

PROCÉDURE D'ÉVALUATION DU RISQUE RADIOTOXIQUE



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
Steeve Roberge, M. Sc., chimiste¹
Isabelle Guay, M. Sc., coordonnatrice du Service des avis et des expertises²

Mise en page

Vicky Gagnon, adjointe administrative¹
Sophie Vaillancourt, 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 Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

Références bibliographique :

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2014, *Procédure d'évaluation préliminaire du risque radiotoxique*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 27 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, 2014
ISBN : 978-2-550-69462-5 (PDF)
© Gouvernement du Québec, 2014

TABLE DES MATIÈRES

1. RADIOTOXICITÉ ET ÉVALUATION DU RISQUE.....	1
1.1 QU'EST-CE QUE LA RADIOACTIVITÉ ?.....	1
1.2 ORIGINE DES RADIOÉLÉMENTS PRÉSENTS DANS L'ENVIRONNEMENT.....	2
1.3 DEVENIR DES RADIOÉLÉMENTS DANS L'ENVIRONNEMENT.....	4
2. PORTÉE DU DOCUMENT	8
3. ÉVALUATION PRÉLIMINAIRE DU RISQUE RADIOTOXIQUE.....	9
3.1 DÉFINITION DU MODÈLE CONCEPTUEL	10
3.1.1 Sélection des radioéléments potentiellement préoccupants.....	11
3.1.2 Concentrations représentatives	11
3.1.3 Identification des récepteurs écologiques.....	12
3.1.4 Identification des voies d'exposition.....	13
3.2 ESTIMATION DE L'EXPOSITION DES RÉCEPTEURS ÉCOLOGIQUES.....	13
3.2.1 Détermination du débit de dose total.....	14
3.2.2 Facteurs de transfert $FT_{(rn, organisme)}$	16
3.2.3 Coefficients de conversion de dose.....	17
3.3 VALEURS DE RÉFÉRENCE RADIOLOGIQUE.....	19
3.4 CARACTÉRISATION DU RISQUE RADIOTOXIQUE	20
3.5 GESTION DU RISQUE.....	20
4. CONCLUSION	21
5. RÉFÉRENCES.....	22

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.....	3
Figure 3 – Étapes de l'évaluation préliminaire du risque radiotoxique.	10

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 – Valeurs de référence radiologique pour les organismes benthiques en eaux douces.....	20
--	----

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 – Caractéristiques des principaux radioéléments (tiré de IRSN, 2006)
Annexe 2 – Demi-vie (T1/2) et activité spécifique (SpA) des radioéléments
Annexe 3 – Devenir des radioéléments dans l'environnement
Annexe 4 – Principaux modèles disponibles
Annexe 5 – Coefficients de conversion de dose (CCD)
Annexe 6 – Valeur 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
EPRR	:	Évaluation préliminaire du risque radiotoxique
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	:	International Commission on Radiological Protection
IRSN	:	Institut de recherche en 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	:	Radioélément
SSCL	:	Species Screening Level Concentrations
SSD	:	Statistique basée sur la sensibilité des espèces
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 radioélément. 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 deux types de rayonnements.
Facteur de bioconcentration	Ratio entre la concentration de radioéléments dans les organismes et leur concentration dans le milieu ambiant.
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 « radioéléments ».
Radioactivité	Processus par lequel certains radioéléments subissent une désintégration spontanée au cours de laquelle se dégage de l'énergie, aboutissant généralement à la formation de nouveaux radioéléments. Ce processus s'accompagne de l'émission d'un ou de plusieurs types de rayonnements, tels que les rayons alpha, bêta et gamma.
Rayonnement alpha	Noyaux d'hélium à haute énergie émis par certains radioéléments. Ce noyau est constitué de deux protons et de deux neutrons. Les rayons 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 de haute énergie émis par certains radioéléments. Ils peuvent parcourir jusqu'à 2 m dans l'air et peuvent être 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. La radioactivité bêta-plus est beaucoup plus rare dans la nature.
Rayonnement gamma	Photons naturellement 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. L'énergie des rayons gamma est de l'ordre de la centaine de milliers ou du million d'électronvolts. 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 naturels 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 équivalente, une dose efficace ou un débit de dose radioactive (Sv/s, Sv/h ou Sv/an), c'est-à-dire pour évaluer quantitativement l'effet biologique d'une exposition à des rayonnements ionisants. Il a la même définition physique que le gray, soit un joule par kilogramme. Cependant, l'effet particulier de cette énergie est traduit par deux coefficients, l'un rendant compte de l'efficacité biologique des rayonnements, et l'autre de l'effet biologique de l'atteinte d'un organe donné. Le sievert a remplacé une ancienne unité, le rem (1 Sv = 100 rem).

1. RADIOTOXICITÉ ET ÉVALUATION DU RISQUE

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, caractérisé par une masse atomique plus faible. Le noyau atomique qui émet ces rayonnements est appelé radioélément. Le processus par lequel le noyau d'un radioélément 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 sont divisés en cinq classes : les rayonnements alpha, bêta, gamma, neutroniques et les rayons X (Choppin et collab., 2001; Martin, 2011).

Les rayonnements, ou particules alpha (α), sont des noyaux d'hélium à haute énergie émis par certains radioéléments. Ils se composent de deux protons et de deux neutrons. Cette particularité leur confère une charge positive. Du fait de leur taille et de leur charge, leur capacité de pénétration des tissus vivants est faible. Ces rayonnements sont arrêtés par une feuille de papier (figure 1). Ils sont considérés comme nocifs si les radioéléments sont ingérés et 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 rayonnements bêta (β) sont constitués d'électrons de grande énergie, 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 rayonnements sont toutefois moins nocifs 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 rayonnements gamma (γ) sont constitués de photons naturellement 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. L'énergie des rayonnements gamma est de l'ordre de la centaine de milliers ou du million d'électronvolts. Ce sont des rayonnements électromagnétiques, sans charge électrique. Puisqu'ils n'ont ni masse ni charge, ces rayonnements peuvent pénétrer en profondeur dans les tissus vivants. Ils peuvent être absorbés 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, libère des rayonnements gamma.

Le rayonnement neutronique se produit lorsque des neutrons sont éjectés du noyau d'un radioélément par la fission et la fusion d'atomes lourds, phénomène qui se produit en particulier dans les réacteurs nucléaires pour la production d'énergie. 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 encore plus pénétrant que les rayonnements 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 rayonnements gamma et sont essentiellement produits par des moyens artificiels plutôt que par désintégration naturelle des radioéléments. Ils ont la capacité de pénétrer les parties molles 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). Cependant, ils provoquent au sein de la matière des ionisations et des excitations. 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 sont potentiellement nuisibles, voire mortels, pour les organismes vivants.

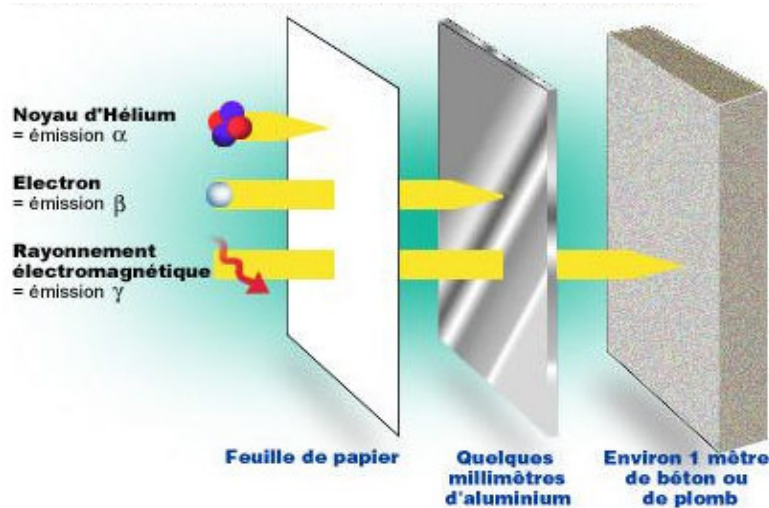


Figure 1 – Pouvoir de pénétration des différents types de rayons ionisants (tiré du site Internet de l'IRSN, www.Irsn.fr)

1.2. Origine des radioéléments 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 radioéléments naturels constituent l'essentiel de la radioactivité naturelle de l'environnement. Il s'agit soit de radioéléments 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 radioéléments créés en permanence dans la haute atmosphère sous l'effet du rayonnement cosmique, qualifiés de radioéléments cosmogéniques (par

exemple, tritium, carbone-14, krypton-85, béryllium-7 et sodium-22). Si la plupart de ces radioéléments se désintègrent directement en éléments stables non radioactifs, de nombreux radioéléments 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 radioéléments différents. La figure 2 présente l'exemple de l'uranium-238.

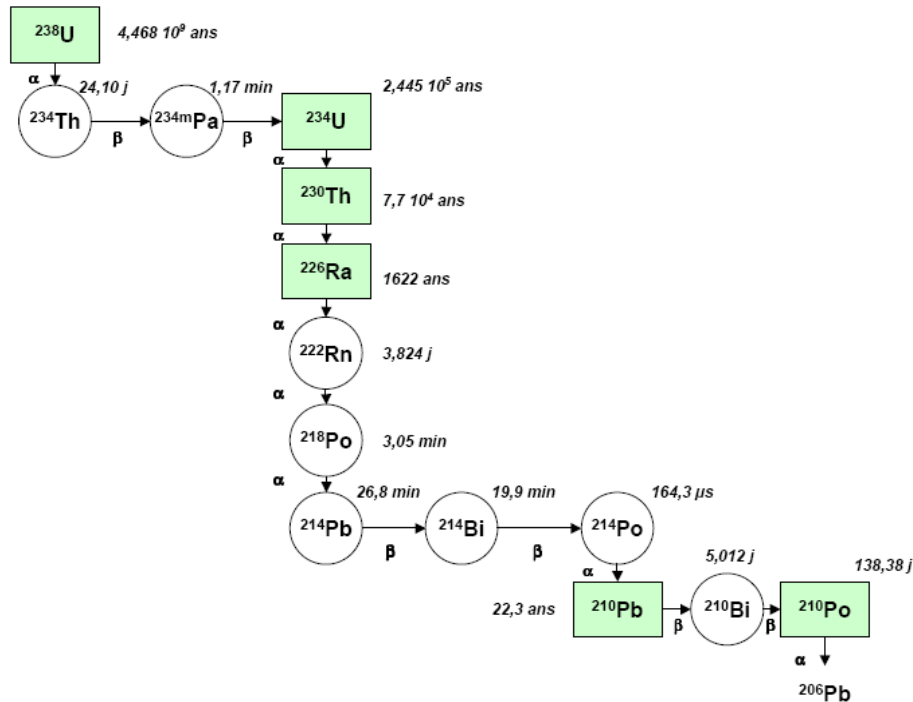


Figure 2 – Chaîne de désintégration de l'uranium-238, présentant le type de rayonnement (α , β) et la demi-vie de chaque produit de désintégration

Les procédés de production de certaines activités industrielles, non liées à la production d'énergie par les centrales 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 radioéléments, 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, d'épuration, de transformation et d'utilisation des sous-produits. Elle peut être accentuée 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 les radioéléments provenant de leur chaîne de désintégration respective sont les principaux radioéléments rejetés par l'extraction et le traitement de minerais d'uranium (Environnement Canada et Santé Canada, 2003).

Quelques radioéléments sont également générés artificiellement. C'est le cas du tritium, du carbone-14, du strontium-90, du césium-137, de l'iode-131, des radioéléments du plutonium (plutonium-238, plutonium-239 et plutonium-240) ainsi que de l'américium-241. Ces radioéléments ont trois origines principales :

- les rejets réglementés des installations nucléaires et ceux qui sont liés aux activités de médecine nucléaire;
- les retombées des 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 retombées de graves accidents nucléaires (par exemple, Tchernobyl survenu le 26 avril 1986, Fukushima survenu le 11 mars 2011).

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

1.3. Devenir des radioéléments dans l'environnement

Les rejets de radioéléments 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 de particules contenant une certaine quantité de radioéléments 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 radioéléments est plus importante à proximité du point de rejet et au cœur du panache. Certains radioéléments, tel le radon, se dispersent rapidement et atteignent des teneurs de fond à une courte distance de la source (à peine quelques kilomètres), alors que d'autres, comme le césium-137, peuvent parcourir des

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.

dizaines, voire des centaines de kilomètres avant de se déposer. Le devenir des radioéléments dépend de leurs caractéristiques physiques et chimiques et du type de retombées, humides ou sèches, de la taille et de la forme des particules ainsi que des caractéristiques du milieu où les particules contaminées se sont déposées.

Dans les sols, les radioéléments migrent généralement 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 radioéléments pénètrent dans le sol (NEA, 2002).

En milieu aquatique, les particules contaminées peuvent migrer en fonction des conditions hydrodynamiques ou se déposer sur les sédiments. Les radioéléments peuvent par la suite être absorbés et accumulés par la faune et la flore aquatiques ou s'accumuler dans les sédiments. Le devenir des radioéléments à partir de l'air et de l'eau est schématisé à l'annexe 3.

La radiotoxicité, ou toxicité radiologique, résulte de l'exposition aux rayonnements ionisants émis par les radioéléments. Cette exposition se fait par contact direct, inhalation ou ingestion ainsi que par irradiation (externe et interne). L'exposition aux rayonnements ionisants dépend donc des voies d'exposition des récepteurs écologiques. On distingue :

- L'exposition externe qui a lieu lorsqu'un organisme se trouve exposé à des sources de rayonnements qui lui sont extérieures, telles que des substances radioactives sous forme de nuage ou de dépôt sur le sol, 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 qui a lieu lorsque des radioéléments se retrouvent à l'intérieur de l'organisme, que ce soit par inhalation ou par ingestion directe ou indirecte, et se distribuent à l'intérieur de celui-ci. Ce type d'exposition ne cesse que lorsque les radioéléments 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 reproduire. 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, le comportement, etc.

Les rayonnements émis par les radioéléments, 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 (ex. : 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 se fixe aux groupements phosphates de l'ADN sous la forme d'ion uranyle, avec une haute affinité (Busby et Schnug, 2007). Si ces 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 (à l'exception des grands mammifères, des 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 concentration en radioéléments 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 entre le radioélément et la ou les cibles biologiques;
- effets sur le métabolisme énergétique ou hormonal pouvant avoir des répercussions sur la croissance, la fécondité 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 radioélément 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 radioéléments 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 radioéléments qui possède une plus grande toxicité chimique par rapport à sa toxicité radiologique.

2. PORTÉE DU DOCUMENT

L'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) décrite dans la Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique (PERE; CEAEQ, 1998) est applicable aux radioéléments. Cependant, il existe quelques différences conceptuelles notables entre les radioéléments 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 radioéléments 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);
- deux voies d'exposition, irradiations externe et interne, doivent être considérées.

Ce document constitue un complément à la PERE. Il synthétise l'ensemble des éléments devant être pris en considération pour réaliser une évaluation préliminaire du risque radiotoxique (EPRR) associée à la présence ou au rejet de radioéléments dans l'environnement, dans le contexte d'une ERE préliminaire telle qu'elle est définie dans la PERE, au chapitre 5 (CEAEQ, 1998).

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.

3. ÉVALUATION PRÉLIMINAIRE DU RISQUE RADIOTOXIQUE

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

L'évaluation préliminaire du risque radiotoxique consiste à utiliser la méthode du quotient pour estimer le risque lié à un radioélément. Ainsi, le risque estimé pour le récepteur écologique est obtenu en comparant la valeur de l'exposition estimée à la valeur de référence à laquelle sont associées des intensités d'effets prédéterminées sur des organismes cibles et jugées acceptables.

La démarche utilisée pour l'évaluation préliminaire 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;
- la caractérisation du risque.

Des définitions précises de ces étapes sont disponibles dans la PERE (CEAEQ, 1998).

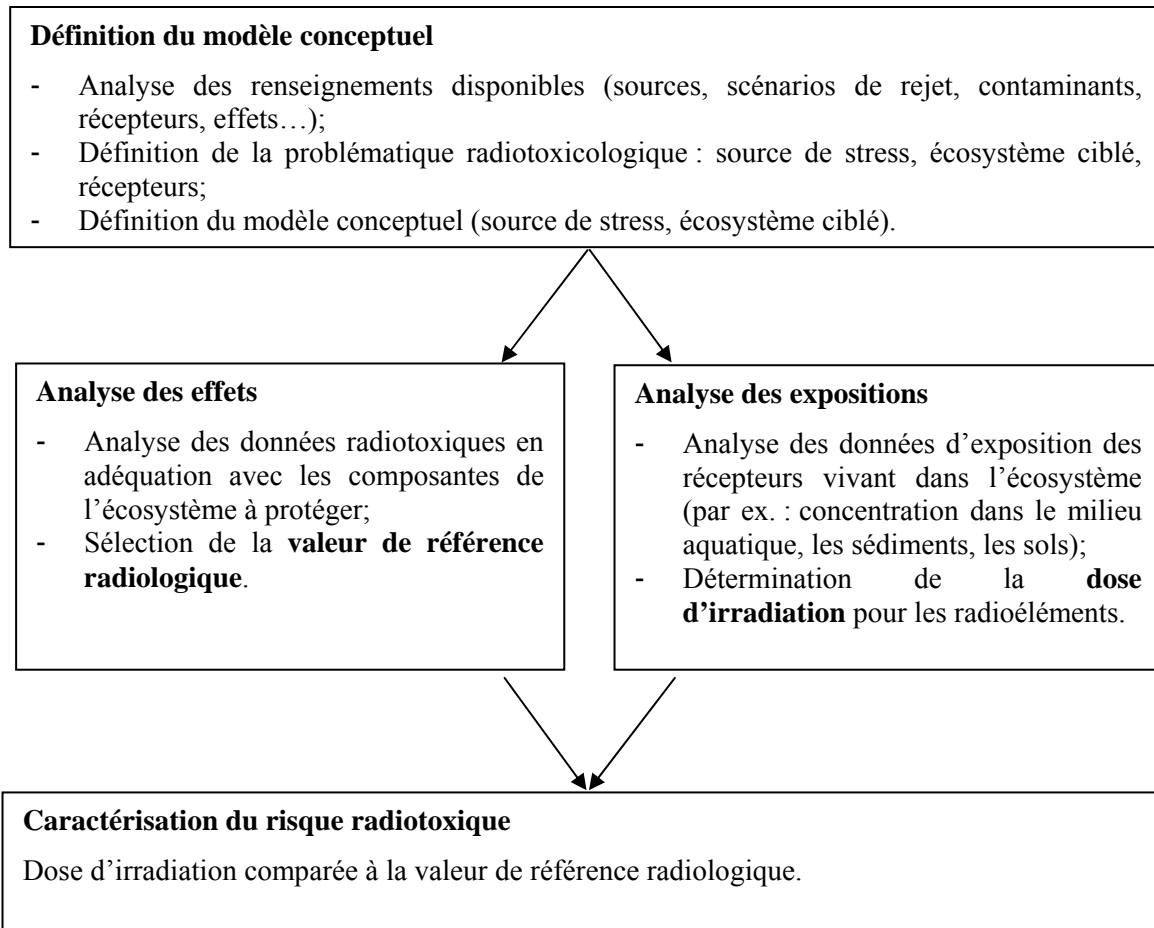


Figure 3 – Étapes de l'évaluation préliminaire du risque radiotoxique

3.1 Définition du modèle conceptuel

Sur la base des informations propres au site à l'étude, un modèle conceptuel est élaboré afin de décrire le cheminement des radioéléments 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 des radioéléments 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 radioéléments potentiellement préoccupants, les voies de transport ou de transformation des radioéléments.

3.1.1 Sélection des radioéléments potentiellement préoccupants

Tous les radioéléments 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 radioéléments, les concentrations mesurées dans des zones non influencées peuvent être utilisées. 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 peuvent être utilisées.

Un deuxième critère de sélection des radioéléments potentiellement préoccupants, basé sur le jugement d'experts, est ensuite utilisé. Ainsi, les radioéléments 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 un mois.

Par ailleurs, la désintégration radioactive des radioéléments conduit 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 tenir compte de l'énergie émise par chaque radioélément et ses produits de filiation (Mathews et collab., 2009). Ainsi, lorsqu'un radioélément est retenu, tous les isotopes de cet élément sont considérés si leur demi-vie dans l'environnement est significative, c'est-à-dire si elle est supérieure à un mois. Il en est de même pour les radioéléments provenant de la chaîne de désintégration.

À titre d'exemple, dans le cas de projet d'exploration de l'uranium, les radioéléments de la famille radioactive de l'uranium-238 ayant une demi-vie d'une durée significative (uranium-238, uranium-234, radium-226, thorium-230, plomb-210 et polonium-210) devront être considérés d'emblée comme des radioéléments potentiellement préoccupants, puisqu'il s'agit d'une préoccupation environnementale à long terme.

3.1.2 Concentrations représentatives

La détermination des concentrations en radioéléments 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 transfert.

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 chacun des médias environnementaux (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.

Autant en cas de caractérisations qu'en cas de modélisation, la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne doit être utilisée comme concentration représentative. Cependant, si le nombre de données disponibles ne permet pas d'obtenir une distribution, il convient alors d'utiliser la valeur maximale des concentrations mesurées.

3.1.3 Identification des récepteurs écologiques

L'étape suivante de l'évaluation préliminaire 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 radioéléments du site. En effet, rappelons qu'une fois dans l'air, les radioéléments 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 radioéléments peuvent par la suite être absorbés par les récepteurs écologiques. Le responsable de la réalisation de l'évaluation du risque radiotoxique devra définir les limites spatiales de l'évaluation préliminaire du risque radiotoxique et justifier ses choix. Dans le cas des projets miniers, une étendue de 1 km de rayon doit 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).

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). Par conséquent, 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.

3.1.4 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 radioéléments 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 radioéléments auxquels les récepteurs écologiques sont exposés par différentes voies d'exposition (irradiation interne : inhalation, ingestion, contact ; irradiation externe) et scénarios prédéfinis dans le modèle conceptuel. La concentration du radioélément, la durée et la fréquence de contact sont des paramètres à considérer pour évaluer le niveau d'exposition des récepteurs écologiques aux radioéléments. 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 radioéléments 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, employée pour caractériser l'exposition aiguë, est rapportée à la durée d'exposition en situation chronique. Elle devient un débit de dose, exprimé en Gy par unité de temps;
- 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 radioélément 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 (eau, sédiments, sols) et sur ses interactions avec l'environnement en relation avec l'exposition radiologique interne et externe. Des doses d'exposition sont calculées pour chaque radioélément 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 radioéléments 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 de la dose totale d'exposition des récepteurs écologiques. En effet, parce que les radioéléments 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 radioéléments considérés (Copplestone et collab., 2009; Mathews et collab., 2009).

3.2.1 Détermination du débit de dose total

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.

Les équations à privilégier pour déterminer les débits de dose sont adaptées de celles qui ont été développées par Beaugelin-Seiller et ses collaborateurs (2009, 2007, 2006), utilisées par l'Institut de recherche en sûreté nucléaire français (IRSN) et intégrées dans l'outil ERICA. Cette section présente les égalités mathématiques qui sont utilisées par l'outil ERICA pour déterminer le débit de dose total. Ainsi, sous l'hypothèse de l'additivité entre voies d'exposition et radioéléments, la détermination du débit de dose d'exposition (DDE) se fait de la façon suivante :

$$DDE(rn, organisme) = DDE_{ext}(rn, organismes) \pm DDE_{int}(rn, organismes) \quad (\text{éq. 1})$$

où :

$DDE_{ext}(rn, organisme)$: débit de dose dans l'environnement par exposition externe de l'organisme au radioélément rn ($\mu\text{Gy/h}$);

$DDE_{int}(rn, organisme)$: débit de dose dans l'environnement par exposition interne de l'organisme au radioélément rn ($\mu\text{Gy/h}$).

Le débit de dose dans l'environnement par **exposition externe** du récepteur écologique au radioélément rn est calculé selon l'égalité suivante :

$$DDE_{ext}(rn, organisme) = CCD_{ext}(rn, organisme) \times C(rn, milieu) \quad (\text{éq. 2})$$

où :

$CCD_{ext}(rn, organisme)$: coefficient de conversion de dose en exposition externe de l'organisme pour le radioélément rn :

$C(rn, milieu)$: concentration du radioélément rn dans le milieu d'exposition (pour le sol et les sédiments = Bq/kg; pour les eaux = Bq/l).

Le débit de dose dans l'environnement par **exposition interne** du récepteur écologique au radioélément rn est estimé en suivant ces égalités :

$$DDE_{int}(rn, organisme) = DDE_{int.i} \pm DDE_{int.e} \pm DDE_{int.s} \pm DDE_{int.a} \quad (\text{éq. 3})$$

avec

$$DDE_{int.i} = FT_{air(rn, organisme)} \times CCD_{int(rn, organisme)} \times C_{(rn, milieu)} \quad (\text{éq. 4})$$

$$DDE_{int.e} = FT_{eau(rn, organisme)} \times CCD_{int(rn, organisme)} \times C_{(rn, milieu)} \quad (\text{éq. 5})$$

$$DDE_{int.s} = FT_{s(rn, organisme)} \times CCD_{int(rn, organisme)} \times C_{(rn, milieu)} \quad (\text{éq. 6})$$

$$DDE_{int.a} = \left(DDE_{plantes} \times Tinga_{plantes} \right) \pm \left(DDE_{invertébrés} \times Tinga_{inv} \right) + \left(DDE_{petitsmammifères} \times Tinga_{petitsmammifères} \right) \quad (\text{éq. 7})$$

où :

$DDE_{int.i}$: débit de dose estimé provenant de radioéléments inhalés (air) ($\mu\text{Gy/h}$);

$DDE_{int.e}$: débit de dose estimé provenant de l'ingestion de radioéléments présents dans l'eau ($\mu\text{Gy/h}$);

$DDE_{int.s}$: débit de dose estimé provenant de l'ingestion de radioéléments présents dans le sol ou les sédiments ($\mu\text{Gy/h}$);

$DDE_{int.a}$: débit de dose estimé provenant de radioéléments ingérés par la nourriture ($\mu\text{Gy/h}$);

$CCD_{int(rn, organisme)}$: coefficient de conversion de dose en exposition interne de l'organisme pour le radioélément 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 du radioélément rn vers l'organisme à partir du milieu. Ce facteur lie directement la concentration d'un radioélément 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 milligrammes par kilogramme (mg/kg) pour le milieu terrestre;
- $Tinga$: taux d'ingestion d'aliments sur une base de poids sec (kg/(kg*j)).

Finalement, le **débit de dose total** est calculé selon l'égalité suivante :

$$DDE(rn, organisme) = [DDE_{ext}(rn, organismes) \pm DDE_{int}(rn, organismes)] \times FO \times FE$$

(éq. 8)

où :

- FE : facteur d'exposition. Ce facteur indique la fréquence d'exposition pour un récepteur donné en fonction du temps ou de l'espace (ex. : superficie contaminée/domaine vital);
- FO : facteur d'occupation du milieu. 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.

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 débits de dose par exposition interne, c'est-à-dire les teneurs accumulées en radioéléments 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 coefficients de transfert 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 données provenant d'ERICA.

Encadré 1 – Les facteurs de transfert $FT_{(rn, organisme)}$

Les sources internes d'exposition sont déterminées à l'aide de facteurs de transfert par ingestion et par inhalation (FT^i_j), pour les organismes terrestres et aquatiques. Ces facteurs de transfert sont utilisés en évaluation du risque radiotoxique pour estimer la concentration de radioéléments (rn) dans les tissus (j), découlant d'un taux spécifique de consommation. À l'état d'équilibre, la concentration de radioéléments dans les tissus d'un organisme est fonction de sa consommation et de son élimination. Cette concentration interne est alors indépendante de la concentration dans l'alimentation, mais dépendante du taux métabolique de l'organisme et des propriétés biologiques du radioélément. Ainsi, les facteurs de transfert sont des valeurs empiriques décrivant la fraction de radioélément dans l'alimentation qui est déposée dans les tissus d'un organisme ou en conditions d'équilibre (Macdonald, 1996). Ils sont calculés de la façon suivante :

$$FT^i_j (j / kg) = \frac{\text{Concentration de radionucléide rn dans les tissus } j \text{ (Bq / kg)}}{\text{Quantité de radionucléide rn consommé (Bq / j)}}$$

Pour des raisons pratiques, ce facteur simplifie la réalité en agrégeant plusieurs paramètres environnementaux dont l'importance a été démontrée, parmi lesquels (Calmon et collab., 2009):

- le sol qui est séquestrateur par complexation dans le cas des argiles pures, ou bien, au contraire, qui laisse les radioéléments biodisponibles dans le cas d'un sol riche en substances humiques et acide ou carencé ou naturellement pauvre en certains minéraux;
- le type de plante; en effet, certaines plantes, telles que les fougères, absorbent naturellement de grandes quantités de métaux ou de radioéléments;
- la distribution des racines, car il faudrait idéalement tenir compte aussi de leur mycorhization et du volume de sol ou de bois mort en contact avec les champignons symbiotes;
- la nature et la distribution verticale des dépôts, également liées au temps écoulé depuis les retombées.

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 pour les projets FASSET (Framework for the Assessment of Environmental Impact), ERICA (Environmental risks from ionising radiation : assessment and management), ainsi que par l'International Commission on Radiological Protection (ICRP).

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

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 radioéléments de la ou des sources de rayonnements et permet ainsi d'évaluer la dose reçue par le récepteur écologique.

Les coefficients de conversion de dose sont propres à chaque radioélément 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 voie (interne et externe) et par milieu d'exposition (sol, air, eau, aliments).

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 kg/Bq ; pour les eaux = $\mu\text{Gy/h}$ par l/Bq .

Plus le coefficient de conversion de dose est élevé, plus la radiotoxicité d'un radioélément est importante. Soulignons que les coefficients de conversion de dose ne sont pas établis pour tous les récepteurs écologiques. Il existe toutefois un consensus pour établir des limites approximatives de doses pouvant protéger une grande variété d'espèces animales et végétales (IAEA, 1992; ICRP, 2008). De plus, il est possible d'appliquer un facteur de pondération en fonction de la nature des rayonnements lors du calcul de la dose ou du débit de dose totale.

En s'appuyant sur les informations recueillies dans la littérature et présentées à l'annexe 5, la présente méthode d'évaluation préliminaire 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);
- il considère un grand nombre d'organismes sensibles, c'est-à-dire susceptibles d'accumuler des concentrations relativement élevées de radioéléments.

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 radioéléments retenus, le choix des CCD devra être justifié.

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 limite acceptable pour les organismes vivants, c'est-à-dire une valeur de référence ou valeur seuil (IAEA, 1976; AIEA, 1992; NCRP, 1991; UNSCEAR, 1996).

Après l'analyse exhaustive des méthodes et des modèles répertoriés dans le domaine de la radiotoxicité (cf. annexe 6), la valeur de référence à privilégier lors d'une évaluation du risque radiotoxique est celle qui est intégrée dans l'outil ERICA. 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 (FREDERICA⁵; 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). La valeur obtenue assure une protection suffisante, en cas d'exposition chronique, de tous les récepteurs écologiques (Garnier-Laplace et collab., 2008). Elle est utilisée par la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) au Canada, par l'Institut de recherche en sûreté nucléaire en France, en plus d'être reconnue internationalement.

La valeur de référence à utiliser est une incrémentation de 10 µGy/h par rapport aux bruits de fond naturel ou ambiant du site à l'étude. Elle s'applique autant au milieu terrestre et au milieu aquatique d'eau douce qu'au milieu marin. Précisons qu'en l'absence de données pour la faune aviaire, il est recommandé d'appliquer la dose limite retenue pour les autres organismes terrestres.

Pour les organismes benthiques en eaux douces, la CCSN, tout comme PROTECT, un consortium regroupant cinq organisations spécialisées en radioprotection (Centre for Ecology & Hydrology [Royaume-Uni], Environment Agency [Angleterre et pays de Galles], IRSN [France], Norwegian Radiation Protection Authority [Norvège] et Swedish Radiation Safety Authority [Suède]), recommande l'utilisation des seuils établis par Thompson et ses collaborateurs (2005) (tableau 1). C'est l'utilisation de ces valeurs de référence qui est recommandée dans le présent document.

⁵ FREDERICA (fusion des bases de données FASSET et EPIC) rassemble les connaissances sur les effets des rayonnements ionisants sur les organismes non humains. Cette base de données contient 26 000 entrées ou couples de points (dose ou débit de dose, effet) accompagnés d'informations sur leurs conditions d'obtention (référence bibliographique, type d'exposition, type de rayonnement, émetteurs, acquisition en laboratoire ou *in situ*, espèce, durée d'exposition, dosimétrie, etc.). C'est un livrable du programme européen FASSET (FASSET, 2003), qui est régulièrement mis à jour. Il est disponible sur le site Web : frederica-online.org.

Tableau 1 – Valeurs de référence radiologique pour les organismes benthiques en eaux douces

	Bq/g (poids sec)
Ra-226	0,1 - 0,6
Pb-210	0,5 - 0,9
Po-210	0,6 - 0,8

3.4. Caractérisation du risque radiotoxique

Dans le cas des sols et des eaux, en cas d'une incrémentation de 10 µGy/h par rapport aux bruits de fond naturel ou ambiant du site à l'étude, un risque potentiel relié à l'exposition aux radioéléments est attendu. Dans le cas des sédiments, la caractérisation du risque consiste à comparer les doses d'exposition individuelles estimées pour chacun des récepteurs écologiques retenus aux valeurs de référence ou limites acceptables établies reconnues. La méthode utilisée est la méthode du ratio, qui consiste à confronter les résultats des phases d'analyse des effets et de l'exposition.

$$RE = \sum_{i,j=1}^n (DDE_{ij} / VR_{ij})$$

avec :

RE : risque estimé;

DDE_{ij} : débit de dose d'exposition pour le radioélément i et la voie d'exposition j;

VR_{ij} : valeur de référence radiologique pour le radioélément i et la voie d'exposition j.

Lorsque ce ratio est inférieur à 1, cela indique que l'exposition aux radioéléments ne pose vraisemblablement pas de risques importants. À l'inverse, lorsque ce ratio est supérieur à 1, cela indique un potentiel de risque découlant de l'exposition aux radioéléments.

Lorsqu'un risque potentiel est identifié, des mesures de gestion doivent être entreprises pour limiter l'exposition des récepteurs écologiques aux radioéléments.

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 surveillance complémentaires des radioéléments préoccupants afin d'optimiser le programme de surveillance préalablement proposé. Elle permet également d'orienter la recherche d'informations complémentaires (par exemple des données propres aux sites) pour le ou les radioéléments et la ou les voies d'exposition (indirectement, par l'entremise de l'organisme de référence à l'origine de la valeur de concentration limite) qui contribuent le plus à l'indice de risque total.

4. CONCLUSION

La méthode d'évaluation préliminaire 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 aux radioéléments 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 zones uranifères ou de terres rares, des situations post-accidentelles telles que Tchernobyl, etc., de manière autant rétrospective que prospective.

La démarche proposée est constituée de 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 préliminaire du risque radiotoxique proposée est un premier élément de réponse quant aux risques potentiellement associés à la présence de radioéléments dans un environnement donné. Cette évaluation préliminaire du risque radiotoxique peut être complétée par des mesures plus précises de la biodisponibilité des radioéléments 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.

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.

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 RADIOÉLÉMENTS
(TIRÉ DE IRSN, 2006)**

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

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

Radioélément	Principaux radioéléments (période physique $T_{1/2}$)	Type de rayonnement	Sources
Th (série des actinides)	^{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
U (série des actinides)	^{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
Pu (série des actinides)	^{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
Am (série des actinides)	^{241}Am (432 ans)	α, γ	Activation/capture neutronique par décroissance du ^{241}Pu
Np (série des actinides)	^{237}Np ($2,1 \times 10^6$ ans)	α, γ, e^-	Activation/capture neutronique
Cm (série des actinides)	^{242}Cm (163 jours)	α, γ	Activation/capture neutronique

ANNEXE 2

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

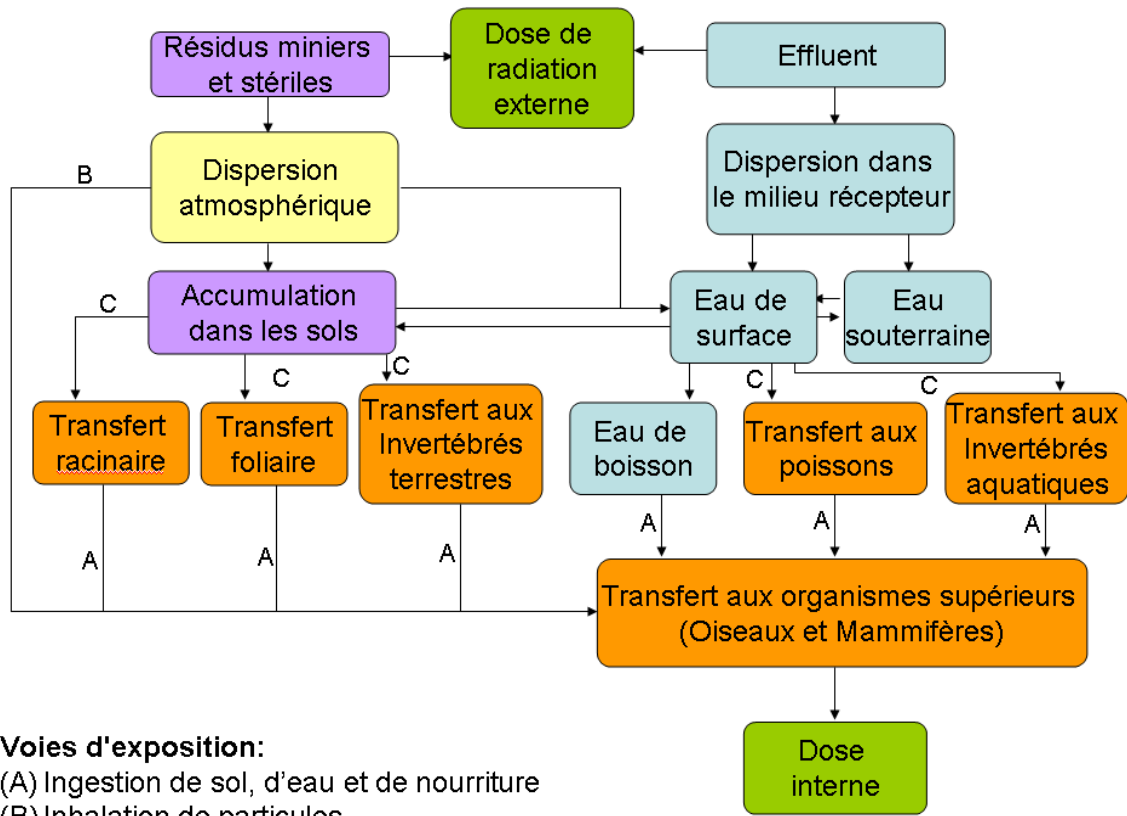
Tableau B – Demi-vie (T_{1/2}) et activité spécifique (SpA) des radioéléments

Radioélément	T_{1/2}	SpA (Bq/g)	Radioélément	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

Radioélément	T_{1/2}	SpA (Bq/g)	Radioélément	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 RADIOÉLÉMENTS DANS L'ENVIRONNEMENT



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

Figure A - Devenir des radioéléments dans l'environnement

ANNEXE 4

PRINCIPAUX MODÈLES DISPONIBLES

PRINCIPAUX MODÈLES DISPONIBLES

RESRAD-BIOTA

Le code RESRAD-BIOTA a été conçu afin de 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 radioéléments 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 radioéléments, 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 sédiments sont également présentés pour les écosystèmes aquatiques. 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 de 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 radioéléments est pris en considération (Coppelstone 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 radioélément. 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 (CCD)

COEFFICIENTS DE CONVERSION DE DOSE (CCD)

La détermination des coefficients de conversion de dose repose en premier lieu sur la notion d'organismes de référence, 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 radioélément 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 (radioélément, 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 radioéléments 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 radioélément 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 (Copplestone 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'atténuation 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 radioéléments 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 émis par chaque radioélément 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 radioéléments, milieux d'exposition (air, eau, sol, sédiments) et récepteurs écologiques considérés, pour l'exposition interne et pour l'exposition externe.

Étant donné 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 de 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 radioéléments 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 radioéléments 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

VALEUR DE RÉFÉRENCE RADIOLOGIQUE

VALEUR DE RÉFÉRENCE RADIOLOGIQUE

Initialement, la valeur de référence radiologique établie pour l'être humain, soit 1 mSv/an, était systématiquement appliquée à la faune et à la flore. Différentes approches ont par la suite été proposées pour dériver des valeurs de référence applicables lors d'une exposition d'espèces fauniques ou floristiques aux radioéléments :

- le « jugement d'expert »;
- la comparaison des débits de dose aux teneurs de fond naturel (Copplestone et collab., 2009);
- la détermination des valeurs de référence en utilisant les méthodes convenues pour les produits chimiques.

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 (Copplestone 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. 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. Dans tous les cas, les valeurs obtenues sont basées sur les mêmes études, soit celles considérant la mortalité, la fécondité, le taux de croissance, la vigueur et le taux de mutation. L'UNSCEAR (1996), pour sa part, a examiné tous ces paramètres, sauf le taux de croissance.

Environnement Canada recommande un débit de dose de 110 $\mu\text{Gy/h}$ comme limite appropriée pour les petits mammifères et les plantes terrestres (Bird et collab., 2002, Environnement Canada et Santé Canada, 2003). Cette limite repose sur les points de virage (LOAEL) de la reproduction des petits mammifères.

En milieu aquatique, Environnement Canada recommande des doses limites de 20 $\mu\text{Gy/h}$ pour les poissons, de 110 $\mu\text{Gy/h}$ pour les plantes aquatiques (algues et macrophytes) et de 220 $\mu\text{Gy/h}$ pour les invertébrés benthiques (Bird et collab., 2002; Environnement Canada et Santé Canada, 2003). La valeur de 20 $\mu\text{Gy/h}$ pour les poissons se situe dans une fourchette de valeurs qui va d'une absence d'effet à une observation d'effets. La valeur repère pour les plantes aquatiques repose sur l'information concernant les plantes terrestres (conifères), qui sont jugées sensibles aux effets du rayonnement. Les effets sur la reproduction des vers polychètes ont été utilisés par Environnement Canada pour définir la dose limite pour les invertébrés benthiques.

L'ICRP (2007) a dérivé des valeurs à partir des études relatant les effets des rayonnements ionisants sur la mortalité, la morbidité, la reproduction (fertilité et fécondité), ainsi sur les dommages causés à l'ADN (aberrations chromosomiques et des mutations). L'ICRP précise 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 l'ICRP, ces valeurs devraient servir de base à partir de laquelle les organismes nationaux pourraient établir des valeurs de référence plus appliquées.

ERICA retient une incrémentation de 10 $\mu\text{Gy/h}$ par rapport aux bruits de fond naturel ou ambiant du site à l'étude pour les organismes terrestres et aquatiques. Cette valeur, obtenue à l'aide de la méthode d'extrapolation statistique basée sur la sensibilité 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 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 de référence 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). La valeur de référence obtenue assure une protection suffisante, en cas d'exposition chronique, de tous les récepteurs écologiques (Garnier-Laplace et collab., 2008).

CAS PARTICULIER DES SÉDIMENTS

Le CCSN a déterminé des seuils de toxicité pour les sédiments pour trois radioéléments rejetés dans le milieu aquatique pendant l'extraction et le broyage du minerai d'uranium, soit le radium-226, le plomb-210 et le polonium-210 (Thompson et collab., 2005). Ces valeurs sont actuellement utilisées par l'industrie minière de l'uranium canadienne et par les organismes de réglementation canadiens pour déterminer la probabilité d'effets néfastes sur les communautés d'invertébrés benthiques, en raison de rejets d'effluents liquides.

Ces seuils de toxicité ont été établis en sélectionnant les données répondant aux critères suivants :

- sédiments organiques retrouvés dans les zones de déposition;
- données physicochimiques disponibles pour la couche de sédiments se situant dans les dix premiers centimètres;
- données disponibles sur une base de poids sec.

Les données sélectionnées satisfont également aux six critères nécessaires pour déterminer un seuil de toxicité valide, tel qu'il a été décrit par Persaud et ses collaborateurs (1992) :

- Les échantillons proviennent autant de zones peu contaminées que de zones fortement contaminées;
- La gamme de concentrations de contaminants s'étend sur au moins deux ordres de grandeur;
- Les échantillons sont prélevés en considérant une large étendue spatiale;
- Les données contiennent un minimum de 75 % d'espèces benthiques, afin de réduire la dépendance aux espèces épibenthiques. Pour classer les espèces benthiques, la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) a examiné les habitudes des espèces (tendance à ramper sur le fond ou à s'enfouir dans le substrat), leur habitat (dans les zones lotiques ou lenticles) et leur niveau trophique (alimentation / filtration des sédiments) (Pennak, 1978; Merrit et Cummins, 1996). En suivant ces trois critères, 81 % des espèces benthiques ont été classées comme endofaune;
- Des données provenant d'au moins dix sites par espèce pour chaque contaminant sont disponibles;
- Un minimum de 20 Species Screening Level Concentrations (SSCL) est nécessaire pour calculer une valeur de référence pour un contaminant donné. Dans l'analyse menée par le CCSN, le nombre par contaminants varie de 28 à 59.

La base de données établie par le CCSN contient 20 606 données pour 12 contaminants préoccupants, 132 sites d'échantillonnage et 190 genres. Le nombre de publications pour chaque contaminant préoccupant varie de 1 020 à 2 269.

Deux seuils de toxicité ont été élaborés pour chaque contaminant. Le 5^e percentile est devenu la concentration minimale avec effet (CEM) et le 95^e percentile, la concentration avec effet grave (CEG). La CEM représente la concentration en contaminants en dessous de laquelle des effets nocifs sur les invertébrés benthiques ne sont pas attendus. Le CEG représente la concentration au-dessus de laquelle des effets nocifs sur les invertébrés benthiques sont attendus.

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@mddefp.gouv.qc.ca
Internet : www.ceaeq.gouv.qc.ca