL, S. FESENKO, R. JEFFREE, T. YANKOVICH, J. BROWN, K. HIGLEY, M. JOHANSEN, H. MULYE, H. VANDENHOVE, S. GASHCHAK, M.D. WOOD, H. TAKATA, P. ANDERSSON, P. DALE, J. RYAN, A. BOLLHÖFER, C. DOERING, C.L. BARNETT et C. WELLS. 2013. « The IAEA Handbook on Radionuclide Transfer to Wildlife », *Journal of Environmental Radioactivity*, 121: 55-74.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). 2010. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. IAEA-TRS-472. IAEA, Vienna.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 2009a. *Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments*. IAEA-TECDOC-1616. IAEA, Vienna.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 2009b. *EMRAS II*. <http://www-ns.iaea.org/projects/emras/emras2/workinggroups/working-group-five.asp> (consulté en octobre 2012).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 1992. *Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards*. IAEA-TECDOC-332. IAEA, Vienna, Austria, 74 p.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. 1976. *Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems*. IAEA Technical Report Series n°172 (Vienna: IAEA), p. 57-88.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP). 2008. « The concept and use for reference animals and plants for the purposes of environmental protection », dans J. Valentin (ed.), *ICRP Publication*, 108. Ann ICRP, 38(4-6): 76.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. 2007. « Recommendations of the International Commission on Radiological Protection », *ICRP Publication*, 103 Annals of the ICRP, 37(2-3). Pergamon Press, Oxford.

INSTITUT DE RADIOPROTECTION ET DE SÉCURITÉ NUCLÉAIRE (IRSN). 2006. *Radioprotection de l'environnement / Synthèse et perspectives*. Édition du 1^{er} juillet 2006, ISR IRSN-2005/56-FR, coll. « Doctrine et synthèse », IRSN, Clamart (France).

KOCHER, D.C. 1981. *Radioactive decay data tables: A handbook of decay data for application to radiation dosimetry and radiological assessment*. DOE/TIC-11026. U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.

LOURENÇO, J., R. PEREIRA, F. GONCALVES et S. MENDO. (2013). « Metal bioaccumulation, genotoxicity and gene expression in the European wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) inhabiting an abandoned uranium mining area », *Science of the Total Environment*, 443: 673-680.

MACDONALD, C.R. 1996. *Ingestion rates and radionuclide transfert in birds and mammals on the Canadian Shield*. Pinawa, Manitoba, Atomic Energy of Canada Limited.

MARTIN, J.E. 2011. *Physics for radiation protection – A handbook*, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Second edition, 822 p.

MATHEWS T., K. BEAUGELIN-SEILLER, J., GARNIER-LAPLACE, R., GILBIN, C. ADAM et C. DELLA-VEDOVA. 2009. « A Probabilistic Assessment of the Chemical and Radiological Risks of Chronic Exposure to Uranium in Freshwater Ecosystems », *Environ Sci Technol.*, 43: 6684-6690.

MERRIT, R. W., et K.W. CUMMINS. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3rd ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa.

NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION (NCRP). 1991. *Effects of Ionising Radiation on Aquatic Organisms: Recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements*. Bethesda, MD, USA. NCRP rep. 109, Report n°109, 1-115 p.

NEA. 2002. *Radiological protection of environment, The path toward a new policy*, NEA Forum, Taormina, Italy, Workshop proceedings, 248 p.

PENNAK, R. W. 1978. *Freshwater Invertebrates of the United States*. 2nd ed., Wiley, New York.

PERSAUD, D., R. JAAGUMAGI et A. HAYTON. 1992. *Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario*. Prepared for the Ontario Ministry of the Environment.

Suter, G.W. II. 1993. *Ecological Risk Assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, 538 p.

THIEBAULT, C., M. CARRIERE, S. MILGRAM, A. SIMON, L. AVOSCAN et B. GOUGET (2007). « Uranium induces apoptosis and is genotoxic to normal rat kidney (NRK-52[E]) proximal cells », *Toxicological Sciences*, 98(2): 479-487.

THOMPSON, P. A., J. A., KURIAS et S. S. MIHOK. 2005. « Derivation and Use of Sediment Quality Guidelines for Ecological Risk Assessment of Metals and Radionuclides Released to the Environment from Uranium Mining and Milling Activities in Canada », *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 110, n°1-3, p. 71-85.

ULANOVSKY, A., G. PRÖHL et J.M. GOMEZ-ROS. 2008. « Methods for calculating dose conversion coefficients », *Journal of Environmental Radioactivity*, 99: 1440-1448.

UNSCEAR. 1996. *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. A/AC.82/R.549. Report to the general assembly with scientific annex. United Nations, Vienna, 86 p.

US DOE. 2004. *RESRAD-Biota: A Tool for Implementing a Graded Approach to Biota Dose Evaluation*. User's Guide, Version 1. United States Department of Energy Standard. DOE/EH-0676. ISCORS Technical Report 2004-02.

US DOE, 2002. *A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota*. Technical Standard DOE-STD-1153-2002. U.S. Department of Energy, Washington, DC, USA.

VIVES I BATLLE, J., K. BEAUGELIN-SEILLER, N.A. BERESFORD, D. COPPLESTONE, J. HORYNA, A. HOSSEIN, M. JOHANSEN, S. KAMBOJ, D.K. KEUM, N. KUROSAWA, L. NEWSOME, G. OLYSLAEGERS, H. VANDENHOVE, S. RYUFUKU, S. VIVES LYNCH, M.D. WOOD et C. YU. 2011. « The estimation of absorbed dose rates for non-human biota: an extended inter-comparison », *Radiat. Environ. Biophys.*, 50: 231-251.

VIVES I BATLLE, J., M. BALONOV, K. BEAUGELIN-SEILLER, N.A. BERESFORD, J. BROWN, J.-J. CHENG, D. COPPLESTONE, M. DOI, V. FILISTOVIC, V. GOLIKOV, J. HORYNA, A. HOSSEINI, B.J. HOWARD, S.R. JONES, S. KAMBOJ, A. KRYSHEV, T. NEDVECKAITE, G. OLYSLAEGERS, G. PRÖHL, T. SAZYKINA, A. ULANOVSKY, S. VIVES LYNCH, T. YANKOVICH et C. YU. 2007. « Inter-comparison of Unweighted Absorbed Dose Rates for Non-human Biota », *Radiat. Environ. Biophys.*, 46: 349-373.

YANKOVICH, T., N.A. BERESFORD, S. FESENKO, J. FESENKO, M. PHANEUF, E. DAGHER, I. OUTOLA, P. ANDERSSON, K. THIESSEN, J. RYAN, M.D. WOOD, A. BOLLHÖFER, C.L. BARNETT et D. COPPLESTONE. À paraître. « Establishing a database of radionuclide transfer parameters for freshwater wildlife », *Journal of Environmental Radioactivity*.

ANNEXE 1

CARACTÉRISTIQUES DES PRINCIPAUX RADIONUCLÉIDES (TIRÉ DE IRSN, 2006)

Tableau A - Caractéristiques des principaux radionucléides (Tiré de IRSN, 2006)

Principaux radionucléides (période physique $T_{1/2}$)	Type de rayonnement	Sources
^3H (12 ans)	β^-	Cosmique, fission, activation
^{14}C (5600 ans)	β^-	Cosmique, activation
^{40}K ($1,3 \times 10^9$ ans)	β^- , γ	Primordial
^{36}Cl ($3,01 \times 10^5$ ans)	ϵ , e^-	Activation neutronique
^{63}Ni (96 ans)	β^-	Activation neutronique
^{59}Ni ($7,5 \times 10^4$)		
^{89}Sr (50,5 jours)	β^- , γ	Fission
^{90}Sr (28,5 ans)		
^{94}Nb ($2,03 \times 10^4$)	β^- , γ , e^-	Fission
^{99}Tc ($2,13 \times 10^5$ ans)	β^- , γ , e^-	Fission
^{106}Ru (368 jours)	β^- , γ , e^-	Fission
^{129}I ($1,57 \times 10^7$ ans)	β^-	Fission
^{131}I (8,04 jours)		
^{134}Cs (2,06 ans)	β^- , γ , e^-	Fission
^{137}Cs (30 ans)		
^{135}Cs ($2,0 \times 10^5$ ans)		
^{210}Po (138 jours)	β^- , γ	Décroissance chaînes ^{238}U
^{210}Pb (22 ans)	β^- , γ	Décroissance chaînes ^{238}U
^{226}Ra (1600 ans)	α , γ	Décroissance chaînes ^{238}U

Principaux radionucléides (période physique $T_{1/2}$)	Type de rayonnement	Sources
^{227}Th (18,7 jours) ^{228}Th (1,9 ans) ^{230}Th ($7,7 \times 10^4$ ans) ^{231}Th (25,5 heures) ^{232}Th ($1,4 \times 10^{10}$ ans) ^{234}Th (24,1 jours)	α, γ, e^- α, γ α, γ, e^- β^-, γ, e^- α, γ β^-, γ, e^-	Naturelle, décroissance des chaînes U et Th
^{234}U ($2,45 \times 10^5$ ans) ^{235}U ($7,04 \times 10^8$ ans) ^{238}U ($4,47 \times 10^9$ ans)	α, γ	Naturelle
^{238}Pu (88 ans) ^{239}Pu ($2,4 \times 10^5$ ans) ^{240}Pu ($6,5 \times 10^3$ ans) ^{241}Pu (14,4 ans)	β^-, γ	Activation/capture neutronique
^{241}Am (432 ans)	α, γ	Activation/capture neutronique par décroissance du ^{241}Pu
^{237}Np ($2,1 \times 10^6$ ans)	α, γ, e^-	Activation/capture neutronique
^{242}Cm (163 jours)	α, γ	Activation/capture neutronique

ANNEXE 2

DEMI-VIE (T1/2) ET ACTIVITÉ SPÉCIFIQUE (SPA) DES RADIONUCLÉIDES

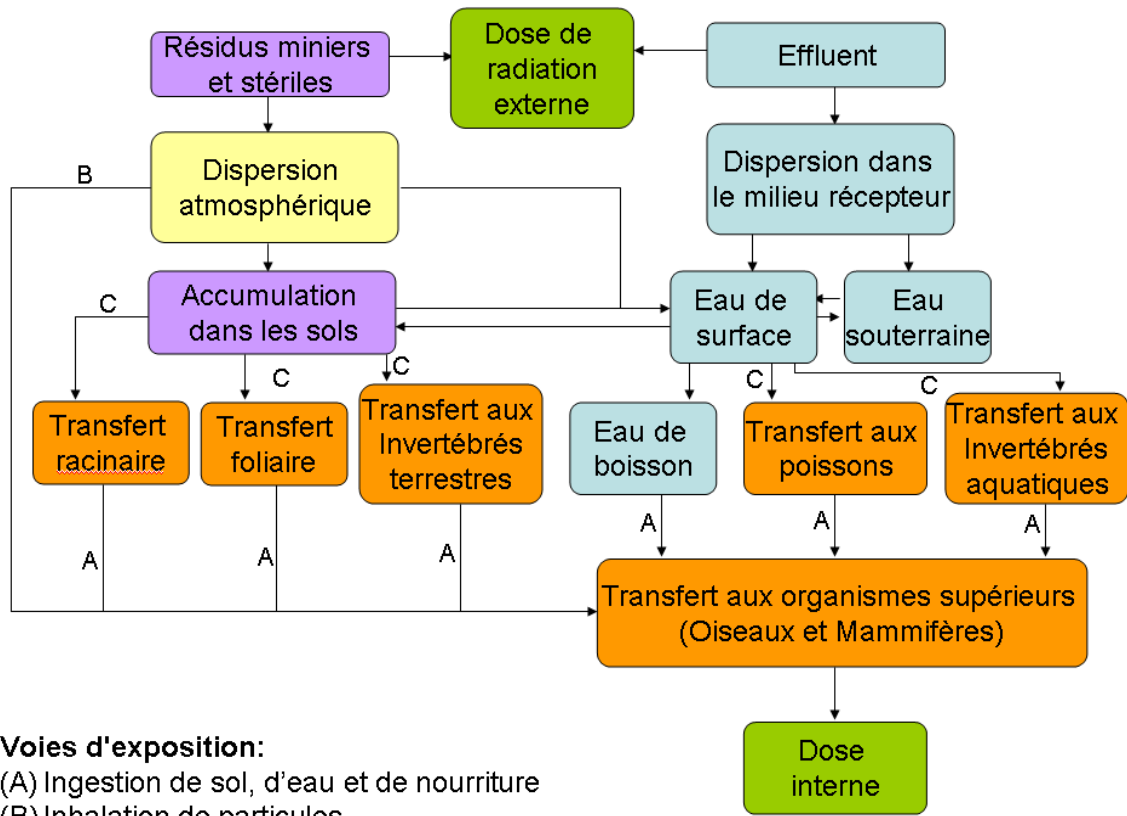
Tableau B – Demi-vie (T_{1/2}) et activité spécifique (SpA) des radionucléides

Radionucléide	T_{1/2}	SpA (Bq/g)	Radionucléide	T_{1/2}	SpA (Bq/g)
Hydrogène-3	12,3 ans	3,57E+14	Ruthenium-106	373,59 j	1,22E+14
Carbone-14	5730 ans	1,65E+11	Cadmium-109	462,0 j	9,58E+13
Azote-16	7,13 s	3,66E+21	Iode-123	13,27 h	7,10E+16
Sodium-22	2,6088 ans	2,31E+14	Iode-125	59,402 j	6,51E+14
Sodium-24	14,959 h	3,23E+17	Iode-131	8,0207 j	4,59E+15
Phosphore-32	14,26 j	1,06E+16	Barium-133	10,52 ans	9,69E+12
Soufre-35	87,51 j	1,58E+15	Cesium-134	2,0648 ans	4,77E+13
Chlore-36	3,01 x 10 ⁵ ans	1,22E+09	Cesium-137	30,07 ans	3,22E+12
Potassium-40	1,3 x 10 ⁹	2,54E+05	Barium-140	12,752 j	2,71E+15
Argon-41	109,43 m	1,55E+18	Lanthane-140	40,22 h	2,06E+16
Calcium-45	162,61 j	6,62E+14	Cerium-141	32,5 j	1,05E+15
Chrome-51	27,704 j	3,42E+15	Cerium-144	284,9 j	1,18E+14
Manganèse-54	312,12 j	2,87E+14	Praseodymium-144	17,28 m	2,80E+18
Fer-55	2,73 ans	8,84E+13	Promethium-147	2,6234 ans	3,43E+13
Manganèse-56	2,5785 h	8,03E+17	Europium-152	13,542 ans	6,44E+12
Cobalt-57	271,79 j	3,12E+14	Tantale-182	114,43 j	2,32E+14
Fer-59	44,503 j	1,84E+15	Iridium-192	73,831 j	3,41E+14
Nickel-59	7,6 x 10 ⁴ ans	2,96E+09	Or-198	2,69517 j	9,07E+15
Cobalt-60	5,2714 ans	4,18E+13	Mercure-203	46,612 j	5,11E+14
Nickel-63	100,1 ans	2,10E+12	Thallium-204	3,78 ans	1,72E+13
Cuivre-64	12,7 h	1,43E+17	Thallium-208	3,053 m	1,10E+19
Zinc-65	244,26 j	3,05E+14	Polonium-210	138,4 j	1,66E+14
Gallium-72	14,1 h	1,14E+17	Polonium-214	164 µs	1,16E+25
Arsenic-76	1,0778 j	5,92E+16	Radium-226	1600 ans	3,66E+10

Radionucléide	T_{1/2}	SpA (Bq/g)	Radionucléide	T_{1/2}	SpA (Bq/g)
Brome-82	35,3 h	4,08E+05	Thorium-232	1,41 x 10 ¹⁰ ans	4,07E+03
Rubidium-86	18,631 j	3,02E+15	Uranium-233	1,592 x 10 ⁵ ans	3,57E+08
Strontium-89	50,53 j	1,08E+15	Uranium-235	7,0 x 10 ⁸ ans	7,99E+04
Stontium-90	28,74 ans	5,11E+12	Uranium-238	4,468 x 10 ⁹ ans	1,24E+04
Yttrium-90	64,1 h	1,99E+16	Plutonium-239	24,110 ans	2,30E+09
Molybdène-99	65,94 h	1,75E+16	Plutonium-241	14,35 ans	3,81E+12
Tchnetium-99	2,13 x 10 ⁵ ans	6,28E+08	Americium-241	432,2 ans	1,27E+11

ANNEXE 3

DEVENIR DES RADIONUCLÉIDES DANS L'ENVIRONNEMENT



Voies d'exposition:

- (A) Ingestion de sol, d'eau et de nourriture
- (B) Inhalation de particules
- (C) Voie directe

Figure A – Exemple de devenir des radionucléides dans l'environnement, applicable à l'exploitation minière.

ANNEXE 4

PRINCIPAUX MODÈLES DISPONIBLES

PRINCIPAUX MODÈLES DISPONIBLES

RESRAD-BIOTA

Le code RESRAD-BIOTA a été conçu pour fournir un outil pour la mise en œuvre d'une approche graduée pour l'évaluation des risques radiologiques sur la faune et la flore (US DOE, 2002). Le modèle considère l'écosystème autant terrestre qu'aquatique. Dans ce dernier cas, il combine les expositions aux sédiments et à l'eau contaminée, qui sont estimés individuellement pour les organismes cibles en contact avec chacun de ces médias. Quatre organismes de référence sont pris en compte : les plantes terrestres, les animaux terrestres, les animaux aquatiques et les animaux semi-aquatiques. Les indices de risques peuvent donc être estimés en supposant les voies d'exposition suivantes :

- Pour les organismes aquatiques : exposition externe aux sédiments, exposition interne et externe par l'eau;
- Pour les animaux terrestres : exposition interne et externe au sol et à l'eau;
- Pour les animaux semi-aquatiques : exposition interne et externe aux sédiments et à l'eau;
- Pour les plantes terrestres : exposition interne et externe au sol, exposition externe à l'eau.

RESRAD-BIOTA utilise une approche cinétique allométrique (Higley et collab., 2003) pour estimer le transfert des radionucléides aux animaux. Les coefficients internes et externes de conversion de dose ont été obtenus à l'aide d'un code de transport Monte-Carlo (Beresford et collab., 2008b, 2008c). Ils ont été estimés en supposant : 1) des géométries infiniment petites et infiniment larges pour le calcul des doses internes et externes respectivement; 2) un contact constant de l'organisme (100 % du temps) dans le sol ou à l'interface eau-sédiment; et 3) des paramètres généralement conservateurs pour estimer l'activité de chacun des récepteurs.

RESRAD-BIOTA peut être obtenu gratuitement sur le site Web de RESRAD (<http://www.evs.anl.gov/resrad>) ou sur celui de l'US Department of Energy Biota Dose Assessment Committee (<http://homer.ornl.gov/nuclearsafety/nsea/oepa/bdac/resrad.html>).

ERICA

ERICA est un projet de la Commission européenne ayant pour objectif de fournir une approche intégrant les scientifiques, les gestionnaires et la population concernés par les effets environnementaux des rayonnements ionisants (Beresford et collab., 2007). La base de données regroupe 63 radionucléides, représentant 31 éléments.

Les facteurs de transfert du milieu contaminé vers les récepteurs écologiques cibles, terrestres et aquatiques, sont dérivés principalement de la littérature et sont estimés en considérant l'organisme dans son entier. Les Kd des sols et des sédiments sont également présentés. Au total, 38 récepteurs écologiques sont considérés, répartis à peu près également entre les écosystèmes terrestres, d'eau douce et d'eau marine.

Les CCD ont été obtenus à l'aide d'une méthode probabiliste, c'est-à-dire que les récepteurs cibles sont définis comme des volumes homogènes, à savoir ellipsoïdes ou cylindriques. Contrairement à l'approche RESRAD-BIOTA, l'exposition interne est prise en compte à partir des sédiments pour les écosystèmes aquatiques (en plus de l'exposition interne et externe à partir de l'exposition à l'eau). ERICA est également le seul modèle à prendre en considération dans les calculs de coefficients de conversion de dose des couches de tissus non actives, c'est-à-dire les couches superficielles de la peau, le plumage chez les oiseaux et la fourrure chez les mammifères, qui provoquent un effet de blindage pour l'organisme vivant (Beresford et collab., 2008a, 2008b, 2008c).

L'outil ERICA peut être téléchargé gratuitement sur le site Internet suivant : <http://www.project.facilia.se/erica/download.html>.

R&D128

R&D128 est un projet de l'England & Wales Environment Agency. Ce modèle utilise une approche similaire à celle d'ERICA, mais un ensemble plus limité d'organismes et de radionucléides est pris en considération (Coppstone et collab., 2001). Bien que cette feuille de calcul n'ait pas initialement été développée pour être appliquée lors d'évaluations du risque radiologique, elle est largement compatible avec les approches multi-niveaux des autres modèles présentés précédemment.

Les CCD sont estimés à l'aide d'une méthode analytique, c'est-à-dire en considérant les notions de déposition d'énergie dans un milieu de densité donné pour chaque radionucléide. Ces résultats sont ensuite intégrés numériquement en utilisant un modèle stochastique (Monte-Carlo) pour calculer la fraction absorbée.

La version la plus récente de R&D128 peut être obtenue dans la section « Publications » du site Web de l'Environment Agency (www.environment-agency.gov.uk). Les feuilles de calculs peuvent pour leur part être téléchargées sur le site Internet suivant : <http://www.coger.org.uk/R&D128index.html>.

ANNEXE 5

COEFFICIENTS DE CONVERSION DE DOSE

COEFFICIENTS DE CONVERSION DE DOSE

La détermination des coefficients de conversion de dose (CCD) repose en premier lieu sur la notion d'organismes de référence, c'est-à-dire les espèces modèles représentatives de l'ensemble de l'écosystème cible, dans sa structure et son fonctionnement. Deux hypothèses principales sont retenues dans cette approche :

- l'organisme est représenté par un volume homogène en composition et en densité (figure A);
- le radionucléide est distribué uniformément dans tout le volume de la source, qu'elle soit externe ou interne.



Figure B – Représentation schématique du volume des organismes de référence exposés au rayonnement (tirée du site Internet de l'IRSN, www.Irsn.fr)

Devant la diversité des formes de vie présentes dans les écosystèmes, il n'est pas envisageable de considérer chacune individuellement. Fixer la géométrie, les habitats et le mode de vie de ces espèces permet donc le calcul physique des coefficients de conversion de dose associés à chaque combinaison (radionucléide, organisme, voie d'exposition). Différentes méthodes sont applicables, de l'application de formules analytiques, qui reposent sur des équations formalisées, à la mise en œuvre de méthodes probabilistes, qui font appel au calcul numérique.

Les descendants radioactifs des radionucléides peuvent être ou non pris en compte dans le calcul du coefficient de dose selon des critères qui diffèrent selon les auteurs. Par exemple, les coefficients de conversion de dose externe associés à chaque descendant d'une famille radioactive peuvent être sommés proportionnellement aux rapports d'embranchement de la filiation pour donner un coefficient de conversion de dose unique pour les éléments considérés à l'équilibre dans la famille (Amiro, 1997). D'autres critères de choix peuvent être retenus pour le calcul du coefficient de conversion de dose, par exemple la prise en compte des descendants dont la période est suffisamment courte pour qu'ils soient considérés en équilibre avec leur père (US DOE, 2002).

MÉTHODE ANALYTIQUE DE DÉTERMINATION DES CCD

Cette méthode repose sur l'utilisation des tables de Kocher (1981) qui fournissent pour chaque radionucléide la valeur des énergies totales des photons et des électrons émis par décroissance, en MeV par désintégration. Cette valeur est convertie en Gy/unité de temps par Bq/unité de masse ou unité de volume pour obtenir le coefficient de conversion de dose. Cette méthode est employée par l'England & Wales Environment Agency dans son

modèle R&D128 (Coppelstone et collab., 2001, 2003), ainsi que par RESRAD-Biota (US DOE, 2004).

Pour l'exposition externe, la dose délivrée par les émetteurs alpha n'est pas prise en considération. Les organismes sont considérés comme très petits, par conséquent il n'y a pas d'absorption des particules lorsqu'elles traversent un organisme et le débit de dose dans l'organisme est le même que dans le milieu.

Pour l'exposition interne, les récepteurs écologiques sont présumés être de très grande taille et toute l'énergie émise par les radionucléides est uniformément répartie dans l'organisme et s'y dépose uniformément.

MÉTHODE PROBABILISTE DE DÉTERMINATION DES CCD

Cette méthode repose sur l'utilisation et l'exploitation de calculs de type Monte-Carlo. Cette approche a été utilisée lors du projet FASSET pour les organismes de référence associés aux écosystèmes terrestres et les coefficients de conversion de dose pour l'irradiation externe (FASSET, 2003). Elle a par la suite été reprise par l'outil ERICA.

Les organismes sont décrits comme des volumes (ellipsoïdes et cylindres) homogènes, dont certains peuvent être enveloppés par une couche protectrice contre les rayonnements ionisants, constituée par leur plumage ou leur fourrure par exemple (figure B). Les sources possibles de rayonnement considérées sont l'air, le sol ou l'eau.

Précisons que, pour l'exposition externe, les coefficients de conversion de dose sont calculés pour les rayonnements γ et β , l'exposition aux rayonnements α étant jugée négligeable. Les calculs de base sont réalisés en considérant un ensemble de sources planes situées à différentes profondeurs de sols, puis en interpolant entre ces résultats pour obtenir les coefficients correspondant à des sources volumiques. Pour le milieu aquatique, les valeurs sont obtenues par modélisation, en tenant compte, indépendamment, des photons et des électrons émis.

L'exposition interne est estimée à partir de la fraction absorbée, qui varie selon le type d'énergie émise par chaque radionucléide ingéré, la taille de l'organisme exposé, ainsi que son mode d'alimentation. Autant dans le milieu terrestre que dans le milieu aquatique, il est considéré que la fraction absorbée est distribuée de façon homogène dans l'organisme (Ulanovsky et collab., 2008).

CCD DISPONIBLES DANS LA LITTÉRATURE

Dans la littérature, les coefficients de conversion de dose sont présentés sous forme de tables croisant radionucléides, milieux d'exposition (air, eau, sol, sédiments) et récepteurs écologiques considérés, pour l'exposition interne et pour l'exposition externe.

Étant donnée la diversité de modèles existants, le Groupe de travail sur le biote (Biota Working Group, BWG; <http://www-ns.iaea.org/projects/emras/emras-biota-wg.htm>) a été créé en 2004 par l'Agence internationale de l'énergie atomique lors du programme EMRAS (Environmental Modelling for Radiation Safety – Modélisation

environnementale pour la sûreté radiologique), afin de valider et de comparer les approches et les modèles utilisés mondialement (IAEA, 2009b). L'objectif principal du groupe était d'améliorer les connaissances des membres en matière de protection de l'environnement par la comparaison et la validation des modèles utilisés ou créés pour l'évaluation des risques environnementaux et pouvant être employés dans divers contextes réglementaires, tels que les demandes d'autorisation ou de suivi des rejets autorisés de radionucléides dans l'environnement (Beresford et collab., 2009; Vives I Batlle et collab., 2007, 2011).

Au total, 15 approches et modèles ont été comparés par le BWG. Les modèles retenus incluaient ceux qui étaient disponibles à tout utilisateur intéressé (RESRAD-BIOTA, ERICA, R&D128 de l'England and Wales Environment Agency), ainsi que des modèles internes utilisés ou conçus par des participants du groupe de travail.

L'étude a démontré que, malgré le large éventail d'hypothèses définies dans chacun des modèles pour obtenir les coefficients de conversion de dose, toutes les approches analysées sont raisonnablement comparables (Beresford et collab., 2008a, 2008b, 2008c). L'estimation des débits de dose interne est généralement similaire pour les approches, avec des coefficients de variation inférieurs à 25 %. La variation est plus importante pour l'estimation des débits de dose externe, avec une variation pouvant aller jusqu'à 120 %, plus particulièrement pour les émetteurs alpha et bêta (par ex. : tritium, plutonium et certains radionucléides naturels). Toutefois, il est scientifiquement admis que l'exposition externe des récepteurs écologiques par ces types d'émetteurs est de faible importance radiologique en raison de la faible gamme d'émetteurs alpha et bêta en question (Beresford et collab., 2009).

ANNEXE 6

VALEURS DE RÉFÉRENCE RADIOLOGIQUE

VALEURS DE RÉFÉRENCE RADIOLOGIQUE

Initialement, la valeur de référence radiologique établie pour l'être humain, soit 1 mSv/an, était appliquée implicitement à la faune et à la flore. Il était sous-entendu qu'en protégeant l'espèce la plus radiosensible (l'homme), les autres espèces étaient également protégées. Différentes approches ont par la suite été proposées pour dériver des valeurs de référence spécifiques pour l'exposition d'espèces fauniques ou floristiques aux radionucléides. L'établissement de ces valeurs est basé sur :

- le jugement d'expert;
- la comparaison des débits de dose aux teneurs de fond naturel (Coppystone et collab., 2009);
- l'utilisation des méthodes convenues pour les produits chimiques.

Pour la protection du milieu terrestre, Environnement Canada recommande un débit de dose de 110 $\mu\text{Gy/h}$ pour les petits mammifères et les plantes terrestres (Bird et collab., 2002, Environnement Canada et Santé Canada, 2003). Cette valeur correspond au débit de dose minimal avec effet observé (LOEDR- Lowest observed effect Dose rate) sur la reproduction des petits mammifères.

La CIPR (2007) a dérivé des valeurs à partir des études portant sur les effets des rayonnements ionisants sur la mortalité, la morbidité, la reproduction (fertilité et fécondité) ainsi que sur les dommages causés à l'ADN (aberrations chromosomiques et mutations). Ces valeurs varient entre 4 et 4000 $\mu\text{Gy/h}$, selon l'animal ou le végétal de référence considéré. La CIPR spécifie que ces valeurs sont fondées sur « l'opinion éclairée d'un expert et non sur un plan statistique dérivé ou un contrôle rigoureux et défendable de l'analyse de toutes les données disponibles ». Selon la CIPR, ces valeurs devraient servir de base à partir de laquelle les organismes nationaux pourraient établir des valeurs de référence plus appliquées.

ERICA retient comme valeur de référence une incrémentation de 10 $\mu\text{Gy/h}$ par rapport au bruit de fond naturel ou ambiant du site à l'étude pour les organismes terrestres et aquatiques. Cette valeur, obtenue à l'aide d'une méthode d'extrapolation statistique basée sur la radiosensibilité des espèces (SSD), a été dérivée par traitement mathématique à partir de la base de données FREDERICA. Plus de 26 000 données provenant de plus d'un millier de références bibliographiques ont été analysées (Garnier-Laplace et collab., 2006). Celles-ci ont été organisées en pseudo-groupes taxonomiques (amphibiens, reptiles, invertébrés aquatiques, plantes aquatiques, bactéries, oiseaux, crustacés, poissons, champignons, insectes, mammifères, mousses/lichens, plantes terrestres et zooplancton), eux-mêmes affectés à un type d'écosystème donné (écosystèmes aquatique d'eau douce, d'eau salée et d'eau saumâtre/écosystème terrestre en milieu agricole, en milieu forestier et en prairie semi-naturelle). Les distributions statistiques ont toutes été établies à partir de résultats d'exposition externe chronique à des émetteurs gamma. L'information contenue dans la base de données FREDERICA a été extraite et réorganisée de façon cohérente pour pouvoir appliquer un modèle de régression et estimer les valeurs d'écotoxicité correspondant au débit de dose induisant 10 % d'effets

en cas d'exposition chronique (EDR_{10}), pour chaque étude considérée. Ces résultats ont ensuite été utilisés pour tracer la distribution de sensibilité des espèces (SSD) et estimer le débit de dose en deçà duquel 95 % des espèces d'un écosystème donné (HDR_5) sont considérées comme protégées. Afin d'intégrer l'incertitude sur le HDR_5 estimé à partir de données d'exposition gamma externe, mais pouvant être appliqué à une situation d'exposition quelconque (irradiation interne et externe par rayonnements α , β et γ), un facteur de sécurité de 5 a été appliqué. Ce facteur permet de rendre compte, notamment, de la différence d'efficacité biologique des rayonnements selon leur nature (ERICA, 2006). Cette correction est cohérente avec ce qui est préconisé dans le domaine chimique (EC, 2003).

Selon les travaux de NCRP (1991), de l'IAEA (1992), d'UNSCEAR (1996), de l'US DOE (Domotor et collab., 2003) ainsi que de l'*England and Wales Environment Agency* (Coppstone et collab., 2001), un débit de dose de 400 $\mu\text{Gy/h}$ protégerait les organismes aquatiques et les plantes, et un débit de dose de 40 $\mu\text{Gy/h}$ protégerait la faune terrestre des risques associés à une exposition prolongée aux radionucléides. Ces débits de dose représentent le niveau sans effet indésirable (NOAEL) dans les populations naturelles, en utilisant, notamment, la reproduction comme critère d'effet préoccupant. Toutes ces organisations ont utilisées les mêmes études pour définir ces valeurs de référence :

- le débit de dose pour les plantes a été estimé à partir des espèces végétales les plus radiosensibles, c'est-à-dire les arbres. À titre d'exemple, un débit de dose de 3 mGy/h sur une période de 3 à 4 ans a significativement réduit la croissance des aiguilles de pins. La croissance du tronc de pins matures est également réduite à un débit de dose variant entre 0,4 et 2 mGy/h sur une période de 9 ans. A un débit de dose de 4 mGy/h , les arbres étaient plus sensibles aux infestations de pucerons. Compte tenu des effets observés chez les plantes les plus sensibles à une exposition chronique de 1 à 3 mGy/h et des changements spécifiques à un débit de dose de 0,4 à 2 mGy/h , un débit de dose de référence de 400 $\mu\text{Gy/h}$ (0,4 mGy/h) a été retenu. Sous cette valeur, les rayonnements devraient n'avoir que des effets légers sur les plantes sensibles et seraient peu susceptibles de produire des effets délétères significatifs sur l'ensemble des espèces végétales retrouvées en milieu naturel.
- pour la faune terrestre, le débit de dose retenu représente 10 % de celui engendrant la mortalité. Les données indiquent également que la capacité de reproduction est plus sensible aux effets de l'exposition aux rayonnements que la mortalité. Ainsi, un débit de dose de 420 $\mu\text{Gy/h}$ pendant toute la gestation a réduit le nombre de cellules germinales dans les gonades en développement d'un certain nombre d'espèces de mammifères. Ce même débit de dose a engendré une diminution du poids du cerveau chez les nouveau-nés, bien que l'importance de ce déficit était inconnu en termes fonctionnels ou comportementaux. La stérilité pourrait apparaître chez certaines souris exposées dès la conception, et ce, jusqu'à 25 semaines, à un débit de dose de 800 $\mu\text{Gy/h}$. Un débit de dose de 180 $\mu\text{Gy/h}$ a provoqué, en quelques mois, la déplétion des cellules progressives et la stérilité chez le beagle, mais un débit de dose de 36 $\mu\text{Gy/h}$ sur toute sa durée de sa vie n'a

engendré aucune réponse. Le débit de dose le plus faible à laquelle des dommages ont été observés était de 10 $\mu\text{Gy/h}$ de tritium incorporé dans embryons de souris femelles. Bien qu'une perte d'ovocytes puisse se produire à cette dose, la fécondité d'une population devrait être affectée dans une moindre mesure à cause de la production excessive d'ovocytes. Ainsi, un débit de dose inférieur à 40 $\mu\text{Gy/h}$ ne serait pas susceptible d'engendrer un impact sur la capacité de reproduction de l'ensemble d'une population de mammifères pour les individus les plus exposés.

Les valeurs de référence établies par les organisations citées ci-dessus sont présentées dans le tableau C.

Tableau C – Revue des valeurs de référence pour les radionucléides, pour les organismes terrestres, en uGy/h.

	NCRP (1991)	IAEA (1992)	UNSCEAR (1996)	EC (2003)	ERICA (2006)	ICRP (2007)	US DOE	England and Wales Environment Agency
Plantes	400 ^a	400 ^a	400 ^a	110 ^b	10 ^c		400 ^a	400 ^a
<i>Pin</i>						4-40 ^d		
<i>Herbacées</i>						40-400 ^d		
Animaux	40 ^a	40 ^a	400 (mortalité) ^a 40 (reproduction) ^a		10 ^c		40 ^a	40 ^a
Invertébrés				220 ^b				
<i>Abeilles</i>						400-4000 ^d		
<i>Vers de terre</i>						400-4000 ^d		
Oiseaux								
<i>Canard</i>						4-40 ^d		
Mammifères				110 ^b				
<i>Chevreuil</i>						4-40 ^d		
<i>Rat</i>						4-40 ^d		

a. NOAEL

b. LOAEL

c. Extrapolation statistique basée sur la sensibilité des espèces – HDR₅

d. Jugement d'expert

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec :

Téléphone : 418-643-1301

Télécopieur : 418-528-1091

Courriel : ceaeq@mddelcc.gouv.qc.ca

Internet : www.ceaeq.gouv.qc.ca

**Centre d'expertise
en analyse
environnementale**

Québec 