

TOXICITÉ DU RADIUM VIS-À-VIS DES ORGANISMES TERRESTRES ET AQUATIQUES

REVUE DE LITTÉRATURE



Équipe de réalisation

Responsable

Nathalie Paquet, M. Sc., écotoxicologue

Recherche et rédaction

Nathalie Paquet, M. Sc., écotoxicologue

Gaëlle Triffault-Bouchet, Ph. D., écotoxicologue

Révision scientifique

Louis Martel, M. Sc., écotoxicologue

Annie Michaud, M. Sc., chimiste

Steeve Roberge, M. Sc. chimiste

Mise en page

Vicky Gagnon, adjointe administrative

Référence bibliographique :

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2014, *Toxicité du radium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 111 p.

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 : 978-2-550-71494-1 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2014

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	1
2. MICROORGANISMES.....	4
2.1. BIOACCUMULATION	4
2.2. TOXICITÉ	4
3. ALGUES ET PLANTES AQUATIQUES.....	5
3.1. BIOACCUMULATION	5
3.2. TOXICITÉ	13
4. PLANTES TERRESTRES	14
4.1. BIOACCUMULATION	14
4.2. TOXICITÉ	58
5. INVERTÉBRÉS TERRESTRES.....	61
5.1. BIOACCUMULATION	61
5.2. TOXICITÉ	62
6. INVERTÉBRÉS AQUATIQUES.....	63
6.1. BIOACCUMULATION	63
6.2. TOXICITÉ	68
7. POISSONS	69
7.1. BIOACCUMULATION	69
7.2. TOXICITÉ	78
8. REPTILES ET AMPHIBIENS	80
8.1. BIOACCUMULATION	80
8.2. TOXICITÉ	83
9. OISEAUX.....	84
9.1. BIOACCUMULATION	84
9.2. TOXICITÉ	87
10. MAMMIFÈRES	88
10.1. BIOACCUMULATION	88
10.2. TOXICITÉ.....	93
10.2.1 EXPOSITION PAR INHALATION	93
10.2.2 EXPOSITION PAR VOIE ORALE.....	93
10.2.3 AUTRES VOIES D'EXPOSITION	94
11. PERSPECTIVES.....	100
12. RÉFÉRENCES	101

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 –	Pourcentage d'adsorption du ^{226}Ra , en fonction du pH, chez différentes espèces de cyanobactéries et de lamineuses (Pohl et Schimmack, 2006).	6
Tableau 2 –	Accumulation de ^{226}Ra dans des plantes aquatiques prélevées au pourtour d'une mine d'uranium en Inde (Jha et collab., 2010).	8
Tableau 3 –	Facteurs de bioconcentration chez différentes espèces d'algues (Havlik, 1971).	11
Tableau 4 –	Facteur de bioconcentration de quatre radionucléides dans trois espèces phytoplanctoniques marines (Fisher et collab., 1987).	13
Tableau 5 –	Teneurs en ^{226}Ra (Bq/kg) dans des algues pluricellulaires marines.	13
Tableau 6 –	Facteurs de bioconcentration (FBC) chez deux espèces végétales dans différentes conditions expérimentales (Tome et collab., 2009).	14
Tableau 7 –	Concentrations en ^{226}Ra accumulées dans des arbres et arbustes (Bq/kg; poids sec).	15
Tableau 8 –	Facteurs de bioconcentration (FBC) pour différentes espèces d'arbres et d'arbustes dans différents types de sols (COT : carbone organique total).	17
Tableau 9 –	Teneurs en radium (Bq/kg) mesurées chez des légumes poussant à proximité d'une ancienne usine de sels de radium au Portugal (Bettencourt et collab., 1985).	22
Tableau 10 –	Facteurs de bioconcentration (FBC) pour différentes espèces comestibles dans différents types de sols (COT : carbone organique total).	23
Tableau 11 –	Concentrations en ^{226}Ra accumulées dans l'espèce lichénique <i>Cladonia stellaris</i> (poids sec) à proximité de mines d'uranium en Saskatchewan (Thomas et Gates, 1999).	44
Tableau 12 –	Facteurs de bioconcentration moyens chez des mousses pour le ^{226}Ra et le ^{228}Ra	44
Tableau 13 –	Facteurs de bioconcentration moyens chez des lichens pour le ^{226}Ra et le ^{228}Ra	45
Tableau 14 –	Accumulation en ^{226}Ra dans des champignons prélevés sur les résidus de la mine d'Elliot Lake (Clulow et collab., 1992).	45
Tableau 15 –	Facteurs de bioconcentration (FBC) pour différentes espèces végétales dans différents types de sols (COT : carbone organique total).	47

Tableau 16 –	Accumulation totale en ^{226}Ra chez des plantes terrestres prélevées dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).....	58
Tableau 17 –	Viabilité des semences d'aulnes de Mandchourie selon le niveau de rayonnement gamma (Pozolotina et collab., 2000).	59
Tableau 18 –	Accumulation totale en ^{226}Ra chez des invertébrés terrestres prélevés dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).....	61
Tableau 19 –	Facteurs de bioconcentrations du ^{226}Ra et du ^{228}Ra chez différentes espèces de fourmis prélevées dans des écosystèmes semi-naturels de Serbie et du Monténégro (Dragovic et Mandic, 2010).	62
Tableau 20 –	Concentration en ^{226}Ra (Bq/g; poids sec) accumulées dans les tissus mous et les coquilles de bivalves échantillonnés dans des lacs augmentés et témoins du comté de Hillsborough, en Floride (Brenner et collab., 2007).	64
Tableau 21 –	Concentration dans les mollusques prélevés dans le lac Round en Floride (Brenner et collab., 2000).	66
Tableau 22 –	Concentration en radium dans des moules <i>Velesunio angasi</i> du bassin versant de Magela Creek en Australie (Bollhofer et collab., 2011).	67
Tableau 23 –	Accumulation en radium dans les organes de poissons, telle qu'elle est répertoriée dans la littérature.	71
Tableau 24 –	Facteurs de bioconcentration du radium vers les poissons, tels qu'ils sont répertoriés dans la littérature.	74
Tableau 25 –	Facteurs de bioconcentration, en fonction du poids, chez différentes espèces de poissons de la région des lacs expérimentaux en Ontario (Hesslein et Slavicek, 1984).	76
Tableau 26 –	Facteurs de bioconcentration du ^{226}Ra pour trois espèces de mulets de la mer Adriatique (sud) – Côte de Monténégro.	78
Tableau 27 –	Concentrations dans différents tissus de tortues serpentes, exposées de 6 à 30 jours à différentes concentrations de ^{226}Ra dans l'eau (Jeffrey, 1991).	81
Tableau 28 –	Accumulation totale en ^{226}Ra chez des reptiles et des amphibiens prélevés dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).	82
Tableau 29 –	Facteurs de bioconcentration des écosystèmes d'eau douce vers les reptiles, tels que calculés par Wood et ses collaborateurs (2010) lors d'une revue de littérature.....	83

Tableau 30 –	Teneurs en ^{226}Ra dans les muscles de canards bruns prélevés en périphérie d'une usine de traitement de minerai de phosphate (Montalbano et collab., 1983).....	84
Tableau 31 –	Concentrations en ^{226}Ra de canards prélevés dans des régions exploitées en phosphates ou non de la Floride (Myers et collab., 1989).....	85
Tableau 32 –	Accumulation totale en ^{226}Ra chez des oiseaux prélevés dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).	85
Tableau 33 –	Facteurs de bioconcentration du ^{226}Ra à partir des teneurs mesurées dans l'alimentation vers les os, les muscles, le foie et les reins de gélinoies huppées capturées à Elliot Lake (Clulow et collab., 1992).	87
Tableau 34 –	Accumulation totale en ^{226}Ra chez des mammifères prélevés dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).	89
Tableau 35 –	Distribution (en %) du ^{226}Ra dans le système squelettique de chiens (beagles) ayant reçu une injection unique de 41 kBq/kg (Bruenger et collab., 1991a).	90
Tableau 36 –	Concentrations en ^{226}Ra dans l'eau de surface, les quenouilles et les os de rats musqués capturés dans différents milieux (Mirka et collab., 1996).	91
Tableau 37 –	Concentrations en ^{226}Ra dans les os de visons et de loutres capturés dans la région d'Elliot Lake de 1986 à 1997 (Dewit et collab., 2002).	92
Tableau 38 –	Concentrations en ^{226}Ra accumulé dans les différents tissus de caribous vivant à proximité de mines d'uranium en Saskatchewan (Thomas et Gates, 1999).....	93
Tableau 39 –	Effets de l'injection de ^{226}Ra sur les dents de chiens de la race des beagles (Jee et Arnold, 1960).	95
Tableau 40 –	Pourcentage maximal de perte de leucocytes chez des beagles exposés à 382 950 Bq/kg de ^{226}Ra (Dougherty et Rosenblatt, 1970).	96
Tableau 41 –	Pourcentage maximal de perte de leucocytes chez des beagles exposés à 313 390 Bq/kg de ^{228}Ra (Dougherty et Rosenblatt, 1970).	96
Tableau 42 –	Espérance de vie de beagles exposés à différentes doses de ^{226}Ra	97
Tableau 43 –	Occurrence de cancers osseux chez des mammifères exposés à du ^{226}Ra par injection.	98

1. INTRODUCTION

Le radium est un élément chimique du groupe des alcalino-terreux, auquel appartiennent également le calcium et le magnésium. Il existe au total 34 isotopes du radium, dont 25 sont radioactifs. Parmi ceux-ci, quatre sont d'origine naturelle, soit les ^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra et ^{228}Ra , et sont liés aux familles de l'uranium et du thorium. Le ^{226}Ra est l'isotope le plus fréquemment observé dans l'environnement. Il appartient à la chaîne de décroissance radioactive de ^{238}U et sa demi-vie est de 1 600 ans. Les demi-vies du ^{228}Ra , du ^{223}Ra et du ^{224}Ra sont pour leur part de 5,77 années, 11,4 jours et 3,64 jours, respectivement.

Le radium a été largement utilisé pendant plus de 60 ans dans les domaines médicaux et industriels. Il entrainait dans la composition de potions, de pommades et de compresses auxquelles on accordait des propriétés curatives. Le ^{226}Ra a été utilisé en raison de ses qualités photoluminescentes pour des peintures destinées à l'horlogerie, à l'aviation et aux dispositifs de signalisation de secours, en plus d'être utilisé pour la conception des premiers détecteurs de fumée et de paratonnerres (Blaufox, 1988). Depuis 1960, l'usage du radium est abandonné, mais il en subsiste des quantités non négligeables et souvent mal localisées notamment, dans le milieu médical, les lieux d'enfouissement, etc. L'exploitation du minerai d'uranium, qui génère des résidus miniers comportant les éléments de la série de désintégration de l'uranium, entraîne également la redistribution du radium dans l'environnement par le biais de rejets atmosphériques, par les effluents et par l'accumulation de résidus (miniers et d'usinage) au niveau des sols.

D'une manière générale, le ^{226}Ra est peu mobile dans les sols car il se fixe sur les minéraux argileux et la matière organique. L'adsorption de l'ion Ra^{2+} par les sols serait d'ailleurs une réaction irréversible (Landa, 1984; Benes et Strejc, 1986). L'activité massique du ^{226}Ra dans le sol est généralement de l'ordre de quelques dizaines de becquerels par kilogramme (Bq/kg), mais dépend directement de la teneur en uranium dans l'environnement. Par exemple, l'activité massique moyenne du ^{226}Ra , calculée à partir de 356 échantillons de sol de surface (0-6 cm) prélevés dans 33 états américains, était 41 Bq/kg (Myrick et collab., 1981, cité dans ATSDR, 1990). Cette concentration moyenne est très similaire à celles rapportées par Eisenbud (1973, cité dans ATSDR, 1990) pour les roches ignées (48 Bq/kg), le grès (26 Bq/kg), le schiste (41 Bq/kg) et le calcaire (16 Bq/kg). Bien que variables, les teneurs en radium peuvent atteindre des valeurs plus de mille fois plus élevées dans les sols riches en minerais d'uranium ou dans les sols qui ont été contaminés par les activités minières, où des activités massiques variant entre 37 et 137 000 Bq/kg sont observées (Jaworowski et Grzybowska, 1977; Tracy et collab., 1983; Landa, 1984).

Le descendant direct du ^{226}Ra , le radon ^{222}Rn , est un gaz radioactif qui peut migrer plus ou moins facilement des roches et du sol vers l'atmosphère. Le radium en tant que tel est présent dans l'air ambiant à des niveaux extrêmement bas. Les concentrations dans l'air ambiant sont de l'ordre de $0,055 \text{ Bq/m}^3$, bien que les teneurs dans des échantillons de poussières prélevées dans la ville de New York aient atteint $3,0 \times 10^{-6} \text{ Bq/m}^3$ de ^{226}Ra (ATSDR, 1990).

Dans l'eau, le radium existe essentiellement sous forme d'ion divalent Ra^{2+} . Il possède des propriétés chimiques similaires à celles du baryum, du calcium et du strontium. La solubilité des sels de radium dans l'eau augmente généralement lorsque le pH augmente. Les sulfates et

les carbonates de radium sont insolubles dans l'eau, alors que les nitrates, les chlorures et les iodures de radium sont très solubles (Langmuir et Riese, 1985). Toutefois, la concentration du radium dans l'eau est généralement contrôlée par des réactions d'adsorption et de désorption se produisant aux interfaces solide-liquide, réactions qui sont influencées par le pH (Langmuir et Riese, 1985). D'ailleurs, la propension du radium à précipiter avec les hydroxydes de fer et les sulfates de baryum peu solubles, pour former des composés de type (BaRa) SO₄, est bien connue (Benes et collab., 1984). La présence de sédiments influencerait également la migration du radium dans l'eau. En effet, Swanson (1985) estime que près de 90 % du ²²⁶Ra relargué dans deux petits lacs par l'effluent d'une mine d'uranium en Saskatchewan s'est adsorbé aux sédiments lacustres. La nature des roches présentes joue également un rôle important sur le devenir du radium dans l'eau, comme le démontrent les exemples suivants :

- À un pH ≤ 7 et à une concentration de matières en suspension inférieure à 100 mg/l, le quartz a un effet négligeable sur l'état et la migration du radium dans les eaux de surface. Le radium adsorbé sur le quartz peut être facilement désorbé par une augmentation de pH ou de la salinité du milieu (Benes et collab., 1984);
- La kaolinite peut influencer considérablement la forme et la migration du radium dans les eaux de surface, si elle est présente comme composante majeure des sédiments d'eau douce (Benes et collab., 1985). L'adsorption du radium sur la kaolinite est dépendante du pH, les ions H⁺ compétitionnant avec les ions Ra²⁺ pour les mêmes sites d'adsorption. L'addition de sulfates à une concentration typique des eaux fluviales ne change pas l'adsorption du radium sur la kaolinite.
- La montmorillonite, tout comme la kaolinite, peut influencer la forme et la migration du radium dans les eaux lorsque sa teneur est élevée. L'adsorption du radium sur la montmorillonite est par contre pratiquement indépendante du pH de l'eau, dans la gamme de pH typiques pour les eaux de surface, mais diminue avec l'augmentation de la force ionique de l'eau. Une partie importante du radium liée à la montmorillonite peut être relarguée à la suite d'une augmentation de la salinité, mais la désorption est moins facile que lors de son interaction avec la kaolinite.
- La muscovite peut également adsorber le radium, même dans des eaux modérément acides, le radium s'adsorbant par échange ionique (Benes et collab., 1986).
- Dans la gamme de pH typiques des eaux naturelles (pH 6 - 8), l'adsorption du radium sur l'albite dépend peu du pH et des ions calcium. L'adsorption est toutefois fortement réprimée par l'ajout d'ions sodium. Le radium adsorbé sur la muscovite et l'albite ne peut pas être facilement libéré lors d'une augmentation de la salinité de l'eau ambiante. Dans ces situations, le radium dans l'eau comportant une forte teneur en albite est peu mobile et ne migre pas de manière substantielle de la zone où il a été relargué (EPA, 1985a, cité dans ATSDR, 1990).

L'activité volumique du ²²⁶Ra dans l'eau est généralement faible : elle est comprise entre 0,001 et 0,02 Bq/l dans les eaux de surface (Hess et collab., 1985), mais peut atteindre 1 à 2 Bq/l dans certaines eaux d'infiltration des mines d'uranium. Des teneurs allant jusqu'à

1 Bq/l ont d'ailleurs été mesurées dans la région fortement contaminée d'Elliot Lake, en Ontario (Clulow et collab., 1991).

Des mesures effectuées sur des échantillons de glace recueillis en Europe ont montré une augmentation des concentrations en ^{226}Ra par un facteur de 100 au cours des 80 dernières années. Cette augmentation serait reliée aux émissions provenant des combustibles fossiles (Jaworowski et collab., 1971). Par exemple, la combustion du charbon est une des voies de dissémination du radium. Eisenbud et Petrow (1964) ont estimé qu'une seule centrale électrique au charbon libère environ 1 037 000 kBq de radium total par année. La teneur moyenne en ^{226}Ra des cendres de charbon varie de l'ordre de 40 à 400 Bq/kg (Eisenbud et Petrow, 1964; Coles et collab., 1978), alors que celle en ^{228}Ra est de 70 à 120 Bq/kg (Eisenbud et Petrow, 1964).

Il convient de noter que, bien que le ^{228}Ra soit chimiquement similaire au ^{226}Ra , sa distribution dans l'environnement est très différente, principalement en raison de sa demi-vie relativement courte (5,77 années versus 1 600 ans pour le ^{226}Ra). Par conséquent, le ^{228}Ra ne peut migrer loin de sa source avant sa désintégration. De plus, le ^{232}Th , soit le parent du ^{228}Ra , est très peu soluble en milieu aqueux, ce qui limite sa distribution dans l'environnement et, du coup, celle du ^{228}Ra (USGS, 1998). Il en est de même pour les isotopes ^{223}Ra et ^{224}Ra (Langmuir et Riese, 1985).

Les mesures de protection environnementales lors des travaux d'exploration et d'exploitation minière ont beaucoup évolué depuis les 20 dernières années. Des mesures d'atténuation sont de plus en plus appliquées, tant au chapitre des méthodes d'exploitation que des techniques de traitement des effluents, qui permettent entre autres d'atteindre des teneurs qui se situent en dessous des seuils réglementaires. Néanmoins, les activités minières peuvent entraîner la contamination des milieux environnant les sites miniers, entre autres par le rejet dans l'environnement d'éléments radioactifs par les effluents, les eaux de ruissellement et les poussières. Étant donné que le nord du Québec contient, notamment, des teneurs appréciables en uranium et en éléments de terres rares, associés au thorium, et que plusieurs projets d'exploration et d'exploitation minière sont envisagés, il est primordial d'acquérir des connaissances sur la biodisponibilité du radium, soit sur son assimilation par les organismes vivants, ainsi que sur sa radiotoxicité et sa toxicité chimique.

Ces connaissances seront nécessaires au processus d'évaluation des risques des projets d'exploration ou d'exploitation minière, permettront d'encadrer adéquatement cette activité et favoriseront son développement en respect des principes du développement durable, tout en assurant la protection et la conservation des écosystèmes terrestres et le maintien des services écologiques qu'ils rendent (cycle biogéochimique des nutriments, production primaire, approvisionnement en nourriture et en matériaux, etc.). Ce document présente ainsi les données de bioaccumulation et de toxicité disponibles pour les organismes terrestres et aquatiques, colligées dans la littérature.

2. MICROORGANISMES

2.1. BIOACCUMULATION

Aucune étude portant sur le potentiel de bioaccumulation du radium par les microorganismes n'a été répertoriée dans la littérature.

2.2. TOXICITÉ

Trois études portant sur la toxicité du radium sur les microorganismes ont été recensées dans la littérature. Ces résultats sont fournis à titre indicatif, puisqu'aucune concentration d'exposition n'est précisée.

Wyckoff et Rivers (1930, cité dans Spencer, 1935) affirment que pour deux bacilles mobiles, *Escherichia coli* et *Salmonella aertrycke*, l'absorption d'une dose unique de 155 kEv¹ est suffisante pour engendrer une mortalité. Ceci serait également le cas pour *Staphylococcus aureus*.

Un retard de croissance a été observé après l'exposition de *Streptococcus scarlatinae* à des rayonnements de radium sur une période de 4 heures, alors qu'après une exposition de 24 heures, aucune différence n'a été détectée (Spencer, 1935). L'irradiation de cette espèce sur plusieurs générations n'a pas induit de changements morphologiques systématiques, 6 cas sur 20 essais. Leur irradiation continue sur une période de 30 jours n'a pas induit de changements sur le plan génétique.

Différentes bactéries, lorsqu'exposées au rayonnement de 0,0006 milligramme de radium pendant une heure, ont démontré une perte de pigmentation, de virulence et de taille (Iredell et Minett, 1909). La pigmentation de *Bacillus prodigiosus* n'était pas affectée par le rayonnement de 0,003 milligramme de radium (Iredell et Minett, 1909).

Du radium appliqué directement sur la surface de gélose où des cultures de *Bacillus pyocyaneus* ont été exposées pendant 10, 20 et 60 minutes respectivement n'a pas affecté la capacité de croissance et de reproduction des bactéries. Les mêmes résultats ont été obtenus avec des cultures d'anthrax, de *Staphylococcus aureus*, de *Bacillus subtilis* et de *Bacillus megatherium* (Iredell et Minett, 1909). Il en est de même pour *Bacillus coli communis*, exposé jusqu'à 17 heures consécutives. Dans les mêmes conditions expérimentales, la motilité de *Bacillus coli communis* n'a pas été affectée par la présence de radium. Celle de *Bacillus typhosus* a subi une légère augmentation après 15 minutes d'exposition, mais après une exposition de 30 et 60 minutes, aucune différence n'a été observée entre les organismes exposés et le contrôle (Iredell et Minett, 1909).

¹ Un électronvolt correspond à 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

3. ALGUES ET PLANTES AQUATIQUES

3.1. BIOACCUMULATION

L'accumulation des radionucléides par les algues, tout comme dans le cas des métaux, est un processus complexe qui varie selon les conditions expérimentales (type et taille des organismes, état chimique et concentration du radionucléide étudié, concentration des autres sels ou agents complexants présents, pH, etc.). La compréhension du processus d'accumulation est d'autant plus complexe que les conditions expérimentales peuvent varier au cours de l'expérimentation.

L'accumulation du baryum et du radium est sensiblement la même chez l'algue verte *Scenedesmus obliquus* (Stary et collab., 1984). À la suite d'une exposition à un mélange de ^{224}Ra , de ^{212}Pb et de ^{133}Ba , les deux éléments s'adsorbent aux mêmes sites. Cette observation est confirmée par la diminution de l'accumulation du radium en présence d'un excès d'ions de baryum, les sites disponibles pour la fixation du radium étant occupés par les ions baryum.

Dans le but d'élaborer une méthode de traitement de la contamination de l'eau potable susceptible de se trouver dans des zones touchées par un accident nucléaire, tel que cela s'est produit dans la région de Tchernobyl après 1986, Pohl et Schimmack (2006) ont mesuré, à différents pH, l'adsorption du ^{226}Ra par quatre espèces de cyanobactéries (*Nostoc carneum*, *Nostoc insulare*, *Oscillatoria geminata* et *Spirulina laxissima*) cultivées en laboratoire et quatre échantillons d'algues laminaires récoltées à proximité d'usines d'alginate (*Laminaria digitata I et II* récoltées en France et *Laminaria japonica I et II* récoltées en Chine). L'alginate est un excellent chélateur pour expulser les substances radioactives de l'organisme. L'adsorption du ^{226}Ra non phosphorylé par les cyanobactéries était supérieure avec une augmentation de pH (tableau 1). Après phosphorylation, l'adsorption du radium était encore plus efficace à faible pH. Des modifications dans la structure chimique de la surface cellulaire des cyanobactéries expliqueraient cette tendance. En effet, après phosphorylation, les groupes hydroxyles sont convertis soit en groupes phosphates, qui ont une forte capacité d'adsorption des radionucléides, soit, avec la participation de l'urée, en esters d'acide carbamique, qui peuvent lier les radionucléides par leur électron de valence secondaire. Chez les laminaires, l'adsorption du ^{226}Ra non phosphorylé était élevée (70 - 99 %), et ce, à tous les pH. Après phosphorylation, l'adsorption du radium était supérieure à faible pH, mais diminuait avec l'augmentation du pH (tableau 1). Les auteurs expliquent cette diminution d'adsorption par un blocage ou une destruction des sites de liaison du ^{226}Ra lors du processus de phosphorylation. Ainsi, à pH basiques, les groupes phosphates ou les esters d'acide carbamique présents à la surface des espèces phosphorylées ne sont plus capables de se lier au ^{226}Ra . Précisons que l'origine des cyanobactéries et des laminaires ne semble pas avoir eu d'effet sur l'adsorption des radionucléides.

Tableau 1 – Pourcentage d'adsorption du ^{226}Ra , en fonction du pH, chez différentes espèces de cyanobactéries et de laminaires (Pohl et Schimmack, 2006).

Type d'algues	Espèce	pH	% d'adsorption	
			Non phosphorylé	Phosphorylé
Cyanobactéries	<i>Nostoc carneum</i>	3,9	54,0	98,6
		5,1	83,2	92,1
		6,6	92,7	80,3
		9,1	91,7	58,5
	<i>Nostoc insulare</i>	3,9	15,5	-
		5,4	62,5	-
		6,8	83,1	-
		9,6	87,8	-
	<i>Oscillatoria geminata</i>	3,2	27,0	87,6
		5,7	94,8	86,2
		6,9	96,2	63,8
		9,9	96,1	56,2
	<i>Spirulina laxissima</i>	3,3	8,8	-
		5,5	90,9	-
		7,2	93,8	-
		10,1	88,9	-
Laminaires	<i>Laminaria digitata I</i>	3,5	69,2	96,9
		5,7	86,1	95,9
		6,9	89,1	94,0
		10,6	93,1	88,8
	<i>Laminaria digitata II</i>	3,4	75,1	91,0
		4,9	88,0	91,6
		6,5	94,0	80,6
		9,7	93,9	48,9
	<i>Laminaria japonica I</i>	3,3	95,7	96,7
		5,6	96,3	88,6
		7,1	99,0	87,9
		10,6	98,4	60,1
	<i>Laminaria japonica II</i>	3,3	92,1	91,6
		5,3	93,4	63,9
		7,1	97,3	56,7
		10,3	95,3	37,7

Jha et ses collaborateurs (2010) ont étudié la bioaccumulation du ^{226}Ra chez des plantes aquatiques en périphérie de la mine d'uranium Jaduguda, en Inde. Deux types de plantes ont été échantillonnées, soit des algues flottantes (filamenteuses ou non) et des plantes enracinées dans les sédiments ou le lit de la rivière. Pour les algues filamenteuses, les facteurs de bioaccumulations (FBC) calculés à partir de l'eau varient de $1,1 \times 10^3$ à $8,6 \times 10^4$, le plus élevé ayant été obtenu pour des algues filamenteuses poussant dans les eaux résiduelles du bassin de résidus (tableau 2). Ces facteurs de bioconcentration concordent avec ceux obtenus par Markose (1981) pour le même secteur (8×10^2 à $3,1 \times 10^3$), ainsi que par Tsivoglue (1964) pour le même type d'algues (5×10^2 à 1×10^3). Chez les plantes enracinées, les FBC calculés à partir du substrat varient de $1,7 \times 10^{-2}$ à 2, la valeur la plus faible ayant été obtenue chez *P. barbatum* prélevée en amont de l'effluent, tandis que la plus élevée a été obtenue chez *Marsilea* sp. prélevée dans les eaux résiduelles du bassin de résidus miniers (tableau 2). Le logarithme de la concentration en ^{226}Ra dans les algues filamenteuses ($\ln$) est significativement corrélé avec celui de la concentration dans l'eau ($r = 0,89$), tandis qu'aucune corrélation n'a été observée entre les concentrations dans les plantes enracinées et leur substrat. La concentration en ^{226}Ra dans les plantes enracinées serait plutôt corrélée aux teneurs en Mn ($r = 0,92$), en Fe ($r = 0,76$), en Cu ($r = 0,77$), en Zn ($r = 0,78$) et en Ni ($r = 0,84$) dans les sédiments/lit de la rivière.

Tableau 2 – Accumulation de ^{226}Ra dans des plantes aquatiques prélevées au pourtour d'une mine d'uranium en Inde (Jha et collab., 2010).

Type de plantes	Espèce	Location ¹	Concentration dans les plantes (Bq/kg; poids frais)	FBC _{Eau-algues}	FBC _{Sédiments-algues}
Algues flottantes non filamenteuses	<i>Chara</i> sp.	Amont du ruisseau Juria	$18 \pm 1,4$	$3,9 \times 10^3$	-
	<i>Nitella</i> sp.		$36 \pm 5,7$	$7,9 \times 10^3$	
	<i>Pistia</i> sp.	Aval du ruisseau Juria	$478 \pm 5,5$	10×10^3	
	<i>Jussia</i> sp.		$44 \pm 1,0$	$9,1 \times 10^2$	
	<i>Eichornia</i> sp.	Aval de la rivière Gara	$35 \pm 0,7$	$5,7 \times 10^2$	
			$93 \pm 1,8$	$7,8 \times 10^3$	
		Rivière Suvernrekha	$36 \pm 0,7$	$8,9 \times 10^3$	
	<i>Hydrilla</i> sp.	Amont de la rivière Gara	$4,5 \pm 0,4$	$1,3 \times 10^3$	
		Eaux résiduelles du bassin de résidus	$987 \pm 5,4$	$8,3 \times 10^3$	
			$7,4 \pm 0,3$	$2,1 \times 10^3$	
Plantes flottantes filamenteuses	Non précisée	Amont du ruisseau Juria	$132 \pm 4,5$	$2,9 \times 10^4$	-
		Aval du ruisseau Juria	$569 \pm 12,7$	$3,3 \times 10^4$	
		Aval de la rivière Gara	$703 \pm 9,5$	$1,1 \times 10^4$	
			$167 \pm 5,6$	$1,4 \times 10^4$	
		Rivière Suvernrekha	$7,2 \pm 0,8$	$1,8 \times 10^3$	
		Amont de la rivière Gara	$4 \pm 1,7$	$1,1 \times 10^3$	
			$33 \pm 4,7$	$9,4 \times 10^3$	
		Eaux résiduelles du bassin de résidus	3777 ± 53	$1,6 \times 10^4$	
			$5446 \pm 54,4$	$3,3 \times 10^3$	
			9850 ± 45	$2,8 \times 10^4$	
			$9125 \pm 61,3$	$8,6 \times 10^4$	

Type de plantes	Espèce	Location ¹	Concentration dans les plantes (Bq/kg; poids frais)	FBC _{Eau-algues}	FBC _{Sédiments-algues}
Plantes enracinées	<i>Polygonum barbatum</i>	Amont du ruisseau Juria	2 ± 0,2	4,4x10 ²	1,2x10 ⁻¹
		Aval du ruisseau Juria	21 ± 1,2	1,2x10 ³	2,0x10 ⁻²
			58 ± 1,1		5,9x10 ⁻²
		Aval de la rivière Gara	0,7 ± 0,05	1,1x10 ¹	1,7x10 ⁻²
			5 ± 0,1	4,2x10 ²	9,6x10 ⁻²
		Rivière Suvernrekha	1,5 ± 0,06	3,7x10 ²	2,2x10 ⁻²
	<i>Cyperus rutundus</i>	Aval du ruisseau Juria	217 ± 2,8	1,3x10 ⁴	2,0x10 ⁻¹
	<i>Vallisnaria</i> sp.		549 ± 7,8	1,1x10 ⁴	4,8x10 ⁻¹
	<i>Cynodon ductylon</i>	Aval de la rivière Gara	15 ± 0,3	1,2x10 ³	1,8x10 ⁻²
	<i>Marsilea</i> sp.		310 ± 1,9	-	1,4x10 ⁻¹
			610 ± 7,2	1,3x10 ³	2,1
	<i>Nymphaea</i> sp.				
- Pétiole	Eaux résiduelles du bassin de résidus	29 ± 0,5	6,1x10 ¹	9,8x10 ⁻²	
- Lame ²		101 ± 1,7	2,1x10 ²	3,4x10 ⁻¹	
- Fleur		5 ± 0,8	1,1x10 ¹	1,7x10 ⁻²	

¹ L'effluent est déversé dans le ruisseau Juria, qui alimente la rivière Gara qui se jette dans la rivière Suvernrekha.

² Partie plane de certaines algues.

L'absorption du ^{226}Ra par le nénuphar (*Nymphaea* sp.) a été étudiée par Martin et Ryan (2004). La concentration mesurée dans le rhizome était plus élevée que dans le feuillage. Il en est de même pour l'étude de Hameed et ses collaborateurs (1996) qui démontre que le FBC du ^{228}Ra est supérieur dans les racines ($8,44 \times 10^2$) de la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) par rapport à celui des feuilles ($9,51 \times 10^1$) (Hameed et collab., 1996).

Havlik (1971) a étudié la prise en charge du ^{226}Ra par quatre espèces d'algues vertes (*Ankistrodesmus falcatus* var. *acicularis*, *Chlorella vulgaris*, *Coelastrum cambricum* et *Chlamydomonas simplex*) et deux espèces de cyanobactéries (*Microcystis pulvereae* et *Anacystis nidulans*) exposées à 370, 3 700 et 37 000 Bq/l, sous forme de RaCl_2 pendant 14 jours. Il a démontré que l'absorption du ^{226}Ra dépendait des espèces, de la concentration en radium dans le milieu, du taux de croissance des algues, de leur état physiologique et de la durée d'exposition (tableau 3). Chez *Ankistrodesmus falcatus* var. *acicularis* et *Coelastrum cambricum*, 50 à 80 % du radium a été pris en charge par les cellules et la quantité absorbée était proportionnelle à la durée de l'exposition. Chez les quatre autres espèces, le radium était essentiellement adsorbé sur la surface des cellules (25 - 50 %) et seulement de 1 à 8 % était retrouvé à l'intérieur des cellules. L'absorption par ces algues était inversement proportionnelle à la concentration du radium dans le milieu.

L'expérimentation a été reprise avec deux algues vertes (*Coelastrum cambricum*, *Scenedesmus obliquus*) et une cyanobactérie (*Microcystis pulvereae*) exposées en continu pendant 14 jours à 30, 300 et 3 000 Bq/l de ^{226}Ra (Havlik et Hanusova, 1979). La plus grande quantité de radium dans les algues a été mesurée dès la première journée de l'exposition. L'adsorption a ensuite diminué avec la durée de l'exposition, tandis que l'absorption augmentait. La proportion de ^{226}Ra adsorbée était inversement proportionnelle à la concentration mesurée dans le milieu. Dans tous les cas, l'équilibre était atteint entre le 3^e et le 7^e jour d'exposition.

Tableau 3 – Facteurs de bioconcentration chez différentes espèces d’algues (Havlik, 1971).

Durée de l'exposition (jours)	[Eau] (Bq/l)	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>acicularis</i>		<i>Coelastrum cambricum</i>		<i>Chlamydomonas simplex</i>		<i>Chlorella vulgaris</i>		<i>Anacystis nidulans</i>		<i>Microcystis pulverea</i>	
		FBC ¹		FBC		FBC		FBC		FBC		FBC	
		total	absorbé	total	absorbé	total	absorbé	total	absorbé	total	absorbé	total	absorbé
1	37 000	201	26	329	16	58	7	200	7	120	2	163	1,4
	3 700	111	17	213	59	78	17	386	16	178	14	326	11
	370	498	7	237	52	396	19	653	17	167	26	68	0,4
3	37 000	478	226	547	130	77	13	268	26	53	1	364	4,5
	3 700	285	180	400	143	95	26	650	39	54	0,1	378	13,4
	370	2 517	1 961	528	246	462	56	423	41	35	2	136	12,5
7	37 000	1 506	1 222	361	106	126	23	127	13	23	0,3	249	23,7
	3 700	863	741	352	238	192	55	517	59	156	0,6	556	35,4
	370	4 183	3 350	434	305	220	42	464	99	53	0,9	364	63,6
14	37 000	1 545	1 431	571	362	106	7	212	32	37	0,4	326	11
	3 700	1 791	1 627	886	621	234	23	337	53	30	3	479	44,3
	370	11 800	11 133	346	660	477	63	292	47	96	2	212	1,3

¹ FBC_{total} = Quantité absorbée + adsorbée par les algues / concentration dans l'eau.

² FBC_{absorbé} = Quantité absorbée par les algues / concentration dans l'eau.

Saroja et ses collaborateurs (2012) ont mesuré les teneurs en ^{228}Ra chez deux espèces d'algues poussant dans des zones à fortes radiations naturelles en Inde. Les concentrations accumulées dans les algues mesurées varient selon les mois de l'année entre 3,6 et 7,4 Bq/kg chez *Gracilaria edulis* et entre 3,7 et 6,0 Bq/kg chez *Ulva lactuca*. Les teneurs ont tendance à augmenter aux environs d'avril, alors qu'elles diminuent à partir d'octobre. Ce résultat serait attribué à une dilution des teneurs en radium dans le milieu à la suite des moussons. Cette dilution pourrait être observée au Québec à la suite de la fonte des neiges.

Fesenko et ses collaborateurs (2011) ont effectué une revue de littérature afin de répertorier les publications menées en ex-URSS faisant état du transfert des radionucléides chez le phytoplancton et les plantes d'eau douce. Aucune de ces études n'était disponible jusqu'à présent dans les revues de langue anglaise. Pour le ^{226}Ra , cette revue évalue un $\text{FBC}_{\text{eau-phytoplancton}}$ de $5,5 \pm 7,7 \times 10^2$ (basé sur huit données de laboratoire). Pour les plantes vasculaires aquatiques, le FBC est de $4,4 \pm 8,3 \times 10^2$ lorsqu'il est déterminé à partir de données de laboratoire ($n=21$) et de $4,3 \pm 1,3 \times 10^1$ lorsqu'il est déterminé à partir de données de terrain ($n=4$).

Le facteur de bioconcentration chez des algues d'eau douce prélevées dans une zone de radioactivité naturelle élevée dans la vallée de l'Okanagan en Colombie-Britannique est estimé à 40 (Mahon, 1982). L'accumulation en radium chez *Nitella prolunga*, récoltée dans un lac de la Floride dont le niveau a été augmenté à la suite du pompage de l'eau souterraine de l'aquifère, était de $0,2 \pm 0,007$ Bq/g, ce qui correspond à un $\text{FBC}_{\text{eau-algues}}$ de 2,86 à 5 (Brenner et collab., 2000). Hesslein et Slavicek (1984) ont mesuré l'accumulation en ^{226}Ra chez trois espèces de macrophytes (*Lobelia*, *Eriocaulon* et *Potamogeton*) récoltées dans trois petits lacs de la région des lacs expérimentaux, à Kenora (Ontario, Canada). Le $\text{FBC}_{\text{eau-macrophytes}}$ pour *Lobelia* et *Eriocaulon* varie entre 1 100 et 1 450, tandis que pour *Potamogeton*, il s'élève à environ 5 000. En plus du temps d'exposition et de la biodiversité, la concentration en radium et en calcium dans le milieu pourrait expliquer en partie les différences dans les facteurs rapportés, les macrophytes ayant tendance à favoriser le radium au détriment du calcium. Ceci est aussi valide pour les espèces d'eaux douces (Hesslein et Slavicek, 1984) que les espèces marines (Edgington et collab., 1970).

Fisher et ses collaborateurs (1987) ont étudié la bioaccumulation de quatre radionucléides, U, Th, Ra et Pb, chez trois espèces marines : *Thalassiosira pseudonana*, *Emiliania huxleyi* et *Oscillatoria woronichinii*. Les essais ont été réalisés sous lumière constante, s'étendant sur 96 heures. La concentration initiale en ^{228}Ra était de 98,04 pg/l (1 Bq/ml). La bioaccumulation du radium dans les algues marines phytoplanctoniques était inférieure à celle du thorium et du plomb, et équivalente à celle de l'uranium. Les facteurs de bioconcentration (FBC) obtenus sont présentés au tableau 4.

Tableau 4 – Facteur de bioconcentration de quatre radionucléides dans trois espèces phytoplanctoniques marines (Fisher et collab., 1987).

Espèce	Facteur de bioconcentration (x 10 ⁴)			
	²²⁸ Th	²⁰¹ Pb	²³² U	²²⁸ Ra
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	39 ± 11	3,7 ± 0,4	≤ 0,02	≤ 0,03
<i>Emiliania huxleyi</i>	31 ± 12	3,4 ± 0,6	≤ 0,01	≤ 0,03
<i>Oscillatoria woronichinii</i>	1,1 ± 0,7	1,3 ± 0,2	≤ 0,004	≤ 0,006

L'IAEA (1980) rapporte pour sa part un facteur de bioconcentration de $8,3 \times 10^2$ dans un échantillon composite de phytoplancton prélevé en milieu marin, près de Kalpakkam, en Inde.

Sirelkhatim et ses collaborateurs (2008) ont mesuré les teneurs en ²²⁶Ra accumulées dans des algues marines pluricellulaires enracinées d'eaux peu profondes de Flamingo Bay, au Soudan. L'algue verte, *Halamedia* sp. montre une accumulation de 8,2 Bq/kg (poids sec) et l'algue brune, *Cystoseria* sp., en a accumulé 3,7 Bq/kg. Ce résultat n'est pas significativement différent de ceux obtenus chez d'autres espèces d'algues analysées, soit *Turbinaria* sp. (4,5 Bq/kg), *Sargassum* sp. (5,5 Bq/kg) et *Padina* sp. (5,1 Bq/kg). La concentration mesurée dans les sédiments variant entre 2,1 et 5,1 Bq/kg (moyenne de 3,03 Bq/kg), ces valeurs correspondent à des FBC_{sédiments-algues} de 0,73 à 3,9. À l'exception de l'algue brune *Turbinaria* sp., les niveaux de radium dans les algues analysées par Sirelkhatim et ses collaborateurs (2008) sont plus élevés comparativement à ceux rapportés pour les mêmes espèces dans une étude antérieure (tableau 5).

Tableau 5 – Teneurs en ²²⁶Ra (Bq/kg) dans des algues pluricellulaires marines.

Espèce	Sirelkhatim et collab. (2008)	Bonotto (1990)
<i>Halamedia</i> sp.	8,2	1,8
<i>Padina</i> sp.	5,1	2,5
<i>Sargassum</i> sp.	5,5	3,7
<i>Turbinaria</i> sp.	4,5	4,4

3.2. TOXICITÉ

Aucune étude portant sur les effets toxiques du radium sur les algues ou plantes aquatiques n'a été répertoriée dans la littérature.

4. PLANTES TERRESTRES

4.1. BIOACCUMULATION

La bioaccumulation du ^{226}Ra par les plantes terrestres a été largement étudiée. Il s'agirait du radionucléide naturel le plus facilement incorporé par la végétation (Rayno, 1983).

L'absorption par les plantes du radium présent dans les sols dépend fortement de la teneur en matière organique, du pH et de la texture du sol (Yunoki et collab., 1993). Par exemple, la prise en charge du radium (^{226}Ra et ^{228}Ra) par différentes espèces végétales est inversement corrélée à la capacité d'échange cationique du sol, ce qui signifie que l'apport en carbonates et en cations dans le sol par chaulage peut entraîner une diminution de l'absorption du radium par les plantes (Lauria et collab., 2009). Ce résultat pourrait être attribué à une compétition entre les cations. La présence de scories et de mâchefers diminue également l'absorption du radium par les plantes (Bunzl et Trautmannsheimer, 1999) d'où, vraisemblablement, la quantité importante de carbonates dans ces matériaux. Tome et ses collaborateurs (2009) ont pour leur part étudié l'effet du pH, de la présence de phosphates et de l'addition d'acide éthylène diamine tétraacétique (EDTA) ou de citrate sur la prise en charge du ^{226}Ra chez le tournesol (*Helianthus annuus L.*) et la moutarde brune (*Brassica juncea*). Chez les deux espèces, la prise en charge la plus efficace a été observée en absence de phosphates (tableau 6). En présence de phosphates, la prise en charge du radium par le tournesol est inférieure, mais ne varie pas significativement selon le pH. L'ajout d'EDTA abaisse légèrement la prise en charge, mais pas de façon significative par rapport à la présence de phosphates. Ceci suggère une faible disponibilité du complexe Ra-EDTA pour la plante, probablement en raison de la taille du complexe. Des conclusions semblables ont été observées chez la moutarde brune, à l'exception que l'ajout de citrate engendre une augmentation de la prise en charge. Ce résultat s'expliquerait par la plus grande disponibilité de l'ion libre Ra^{2+} en milieu acide. La prise en charge varie donc selon les espèces étudiées, tel que rapporté dans d'autres études (Soudek et collab., 2010).

Tableau 6 – Facteurs de bioconcentration (FBC) chez deux espèces végétales dans différentes conditions expérimentales (Tome et collab., 2009).

Espèce	Conditions	pH		
		5,0	6,7	8,0
Tournesol (<i>Helianthus annuus L.</i>)	En absence de phosphates	0,033	0,062	0,24
	En présence de phosphates	$8,5 \times 10^{-3}$	$8,7 \times 10^{-3}$	$8,4 \times 10^{-3}$
	Ajout d'EDTA	$2,9 \times 10^{-3}$	$7,2 \times 10^{-3}$	-
	Ajout de citrate	$3,0 \times 10^{-3}$	$4,2 \times 10^{-3}$	-
Moutarde brune (<i>Brassica juncea</i>)	En absence de phosphates	0,33	0,20	0,68
	En présence de phosphates	0,23	0,23	0,09
	Ajout d'EDTA	0,11	0,019	-
	Ajout de citrate	0,84	0,023	-

Clulow et ses collaborateurs (1991), qui ont analysé des espèces arbustives en provenance de la région d'Elliot Lake, ont rapporté des teneurs en ^{226}Ra (tableau 7) de :

- 41,8 et 68,9 Bq/kg dans les feuilles et le tronc de peupliers faux-tremble;
- 252,2 et 222,7 Bq/kg dans les feuilles et le tronc de bouleaux blancs;
- 93,1 et 50,7 Bq/kg dans les feuilles et le tronc de saules;
- 34,8 et 32,0 Bq/kg dans les feuilles et le tronc de peupliers baumiers.

Les niveaux en ^{226}Ra mesurés dans le peuplier faux-tremble et dans le bouleau blanc échantillonnés à proximité des résidus dans la région d'Elliot Lake concordent avec ceux rapportés par Dave et ses collaborateurs (1985) pour le même secteur, c'est-à-dire 33 ± 7 à 126 ± 11 Bq/kg et 70 ± 11 à 148 ± 15 Bq/kg dans les feuilles et le tronc du peuplier faux-tremble et de 222 ± 19 à 1021 ± 37 Bq/kg et 130 ± 7 à 633 ± 37 Bq/kg dans les feuilles et le tronc de bouleaux blancs. Kalin (1988) rapporte pour sa part des valeurs moyennes en ^{226}Ra de 96,2 et 92,5 Bq/kg dans le tronc et les feuilles de peupliers faux-tremble, et de 321,9 et 325,6 Bq/kg dans le tronc et les feuilles de bouleaux blancs. Les teneurs mesurées dans les différents arbres pourraient être expliquées par la contamination du limon de la rivière localisée à proximité. En effet, tous les arbres échantillonnés étaient situés à moins de 5 mètres de la rivière Serpent, où sont déversés les effluents des mines, dans une zone sujette aux inondations.

Tableau 7 – Concentrations en ^{226}Ra accumulées dans des arbres et arbustes (Bq/kg; poids sec).

Nom latin	Nom commun	Site	Concentration	Partie échantillonnée	Références
<i>Populus tremuloides</i>	Peuplier faux-tremble	Elliot Lake, Canada	41,8	Feuilles	Clulow et collab. (1991)
			68,9	Tronc	
			33 ± 7 à 126 ± 11	Feuilles	Dave et collab. (1985)
			70 ± 11 à 148 ± 15	Tronc	
			92,5	Feuilles	Kalin (1988)
			96,2	Tronc	
<i>Populus grandidentata</i>	Peuplier à grandes dents		52,7	Feuilles	Clulow et collab. (1991)
<i>Populus balsamifera</i>	Peuplier baumier		98,7	Tronc	
			34,8	Feuilles	
			32,0	Tronc	
<i>Betula papyrifera</i>	Bouleau blanc	Elliot Lake, Canada	252,2	Feuilles	Clulow et collab. (1991)
			222,7	Tronc	
			222 ± 19 à 1021 ± 37	Feuilles	Dave et collab. (1985)
			130 ± 7 à 633 ± 37	Tronc	
			325,6	Feuilles	Kalin (1988)
			321,9	Tronc	

Nom latin	Nom commun	Site	Concentration	Partie échantillonnée	Références
<i>Salix</i> sp.	Saule	Elliot Lake, Canada	93,1	Feuilles	Clulow et collab. (1991)
			50,7	Tronc	
<i>Alnus rugosa</i>	Aulne blanc		99,7	Feuilles	
			135,7	Tronc	
			15	Jeunes feuilles	Rodriguez et collab. (2010)
<i>Quercus ilex</i>	Chêne vert		17	Feuilles âgées d'un an	
			2,5	Fruit	
		Mine d'uranium restaurée à Extrémadure, Espagne	25	Jeunes feuilles	
<i>Quercus suber</i>	Chêne-liège		34	Feuilles âgées d'un an	
			4	Fruit	
			79	Jeunes feuilles	
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Gommier de Camaldoli		136	Feuilles âgées d'un an	
			57	Fruit	

Des études ont permis de déterminer *in situ* des FBC pour des arbres et des arbustes présents sur des sites contaminés par du radium. Il a été démontré que le pin absorbe plus efficacement les radionucléides naturels retrouvés dans les sols, y compris le ^{226}Ra , lors des premières années de croissance (Alioncik et Butkus, 2012). En effet, le facteur de bioconcentration des premières années s'élevait jusqu'à $0,065 \pm 0,011$, alors qu'il se stabilisait à $0,044 \pm 0,007$ après 10 ans. Madruga et ses collaborateurs (2001) rapportent pour leur part des FBC variant entre 0,01 et 0,18 pour le pin, l'eucalyptus commun et une espèce d'arbustes (*Cytisus* sp.). Des FBC de 0,052 à 9,3 (poids sec) ont été obtenus sur la base d'échantillons de sols et de différentes espèces végétales (aiguilles d'épinette noire, aiguilles de pin gris, thé du Labrador et bleuets) poussant dans un site peu contaminé au nord de la Saskatchewan (Thomas, 2000). L'auteur rapporte une moyenne arithmétique, toutes espèces confondues, de 4,1, basée sur une concentration en radium dans le sol de 1 mg/kg. Chez trois espèces d'arbres (*Eucalyptus globulus*, *Pinus pinea* et *Cytisus* sp.), la comparaison des FBC vers les aiguilles à celui vers les racines n'a pas démontré de différence significative pour un même site d'échantillonnage (Madruga et collab., 2001). L'accumulation de radium à partir du sol vers les fruits est pour sa part inférieure au transfert vers les feuilles. Les FBC répertoriés dans la littérature pour différentes espèces d'arbres et d'arbustes sont résumés au tableau 8.

Tableau 8 - Facteurs de bioconcentration (FBC) pour différentes espèces d'arbres et d'arbustes dans différents types de sols (COT : carbone organique total).

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Aulne glutineux	<i>Alnus glutinosa</i>	Sol-plante 0,01	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2007a)
		Sol-fleur + graine (0,39 – 3,7) x 10 ⁻²	- Sol sableux - pH = 5,3 - COT = 4,02 % - P = 14,2 mg/kg - K = 15,8 mg/kg - Mg = 184 mg/kg - Ca = 1 896 Bq/kg - ²²⁶Ra = 5 110 ± 46 Bq/kg	
Anacardier	<i>Anacardium occidentale</i>	Sol-feuille 0,42 – 0,64	- pH = 5,8 – 6,0 - COT = 2,2 – 9,7 % - % humidité = 12,6 – 18,4 - K = 4 867 – 7 301 mg/kg - ²²⁶Ra = 9 – 17,9 Bq/kg	James et collab. (2011)
		Sol-feuille 0,36 ± 0,06	- pH = 4,9 – 5,7 - COT = 2,0 – 7,4 % - % humidité = 6,9 – 12,4 - K = 3 775 – 4 399 mg/kg - ²²⁶Ra = 8,7 – 14,1 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Badamier	<i>Terminalia catappa</i>	Sol-feuille 0,37 – 2,02	- pH = 5,8 – 6,0 - COT = 2,2 – 9,7 % - % humidité = 12,6 – 18,4 - K = 4 867 – 7 301 mg/kg - ²²⁶Ra = 9 – 17,9 Bq/kg	James et collab. (2011)
Bananier	<i>Musa paradisiaca</i>	Sol-feuille 0,04 – 0,38	- pH = 5,6 – 6,5 - COT = 3,4 – 9,6 % - % humidité = 2,3 – 21,9 - K = 5 335 – 8 393 mg/kg - ²²⁶Ra = 8 – 23,7 Bq/kg	
Bouleau verruqueux	<i>Betula pendula</i>	Sol-fleur + graine (1,4 – 8,6) x 10 ⁻²	- Sol sableux - pH = 5,2 - COT = 3,85 % - P = 36,7 mg/kg - K = 17,8 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 588 Bq/kg - ²²⁶Ra = 4 900 ± 44 Bq/kg	Soudek et collab. (2007b)
		Sol-plante 0,08	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 - 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	
Champaca	<i>Michealia champaka</i>	Sol-feuille 1,77 – 8,21	- pH = 5,6 – 6,5 - COT = 3,4 – 9,6 % - % humidité = 2,3 – 21,9 - K = 5 335 – 8 393 mg/kg - ²²⁶Ra = 8 – 23,7 Bq/kg	James et collab. (2011)

Nom commun	Nom latin		FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Chêne-liège	<i>Quercus suber</i>	Sol-feuille	0,16 ± 0,01	- 41,4 % sable grossier - 49,6 % sable fin - 9,1 % argile - 2,8 % COT - pH = 6,7 - ²²⁶Ra = 216 ± 8 Bq/kg	Rodriguez et collab. (2010)
Chêne vert	<i>Quercus ilex</i>	Sol-feuille	0,048 ± 0,006		
		Sol-fruit	(7,8 ± 0,4) x 10 ⁻³	- 40,3 % sable grossier - 42 % sable fin	
		Sol-fruit	0,020 ± 0,001	- 17,7 % argile - 4,2 % COT	
Cytise à fleurs blanches	<i>Cytisus multiflorus</i>	Sol-feuille	0,048 ± 0,011	- pH = 6,2 - ²²⁶Ra = 305 ± 9 Bq/kg	
Gommier de Camaldoli	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Sol-feuille	0,44 ± 0,02	- 41,7 % sable grossier - 46,7 % sable fin - 12 % argile - 4,2 % COT	
		Sol-fruit	0,18 ± 0,01	- pH = 4,6 - ²²⁶Ra = 354 ± 14 Bq/kg	
Grand sureau	<i>Sambucus nigra</i>	Sol-fleur + graine	(0,28 – 3,35) x 10 ⁻²	- Sol sableux - pH = 5,3 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 17,3 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg - ²²⁶Ra = 7 170 ± 70 Bq/kg	Soudek et collab. (2007b)

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Grand sureau	<i>Sambucus nigra</i>	Sol-plante 0,03	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2007a)
Jamelonier	<i>Syzygium cumini</i>	Sol-feuille 0,82 – 1,08	- pH = 5,8 – 6,0 - COT = 2,2 – 9,7 % - % humidité = 12,6 – 18,4 - K = 4 867 – 7 301 mg/kg - ²²⁶Ra = 9 – 17,9 Bq/kg	James et collab. (2011)
		Sol-feuille 0,34 – 0,36	- pH = 4,9 – 5,7 - COT = 2,0 – 7,4 % - % humidité = 6,9 – 12,4 - K = 3 775 – 4 399 mg/kg - ²²⁶Ra = 8,7 – 14,1 Bq/kg	
Manguier	<i>Mangifera indica</i>	Sol-feuille 1,34 ± 0,08	- pH = 5,8 – 6,0 - COT = 2,2 – 9,7 % - % humidité = 12,6 – 18,4 - K = 4 867 – 7 301 mg/kg - ²²⁶Ra = 9 – 17,9 Bq/kg	
Peuplier noir	<i>Populus sp. (cf. nigra)</i>	Sol-plante 0,02	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2007a)
Peuplier tremble	<i>Populus tremula</i>	Sol-plante 0,04	- K = 173 – 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	
Pin sylvestre	<i>Pinus sylvestris</i>	Sol-plante 0,01	- ²²⁶Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Teck	<i>Tectona grandis</i>	Sol-feuille 1,47 – 5,84	- pH = 5,8 – 6,0 - COT = 2,2 – 9,7 % - % humidité = 12,6 – 18,4 - K = 4 867 – 7 301 mg/kg - ²²⁶Ra = 9 – 17,9 Bq/kg	James et collab. (2011)
		Sol-feuille 0,55 – 2,38	- pH = 4,9 – 5,7 - COT = 2,0 – 7,4 % - % humidité = 6,9 – 12,4 - K = 3 775 – 4 399 mg/kg - ²²⁶Ra = 8,7 – 14,1 Bq/kg	

Bettencourt et ses collaborateurs (1985) ont mesuré les teneurs accumulées dans des légumes cultivés à proximité d'une ancienne usine de sels de radium à Barração, au nord du Portugal. Celle-ci a été en activité de 1912 à 1944 et est abandonnée depuis. Bien que l'usine ne soit plus en fonction depuis près de 35 ans au moment de l'étude, il est possible de voir une accumulation dans les légumes poussant à proximité (tableau 9). L'accumulation est largement supérieure à celle de la zone témoin.

Tableau 9 – Teneurs en radium (Bq/kg) mesurées chez des légumes poussant à proximité d'une ancienne usine de sels de radium au Portugal (Bettencourt et collab., 1985).

	Zone A1	Zone A2	Zone B – 400 m de l'usine	Zone de référence
Chou	89 ± 40 (n=9)	36 ± 14 (n=11)	19 ± 13 (n=8)	≤ 0,30
Navet	-	53 ± 33 (n=4)	-	0,67 ± 0,60 (n=1)
Pomme de terre	-	3,6 ± 3,0 (n=3)	1,1 ± 0,3 (n=4)	-
Sol	18 ± 7 (n=5)	5,6 ± 3,1 (n=5)	1,2 ± 0,1 (n=5)	≤ 0,10

Au Canada, à moins de 500 m des résidus de la mine d'uranium d'Elliot Lake (Ontario), une étude a mis en évidence que la concentration totale en ^{226}Ra dans des bleuets (*Vaccinium angustifolium*) variait de 20 à 290 Bq/kg (poids sec), alors que les concentrations étaient proches des teneurs de fond, à 6 Bq/kg (poids sec), à des distances égales ou supérieures à 1 km (Dave et collab., 1985). La concentration moyenne dans les sols, à proximité des résidus, est estimée à $3\,670 \pm 890$ Bq/kg. Dans une autre étude, des tomates, cultivées sur des sols amendés périodiquement à l'aide de fertilisants phosphatés contenant différentes concentrations de radionucléides (630 Bq/kg de ^{226}Ra , 195 Bq/kg de ^{238}U et 630 Bq/kg de ^{210}Po), n'ont pas accumulé de ^{226}Ra (Enamorado et collab., 2009). Il en est de même pour la canne à sucre cultivée sur des sols amendés périodiquement à l'aide de fertilisants phosphatés contenant 316 Bq/kg de ^{226}Ra , 1 151 Bq/kg de ^{232}Th et 287 Bq/kg de ^{40}K (da Conceicao et collab., 2009). D'autres facteurs de bioconcentration pour des espèces comestibles sont présentés au tableau 10.

Tableau 10 - Facteurs de bioconcentration (FBC) pour différentes espèces comestibles dans différents types de sols (COT : carbone organique total).

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Aubergine	<i>Solanum melongena</i>	Sol-fruit $2,6 \times 10^{-3}$ (n = 2)	- % d'eau = 2,4 – 12,7 % - pH = 4,3 – 7,3 - COT = 16 – 24,3 g/kg - Ba = 152 – 342 mg/kg - U = 1,4 – 3,1 mg/kg - Ra = 19,6 – 41,8 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
Arachide	<i>Arachis hypogaea</i>	Sol-fruit $6,9 \times 10^{-3}$ (n = 1)	- % d'eau = 11,4 % - pH = 6,4 - COT = 59,2 g/kg - Ba = 166 mg/kg - U = 1,5 mg/kg - Ra = 17,5 Bq/kg	
Blé	<i>Triticum</i> sp.	Sol-céréale 3×10^{-3} (n = 7)	- % d'eau = 2,4 – 10,7 % - pH = 5,1 – 6,9 - COT = 15,3 – 66,6 g/kg - Ba = 130 – 351 mg/kg - U = 1,0 – 3,5 mg/kg - Ra = 14,3 – 57,5 Bq/kg	
Bok choy	<i>Brassica capestris</i>	Sol-plante (0,68 – 0,96) $\times 10^{-3}$	^{226}Ra = 53 – 60 Bq/kg	Yunoki et collab. (1993)
Canne à sucre	<i>Saccharum officinarum</i> L.	Sol-plante 0,02	- Ultisol argileux rouge contenant : - 10 – 25 Bq/kg de ^{226}Ra - 8 – 11 Bq/kg de ^{232}Th - 105 – 143 Bq/kg de ^{40}K - Amendé avec de l'engrais phosphaté contenant : - 316 Bq/kg de ^{226}Ra - 1 151 Bq/kg de ^{232}Th	da Conceicao et collab. (2009)

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Carotte	<i>Daucus carota</i>	0,069	- 287 Bq/kg de ⁴⁰ K	Soudek et collab. (2010)
			- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ²²⁶ Ra = 4 500 Bq/kg <u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg	
		0,21	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	Soudek et collab. (2007a)
			- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶ Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Carotte	<i>Daucus carota</i>	0,079	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium - $^{226}\text{Ra} = 13\,000\text{ Bq/kg}$	Soudek et collab. (2010)
			<u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg	
			<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	
		3,3 x 10 ⁻² (n = 3)	- % d'eau = 2,3 – 14,2 % - pH = 6,0 – 6,5 - COT = 13,8 – 99,7 g/kg - Ba = 172 – 444 mg/kg - U = 1,8 – 4,2 mg/kg - Ra = 26,5 – 42,8 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
			- % d'eau = 2,3 % - pH = 6,5 - COT = 13,8 g/kg - Ba = 444 mg/kg - U = 3,1 mg/kg - Ra = 42,8 Bq/kg	
		2,7 x 10 ⁻² (n = 1)		

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence	
Concombre	Cucumis sativus	Sol-fruit	8,2 x 10 ⁻³ (n = 3)	- % d'eau = 6,5 – 11,4 % - pH = 6,3 – 6,7 - COT = 40,6 – 72,6 g/kg - Ba = 139 – 329 mg/kg - U = 2,3 – 3,3 mg/kg - Ra = 28,6 – 47,9 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
		Sol-feuille	6,8 x 10 ⁻³ (n = 7)	- % d'eau = 1,7 – 8,2 % - pH = 5,3 – 7,6 - COT = 11,1 – 95,7 g/kg - Ba = 216 – 512 mg/kg - U = 1,7 – 4,2 mg/kg - Ra = 20,5 – 56,5 Bq/kg	
Chou	Brassica oleracea	Sol-plante	0,022	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ²²⁶Ra = 4 500 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
				<u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence	
Chou	<i>Brassica oleracea</i>	Sol-plante	0,068	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d’une ancienne mine d’uranium - ²²⁶Ra = 13 000 Bq/kg <u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
Chou chinois	<i>Brassica rapa</i> subsp. <i>Pekinensis</i>	Sol-feuille	1,5 x 10 ⁻² (n = 4)	- % d’eau = 1,4 – 15,4 % - pH = 5,7 – 7,0 - COT = 9,6 – 40,6 g/kg - Ba = 129 – 397 mg/kg - U = 1,0 – 2,9 mg/kg - Ra = 13,9 – 42 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
Échalote	<i>Allium fistulosum</i>	Sol-feuille	1,6 x 10 ⁻² (n = 7)	- % d’eau = 3,0 – 8,6 % - pH = 5,4 – 7,1 - COT = 28,4 – 74,4 g/kg - Ba = 152 – 370 mg/kg - U = 1,6 – 2,8 mg/kg - Ra = 16,5 – 29,9 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence	
Épinard	Spinacia oleracea	Sol-feuille	7,5 x 10 ⁻³ (n = 2)	- % d'eau = 2,6 – 14,1 % - pH = 6,2 – 6,9 - COT = 14 – 15 g/kg - Ba = 122 – 490 mg/kg - U = 1,7 – 2,6 mg/kg - Ra = 17,1 – 28,8 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
		Sol-plante	(0,73 – 1,00) x 10 ⁻³	²²⁶ Ra = 53 - 60 Bq/kg	Yunoki et collab. (1993)
Fraisier des bois	Fragaria vesca	Sol-plante	0,05	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 - 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶ Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2007a)
		Sol-plante	0,16	- ²²⁶ Ra = 53 Bq/kg	Popa et collab. (2008)
		Sol-plante	3,36	- ²²⁶ Ra = 370 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Haricot	<i>Phaseolus vulgaris</i> « Bobis Nano »	0,069	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 13 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Phaseolus vulgaris</i> var. <i>nanus</i> « Aida Gold »	0,040	<u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Haricot	<i>Phaseolus vulgaris</i> « Bobis Nano »	0,018	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 4 500 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Phaseolus vulgaris</i> var. <i>nanus</i> « Aida Gold »	0,031	<u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	
Laitue	<i>Lactuca</i> sp.	Sol-feuille	$7,7 \times 10^{-3}$ (n = 1) - % d'eau = 8 – 16,1 % - pH = 5,6 – 6,0 - COT = 31,4 – 68 g/kg - Ba = 149 – 504 mg/kg - U = 2,8 – 3,1 mg/kg - Ra = 30,9 – 41,7 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence	
Maïs	<i>Zea mays</i> « Andrea F1 »	Sol-plante	0,013	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ²²⁶Ra = 4 500 Bq/kg <u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
Margose	<i>Momordica charantia</i>	Sol-fruit	2 x 10 ⁻³ (n = 1)	- % d'eau = 6,4 % - pH = 8,1 - COT = 17,1 g/kg - Ba = 348 mg/kg - U = 2,3 mg/kg - Ra = 34,6 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
Menthe poivrée	<i>Mentha piperita</i>	Sol-plante	0,41	- ²²⁶ Ra = 140 Bq/kg	Popa et collab. (2008)
		Sol-plante	1,45	- ²²⁶ Ra = 160 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence	
Menthe des champs	<i>Mentha arvensis</i>	Sol-plante	0,19	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2007a)
Moutarde brune	<i>Brassica juncea</i>	Sol-plante	0,37	- ²²⁶Ra = 6,51 Bq/kg	Hariandra et Amin (2008)
Moutarde blanche	<i>Sinapis alba</i> « Zlata »	Sol-plante	0,05	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d’une ancienne mine d’uranium - ²²⁶Ra = 13 000 Bq/kg <u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence	
Moutarde blanche	<i>Sinapis alba</i> « Zlata »	Sol-plante	0,026	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ²²⁶Ra = 4 500 Bq/kg Boues : - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg Terre à jardin : - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
Navet	<i>Brassica rapa</i> var. <i>hakabura</i>	Sol-feuille	3 x 10 ⁻² (n=1)	- % d'eau = 3,0 % - pH = 7,2 - COT = 24,1 g/kg - Ba = 386 mg/kg - U = 1,6 mg/kg - Ra = 17,6 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
Oignon	<i>Allium cepa</i>	Sol-racine	2,7 x 10 ⁻³ (n=2)	- % d'eau = 1,5 – 5,1 % - pH = 6,6 – 7,4 - COT = 13,8 – 21,9 g/kg - Ba = 179 – 523 mg/kg - U = 2,5 – 3,5 mg/kg - Ra = 26,1 – 43,9 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Orge	<i>Hordeum vulgare</i>	Sol-céréale 1,5 x 10 ⁻³ (n=1)	- % d'eau = 6,0 – 13,9 % - pH = 6,7 – 6,8 - COT = 19,2 – 32,5 g/kg - Ba = 210 – 247 mg/kg - U = 2,2 – 3,0 mg/kg - Ra = 31,9 – 34,3 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
Patate douce	<i>Ipomoea batatas</i>	Sol-tubercule 3,5 x 10 ⁻³ (n=3)	- % d'eau = 0,3 – 8,8 % - pH = 5,7 – 6,9 - COT = 2,2 – 47 g/kg - Ba = 186 – 521 mg/kg - U = 1,2 – 2,4 mg/kg - Ra = 16 – 34,2 Bq/kg	
Persil	<i>Petroselinum crispum</i> convar. <i>radicosum</i> « Hanacka »	Sol-plante 0,06	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ²²⁶Ra = 4 500 Bq/kg <u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Piment fort	<i>Capsicum annuum</i> « Marysa »	0,041	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 13 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Capsicum annuum</i> « Nigra »	0,033	<u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg	
	<i>Capsicum annuum</i> « Berta »	0,029	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Piment fort	<i>Capsicum annuum</i> « Marysa »	0,05	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 4 500 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Capsicum annuum</i> « Nigra »	0,048	<u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg	
	<i>Capsicum annuum</i> « Berta »	0,039	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Pois	<i>Pisum sativum</i> convar. <i>medullare</i> « Ambrosia »	0,023	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 13 000 Bq/kg <u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Pisum sativum</i> convar. <i>medullare</i> « Gloriosa »	0,031	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Pois	<i>Pisum sativum</i> convar. <i>medullare</i> « Ambrosia »	0,046	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 4 500 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Pisum sativum</i> convar. <i>medullare</i> « Gloriosa »	0,11	<u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	
Poivron	<i>Capsicum annuum</i>	Sol-fruit	$3,3 \times 10^{-3}$ (n=1) - % d'eau = 9,8 – 10,2 % - pH = 5,7 – 6,0 - COT = 55,6 – 75,5 g/kg - Ba = 135 – 178 mg/kg - U = 2,2 – 3,1 mg/kg - Ra = 30,8 – 33,3 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
Pomme de terre	<i>Solanum tuberosum</i>	Sol-tubercule	$1,8 \times 10^{-3}$ (n=6) - % d'eau = 1,6 – 8,0 % - pH = 5,2 – 7,1 - COT = 8,2 – 58 g/kg - Ba = 203 – 415 mg/kg - U = 1,8 – 4,0 mg/kg - Ra = 22,7 – 69,4 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Radis blanc	<i>Raphanus sativus</i> var. <i>longipinnatus</i>	Sol-feuille $7,68 \times 10^{-3}$ (n=1)	- % d'eau = 5,7 % - pH = 5,0 - COT = 61,4 g/kg - Ba = 441 mg/kg - U = 4,2 mg/kg - Ra = 60,3 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
		Sol-racine $8,7 \times 10^{-3}$ (n=6)	- % d'eau = 1,4 – 9,7 % - pH = 5,4 – 7,4 - COT = 21,3 – 70,8 g/kg - Ba = 104 – 526 mg/kg - U = 1,0 – 3,6 mg/kg - Ra = 10,8 – 38 Bq/kg	
Riz	<i>Oriza sativa</i>	Sol-plante $<5,0 \times 10^{-2}$	- pH = $5,0 \pm 0,29$ - % sable = $33,7 \pm 10,2$ - % silt = $63,2 \pm 8,4$ - % argile = $3,0 \pm 2,3$ - COT = $13,2 \pm 2,6$ % - ^{226}Ra = 13,7 – 33,6 Bq/kg	Karunakara et collab. (2013)
		Sol-plante $<4,1 \times 10^{-2}$		
		Sol-plante $(0,18 - 0,28) \times 10^{-3}$	- ^{226}Ra = 53 – 60 Bq/kg	Yunoki et collab. (1993)
		Sol-céréale $4,6 \times 10^{-4}$ (n=46)	- % d'eau = 0,9 – 18,8 % - pH = 4,8 – 6,9 - COT = 13,8 – 125,3 g/kg - Ba = 123 – 523 mg/kg - U = 1,5 – 10,6 mg/kg - Ra = 16,9 – 112 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
		Sol-céréale $(< 0,13 - 1,58) \times 10^{-3}$	- ^{226}Ra = 0,0169 – 0,112 Bq/kg	Uchida et Tagami (2009)

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Soja	<i>Glycine max (L.) Merr.</i>	Sol-fruit 6,5 x 10 ⁻³ (n=6)	- % d'eau = 5,4 – 8,7 % - pH = 4,6 – 6,8 - COT = 17,2 – 51,5 g/kg - Ba = 124 – 355 mg/kg - U = 1,9 – 3,3 mg/kg - Ra = 20,7 – 42,4 Bq/kg	Tagami et Uchida (2009)
Taro	<i>Colocasia esculenta</i>	Sol-tubercule 2,5 x 10 ⁻³ (n=1)	- % d'eau = 2,2 – 3,3 % - pH = 5,2 – 7,8 - COT = 20,1 – 31,6 g/kg - Ba = 337 – 415 mg/kg - U = 2,5 – 3,7 mg/kg - Ra = 39,3 – 45,5 Bq/kg	
Tomate	<i>Lycopersicon lycopersicum</i> « Albertovské »	0,062	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium - ²²⁶Ra = 13 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Lycopersicon lycopersicum</i> « Stupické »	0,041	<u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg	
	<i>Lycopersicon lycopersicum</i> « Start F1 »	0,023	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Tomate	<i>Lycopersicum esculentum</i> Mill L.	Sol-fruits	- Sol classifié « <i>aeric endoaquepts</i> » contenant : - 30 Bq/kg de ²²⁶Ra - 17 Bq/kg d'²³⁸U - 26 Bq/kg de ²¹⁰Po - Amendé avec de l'engrais phosphaté contenant : - 630 Bq/kg de ²²⁶Ra - 195 Bq/kg d'²³⁸U - 630 Bq/kg de ²¹⁰Po	Enamorado et collab. (2009)
	<i>Lycopersicon lycopersicum</i> « Albertovské »		- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ²²⁶Ra = 4 500 Bq/kg	
	<i>Lycopersicon lycopersicum</i> « Stupické »''	Sol-plante	<u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Lycopersicon lycopersicum</i> « Start F1 »			

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Tournesol	<i>Helianthus annuus</i> « Obrovska »	Sol-plante 0,037	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 13 000 Bq/kg <u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Tournesol	<i>Helianthus annuus</i> « Obrovska »	Sol-plante 0,018	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 4 500 Bq/kg <u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)

Thomas et Gates (1999) ont mesuré les teneurs en ^{226}Ra accumulées dans *Cladina stellaris*, une espèce de lichen, prélevés à proximité de mines d'uranium en Saskatchewan (tableau 11). Les auteurs ne rapportent aucune différence significative selon les sites échantillonnés.

Tableau 11 – Concentrations en ^{226}Ra accumulées dans l'espèce lichénique *Cladina stellaris* (poids sec) à proximité de mines d'uranium en Saskatchewan (Thomas et Gates, 1999).

Site	Concentration en ^{226}Ra (Bq/kg)
Wollaston Post	6,0
Hungry Island	5,0
Lac Parker	20
Burned Peninsula	10
Nord du lac Torwalt	18
Amont du lac McLean	4,7
Lac Henday	14
Power Station	11
Moyenne $\pm$ Écart-type	11 $\pm$ 6

Dragovic et Mandic (2010) ont mesuré l'accumulation en ^{226}Ra et en ^{228}Ra chez des mousses et des lichens d'écosystèmes semi-naturels de Serbie et du Monténégro. Les concentrations mesurées dans les mousses variaient de 7,3 à 29 Bq/kg pour le ^{226}Ra et de 2,8 à 34 Bq/kg pour le ^{228}Ra , alors que la moyenne géométrique était de 16 Bq/kg dans les deux cas. Dans le cas des lichens, les concentrations variaient de 9,3 à 20 Bq/kg pour le ^{226}Ra et de 6,5 à 22 Bq/kg pour le ^{228}Ra , avec des moyennes géométriques de 14 et de 13 Bq/kg respectivement. La variabilité interspécifique s'expliquerait en partie par les différences morphologiques et physiologiques, les espèces ayant des surfaces de contact supérieures affichant des concentrations plus élevées. Les facteurs de bioconcentration obtenus pour les mousses étaient de 0,19 pour le ^{226}Ra et de 0,16 pour le ^{228}Ra , tandis que pour le lichen ils étaient de 0,15 pour le ^{226}Ra et de 0,13 pour le ^{228}Ra . Ces facteurs sont comparables à ceux répertoriés dans la littérature (tableau 12 et tableau 13).

Tableau 12 – Facteurs de bioconcentration moyens chez des mousses pour le ^{226}Ra et le ^{228}Ra .

Facteurs de bioconcentration		Référence
^{226}Ra	^{228}Ra	
0,19 $\pm$ 1,05	0,16 $\pm$ 1,06	Dragovic et Mandic (2010)
0,21 $\pm$ 0,06	0,21 $\pm$ 0,06	Beresford et collab. (2008b)*
0,09 $\pm$ 0,06	-	Dragovic et collab. (2010b)*
0,33	-	Dowdall et collab. (2005)*
0,05	-	Sheppard et collab. (2005)*

* Cités dans Dragovic et Mandic (2010).

Tableau 13 – Facteurs de bioconcentration moyens chez des lichens pour le ^{226}Ra et le ^{228}Ra .

Facteurs de bioconcentration		Référence
^{226}Ra	^{228}Ra	
$0,15 \pm 1,07$	$0,13 \pm 1,07$	Dragovic et Mandic (2010)
$0,21 \pm 0,06$	$0,21 \pm 0,06$	Beresford et collab. (2008b)*

* Cité dans (Dragovic et Mandic, 2010).

Clulow et ses collaborateurs (1992) ont quant à eux mesuré les teneurs dans différentes espèces de champignons poussant dans la région d'Elliot Lake. Bien que *Polyporus* ait démontré des teneurs plus élevées, il n'y a pas de différences significatives entre les espèces (tableau 14).

Tableau 14 – Accumulation en ^{226}Ra dans des champignons prélevés sur les résidus de la mine d'Elliot Lake (Clulow et collab., 1992).

Espèce	Concentration
<i>Fomes</i>	8,9
<i>Hydnum</i>	2,7
<i>Polyporus</i>	215,4
<i>Stereum</i>	71,1

Une grande partie du radium pris en charge par les plantes se concentre dans les racines et, dans une moindre mesure, dans les feuilles (Popa et collab., 2008). Mirka et ses collaborateurs (1996) ont évalué les niveaux en ^{226}Ra dans les quenouilles (*Typha latifolia*) provenant du bassin versant de la rivière Serpent, une zone près d'Elliot Lake en Ontario, où ont été exploitées des mines d'uranium de 1955 à 1996. Les racines ont démontré les plus fortes accumulations ($1\,135 \pm 391,5$ Bq/kg), suivis par les tiges ($248,2 \pm 109$ Bq/kg) et les feuilles ($275,9 \pm 66,8$ Bq/kg) (poids sec, n=6). Toutes parties confondues, l'accumulation moyenne est estimée à 553 ± 163 Bq/kg (poids sec). Des quenouilles prélevées dans deux zones témoins, une rapprochée, localisée à 20 km du parc à résidus de la mine, et une éloignée, localisée dans la région de Sudbury, présentaient des teneurs plus faibles. Les plantes provenant de la zone témoin rapprochée présentaient des teneurs de $18,5 \pm 4,6$ Bq/kg dans les feuilles, de $21,4 \pm 5,5$ Bq/kg dans les tiges et de $20,3 \pm 3,8$ Bq/kg dans les racines (poids sec, n=3), alors qu'elles étaient de $10,9 \pm 4,7$ Bq/kg dans les feuilles, de $7,6 \pm 1,9$ Bq/kg dans les tiges et de $27,1 \pm 11,0$ Bq/kg dans les racines (poids sec, n=3) pour le site témoin éloigné. Ceci représente une moyenne de 20,2 et de 15,2 Bq/kg (poids sec, n = 3) pour le site témoin local et éloigné. Ces données concordent avec celles obtenues par Kalin (1988), qui rapporte des valeurs moyennes en ^{226}Ra de 88,8, de 173,9 et de 1 036 Bq/kg (poids humide) dans les feuilles, les tiges et les racines de quenouilles échantillonnées dans la région d'Elliot Lake. Popova, Kodaneva et Vavilov (1964, cité dans Rayno, 1983) ont proposé l'existence d'un gradient acropète du ^{226}Ra dans les plantes, la concentration dans les feuilles diminuant de façon progressive des plus vieilles aux plus jeunes. Ce gradient, qui existerait également pour l'uranium et le thorium, a été observé chez le gommier de Camaldoli (*Eucalyptus cameldulensis*) poussant sur un ancien site minier en Espagne (tableau 7), mais pas dans le cas du chêne vert (*Quercus ilex*) et du chêne-liège (*Quercus suber*) poussant au même endroit (Rodriguez et collab., 2010).

Un facteur de bioconcentration de 0,09 est rapporté pour les espèces fourragères (Simon et Ibrahim, 1987), alors qu'il s'agit d'une valeur de 0,38 pour des plantes sauvages (Martinez-Agguire et Perianez, 1998, cité dans Madruga et collab., 2001). Ces facteurs de bioconcentration se situent dans la plage rapportée par Tracy et ses collaborateurs (1983) pour les produits du jardin (10^{-4}) et des mousses prélevées sur un site d'exploitation de l'uranium au nord de la Saskatchewan (0,7 à 11,8) (Canada Wide Mines, 1980). Les FBC pour des espèces végétales, autres que les arbres, les arbustes et les espèces comestibles, sont présentées au tableau 15.

Tableau 15 - Facteurs de bioconcentration (FBC) pour différentes espèces végétales dans différents types de sols (COT : carbone organique total).

Nom commun	Nom latin		FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Armoise commune	<i>Artemisia vulgaris</i>	Sol-plante	0,01	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2007a)
Amarante hypocondriaque	<i>Amaranthus hypochondriacus</i> « Pygmy Torch »	Sol-plante	0,048	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ²²⁶Ra = 4 500 Bq/kg	
Amarante tricolore	<i>Amaranthus tricolor</i> « Early Splendor »	Sol-plante	0,276	<u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Amaranthus tricolor</i>		0,042	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	
Amarante queue de renard	<i>Amaranthus caudatus</i> « Atropurpureus »	Sol-plante	0,052	- Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin		FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Amarante hypocondriaque	<i>Amaranthus hypochondriacus</i> « Pygmy Torch »	Sol-plante	0,053	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 13 000 Bq/kg	
Amarante tricolore	<i>Amaranthus tricolor</i> « Early Splendor »	Sol-plante	0,156	<u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Amaranthus tricolor</i>		0,043	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	
Amarante queue de renard	<i>Amaranthus caudatus</i> « Atropurpureus »	Sol-plante	0,055	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg - Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ^{226}Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	
Centauree jacée	<i>Centaurea jacea</i>	Sol-plante	0,01		Soudek et collab. (2007a)

Nom commun	Nom latin		FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Chanvre	<i>Cannabis sativa</i> « Beniko »		0,031	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 13 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Cannabis sativa</i> « Silesia »	Sol-plante	0,038	<u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg	
	<i>Cannabis sativa</i> « Juso-11 »		0,029	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Chanvre	<i>Cannabis sativa</i> « Beniko »	0,032	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 4 500 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Cannabis sativa</i> « Silesia »	0,018	<u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg	
	<i>Cannabis sativa</i> « Juso-11 »	0,03	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	
Cirse des champs	<i>Cirsium arvense</i>	Sol-plante	0,06	Soudek et collab. (2007a)
		Sol-plante	0,05	Popa et collab. (2008)

Nom commun	Nom latin		FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Épilobe en épi	<i>Epilobium angustifolium</i>	Sol-plante	0,10	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg	Soudek et collab. (2007a)
Euphorbe ésule	<i>Euphorbia esula</i>	Sol-plante	0,08	- Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶ Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	
Grande ortie	<i>Urtica dioica</i>	Sol-plante	0,03	- ²²⁶ Ra = 10 Bq/kg	Popa et collab. (2008)
		Sol-plante	0,06	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg	
Herbe de Sainte-Sophie	<i>Descurainia sophia</i>	Sol-plante	0,02	- Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶ Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	Soudek et collab. (2007a)
Herbe du Laos	<i>Chromolaena odorata</i>	Sol-feuille	0,03 – 0,23	- pH = 5,6 – 6,5 - COT = 3,4 – 9,6 % - % humidité = 2,3 – 21,9 - K = 5335 – 8393 mg/kg - ²²⁶ Ra = 8 – 23,7 Bq/kg	
		Sol-feuille	0,08 – 0,29	- pH = 5,8 – 6,0 - COT = 2,2 – 9,7 % - % humidité = 12,6 – 18,4 - K = 4 867 – 7 301 mg/kg - ²²⁶ Ra = 9 – 17,9 Bq/kg	James et collab. (2011)
		Sol-feuille	0,03 – 0,35	- pH = 4,9 – 5,7 - COT = 2,0 – 7,4 % - % humidité = 6,9 – 12,4	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
			- K = 3775 – 4399 mg/kg - ²²⁶Ra = 8,7 – 14,1 Bq/kg	
Jonc épars	<i>Juncus effusus</i> L.	Sol-plante 0,078	- ²²⁶Ra = 160 – 1 650 Bq/kg - ²³⁸U = 320 – 450 Bq/kg - ²³⁰Th = 120 – 600 Bq/kg - pH = 4,2 – 6,5 - COT = 8 – 24,1 % - % argile = 12 – 25,2 - P = 21 – 94 mg/kg - K = 103 – 173 mg/kg	Cerne et collab. (2010)
	<i>Linum usitatissimum</i> « Atalante »	0,033	- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium - ²²⁶Ra = 13 000 Bq/kg	
Lin		Sol-plante	<u>Résidus miniers :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 4,55 % - P = 25,8 mg/kg - K = 173 mg/kg - Mg = 159 mg/kg - Ca = 2 003 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Linum usitatissimum</i> « Jitka »	0,025	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Lin	<i>Linum usitatissimum</i> « Atalante »	0,025	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 4 500 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
	<i>Linum usitatissimum</i> « Jitka »	0,016	<u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg <u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin		FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Lupin jaune	<i>Lupinus luteolus</i>	Sol-plante	0,045	- Mélange 1:2 v/v de terre à jardin et de boues prélevées dans une ancienne mine d'uranium - ^{226}Ra = 4 500 Bq/kg	Soudek et collab. (2010)
Lupin blanc	<i>Lupinus albus</i>	Sol-plante	0,022	<u>Boues :</u> - Sol sableux - pH = 5,0 - COT = 8,41 % - P = 32,4 mg/kg - K = 178 mg/kg - Mg = 227 mg/kg - Ca = 8 130 Bq/kg	
Lupin des jardins	<i>Lupinus polyphyllus</i>	Sol-plante	0,077	<u>Terre à jardin :</u> - Loam sableux - pH = 5,6 - COT = 14,37 % - P = 51,1 mg/kg - K = 245 mg/kg - Mg = 2 160 mg/kg - Ca = 5 756 Bq/kg	

Nom commun	Nom latin	FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Lupin jaune	<i>Lupinus luteolus</i>	Sol-plante	0,090	Soudek et collab. (2010)
Lupin blanc	<i>Lupinus albus</i>	Sol-plante	0,052	
Lupin des jardins	<i>Lupinus polyphyllus</i>	Sol-plante	0,16	
Madar	<i>Calotropis gigantea</i>	Sol-feuille	0,05 – 0,34	

- Mélange 1:3 v/v de terre à jardin et de résidus miniers provenant d'une ancienne mine d'uranium
- ^{226}Ra = 13 000 Bq/kg

Résidus miniers :

- Sol sableux
- pH = 5,0
- COT = 4,55 %
- P = 25,8 mg/kg
- K = 173 mg/kg
- Mg = 159 mg/kg
- Ca = 2 003 Bq/kg

Terre à jardin :

- Loam sableux
- pH = 5,6
- COT = 14,37 %
- P = 51,1 mg/kg
- K = 245 mg/kg
- Mg = 2 160 mg/kg
- Ca = 5 756 Bq/kg

- pH = 5,6 – 6,5
- COT = 3,4 – 9,6 %
- % humidité = 2,3 – 21,9
- K = 5 335 – 8 393 mg/kg
- ^{226}Ra = 8 – 23,7 Bq/kg

James et collab.
(2011)

Nom commun	Nom latin		FBC	Caractéristiques des sols	Référence
Matricaire inodore	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Sol-plante	0,08	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0	Soudek et collab. (2007a)
Millepertuis perforé	<i>Hypericum perforatum</i>	Sol-plante	0,09	- COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg	
Molène thapsus	<i>Verbascum thapsus</i>	Sol-plante	0,01	- Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶ Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	
Molinie bleue	<i>Molinia arundinacea</i> (L.) Moench	Sol-plante	0,044	- ²²⁶ Ra = 160 – 1 650 Bq/kg - ²³⁸ U = 320 – 450 Bq/kg - ²³⁰ Th = 120 – 600 Bq/kg - pH = 4,2 – 6,5 - COT = 8 – 24,1 % - % argile = 12 – 25,2 - P = 21 – 94 mg/kg - K = 103 – 173 mg/kg	Cerne et collab. (2010)
Onagre bisanuelle	<i>Oenothera biennis</i>	Sol-plante	0,07	- Sol sableux - pH = 5,0 – 7,0 - COT = 4,55 – 8,41 % - P = 25,8 – 32,4 mg/kg - K = 173 – 278 mg/kg	Soudek et collab. (2007a)
Petite-centaurée commune	<i>Centaureum erythraea</i>	Sol-plante	0,11	- Mg = 159 – 227 mg/kg - Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg - ²²⁶ Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	
Populage des marais	<i>Caltha palustris</i> L.	Sol-plante	0,026	- ²²⁶ Ra = 160 – 1 650 Bq/kg - ²³⁸ U = 320 – 450 Bq/kg - ²³⁰ Th = 120 – 600 Bq/kg - pH = 4,2 – 6,5 - COT = 8 – 24,1 % - % argile = 12 – 25,2 - P = 21 – 94 mg/kg	

Nom commun	Nom latin		FBC	Caractéristiques des sols	Référence
				- K = 103 – 173 mg/kg	
Potentille ansérine	<i>Potentilla anserina</i>	Sol-plante	0,02		
Potentille rampante	<i>Potentilla reptans</i>	Sol-plante	0,33	- Sol sableux	
Réséda des teinturiers	<i>Reseda luteola</i>	Sol-plante	0,01	- pH = 5,0 – 7,0	
Ronce bleue	<i>Rubus caesius</i>	Sol-plante	0,09	- COT = 4,55 – 8,41 %	
Roseau commun	<i>Phragmites australis</i>	Sol-plante	0,06	- P = 25,8 – 32,4 mg/kg	Soudek et collab. (2007a)
Roseau des bois	<i>Calamagrostis epigejos</i>	Sol-plante	0,13	- K = 173 – 278 mg/kg	
Scrofulaire noueuse	<i>Scrophularia nodosa</i>	Sol-plante	0,01	- Mg = 159 – 227 mg/kg	
Séneçon de Fuchs	<i>Senecio ovatus</i>	Sol-plante	0,01	- Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg	
Silène enflé	<i>Oberna behen</i>	Sol-plante	0,13	- ²²⁶ Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	
Solidage géant	<i>Solidago gigantea</i>	Sol-plante	0,01		
Tussilage	<i>Tussilago farfara</i>	Sol-plante	2,55	- ²²⁶ Ra = 280 Bq/kg	Popa et collab. (2008)
Valériane officinale	<i>Valeriana officinalis</i>	Sol-plante	0,01	- Sol sableux	
				- pH = 5,0 – 7,0	
				- COT = 4,55 – 8,41 %	
Vesce à petites feuilles	<i>Vicia tenuifolia</i>	Sol-plante	0,02	- P = 25,8 – 32,4 mg/kg	Soudek et collab. (2007a)
				- K = 173 - 278 mg/kg	
				- Mg = 159 – 227 mg/kg	
Vipérine commune	<i>Echium vulgare</i>	Sol-plante	0,11	- Ca = 2 003 – 4 130 Bq/kg	
				- ²²⁶ Ra = 2 000 – 35 000 Bq/kg	

Les données présentées aux tableaux 8, 10 et 15 indiquent que le FBC sol-plante du radium est généralement faible et inférieur à 1,0. Ainsi, bien que ce radionucléide soit facilement pris en charge, les concentrations en radium dans les plantes semblent faibles. C'est ce que montre une autre étude portant sur les teneurs en ^{226}Ra accumulées par des végétaux prélevés entre 1968 et 1988 et provenant de différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997). D'ailleurs, il n'y avait pas de différence significative selon les régions échantillonnées. Les données détaillées sur cette étude sont présentées au tableau 16.

Tableau 16 – Accumulation totale en ^{226}Ra chez des plantes terrestres prélevées dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).

Nom latin	Nom commun	Partie analysée	Lieu de prélèvement	Concentration accumulée	Concentration dans le sol
				Bq/kg	Bq/kg
<i>Pinus silvestris</i>	Pin sylvestre	Bois	Ceske Budejovice	0,37	-
<i>Poa</i> sp.	Pâturin	-		19,7	
<i>Picea abies</i>	Épicéa commun	Bois		1,5	
<i>Pinus sibirica</i>	Pin de Sibérie	Bois	République des Komis	5,8	21,9 – 153,3
<i>Betula</i> sp.	Bouleau	Feuilles		25,9	
<i>Betula</i> sp.	Bouleau	Bois		3,3	
<i>Gramineae</i>	Graminée	Tige		4,0 – 5,8	
<i>Carex</i> sp.	Carex	Tige		5,1 – 7,7	
<i>Quercus robur</i>	Chêne pédonculé	Feuilles	Central Chernozem Reserve	54,8	54,8
<i>Pinus silvestris</i>	Pin sylvestre	Bois	Zvenigorod	7,3	35,4
<i>Populus tremuloides</i>	Peuplier faux-tremble	Bois		10,9	
<i>Haloxylon aphyllum</i>	Saxaoul noir	Branches	Repetek Reserve	3,7	25,6
<i>Haloxylon persicum</i>	Saxaoul blanc	-		12,4	
<i>Carex arenaria</i>	Laîche des sables	-		62,1	
<i>Bromus tectorum</i>	Brome des toits	-		10,6	
<i>Ammodendron karelini</i>	Acacia arénacé Karéline	Branches		1,5	

4.2. TOXICITÉ

Il existe peu d'études sur les effets toxiques du radium sur les plantes terrestres. Celles qui sont disponibles ont été menées sur des sites contaminés par plusieurs radionucléides. Ces résultats ne sont donc pas nécessairement en lien avec la présence unique du radium sur ces sites.

Pozolotina et ses collaborateurs (2000) ont démontré que des semences d'aulnes de Mandchourie (*Dusheikia fruticosa* Rupr.), poussant dans des conditions d'irradiation chronique, c'est-à-dire dans des zones naturellement enrichies en radionucléides ($[\text{}^{226}\text{Ra}]_{\text{max}} =$

12 x 10⁻⁵ mg/kg et [²³⁸U] = 1090 mg/kg), sont plus résistantes et plus viables que celles poussant dans une zone témoin ([²²⁶Ra] = 4,9 à 5,2 x 10⁻⁷ mg/kg et [²³⁸U] = 0,3 à 1,3 mg/kg). Néanmoins, une augmentation de la fréquence des aberrations chromosomiques a été observée chez des semences exposées à des niveaux de 1,0 à 1,5 µSv/h (tableau 17), alors que Zhuravskaya (1993, cité dans Pozolotina et collab., 2000) rapporte que l'intensité de la photosynthèse chez la même espèce augmente à des niveaux de rayonnement gamma supérieurs, soit de 2,0-4,0 µSv/h, en raison d'un accroissement du taux de chlorophylle dans les feuilles.

Tableau 17 – Viabilité des semences d'aulnes de Mandchourie selon le niveau de rayonnement gamma (Pozolotina et collab., 2000).

Niveau de rayonnement gamma (µSv/h x 10 ⁻²)	Poids de 1000 semences (mg)	Vigueur des semences (%)	Survie des semences (%)	Formation de feuilles (%)	Fréquence des aberrations chromosomiques (%)
20-40	340 (287 – 397)	19,6 ± 4,2	38,2 ± 5,3	23,0 ± 3,7	2,5 ± 1,7
100-150	399 (383 – 418)	19,0 ± 4,1	31,8 ± 3,6	19,3 ± 2,8	7,5 ± 2,1
200-300	342 (330 – 383)	32,2 ± 2,3	53,7 ± 2,7	33,7 ± 2,4	3,6 ± 2,1
400-500	374 (244 – 441)	32,0 ± 3,8	53,4 ± 2,9	32,2 ± 3,1	3,3 ± 2,6
600-700	405 (397 – 417)	30,6 ± 4,0	55,8 ± 4,2	41,3 ± 3,2	-
800-900	312 (297 – 320)	41,5 ± 3,6	58,3 ± 3,5	37,0 ± 4,8	4,9 ± 2,3
1 000-1 100	255 (241 – 270)	37,1 ± 4,6	52,5 ± 3,5	34,7 ± 4,7	2,3 ± 1,3

Evseeva et ses collaborateurs (2011, 2010) ont étudié des populations naturelles de pins sylvestres (*Pinus sylvestris* L.) et de vesces craques (*Vicia cracca* L.) poussant sur un territoire contaminé par des résidus de traitement d'uranium en Russie qui n'avaient aucun effet néfaste apparent sur ces organismes. Chez *V. cracca* L., une augmentation significative de la fréquence de mutation au stade embryonnaire et une diminution du taux de survie des semis par rapport au site témoin ont été mesurées au débit de dose de 1,67 mGy/jour, soit 280 fois plus élevé que celui calculé pour le site de référence (Evseeva et collab., 2010). Chez *P. sylvestris* L., une augmentation de la fréquence des aberrations chromosomiques dans les pointes des racines (1,5 %) et une diminution de la capacité de reproduction des semences (taux de survie : ~ 20 %) ont été déterminées au débit de dose de 0,027 mGy/jour, comparativement à un pourcentage d'aberrations de 0,75 % et un taux de survie de 50 % chez les témoins (Evseeva et collab., 2011).

Evseeva et ses collaborateurs (2003) ont exposé des cellules racinaires de ciboulette (*Allium schoenoprasum* L.) à de l'eau provenant de réservoirs naturels situés à proximité de cellules de stockage d'une industrie de production de radium afin de déterminer le nombre d'aberrations chromosomiques. Ces réservoirs contenaient des concentrations jugées acceptables en ²²⁶Ra (1,6 – 48,8 Bq/l), en ²²⁸U (1 – 21 Bq/l), en ²³²Th (0,25 – 0,52 Bq/l), en ²¹⁰Pb (0,7 – 4,6 Bq/l) et en ²¹⁰Po (0,04 – 0,64 Bq/l), mais des niveaux en Mn (0,01 – 2,09 mg/l) et en Zn (0,01 – 0,065 mg/l) supérieurs aux normes acceptables. Tous les

échantillons d'eau ont provoqué une augmentation significative de la fréquence des aberrations chromosomiques par rapport au témoin. L'analyse du type d'aberrations chromosomiques montre que l'effet génotoxique est principalement le résultat d'une toxicité chimique. D'ailleurs, des régressions montrent que l'index mitotique, soit le nombre de cellules en mitose dans un tissu, pour mille cellules observées, augmente proportionnellement aux niveaux d'ions Zn^{2+} , et diminue avec un accroissement des concentrations en ^{238}U .

5. INVERTÉBRÉS TERRESTRES

5.1. BIOACCUMULATION

Les radionucléides peuvent être transférés aux invertébrés terrestres par l'ingestion de sols, d'eau, d'aliments contaminés (tels que des plantes ou des microorganismes), ainsi que par contact cutané. Il existe cependant peu de données sur la prise en charge des différents radionucléides par les invertébrés terrestres, principalement en raison des difficultés d'échantillonner suffisamment de biomasse pour mesurer une activité.

Pokarzhevskii et Krivolutzkii (1997) ont mesuré l'accumulation en ^{226}Ra chez des invertébrés terrestres prélevés entre 1968 et 1988 dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS. Bien que l'étude ait eu pour objectif de déterminer les teneurs en radium en milieu naturel, les résultats ont pu être altérés par l'accident de Tchernobyl survenu en 1986. La concentration maximale en ^{226}Ra a été mesurée chez le cloporte *Hemilepistus aphganicus* de la réserve Badkhyz au Turkménistan (54,4 Bq/kg). La plus faible teneur a été mesurée chez le doryphore *Leptinotarsa decemlineata* dans les environs de Moscou (0,73 Bq/kg). Les résultats sont présentés au tableau 18.

Tableau 18 – Accumulation totale en ^{226}Ra chez des invertébrés terrestres prélevés dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).

Nom latin	Lieu de prélèvement	Concentration accumulée	Concentration dans le sol
		Bq/kg	Bq/kg
Vers de terre			
<i>Lumbricus terrestris</i>	Central Chernozem Reserve	27,1	54,8
<i>Octolasion lacteum</i>		25,6	54,8
<i>Lumbricus rubellus</i>	Zvenigorod	7,3	35,4
<i>Nicodrilus caliginosus</i>	Badkhyz Reserve	21,9	29,2
Cloportes			
<i>Protracheoniscus</i> sp.	Firjusa	28,8	-
<i>Protracheoniscus</i> sp.	Badkhyz Reserve	30,3	29,2
<i>Protracheoniscus orientalis</i>		34,3	29,2
<i>Hemilepistus aphganicus</i>		54,4	29,2
Millipèdes			
<i>Schizophillum caspium</i>	Lenkoran	35,4	29,2
<i>Ambliulus continentalis</i>		24,1	29,2
Coléoptères			
Larve de <i>Curculionidae</i>	Repetek Reserve	23,0	25,6
<i>Blaps fausti</i>		20,8	25,6
<i>Scarabaeus</i> sp.		10,6	25,6
<i>Blaps</i> sp.		5,1	25,6
<i>Copris hispanus</i>	Badkhyz Reserve	10,6	29,2
<i>Copris lunaris</i>		8,4	29,2
<i>Leptinotarsa decemlineata</i>	Zvenigorod	0,73	35,4

Nom latin	Lieu de prélèvement	Concentration accumulée	Concentration dans le sol
		Bq/kg	Bq/kg
Escargots			
<i>Succinea pfeifferi</i>	Zvenigorod	2,9	35,4
<i>Deroceras reticulatus</i>		23,0	35,4
<i>Bradybaena fruticum</i>	Central Chernozem Reserve	5,5	54,8
<i>Arianta arbustorum</i>	Ceske Budejovice	8,8	-

Dragovic et Mandic (2010) ont mesuré l'accumulation en ^{226}Ra et en ^{228}Ra chez des fourmis d'écosystèmes semi-naturels de Serbie et du Monténégro (tableau 19). Les facteurs de bioconcentration moyens mesurés pour le ^{226}Ra et le ^{228}Ra sont respectivement de 0,06 et de 0,02 et sont similaires (0,09 dans les deux cas) à ceux calculés à l'aide du logiciel ERICA (Beresford et collab., 2008).

Tableau 19 – Facteurs de bioconcentrations du ^{226}Ra et du ^{228}Ra chez différentes espèces de fourmis prélevées dans des écosystèmes semi-naturels de Serbie et du Monténégro (Dragovic et Mandic, 2010).

Espèce	Facteur de bioconcentration	
	^{226}Ra	^{228}Ra
<i>Tetramorium caespitum</i>	0,05 ± 0,01	0,01 ± 0,01
<i>Tetramorium caespitum</i>	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01
<i>Lasius fuliginosus</i>	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01
<i>Lasius flavus</i>	0,10 ± 0,02	0,02 ± 0,01
<i>Lasius flavus</i>	0,09 ± 0,02	0,01 ± 0,01
<i>Lasius flavus</i>	0,07 ± 0,01	0,02 ± 0,01
<i>Formica pratensis</i>	0,06 ± 0,01	0,03 ± 0,01

Ces données indiquent un possible transfert du radium dans les invertébrés terrestres, mais les FBC déterminés n'indiquent pas un risque de bioaccumulation de ce radionucléide chez ces organismes.

5.2. TOXICITÉ

Seules deux études portant sur la toxicité du radium sur les invertébrés terrestres ont été recensées. Dans celles-ci, Hanson et Heys (1929, 1932) ont étudié l'effet du rayonnement gamma provenant d'une source de radium sur la génétique de la drosophile *Drosophila melanogaster*, les rayonnements alpha et bêta ayant été bloqués par un filtre de platine. Il a été démontré que l'exposition au rayonnement gamma provenant de 2 à 300 mg de radium pendant ½ heure à 75 heures occasionnait des mutations létales (4 à 20 %) et de la stérilité (2 à 16 %) chez la drosophile et que le nombre de mutations était proportionnel à la dose. L'ajout d'une série de filtres de plomb entre le radium et les mouches diminuait le taux de mutation selon l'épaisseur des filtres. Ces résultats sont cependant fournis à titre indicatif puisqu'ils ne sont pas représentatifs des sources de radium telles qu'on les retrouve dans l'environnement, celles-ci étant principalement des émetteurs alpha et bêta.

6. INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

6.1. BIOACCUMULATION

Plusieurs études ont été réalisées afin d'étudier le potentiel de bioaccumulation du radium chez les invertébrés aquatiques. Les facteurs de bioconcentration recensés démontrent que la bioaccumulation du radium chez ces derniers est plus importante que chez les invertébrés terrestres.

Pendant les années 1960, le niveau d'eau de certains lacs dans le comté de Hillsborough, en Floride, a diminué de façon significative ce qui a eu des incidences sur l'approvisionnement en eau des populations avoisinantes. Pour compenser ces baisses de niveau d'eau, certains lacs de ce secteur ont été hydrologiquement « augmentés » pendant plus de 30 ans par l'ajout d'eaux souterraines profondes, pompées directement de l'aquifère. Des analyses subséquentes ont démontré que les eaux souterraines utilisées étaient potentiellement contaminées en ^{226}Ra à la suite de leur passage dans des dépôts riches en uranium. Brenner et ses collaborateurs (2007) ont mesuré la concentration en ^{226}Ra dans les coquilles et les tissus mous de bivalves d'eaux douces d'âge adulte (*Elliptio cf. buckleyi*) de sept (7) de ces lacs qu'ils ont comparés à ceux de lacs témoins. Les moules des lacs « augmentés » ont démontré des niveaux supérieurs en ^{226}Ra à ceux des quatre (4) lacs témoins, et ce, autant dans la coquille que dans les tissus mous (tableau 20). Les moules de plus grande taille affichaient des accumulations d'un niveau nettement supérieur à celui des moules de plus petite taille. Ceci suggère que ces organismes accumulent du radium tout au long de leur vie.

Brenner et ses collaborateurs (2000) ont effectué des analyses sur d'autres espèces de mollusques dans le lac Round (tableau 21), un des lacs augmentés dans cette région. Les coquilles d'ampullaires (*Pomacea* sp.), un escargot d'eau douce, contenaient en moyenne $0,17 \pm 0,01$ Bq/g de radium. La concentration en radium dans les coquilles des planorbes ($0,065 \pm 0,003$ Bq/g; poids sec), également un escargot d'eau douce, était deux fois supérieure à celle des tissus mous ($0,030 \pm 0,005$ Bq/g; poids sec). À l'inverse, celles des unionidés, bivalves d'eau douce, présentaient des concentrations en radium dans les coquilles très inférieures à celles des tissus mous. Cette étude semble indiquer que les gastéropodes accumulent, dans leurs coquilles et leurs tissus, des teneurs en radium inférieures à celles que l'on peut retrouver dans les bivalves, ce qui laisse présager que l'accumulation provient principalement de l'eau et non de leur alimentation.

Tableau 20 – Concentration en ^{226}Ra (Bq/g; poids sec) accumulées dans les tissus mous et les coquilles de bivalves échantillonnés dans des lacs augmentés et témoins du comté de Hillsborough, en Floride (Brenner et collab., 2007).

Lac	État	$^{226}\text{Ra}_{\text{eau}}$ (Bq/g)	Espèce	Nombre	$^{226}\text{Ra}_{\text{tissus mous}}$ (Bq/g)	$^{226}\text{Ra}_{\text{coquille}}$ (Bq/g)	Taille (mm)
Brant	Augmenté par intermittence depuis 1995	0,015 – 0,025	<i>Utterbakia imbecillis</i>	2	0,08	0,03	-
				7	-	0,08	-
				8	-	0,07	-
			Unionidé	2	-	0,08	-
				11	0,067	0,22	-
			<i>Corbicula fluminea</i>	13	0,12	0,28	-
Charles	Augmenté régulièrement depuis 1968	0,022 – 0,03	<i>Elliptio cf. buckleyi</i>	6	10,32	2,45	63 – 68
				10	7,23	2,00	48 – 65
				10	3,85	1,50	47 – 57
Crystal	Augmenté par intermittence depuis 1973	0,012 – 0,015	<i>Elliptio cf. buckleyi</i>	7	1,73	0,70	51 – 58
				6	2,73	0,85	36 – 55
				9	0,72	0,40	33 – 49
			<i>Utterbakia imbecillis</i>	1	0,28	0,08	61
Jackson	Augmenté régulièrement depuis 1977	0,003 – 0,0067	<i>Utterbakia imbecillis</i>	15	0,32	0,58	71 – 78
Little Hobbs	Augmenté par intermittence depuis le début des années 1970	0,0067 – 0,012	<i>Elliptio cf. buckleyi</i>	10	1,63	0,88	47 – 56
				10	1,08	1,00	47 – 59
				10	2,33	0,63	45 – 57
Round	Augmenté régulièrement depuis 1966	0,022 – 0,048	<i>Elliptio cf. buckleyi</i>	16	7,10	0,90	53 – 65
				15	5,25	0,63	50 – 59
				15	3,68	0,57	42 – 49
				24	2,60	0,53	29 – 45
Saddleback	Augmenté régulièrement depuis 1968	0,0067 – 0,03	<i>Elliptio cf. buckleyi</i>	14	1,32	0,73	50 – 60
				26	0,90	0,40	24 – 42

Lac	État	$[^{226}\text{Ra}]_{\text{eau}}$ (Bq/g)	Espèce	Nombre	$[^{226}\text{Ra}]_{\text{tissus mous}}$ (Bq/g)	$[^{226}\text{Ra}]_{\text{coquille}}$ (Bq/g)	Taille (mm)
Armistead	Lac témoin	0,0067 – 0,015	<i>Elliptio cf. buckleyi</i>	16	0,63	0,07	46 – 57
				30	0,48	0,05	28 – 41
			<i>Corbicula fluminea</i>	25	n.d.	0,03	30 – 35
Commiston	Lac témoin	0,0067 – 0,015	<i>Elliptio cf. buckleyi</i>	8	0,60	0,10	54 – 67
				8	0,15	0,08	51 – 65
				8	0,62	0,08	56 – 60
Deer	Lac témoin	0,003 – 0,0067	<i>Elliptio cf. buckleyi</i>	8	0,50	0,12	45 – 52
				8	0,82	0,13	44 – 50
				8	0,42	0,10	41 – 49
Halfmoon	Lac témoin	0,0067 – 0,012	<i>Elliptio cf. buckleyi</i>	12	1,43	0,27	48 – 54

Tableau 21 – Concentration dans les mollusques prélevés dans le lac Round en Floride (Brenner et collab., 2000).

Lac	État	$[^{226}\text{Ra}]_{\text{eau}}$ (Bq/g)	Espèce	$[^{226}\text{Ra}]_{\text{tissus mous}}$ (Bq/g)	$[^{226}\text{Ra}]_{\text{coquille}}$ (Bq/g)
Round	Augmenté régulièrement depuis 1966	0,04 – 0,07	<i>Pomacea</i> sp.	-	0,17 ± 0,01
			<i>Planorbella</i> sp.	0,030 ± 0,005	0,065 ± 0,003
			Unionidés	3,67 ± 0,03	0,54 ± 0,02
			Unionidés	7,58 ± 0,61	0,73 ± 0,01
			Unionidés	6,01 ± 0,55	0,71 ± 0,05

Brenner et ses collaborateurs (2007) ont transplanté des moules provenant de lacs témoins dans des lacs dont le niveau a été « augmenté ». En 69 jours, l'activité en ^{226}Ra dans les tissus mous des moules est passée de $0,53 \pm 0,02$ Bq/g à un maximum de $3,27 \pm 0,03$ Bq/g. Lors de l'expérimentation inverse, soit la transplantation de moules provenant de lacs « augmentés » dans des lacs témoins, la concentration en ^{226}Ra n'a pas diminué de façon significative. Un résultat identique a été obtenu par Jeffree et Simpson (1986) après que l'espèce d'eau douce tropicale *Velesunio angasi* présentant de fortes accumulations en ^{226}Ra n'ait pas démontré de perte significative après 286 jours d'exposition à une eau exempte de radium. Ce résultat suggère que les moules peuvent conserver une trace des niveaux élevés de ^{226}Ra à laquelle elles ont été exposées, ce qui en fait d'excellents biomarqueurs.

Bollhofer et ses collaborateurs (2011) ont mesuré la quantité de radium accumulée dans la moule d'eau douce tropicale *Velesunio angasi* prélevée dans le bassin versant de Magela Creek, un secteur affecté par des activités minières uranifères en Australie (tableau 22). Aucune corrélation n'a été observée entre la concentration en radium dans les moules et celle dans les sédiments ou l'eau de surface. D'après les auteurs, l'accumulation du radium par les moules serait davantage influencée par la concentration de calcium dans l'eau de surface. Des concentrations élevées en calcium diminueraient la prise en charge du radium puisque ce dernier concurrence le calcium pour ses sites d'adsorption. Une conclusion semblable a été obtenue par Jeffree et Simpson (1986), qui ont exposé en laboratoire la même espèce à différentes concentrations de calcium et de radium.

Tableau 22 – Concentration en radium dans des moules *Velesunio angasi* du bassin versant de Magela Creek en Australie (Bollhofer et collab., 2011).

Site	Âge des individus	[²²⁶ Ra] _{moule} (Bq/kg)	[²²⁸ Ra] _{moule} (Bq/kg)	[²²⁶ Ra] _{sédiments} (Bq/kg)	[²²⁸ Ra] _{sédiments} (Bq/kg)
Bowerbird Billabong	1	1 724 ± 26	1 559 ± 45	20,6 ± 1,1	10,6 ± 2,2
	2	2 037 ± 260	1 631 ± 39		
	3	1 775 ± 23	1 871 ± 42		
	4	1 274 ± 16	2 069 ± 46		
	5	2 245 ± 29	2 337 ± 52		
	6	1 880 ± 93	-		
	7	2 330 ± 113	-		
	8	3 378 ± 44	1 473 ± 41		
	9	3 340 ± 117	-		
	10	8 188 ± 110	3 380 ± 102		
Amont de Magela Creek	1	547 ± 8	319 ± 10	13,0 ± 1,1	6,7 ± 2,3
	2	672 ± 11	375 ± 15		
	3	976 ± 14	427 ± 17		
	4	876 ± 12	413 ± 13		
Confluence de Georgetown	1	369 ± 6	135 ± 8	16,1 ± 1,1	9,0 ± 2,1
	2	421 ± 6	163 ± 8		
	3	560 ± 8	261 ± 9		
	4	836 ± 11	287 ± 10		
	5	839 ± 12	433 ± 12		
	6	2 177 ± 29	511 ± 21		
	9	3 227 ± 50	556 ± 46		
Aval de Magela Creek	1	616 ± 12	231 ± 16	25,5 ± 1,3	8,4 ± 2,3
	2	708 ± 10	257 ± 13		
	3	765 ± 12	271 ± 15		
	4	721 ± 11	337 ± 13		
	7	1 451 ± 27	436 ± 37		
Mudginberri Billabong	1	450 ± 14	-	37,8 ± 1,5	10,3 ± 2,5
	2	525 ± 9	268 ± 13		
	3	686 ± 10	335 ± 11		
	4	844 ± 13	428 ± 19		
	5	1 041 ± 17	502 ± 25		
	6	1 000 ± 14	389 ± 14		
	7	1 141 ± 16	425 ± 16		
	8	1 200 ± 18	477 ± 20		
	10	2 510 ± 153	-		

Ces résultats indiquent que le radium semble se bioaccumuler facilement dans les invertébrés aquatiques. Il est stocké dans des granules de phosphate de calcium dans la chair de la moule *Velesunio angasi* (Jeffree et Simpson, 1984) et est conservé dans ces granules sur de longues périodes de temps. Johnston et ses collaborateurs (1987) ont estimé une demi-vie biologique dans les moules d'eau douce d'environ 9 ans, tandis qu'une demi-vie de 13 années a été estimée par Bollhofer et ses collaborateurs (2011). Brenner et ses collaborateurs (2007) ont mesuré chez les moules des lacs « augmentés » des facteurs de bioconcentration à partir de la

concentration dans l'eau de surface variant de 1 000 à 25 000, selon le lac échantillonné. Des FBC aussi élevés que 28 000 et 33 000 ont été obtenus par Bollhofer et ses collaborateurs (2011) chez la moule d'eau douce tropicale *Velesunio angasi*. Les FBC mesurés par Ryan et ses collaborateurs (2008) et par Johnston (1987) chez la même espèce sont respectivement de 9 800 et de 19 000, alors que Hameed et ses collaborateurs (1996) rapportent un FBC entre 151 et 633 chez le bivalve *Lamellidens marginalis* et entre 143 et 488 chez la crevette *Macrobrachium malcolmsonii*. Chez l'écrevisse *Orconectes virilis*, ce facteur serait de 750 (Hesslein et Slavicek, 1984). À partir des sédiments, très peu de bioaccumulation est observée. Un FBC variant de 0,019 à 0,023 a été obtenu pour le polychète *Hediste diversicolor*, après une période d'exposition de quatre semaines (Grung et collab., 2009). En eau salée, un FBC variant entre 0,88 et 2,13 a été mesuré à partir des tissus mous de *Tridacna* sp., une espèce de bénitiers, et de *Lambia* sp., un gastéropode, récoltés dans le secteur de Flamingo Bay, au Soudan (Sirelkhatim et collab., 2008).

6.2. TOXICITÉ

Il existe très peu d'études sur la toxicité du radium pour les invertébrés aquatiques. La seule étude répertoriée est celle de Grung et ses collaborateurs (2009). Les auteurs ont exposé pendant quatre semaines des polychètes *Hediste diversicolor* à des sédiments contenant des concentrations en ^{226}Ra de 30 à 6 600 Bq/kg. L'un des objectifs de l'étude était de mesurer la capacité d'un tissu à neutraliser les radicaux libres, leur présence accrue dans les cellules causant un stress oxydatif et pouvant compromettre différentes fonctions cellulaires vitales. L'exposition de *H. diversicolor* à un maximum de 6 600 Bq/kg par l'entremise des sédiments n'a eu aucun effet mesurable sur le niveau de stress oxydatif des organismes exposés par rapport au témoin.

7. POISSONS

7.1. BIOACCUMULATION

Quelques études portant sur la bioaccumulation et la bioconcentration du radium par les poissons sont disponibles dans la documentation. Elles sont brièvement présentées ci-après.

L'analyse de six espèces de poissons (tableau 23) récoltées dans un lac du comté de Hillsborough, dans l'État de la Floride, dont les niveaux ont été « augmentés » par l'ajout d'eau souterraine potentiellement contaminée en ^{226}Ra , démontre que ce radionucléide est indétectable dans les muscles de ces espèces, à l'exception du sucet de lac (*Erimyzon sucetta*) (Brenner et collab., 2000). Plusieurs études par contre ont mis en évidence des accumulations importantes dans les os. Ainsi, dans l'étude de Brenner et ses collaborateurs (2000), l'accumulation atteignait des activités aussi élevées que 440 ± 20 Bq/kg dans les os du sucet de lac (tableau 23). Dans leurs études, Clulow et ses collaborateurs (1998) ont mis en évidence que le cisco de lac (*Coregonus artedii*), un poisson planctivore prélevé dans le lac Quirke, un lac en périphérie de la région uranifère d'Elliot Lake, avait des niveaux de ^{226}Ra de 18 Bq/kg dans les os et de 1,4 Bq/kg dans les muscles. Une accumulation supérieure dans les os a également été rapportée par Hameed et ses collaborateurs (1996) pour le ^{228}Ra chez le bagre jaune (*Mystus vittatus*). Ce niveau supérieur dans le système osseux reflète l'analogie chimique du radium et du calcium, un élément essentiel utilisé par les vertébrés pour la croissance et le maintien des os.

La bioaccumulation du radium dans le système osseux est influencée par le mode d'alimentation des poissons. Clulow et ses collaborateurs (1998) ont démontré que le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), un poisson de fond, accumulait près de trois fois plus de ^{226}Ra dans les os que les touladis (*Salvelinus namaycush*), une espèce pélagique, lorsque prélevés aux mêmes stations. Cette différence s'expliquerait par l'ingestion de particules de sédiments riches en radionucléides en même temps que la nourriture, par le contact avec les sédiments présentant des niveaux plus élevés en ^{226}Ra que l'eau, ou par la différence de métabolisme entre cette espèce pélagique et cette espèce benthique (Clulow et collab., 1998). Notons que les niveaux mesurés dans le système digestif du touladi étaient plus élevés (126 ± 53 Bq/kg dans le lac McCabe et 64 ± 44 Bq/kg dans le lac Quirke) que ceux du grand corégone des lacs McCabe et Elliot, où les niveaux étaient à peine détectables (24 ± 2 et 36 ± 14 Bq/kg, respectivement).

Clulow et Pyle (1997) ont démontré qu'il n'y a pas de différence, en fonction de l'âge, dans les niveaux en ^{226}Ra accumulés dans les os de cisco de lac de la région d'Elliot Lake. Il en est de même dans les os et les muscles du ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*), du touladi, du meunier rouge (*Catostomus catostomus*) et du meunier noir (*Catostomus commersoni*) de lacs d'une région uranifère de Saskatchewan (Swanson, 1983; 1985). Par contre, des concentrations significativement plus élevées en ^{226}Ra ont été mesurées dans les muscles de jeunes carpes (*Cyprinus carpio*), comparativement à ceux de carpes plus âgées (Justyn et Havlik, 1990). Les concentrations musculaires étaient néanmoins égales ou proches de la limite de détection analytique, ce qui donne peu de pertinence à ce résultat. Enfin, des gardons (*Rutilus rutilus*), âgés de un (1) à trois (3) ans, prélevés dans deux réservoirs du nord de la Bohême, ont accumulé le double des teneurs en ^{226}Ra comparativement aux poissons plus

âgés (Justyn et collab. 1985). Les auteurs ont attribué cette différence à la forte croissance et au taux métabolique élevé des jeunes poissons.

Les données existantes suggèrent que la bioaccumulation du radium à partir de l'eau de mer serait moins importante que celle à partir de l'eau douce. À titre d'exemple, les concentrations en ^{226}Ra et en ^{228}Ra dans des poissons de la péninsule de Malaisie varient de 0,80 à 2,13 et de 0,95 à 3,57 Bq/kg (poids frais), respectivement (Mahmood et Yii, 2012), ce qui est relativement faible comparativement à ce qui a pu être mesuré dans des poissons d'eau douce (tableau 23), tel qu'il est précisé dans le paragraphe précédent. Dans cette étude, l'activité chez les poissons de fond, tels que la raie *Himantura gerrardi* et le mulot commun (*Nemipterus bipunctatus*), était plus élevée que chez les poissons pélagiques comme l'auxide (*Auxis thazard*). Cette différence serait reliée aux accumulations plus élevées dans les sédiments, auxquelles les poissons pélagiques ne sont pas exposés. Mentionnons cependant qu'une exception a été observée chez le chinchard à queue jaune (*Trachurus novaezelandiae*), une espèce pélagique contenant de forts niveaux en ^{226}Ra et en ^{228}Ra . Encore une fois, le type d'alimentation influencerait l'accumulation en radium.

Tableau 23 - Accumulation en radium dans les organes de poissons, telle qu'elle est répertoriée dans la littérature.

Localisation	Forme	Espèce	Nom commun	[Muscles] (Bq/kg)	[Os] (Bq/kg)	[Total] (Bq/kg)	Référence
EAU DOUCE							
Lac Round, Floride	²²⁶ Ra	<i>Lepisosteus platyrhincus</i>	Lépisosté de Floride	n.d.	50 ± 10	-	Brenner et collab. (2000)
		<i>Lepomis macrochirus</i>	Crapet harlequin	n.d.	110 ± 20	-	
		<i>Micropterus salmoides</i>	Achigan à grande bouche	n.d.	40 ± 10	-	
		<i>Erimyzon sucetta</i>	Sucet de lac	10 ± 6	440 ± 20	-	
		<i>Lepomis microlophus</i>	Crapet à oreilles rouges	n.d.	120 ± 10	-	
		<i>Ameiurus nebulosus</i>	Barbotte brune	n.d.	70 ± 10	-	
Rivière Kaveri, Inde	²²⁸ Ra	<i>Mystus vittatus</i>	Bagre jaune	0,48 ± 0,1	3,77 ± 1,0	-	Hameed et collab. (1996)
Lac Fulton, Saskatchewan	²²⁶ Ra	<i>Prosopium cylindraceum</i>	Ménomini rond	< 1	7	-	Beak (1987)
Rivière Little Colorado	²²⁶ Ra	-	Carpe	-	-	0,05 – 0,17	Stewart (1989)
		-	Poisson-chat	-	-	0,17 ± 0,01	
Lac Quirke, Ontario	²²⁶ Ra	<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	3,2	14		Clulow et Pyle (1997)
Lac McCarthy, Ontario		<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	1,4	12,9		
		<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	1,7	38,2		
Lac McCabe, Ontario		<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	2,1	10		
		<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	2,2	75,6		
Lac Whiskey, Ontario		<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	1,9	8,0		
		<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	2,8	32,5		
Lac Elliot, Ontario		<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	2,6	9,3		
		<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	1,9	31,1		

Localisation	Forme	Espèce	Nom commun	[Muscles] (Bq/kg)	[Os] (Bq/kg)	[Total] (Bq/kg)	Référence
EAU SALÉE							
Péninsule de la Malaisie	²²⁶ Ra	<i>Auxis thazard</i>	Auxide	-	-	0,80 – 1,80	Mahmood et Yii (2012)
		<i>Trachurus novaezelandiae</i>	Chinchard à queue jaune	-	-	1,10 – 2,13	
		<i>Nemipterus bipunctatus</i>	Mulet commun	-	-	1,18 – 1,61	
		<i>Himantura gerrardi</i>	Raie	-	-	0,84 – 1,78	
	²²⁸ Ra	<i>Auxis thazard</i>	Auxide	-	-	1,20 – 2,16	
		<i>Trachurus novaezelandiae</i>	Chinchard à queue jaune	-	-	0,95 – 3,31	
		<i>Nemipterus bipunctatus</i>	Mulet commun	-	-	1,63 – 3,57	
		<i>Himantura gerrardi</i>	Raie	-	-	2,00 – 2,65	
Mers Madère et des Açores	²²⁶ Ra	<i>Thunnus obesus</i>	Thon obèse	$(0,6 \pm 0,2) \times 10^{-3}$	-	-	Carvalho et collab. (2011)
		<i>Ruvettus pretiosus</i>	Rouvet	$(0,10 \pm 0,05) \times 10^{-3}$	-	-	
		<i>Aphanopus carbo</i>	Sabre noir	$(0,20 \pm 0,05) \times 10^{-3}$	-	-	
		<i>Sebastes mentella</i>	Sébaste	-	-	0,45 – 0,51	
		<i>Gadus morhua</i>	Morue	-	-	0,02 – 0,07	
		<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Flétan du Groenland	-	-	0,03 – 0,10	
		<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Plie canadienne	-	-	0,04 – 0,88	
		<i>Coryphaenoides rupestris</i>	Grenadier de roche	-	-	0,32 ± 0,04	
		<i>Urophycis chuss</i>	Merluce rouge	-	-	0,7 ± 0,07	
Mer Adriatique (sud) – Côte de Monténégro	²²⁶ Ra	<i>Dalatias licha</i>	Squale liche	-	-	0,39 ± 0,05	Antovic et Antovic (2011a) Antovic et Antovic (2011b) Antovic et collab. (2010)
		<i>Chelon labrosus</i>	Mulet lippu	0,88 – 1,95	9 - 25	0,43 – 2,05	
		<i>Mugil cephalus</i>	Mulet cabot	2,28 ± 0,84	14,72 ± 3,75	0,89 – 3,09	
		<i>Liza aurata</i>	Mulet doré	-	-	0,58 – 1,97	

Fesenko et ses collaborateurs (2011) ont réalisé une revue de littérature des publications menées en ex-URSS faisant état du transfert des radionucléides chez des espèces d'eau douce. Aucune de ces études n'était alors disponible dans les revues de langue anglaise. Un $FBC_{\text{eau-poissons}}$ de $1,6 \pm 6,3$, basé sur quatre études de laboratoire, a été estimé pour le ^{226}Ra chez les poissons pélagiques. Chez les poissons marins, ce facteur a été estimé à $4,0 \times 10^{-1}$ pour le ^{226}Ra et à 1,8 pour le ^{228}Ra (Hosseini et collab., 2012). Beak (1987) rapporte pour sa part une plus large gamme de facteurs de bioconcentration du milieu aqueux vers les os, soit des valeurs comprises entre 10 et 5000.

Dans l'étude menée par Clulow et Pyle (1997) dans les lacs situés en périphérie d'Elliot Lake, les $FBC_{\text{eau-muscles}}$ variaient de 8 à 14 pour les touladis, de 7 à 14 pour le grand corégone et de 4 à 6 pour le cisco de lac. Ils étaient inférieurs aux $FBC_{\text{eau-os}}$ qui variaient respectivement de 81 à 142, de 314 à 548 et de 126 à 272 pour ces trois espèces. Les facteurs de bioconcentration des sédiments vers les tissus des poissons étaient, quant à eux, tous inférieurs à l'unité. Le transfert du contenu ingéré vers les os chez le touladi des lacs Quirke et McCabe étaient de 0,08 et de 0,1, tandis qu'il était de 0,05 et de 0,02 vers les muscles des poissons provenant des deux mêmes lacs. Dans les lacs McCabe et Elliot, ces facteurs de bioconcentration chez le grand corégone étaient de 5,1 et de 0,9 vers les os et de 0,21 et de 0,08 vers les muscles. Ces dernières données sont présentées à titre indicatif, car elles ont été obtenues à partir d'une image fixe dans le temps. Le tableau 24 présente les facteurs de bioconcentration obtenus par Clulow et Pyle (1997), ainsi que d'autres tirés de la littérature. Dans tous les cas, les facteurs de bioconcentration obtenus à partir de l'eau sont plus élevés que ceux à partir des sédiments.

Tableau 24 – Facteurs de bioconcentration du radium vers les poissons, tels qu'ils sont répertoriés dans la littérature.

Localisation	Forme	Espèce	Nom commun	FBC Eau-muscles	FBC Eau-os	FBC sédiments-Poisson	Référence
EAU DOUCE							
Lac Round, Floride	²²⁶ Ra	<i>Lepisosteus platyrhincus</i>	Lépisosté de Floride	-	715 - 1 250	-	Brenner et collab. (2000).
		<i>Lepomis macrochirus</i>	Crapet harlequin	-	1 570 – 2 750	-	
		<i>Micropterus salmoides</i>	Achigan à grande bouche	-	570 – 1 000	-	
		<i>Erimyzon sucetta</i>	Sucet de lac	140 - 250	6 285 – 11 000	-	
		<i>Lepomis microlophus</i>	Crapet à oreilles rouges	-	1 715 – 3 000	-	
		<i>Ameiurus nebulosus</i>	Barbotte brune	-	1 000 – 1 750	-	
Rivière Kaveri, Inde	²²⁸ Ra	<i>Mystus vittatus</i>	Bagre jaune	7,9 x 10 ¹	6,18 x 10 ²	-	Hameed et collab. (1996)
Vallée de l'Okanagan, Colombie- Britannique	²²⁶ Ra	<i>Salmo gairdneri</i>	Truite arc-en-ciel	14,7	118	-	Mahon (1982)
		<i>Catostomus catostomus</i>	Meunier rouge	14,7	-	-	
Lac Quirke, Ontario	²²⁶ Ra	<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	42	185	0,007 – 0,03	Clulow et Pyle (1997)
Lac McCarthy, Ontario		<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	23	215	0,001 – 0,01	
		<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	28	636	0,001 – 0,029	
Lac McCabe, Ontario		<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	46	217	0,001 – 0,006	
		<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	48	1 643	0,001 – 0,048	
Lac Elliot, Ontario		<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	126	451	0,003 – 0,011	
		<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	92	1 510	0,002 – 0,037	
Lac Whiskey, Ontario		<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	29	123	-	
	<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	43	500	-		

Localisation	Forme	Espèce	Nom commun	FBC Eau-muscles	FBC Eau-os	FBC sédiments-Poisson	Référence
EAU SALÉE							
Péninsule de la Malaisie	²²⁶ Ra	<i>Auxis thazard</i>	Auxide	-	-	0,02	Mahmood et Yii (2012)
		<i>Trachurus novaezelandiae</i>	Chinchard à queue jaune	-	-	0,05	
		<i>Nemipterus bipunctatus</i>	Mulet commun	-	-	0,03	
		<i>Himantura gerrardi</i>	Raie	-	-	0,04	
	²²⁸ Ra	<i>Auxis thazard</i>	Auxide	-	-	0,03	
		<i>Trachurus novaezelandiae</i>	Chinchard à queue jaune	-	-	0,045	
		<i>Nemipterus bipunctatus</i>	Mulet commun	-	-	0,03	
		<i>Himantura gerrardi</i>	Raie	-	-	0,04	

Hesslein et Slavicek (1984) ont mesuré l'accumulation en ^{226}Ra chez différentes espèces de poissons récoltées dans la région des lacs expérimentaux, à Kenora, en Ontario (Canada). Les résultats obtenus par ces auteurs sont présentés dans le tableau 25. Le $\text{FBC}_{\text{eau-poissons}}$ chez le touladi (*Salvelinus namaycush*), le meunier noir (*Catostomus commersoni*) et le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) varie entre 30 et 80, alors qu'il est de 230 à 1 200 chez le tête-de-boule (*Pimephales promelas*), le mulot perlé (*Semotilus margarita*) et le ventre rouge du nord (*Chrosomus eos*). Aucune corrélation n'a été mesurée entre la concentration en ^{226}Ra accumulée et le poids corporel des individus capturés. Les teneurs en calcium retrouvées dans l'eau et, dans une moindre mesure, dans la nourriture, pourraient expliquer les différences de bioaccumulation en radium. L'absorption du calcium serait privilégiée plutôt que celle du ^{226}Ra . D'ailleurs, Sheppard et ses collaborateurs (2006) ont estimé qu'une augmentation de quatre fois la teneur en Ca dans l'eau entraîne une diminution de 700 fois celle dans le poisson.

Tableau 25 – Facteurs de bioconcentration, en fonction du poids, chez différentes espèces de poissons de la région des lacs expérimentaux en Ontario (Hesslein et Slavicek, 1984).

Lac	Espèce	Nom commun	Nombre d'individus	Poids (g)	^{226}Ra (Bq/kg)	FBC Eau-poissons
224	<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	2	68 – 70	1,28 – 135	154
			3	220 – 530	$0,48 \pm 0,19$	56,9
			13	475 – 795	$0,38 \pm 0,16$	44,3
			6	435 – 715	$0,44 \pm 0,20$	51,3
	<i>Catostomus commersoni</i>	Meunier noir	5	1 100-1 665	$0,47 \pm 0,12$	55,2
	<i>Semotilus margarita</i>	Mulet perlé	36	1,9-3,1	3,08	362
			16	7,2 – 13,3	2,73	320
	<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	11	1,9 - 3,0	6,33	743
226S	<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	2	530 – 600	0,044	29,5
			4	510 – 765	$0,040 \pm 0,011$	26,8
			6	510 – 765	$0,041 \pm 0,013$	27,5
			4	600 – 765	$0,48 \pm 0,17$	47,8
226N	<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	1	607	0,043	29,3
223	<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	4	26 – 279	$\leq 0,019$	$\leq 13,5$
	<i>Catostomus commersoni</i>	Meunier noir	7	240 – 800	$0,108 \pm 0,029$	78,9
239	<i>Salvelinus namaycush</i>	Touladi	4	2 227 – 4 550	$0,025 \pm 0,008$	45,2
227	<i>Chrosomus eos</i>	Ventre rouge du nord	67	107,1 ¹	7,25	426
			43	70,6 ¹	10,8	637
			40	68,6 ¹	4	235
	<i>Semotilus margarita</i>	Mulet perlé	21	48,6 ¹	19,7	1156

Lac	Espèce	Nom commun	Nombre d'individus	Poids (g)	^{226}Ra (Bq/kg)	FBC Eau-poissons
302	<i>Coregonus clupeaformis</i>	Grand corégone	10	120 – 360	0,081 ± 0,056	45,7
	<i>Semotilus margarita</i>	Mulet perlé	18	102,2 ¹	0,27	184
	<i>Chrosomus eos</i>	Ventre rouge du nord	36	52,2 ¹	0,90	610

¹ Poids total de tous les individus capturés.

Les propriétés protectrices du calcium par rapport au radium pour le poisson ne semblent pas valables en eau salée. En effet, Porntepkasemsan et Nevissi (1990) n'ont trouvé aucune corrélation entre la teneur en calcium dans l'eau et celle accumulée dans des poissons benthiques entiers [sole du Pacifique (*Microstomus pacificus*); carlottin anglais (*Parophrys vetulus*); plie royale (*Glyptociphalus zachirus*); plie mince (*Lyopsetta exilis*); merlu (*Merluccius productus*) et pocheteau noir (*Raja rhina*)] prélevées près de l'État de Washington, aux États-Unis. Néanmoins, le transfert de radium depuis l'eau reste supérieur en eaux marines que depuis les sédiments. Ainsi, dans cette étude, le facteur de bioconcentration pour le transfert du radium de l'eau de mer vers les poissons benthiques variait entre 8 et 184, alors que celui des sédiments vers ces mêmes poissons variait entre 0,006 et 0,143. L'accumulation était plus élevée chez la plie royale, suivie de la plie mince et du carlottin anglais. Aucune différence n'a été observée entre les contenus en radium d'un sexe à l'autre. Les valeurs rapportées dans cette étude sont plus faibles que celles obtenues pour le saumon par Jenkins (1969), où les FBC_{eau-poisson} variaient de 45 à 1200. Les auteurs attribuent cette différence au métabolisme plus élevé du saumon, une espèce pélagique, même si les espèces benthiques vivent dans un environnement contenant davantage de radium.

Antovic et ses collaborateurs (2010; 2011a, b) ont mesuré les facteurs de bioconcentration du ^{226}Ra chez trois espèces de mulets du sud, de la mer Adriatique, à partir de l'eau de mer, des sédiments et de la matière organique en décomposition (MOD), vers les poissons en entier et leurs principaux organes. Chez les trois espèces, l'accumulation en ^{226}Ra s'effectuait majoritairement à partir de l'eau. Pour le mulet lippu (*Chelon labrosus*), le FBC_{eau-poisson} était compris entre 3,6 et 17, avec une moyenne arithmétique de 8,6, tandis que les FBC_{sédiment-poisson} et FBC_{MOD-poisson} variaient respectivement entre 0,05 et 0,24 (moyenne: 0,12) et entre 0,04 et 0,19 (moyenne : 0,09) (Antovic et Antovic, 2011a). Qu'importe le substrat, les facteurs de bioconcentration étaient plus élevés vers les os, suivis du système digestif et des muscles. Les résultats montrent que l'accumulation en radium dans le squelette est plus de 10 fois supérieure que dans les muscles. Mentionnons qu'il n'y a eu aucune détection au niveau des branchies chez cette espèce. Chez le mulet cabot (*Mugil cephalus*), à partir de l'eau de mer, l'accumulation était la plus élevée dans les os (FBC = 97,9 à 197,3), suivis du système gastro-intestinal (FBC = 59 à 178,8), des branchies (FBC = 22,5 à 68,3) et des muscles (FBC = 17 à 30,8) [Antovic et Antovic, 2011b]. Les facteurs de bioconcentration à partir des sédiments et de la matière organique en décomposition étaient également les plus élevés vers les os (valeurs moyennes respectives de 1,88 et de 1,43). Tous les facteurs de bioconcentration répertoriés dans ces trois études sont présentés au tableau 26.

Tableau 26 – Facteurs de bioconcentration du ^{226}Ra pour trois espèces de mulets de la mer Adriatique (sud) – Côte de Monténégro.

Facteurs de bioconcentration	<i>Chelon labrosus</i>	<i>Mugil cephalus</i>	<i>Liza aurata</i>
	Mulet lippu	Mulet cabot	Mulet doré
FBC _{Eau-poisson}	3,58 – 17,1	8,9 – 30,9	3,9 – 24,6
FBC _{Sédiment-poisson}	0,05 – 0,24	0,11 – 0,39	0,06 – 0,21
FBC _{Matière organique en décomposition-poisson}	0,04 – 0,19	0,08 – 0,30	0,05 – 0,18
FBC _{Eau-os}	75,1 – 206,4	97,9 – 197,3	-
FBC _{Eau-système digestif}	15,1 – 25,4	59 – 178,8	-
FBC _{Eau-branchies}	-	22,5 – 68,3	-
FBC _{Eau-muscles}	7,33 – 16,2	17 – 30,8	-
FBC _{Sédiments-os}	1,08 – 2,96	1,25 – 2,52	-
FBC _{Eau-système digestif}	0,22 – 0,36	0,75 – 2,28	-
FBC _{Sédiments-branchies}	-	0,28 – 0,87	-
FBC _{Sédiments-muscles}	0,11 – 0,23	0,22 – 0,31	-
FBC _{Matière organique en décomposition-os}	0,87 – 2,41	0,95 – 1,92	-
FBC _{Matière organique en décomposition-système digestif}	0,18 – 0,29	0,57 – 1,74	-
FBC _{Matière organique en décomposition-branchies}	-	0,22 – 0,66	-
FBC _{Matière organique en décomposition-muscles}	0,08 – 0,19	0,16 – 0,30	-
Référence	(Antovic et Antovic, 2011a)	(Antovic et Antovic, 2011b)	(Antovic et collab., 2010)

7.2. TOXICITÉ

Très peu d'études évaluant les effets toxiques du radium sur les poissons ont été répertoriées. À des concentrations moyennes de 178 mBq/l dans les eaux de surface et de 16 761 Bq/kg (poids sec) dans les sédiments du lac Athabaska, une région en Saskatchewan ayant exploité une mine d'uranium de 1955 à 1964, Waite et ses collaborateurs (1988) n'ont observé aucun changement morphologique chez le grand corégone.

Les effets du ^{226}Ra sur les cellules embryonnaires de la morue d'Atlantique (*Gadus morhua*) ont été étudiés par Olsvik et ses collaborateurs (2012). Les cellules ont été exposées à trois concentrations de $^{226}\text{RaCl}_2$, soit 2, 23 et 117 Bq/l, et des biomarqueurs de la transcription ont ensuite été quantifiés. Une exposition de 72 heures laisse apparaître un changement sur le plan de la morphologie des cellules, celles-ci prenant un aspect plus granuleux. Après 12 heures d'exposition à 117 Bq/l, la métallothionéine, une protéine synthétisée en présence de certains métaux, la caspase 8 et Hsp90, toutes deux en cause dans le processus d'apoptose, sont significativement régulées à la hausse, alors que la thiorédoxine, une protéine d'oxydoréduction, est significativement régulée à la hausse dès une concentration de 23 Bq/l. De plus, les résultats ont montré qu'après 48 heures d'exposition à 2 Bq/l, il se produisait une faible, mais significative régulation à la hausse de glutathion peroxydase 3, une enzyme participant à la protection contre le stress oxydatif, et de Hsp70, une protéine protégeant contre les stress externes. Ainsi, aux concentrations retrouvées dans l'environnement, le ^{226}Ra peut induire un stress oxydatif et l'apoptose dans des cellules embryonnaires de poissons. Eriksen et ses collaborateurs (2009, cité dans Olsvik et collab., 2012) ont également noté que

lorsque des cellules souches de morue sont exposées à une concentration de 2 Bq/l de $^{226}\text{RaCl}_2$ pendant 48 heures, les niveaux de Hsp70 et de glutathion peroxydase sont augmentés. D'autres études sont nécessaires afin de mieux comprendre le lien entre ces effets et les possibles impacts sur la croissance et les taux de survie.

8. REPTILES ET AMPHIBIENS

8.1. BIOACCUMULATION

Quelques études portant sur le potentiel de bioaccumulation du radium par les amphibiens et les reptiles ont été réalisées et indiquent que celui-ci semble important au niveau des tissus durs (os et carapace).

Hinton et ses collaborateurs (1992) ont étudié la cinétique des éléments alcalino-terreux, à savoir ^{47}Ca , ^{85}Sr et ^{226}Ra , chez les tortues de Floride (*Trachemys scripta*), une espèce d'eau douce commune du Sud-est américain. Les processus d'absorption et d'élimination ont été comparés en fonction des taux d'ingestion de calcium (2 et 20 mg/g), de la saison (été, automne, hiver et printemps), de l'âge et du sexe des tortues capturées en milieu naturel (nouveau-nés, juvéniles, mâles adultes, femelles adultes et femelles gravides). Les individus ont été exposés aux radionucléides par gavage jusqu'à 480 jours à des doses de 110 kBq pour ^{85}Sr et 90 kBq pour ^{226}Ra . Tous âges et sexes confondus, les moyennes d'absorption diffèrent significativement entre les isotopes (Ca: $77 \pm 3 \%$; Sr: $40 \pm 2 \%$; Ra: $21 \pm 2 \%$). L'absorption du ^{226}Ra chez les mâles adultes, les femelles adultes et les nouveau-nés n'a pas été affectée par l'ingestion de calcium par l'entremise de l'alimentation. Ce n'est pas le cas des juvéniles qui ont accumulé plus de radium avec de faibles doses de calcium. Les taux d'élimination n'ont pas été affectés par la dose de calcium ingérée, quel que soit l'âge ou le sexe des individus. La constante annuelle moyenne d'élimination du ^{226}Ra , tous groupes confondus, était de $0,26 \pm 0,18$. En revanche, l'élimination différait significativement selon la saison, la plus grande élimination survenant pendant l'été, alors qu'elle était presque nulle en hiver. La constante d'élimination des nouveau-nés était plus élevée que pour les autres groupes d'âge. Ainsi, l'étude suggère que l'accumulation des alcalino-terreux chez *Trachemys scripta* est déterminée en grande partie par l'absorption plutôt que par les processus d'élimination.

Des chélydres serpentines *Elseya dentata* (Gray), une espèce de tortue d'eau douce présente dans le nord de l'Australie, ont été exposées de 6 à 30 jours à des concentrations de ^{226}Ra dans l'eau, sous forme de sulfate de radium, variant entre 2,1 et 13 Bq/l (Jeffree, 1991). Trois séries d'expérimentation ont été réalisées :

- teneurs de fond en calcium (Ca) et en magnésium (Mg) équivalentes à celles retrouvées dans leur milieu d'origine, soit Magela Creek, en Australie (Ca : 0,5 mg/l; Mg : 0,5 mg/l);
- teneurs maximales mesurées lors de rejets des effluents miniers dans le secteur (Ca : 5 mg/l; Mg : 25 mg/l);
- teneurs élevées en Mg et de fond en Ca (Ca : 0,5 mg/l; Mg : 25 mg/l).

Dans tous les cas, l'accumulation maximale a été observée dans la carapace et les os (tableau 27). Ce résultat concorde avec ceux présentés par Wood et ses collaborateurs (2010), qui précise que chez les tortues, environ 94,4 % du radium est bioaccumulé dans les os et la carapace, alors que 5,6 % se retrouve dans le foie, les reins et les muscles. D'après la compilation effectuée par Wood et ses collaborateurs (2010), ce pourcentage est de 65,8 % dans les os et de 34,2 % dans le foie, les reins et les muscles chez les autres reptiles (serpents, lézards et crocodiles). Dans l'étude de Jeffree (1991), la concentration de ^{226}Ra dans chaque

tissu, sauf l'intestin, est directement liée à la concentration en Ca dans l'eau. Cette concentration est inversement proportionnelle à la masse de la tortue dans les muscles, la peau et le foie. De plus, les concentrations accumulées en ^{226}Ra dans les tissus, sauf la carapace, étaient inversement proportionnelle à la concentration en Mg dans l'eau. Excepté pour la peau, l'augmentation des teneurs en Ca et en Mg dans l'eau a généré des accumulations en ^{226}Ra semblables dans les tissus des tortues exposées à celles observées à la suite d'une augmentation de Ca seulement, ce qui indique que la prise en charge du ^{226}Ra et du Ca est similaire chez *E. dentata*.

Tableau 27 – Concentrations dans différents tissus de tortues serpentine, exposées de 6 à 30 jours à différentes concentrations de ^{226}Ra dans l'eau (Jeffree, 1991).

Masse corporelle	Durée d'exposition (jours)	Concentration en ²²⁶ Ra (Bq/kg)					
		Carapace	Muscles	Os	Peau	Foie	Intestin
Témoin							
159	0	91	31	68	38	82	43
800	0	116	25	72	20	68	30
2 025	0	143	29	143	24	16	43
Niveaux de fond en Ca et Mg (Ca : 0,5 mg/l ; Mg : 0,5 mg/l; ²²⁶ Ra : 3,1 Bq/l)							
236	18	37	33	117	69	64	54
280	12	148	31	93	42	34	21
281	6	95	31	52	19	33	43
289	30	149	21	94	73	21	33
296	24	147	46	44	37	21	47
309	24	175	41	97	76	77	34
358	12	136	19	75	51	13	21
360	18	82	23	80	104	33	42
391	6	193	27	76	41	21	31
395	30	138	19	62	37	29	12
Niveaux élevés en Ca et en Mg (Ca : 5 mg/l ; Mg : 25 mg/l; ²²⁶ Ra : 3,1 Bq/l)							
160	6	110	25	57	35	35	17
239	18	113	31	73	39	57	20
294	30	143	28	114	47	33	37
657	18	149	37	103	49	22	39
849	30	107	23	69	32	24	22
900	24	912	91	509	510	260	36
1 160	12	345	26	205	38	14	45
1 174	24	481	55	232	51	7	17
1 624	6	105	11	167	17	10	9
3 001	12	137	28	75	39	14	30

Masse corporelle	Durée d'exposition (jours)	Concentration en ²²⁶ Ra (Bq/kg)					
		Carapace	Muscles	Os	Peau	Foie	Intestin
Niveaux élevés en Ca et en Mg (Ca : 5 mg/l ; Mg : 25 mg/l; ²²⁶ Ra : 13,0 Bq/l)							
29	30	94	65	166	127	13	-
32	30	53	71	177	74	56	-
33	30	138	66	84	172	105	-
1 906	30	286	34	143	2	22	-
2 039	30	209	10	108	17	10	-
2 040	30	119	16	62	18	8	-
2 231	30	175	17	134	22	11	-
Niveaux élevés en Mg et de fond en Ca (Ca : 0,5 mg/l ; Mg : 25 mg/l; ²²⁶ Ra : 2,1 Bq/l)							
203	30	78	24	37	17	22	25
640	24	91	33	87	17	12	17
704	6	917	2	488	14	2	11
753	12	53	6	28	10	0	0
830	18	67	8	40	18	2	11
1 316	24	74	5	50	12	1	5
1 697	18	112	5	93	13	2	12
1 853	30	36	20	24	11	1	1
1 987	12	160	12	112	22	8	6
2 201	6	573	5	322	25	1	1

Pokarzhevskii et Krivolutzkii (1997) ont mesuré l'accumulation en ^{226}Ra chez un individu de différentes espèces de reptiles et d'amphibiens prélevés entre 1968 et 1988 dans des réserves naturelles de l'ex-URSS. Les résultats sont présentés au tableau 28. Bien que ces données aient eu pour but de présenter les concentrations accumulées dans des organismes vivants dans des zones peu affectées par la radioactivité, celles-ci ont pu être faussées par l'accident de Tchernobyl survenu en 1986.

Tableau 28 – Accumulation totale en ^{226}Ra chez des reptiles et des amphibiens prélevés dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).

Nom commun	Nom latin	Lieu de prélèvement	Concentration accumulée	Concentration dans le sol
			Bq/kg	Bq/kg
Amphibiens				
Triton ponctué	<i>Triturus vulgaris</i>	Central Chernozem Reserve	23	54,8
Grenouille rousse	<i>Rana temporaria</i>	République des Komis	32,1	21,9 – 153,3
Grenouille rousse	<i>Rana temporaria</i>	Zvenigorod	2,2	35,4
Crapaud commun	<i>Bufo bufo</i>		4,0	
Grenouille rieuse	<i>Rana ridibunda</i>	Badkhyz Reserve	17,9	29,2

Nom commun	Nom latin	Lieu de prélèvement	Concentration accumulée	Concentration dans le sol
			Bq/kg	Bq/kg
Reptiles				
Lézard vivipare	<i>Lacerta vivipara</i>	République des Komis	1,9	21,9 – 153,3
Gecko merveilleux	<i>Teratoscincus scincus</i>	Repetek Reserve	36,5	25,6
<i>Lichtenstein's Toadhead Agama¹</i>	<i>Phrynocephalus interscapularis</i>		1,1	
Tortue de Horsfield	<i>Testudo horsfieldi</i>	Badkhyz Reserve	14,2	29,2
Agama des steppes	<i>Agama sanguinolenta</i>		19,7	
<i>Alpine Punjab Skink¹</i>	<i>Eumeces taeniolatus</i>		4,0	
Érémias à gouttelettes	<i>Eremias guttulata</i>		14,6	
<i>Strauch racerunner¹</i>	<i>Eremias strauchi</i>		3,3	
<i>Reticulate Racerunner¹</i>	<i>Eremias grammica</i>		14,6	
Serpent fouet	<i>Coluber jugularis</i>		18,6	
Lézard crapaud à grandes oreilles	<i>Phrynocephalus mystaceus</i>		11,3	

¹ Nom commun en anglais, celui-ci n'étant pas disponible en français.

Wood et ses collaborateurs (2010) ont effectué une revue de littérature afin de calculer des facteurs de bioconcentration de 35 éléments, y compris le radium, des écosystèmes d'eau douce vers les reptiles. Les résultats, présentés au tableau 29, sous-entendent que l'accumulation totale est semblable chez les tortues et les autres espèces de la faune reptilienne.

Tableau 29 – Facteurs de bioconcentration des écosystèmes d'eau douce vers les reptiles, tels que calculés par Wood et ses collaborateurs (2010) lors d'une revue de littérature.

Espèce	FBC ± Écart-type	Nombre de publications consultées
Crocodiles	$3,31 \times 10^3$	1
Lézards	$1,80 \times 10^2$	1
Serpents	$2,70 \times 10^2 \pm 8,71 \times 10^1$	3
Tortues	$7,75 \times 10^2 \pm 1,62 \times 10^3$	13
Tous reptiles confondus, excluant les tortues	$8,61 \times 10^2 \pm 1,37 \times 10^3$	5
Tous reptiles confondus	$7,99 \times 10^2 \pm 1,52 \times 10^3$	18

8.2. TOXICITÉ

À notre connaissance, aucune information n'est disponible dans la littérature sur la toxicité du radium chez les amphibiens.

9. OISEAUX

9.1. BIOACCUMULATION

Tout comme chez les amphibiens et les reptiles, le radium chez les oiseaux se bioaccumule principalement dans les os et très peu dans les tissus mous.

Montalbano et ses collaborateurs (1983) ont analysé les teneurs en ^{226}Ra chez des canards bruns (*Anas fulvigula*) recueillis à proximité d'une usine de traitement d'un minerai de phosphate, dans l'État de la Floride (tableau 30). La concentration moyenne en ^{226}Ra était plus élevée dans les muscles de canards capturés près du bassin de décantation (0,11 Bq/kg, n=20) que la concentration moyenne dans les muscles de canards capturés dans un marais témoin du lac Okeechobee (0,03 Bq/kg, n=10, distance du site par rapport à l'usine de traitement non spécifiée). Les concentrations moyennes étaient semblables selon le sexe et les groupes d'âge. Précisons que les teneurs dans chacun des milieux n'ont pas été mesurées. Seul un échantillon composite de sédiments provenant du bassin de décantation a été analysé et la concentration moyenne en ^{226}Ra était de l'ordre de 0,78 Bq/g.

Tableau 30 – Teneurs en ^{226}Ra dans les muscles de canards bruns prélevés en périphérie d'une usine de traitement de minerai de phosphate (Montalbano et collab., 1983).

Zone d'échantillonnage	Âge et sexe	Nombre	Moyenne Bq/kg (poids humide)	Écart-type
Lac Okeechobee	Mâles adultes	8	0,03	0,003
	Femelles adultes	2	0,04	0,03
	Ensemble des canards adultes	10	0,03	0,01
Bassin de décantation	Mâles adultes	3	0,08	0,02
	Femelles adultes	5	0,12	0,05
	Ensemble des canards adultes	8	0,10	0,03
	Mâles immatures	4	0,08	0,03
	Femelles immatures	8	0,14	0,05
	Ensemble des canards immatures	12	0,12	0,03
	Ensemble des canards	20	0,11	0,02

Myers et ses collaborateurs (1989) ont inventorié les teneurs en ^{226}Ra dans les tissus de quatre espèces d'oiseaux semi-aquatiques résidant à l'année près de deux mines de phosphates et de deux zones non exploitées, dans la région de la Floride. Les zones exploitées et celles non exploitées étaient distantes de plus de 50 km. Les résultats indiquent que les os de canards branchus (*Aix sponsa*), de canards bruns (*Anas fulvigula*), de gallinules poules d'eau (*Gallinula chloropus*) et de cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) collectés dans les mines de phosphates contenaient plus de ^{226}Ra que les os de canards provenant de zones non exploitées (tableau 31). Dans les muscles, tous les échantillons contenaient des concentrations similaires (tableau 31).

Tableau 31 – Concentrations en ^{226}Ra de canards prélevés dans des régions exploitées en phosphates ou non de la Floride (Myers et collab., 1989).

Média analysé	Unité	Espèce	Nord de la Floride		Centre de la Floride	
			Région non exploitée	Région exploitée	Région non exploitée	Région exploitée
Eau	cBq/L	-	$0,001 \pm 0,01$	$0,26 \pm 0,07$	$0,22 \pm 0,07$	$2,22 \pm 0,41$
Sédiment		-	58 ± 20	396 ± 84	9 ± 2	998 ± 142
Os	Bq/kg	Canard branchu	8,9 (4,4 – 14,1)	25,2 (6,3 – 41,8)	-	-
		Canard brun	-	-	5,9 (3,3 – 9,6)	62,9 (31,5 – 128)
		Gallinule poule d'eau	3,5 (3,3 – 3,7)	5,9	0,7	8,9 (8,1 – 9,6)
		Cormoran à aigrettes	3,0 (2,6 – 3,3)	4,6 (4,4 – 4,8)	3,7 (3,0 – 4,4)	4,4 (5,2 – 7,4)
		Canard brun	-	-	$0,18 \pm 0,06$	$0,22 \pm 0,06$
		Canard branchu	$0,05 \pm 0,02$	$0,11 \pm 0,08$	-	-

Pokarzhevskii et Krivolutzkii (1997) ont mesuré l'accumulation en ^{226}Ra chez un individu de différentes espèces d'oiseaux prélevés entre 1968 et 1988 dans des réserves naturelles de l'ex-URSS. Les résultats sont présentés au tableau 32. Précisons que ces données sont fournies à titre indicatif puisque l'accumulation dans les oiseaux a possiblement été affectée par l'accident de Tchernobyl en 1986.

Tableau 32 – Accumulation totale en ^{226}Ra chez des oiseaux prélevés dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).

Nom latin	Nom commun	Lieu de prélèvement	Concentration accumulée	Concentration dans le sol
			Bq/kg	Bq/kg
<i>Anas crecca</i>	Sarcelle d'hiver	République des Komis	5,6 ^a	21,9 – 153,3
			65 ^b	
<i>Anas penelope</i>	Canard siffleur		3,9 ^a	
			3,9 ^a	
<i>Mergus merganser</i>	Harle bièvre		68,5 ^b	
			1,5 ^a	
<i>Accipiter gentilis</i>	Autour des palombes		6,1 ^b	
			1,9 ^a	
<i>Accipiter nisus</i>	Épervier d'Europe		7,1 ^b	
			5,6 ^a	
<i>Bubo bubo</i>	Grand-duc d'Europe		55,5 ^b	
			5,4 ^a	
<i>Strix uralensis</i>	Chouette de l'Oural		57,5 ^b	

Nom latin	Nom commun	Lieu de prélèvement	Concentration accumulée	Concentration dans le sol
			Bq/kg	Bq/kg
<i>Dendocopos major</i>	Pic épeiche	République des Komis	1,9 ^a	21,9 – 153,3
			16,5 ^b	
<i>Dryocopus martius</i>	Pic noir		1,9 ^a	
			22 ^b	
<i>Perisoreus infaustus</i>	Mésangeai imitateur		0,95 ^a	
			3,5 ^b	
<i>Loxia curvirostra</i>	Bec-croisé des sapins		0,95 ^a	
			2,0 ^b	
<i>Loxia pytyopsittacus</i>	Bec-croisé perroquet		0,95 ^a	
			2,0 ^b	
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Bouvreuil ponceau		0,75 ^a	
<i>Parus major</i>	Mésange charbonnière		0,75 ^a	
			1,5 ^b	
<i>Motacilla alba</i>	Bergeronnette grise		0,95 ^a	
			1,5 ^b	
<i>Cinclus cinclus</i>	Cincle plongeur		2,8 ^a	
			48 ^b	
<i>Lyrurus tetrix</i>	Tétra lyre		4,8 ^a	
			34,5 ^b	
<i>Tetrastes bonasia</i>	Gélinotte des bois		1,9 ^a	
			21,5 ^b	
<i>Lagopus lagopus</i>	Lagopède des saules		3,2 ^a	
			16 ^b	
<i>Tetrao urogallus</i>	Grand tétras		3,7 ^a	
			32,5 ^b	
<i>Turdus philomelos</i>	Grive musicienne	Central Chernozem Reserve	2,2	54,8

^a Bruit de fond environnemental.

^b Site avec un niveau élevé de radioactivité naturelle.

Clulow et ses collaborateurs (1992) ont analysé les niveaux de ^{226}Ra contenus dans les os, les muscles, les reins et le foie de gélinottes huppées (*Bonasa umbellus*), prélevées dans le bassin versant de la rivière Serpent, un secteur situé près d'Elliot Lake (Ontario, Canada), fortement affecté par l'exploitation uranifère. La teneur moyenne mesurée dans les os des oiseaux capturés directement à Elliot Lake (28,5 Bq/kg, n=9) était supérieure à celle des oiseaux d'un site de contrôle, localisé à 130 km à l'est (9,6 Bq/kg, n=10). En revanche, elle est semblable à la teneur obtenue pour une autre population contrôle, localisée à 40 km au nord-ouest d'Elliot Lake (28,1 Bq/kg, n=12). Les populations localisées dans le bassin versant de la rivière Serpent ne présentaient pas de différences significatives comparativement aux contrôles (17,7 Bq/kg, n=7 et 17,1 Bq/kg, n=9 respectivement). Clulow et ses collaborateurs (1992) ont également déterminé des facteurs de bioconcentration à partir de la concentration en radium dans l'alimentation de la gélinotte vers les os. Ceux-ci étaient de 1,38 et de 1,09 (poids frais) en considérant, respectivement, les teneurs dans le peuplier faux-tremble et le peuplier à grandes feuilles. En considérant l'accumulation à partir des champignons et celles vers les tissus mous analysés (muscles, foie et rein), les FBC sont inférieurs à l'unité (tableau 33).

Tableau 33 – Facteurs de bioconcentration du ^{226}Ra à partir des teneurs mesurées dans l'alimentation vers les os, les muscles, le foie et les reins de gélinottes huppées capturées à Elliot Lake (Clulow et collab., 1992).

	Os (17,3)	Muscle (1,0)	Foie (3,2)	Rein (7,8)
Feuilles de peuplier faux-tremble (12,5)	1,38	0,08	0,25	0,63
Feuilles de peupliers à grandes feuilles (15,8)	1,09	0,07	0,20	0,50
Champignons (24,5)	0,7	0,04	0,13	0,32

* Les données entre parenthèses représentent les concentrations mesurées dans les différents médias, en Bq/kg.

La seule autre étude répertoriant des facteurs de bioconcentration sol-oiseau rapporte des valeurs de 0,0033 chez une espèce de moineau et de 1,7 chez le geai gris (Thomas, 2000).

9.2. TOXICITÉ

À notre connaissance, aucune information n'est disponible dans la littérature sur la toxicité du radium chez la faune aviaire.

10. MAMMIFÈRES

10.1. BIOACCUMULATION

Après une exposition par voie orale et par inhalation, une grande partie (environ 80 %) du radium absorbé quitte le sang et passe dans l'intestin avant d'être excrété dans les fèces (ATSDR, 1990). D'ailleurs, Seil et collab. (1915), qui ont étudié l'excrétion du radium chez des chiens exposés par voie sous-cutanée, ont démontré une élimination initiale rapide dans les fèces, bien que les résultats varient en fonction du temps.

Une fois absorbé, le radium aura un comportement, dans les mammifères, similaire à celui du calcium, bien que l'accumulation dans les différents tissus de l'organisme, ainsi que les taux d'excrétion varient entre ces deux éléments. À l'instar du calcium, le radium se dépose à la surface des os, en plus d'être incorporé à l'intérieur des os et dans les dents. Chez les mammifères, le radium se dépose davantage sur les os que dans les tissus mous.

À titre d'exemple, chez le rat, l'absorption de radium administré par voie orale est faible. En effet, de 400 à 500 jours après l'exposition, seuls 1 à 7 % du radium ingéré se bioaccumulent principalement au niveau du squelette. En revanche, de 140 à 300 jours après l'injection d'une dose unique, les rats exposés par voie intradermique bioaccumulent 77 % du radium administré (Evans et collab., 1944, cité dans ATSDR, 1990). Ces résultats soulignent l'importance de la voie d'exposition quant au risque de bioaccumulation du radium dans les organismes.

Les différences d'absorption des isotopes du radium seraient principalement causées par le fait que ces isotopes ont des demi-vies différentes. Le ^{224}Ra a une demi-vie très courte et se désintègre rapidement. Il peut donc se déposer à la surface des os, mais est rarement retrouvé à l'intérieur de ceux-ci. C'est le contraire pour le ^{226}Ra , qui a une demi-vie de 1 600 ans et qui, à long terme, est séquestré à l'intérieur des os.

Pokarzhevskii et Krivolutzkii (1997) ont évalué les teneurs en ^{226}Ra accumulées par un individu de différentes espèces de mammifères terrestres prélevés entre 1968 et 1988 dans des réserves naturelles de l'ex-URSS. Aucune différence significative n'a été mesurée entre les différents organismes. Les résultats sont résumés au tableau 34. Précisons que ces données sont fournies à titre indicatif puisque l'accumulation dans les mammifères a possiblement été impactée par l'accident de Tchernobyl survenu en 1986.

Tableau 34 – Accumulation totale en ^{226}Ra chez des mammifères prélevés dans différentes réserves naturelles de l'ex-URSS (Pokarzhevskii et Krivolutzkii, 1997).

Nom commun	Nom latin	Lieu de prélèvement	Concentration accumulée Bq/kg	Remarque
Taupe d'Europe	<i>Talpa europaea</i>	République des Komis	9,1 ^a	21,9 – 153,3
			61 ^b	
Musaraigne carrelet	<i>Sorex araneus</i>		2,95 ^a	
			46 ^b	
Lièvre variable	<i>Lepus timidus</i>		2,1 ^a	
			28 ^b	
Écureuil roux	<i>Sciurus vulgaris</i>		0,75 ^a	
			11 ^b	
Tamia de Sibérie	<i>Eutamias sibiricus</i>		1,65 ^a	
			22 ^b	
Campagnol nordique	<i>Microtus oeconomus</i>		6,5 ^a	
			42,5 ^b	
Campagnol agreste	<i>Microtus agrestis</i>		6,5 ^a	
			37 ^b	
Campagnol roussâtre	<i>Clethrionomys glareolus</i>	Ceske Budejovice	4,8 ^a	-
			44,5 ^b	
Campagnol à dos roux	<i>Clethrionomys rutilus</i>		4,6 ^a	
			39 ^b	
Campagnol terrestre	<i>Arvicola terrestris</i>		4,5 ^a	
			37 ^b	
Mulot sylvestre	<i>Apodemus sylvaticus</i>		1,46	
Campagnol commun	<i>Microtus arvalis</i>		1,1	
Martre	<i>Martes martes</i>	République des Komis	2,1 ^a	21,9 – 153,3
			33,5 ^b	
Hermine	<i>Mustela erminea</i>		3,5 ^a	
			29,5 ^b	
Belette	<i>Mustela nivalis</i>		3,5 ^a	
			33 ^b	
Vison d'Europe	<i>Mustela lutreola</i>		2,8 ^a	
			16,5 ^b	
Loutre d'Europe	<i>Lutra lutra</i>		2,6 ^a	
			16,5 ^b	
Renard roux	<i>Vulpes vulpes</i>		1,5 ^a	
			9 ^b	
Orignal	<i>Alces alces</i>		0,95 ^a	
			11 ^b	
Renne	<i>Rangifer tarandus</i>		1,1 ^a	
			11 ^b	

^a Bruit de fond environnemental.

^b Site avec un niveau élevé de radioactivité naturelle.

Taylor et ses collaborateurs (1962) ont estimé que l'absorption du radium chez des rats non sevrés était de 79 %, alors qu'elle était de 11 % chez les jeunes adultes et de 3 % chez des rats âgés. Bruenger et ses collaborateurs (1991a) ont étudié la distribution du ^{226}Ra dans les os, à la suite de l'injection unique par intraveineuse de 41 kBq/kg à des chiens âgés de 3 mois (juvéniles), 17 à 19 mois (jeunes adultes) et 60 mois (chiens matures). Une semaine après l'injection, 68 % de la dose injectée était accumulée chez les juvéniles, 32 % chez les jeunes adultes, et 31 % chez les chiens matures. Bruenger et ses collaborateurs (1983) et Vandilla et ses collaborateurs (1958) ont également observé que la rétention à long terme du radium dépendait de l'âge des individus exposés. Ainsi, des chiens juvéniles accumulaient des doses plus élevées que les jeunes adultes. Cependant, les très jeunes chiots (âgés de 2 à 5 jours) perdaient la majorité du radium injecté, ce qui peut être expliqué par leur croissance rapide et les nombreux changements sur le plan de la morphologie (Bruenger et collab., 1983). La distribution dans les différents os des chiens est présentée pour chaque âge au tableau 35.

Tableau 35 – Distribution (en %) du ^{226}Ra dans le système squelettique de chiens (beagles) ayant reçu une injection unique de 41 kBq/kg (Bruenger et collab., 1991a).

	Squelette entier	Vertèbres lombaires	Humérus	Pelvis	Cubitus	Tibia et péroné
Juvéniles	68,3	4,8	4,7	3,2	2,1	4,5
Jeunes adultes	31,5	2,7	2,1	2,3	0,6	1,3
Chiens matures	30,7	3,0	1,8	1,8	0,4	1,1

Kshirsagar (1990) a étudié le transfert à travers le placenta du ^{226}Ra chez le rat après une injection par voie intrapéritonéale de 1,64 mBq/kg de chlorure de radium. Le suivi s'est effectué pendant trois grossesses successives. Sur une période de 213 jours, 30 % de la dose total ont été excrétés par les fèces, alors que ce pourcentage était de 15 % pour l'urine. La majorité du radium a été excrétée au cours des 42 premiers jours. L'excrétion par l'urine et les fèces était initialement élevée, mais diminuait rapidement. Dans une proportion de 97 %, le radium s'est accumulé dans les os. Le pourcentage restant a été retrouvé dans les tissus mous. Après 20 jours de gestation, l'accumulation moyenne de radium dans le placenta représentait 0,005, 0,0045 et 0,0036 % de la dose injectée pour, respectivement, les premières, secondes et troisièmes portées. Pour ce qui est du fœtus, l'accumulation moyenne était de 0,01, 0,008 et 0,005 % pour, respectivement, les premières, secondes et troisièmes portées. Le transfert total de radium de la mère au fœtus ne dépassait pas 0,3 % pour chaque grossesse. La barrière placentaire exercerait donc son rôle efficacement à la dose testée.

Mirka et ses collaborateurs (1996) ont mesuré les teneurs en ^{226}Ra dans les os de rats musqués adultes (*Ondatra zibethica* [L.]) capturés dans le bassin versant de la rivière Serpent, une zone près d'Elliot Lake en Ontario, où ont été exploitées des mines d'uranium de 1955 à 1996. Les rats musqués capturés dans les eaux contenant de fortes teneurs en ^{226}Ra ($\geq 75,0$ mBq/l), près du parc à résidus, présentaient des concentrations moyennes de radium dans les os de 344,9 Bq/kg (poids sec, n=36). Les individus capturés dans les eaux avoisinantes, plus faiblement contaminées ($< 75,0$ mBq/l), avaient une concentration osseuse moyenne (80,3 Bq/kg, n=9) similaire à celle des rats musqués capturés dans le site contrôle local, situé à 20 km du parc à résidus (79,1 Bq/kg, n=12). Les rats musqués capturés dans le second site

de contrôle, localisé dans la région de Sudbury, présentaient la plus faible accumulation dans les os (11,5 Bq/kg, n=24). Aucune différence d'accumulation ne peut être associée à l'âge ou au sexe des individus capturés. Les facteurs de bioconcentration, calculés à partir des teneurs mesurées dans les quenouilles, soit un élément majeur de l'alimentation du rat musqué, variaient de 0,3 à 1,4 dans la zone fortement contaminée, alors qu'il était de 2,4 à 6,3 dans le premier site de contrôle (tableau 36). Les auteurs n'expliquent pas les facteurs de bioconcentration supérieurs obtenus au premier site de contrôle, mais bien qu'aucune statistique n'ait été calculée, ces différences sont possiblement non significatives.

Tableau 36 – Concentrations en ^{226}Ra dans l'eau de surface, les quenouilles et les os de rats musqués capturés dans différents milieux (Mirka et collab., 1996).

	[Eau] mBq/l	[Quenouilles] Bq/kg (poids sec)	[Os] _{rats musqués} Bq/kg (poids sec)	FBC _{quenouilles-os} (poids sec)
Site fortement contaminé	75 – 978	553 ± 163	345 (229 – 525)	0,3 – 1,4
Site faiblement contaminé	7 – 72,5	-	80,3 (44,7 – 145)	-
Contrôle local	6,0	20,2 ± 2,3	79,1 (55 – 112)	2,4 – 6,3
Contrôle éloigné	9,0	15,2 ± 4,6	11,5 (7,9 – 16,6)	0,4 – 1,6

Dans l'étude de Clulow et ses collaborateurs (1991), les castors provenant de la zone fortement contaminée avaient accumulé des teneurs de 112,7 Bq/kg (poids sec, n=34) dans les os (FBC_{végétation-os} estimé à 1,31), alors que pour la population contrôle locale, les teneurs étaient de 50,6 Bq/kg (poids sec, n=20). Ainsi, les rats musqués présentaient généralement des niveaux de ^{226}Ra plus élevés dans les os que les castors capturés dans la même zone. Cette différence serait attribuable aux modes d'alimentation de ces deux espèces. En effet, en période hivernale, alors que la nourriture est moins abondante, le rat musqué creuse dans les substrats des lacs et des étangs afin de s'alimenter, augmentant ainsi son contact avec les racines et les sédiments fortement contaminés. Le castor, en revanche, consomme les parties aériennes des plantes terrestres (matière ligneuse et feuilles), qui contiennent des niveaux inférieurs de ^{226}Ra .

Les lièvres d'Amérique (*Lepus americanus*), capturés près du parc à résidus d'Elliot Lake, présentaient des teneurs dans les os de 250 ± 94 Bq/kg (poids sec, n=10). Cette valeur est significativement plus élevée que celles mesurées dans les trois sites témoins visités, soit 30 ± 10 Bq/kg (poids sec, n=6) au site témoin localisé à 3 km du parc à résidus, 26 ± 7 Bq/kg (poids sec, n=5) au site témoin localisé à 15 km du parc à résidus et en dessous de la limite de détection de 3,7 Bq/kg (poids sec, n=5) pour celui localisé à une distance de 880 km de la zone d'exploitation minière. Les facteurs de bioconcentration calculés à partir de la concentration de ^{226}Ra dans la végétation vers les tissus osseux varient de 0,22 lorsque l'on considère l'ingestion de feuilles de bouleau à 8,60 et l'ingestion d'écorce de peuplier baumier.

Les campagnols des champs capturés dans le parc à résidus d'Elliot Lake présentaient des accumulations sur le plan du squelette de 1 506 Bq/kg (poids sec) en été comparativement à des niveaux de 703 Bq/kg (poids sec) en automne (Cloutier et collab., 1986). Les FBC_{végétation-os} étaient respectivement de 7,1 et de 3,3 pour ces mêmes saisons. Les concentrations accumulées dans les os des campagnols varient donc en fonction des saisons,

mais non en fonction du sexe des individus. Excepté pour ce qui est des intestins, précisons que les concentrations mesurées dans les autres organes (foie, rein, muscles, peau) des campagnols étaient non significativement différentes de celles des témoins (Cloutier et collab., 1985). Dans une étude menée en laboratoire, Burns et ses collaborateurs (1987) rapportent une accumulation de 59 Bq/kg (poids sec) dans les os de jeunes campagnols exposés par l'alimentation à 350 Bq/kg (poids sec) de ^{226}Ra pendant 30 jours, ce qui correspond à un FBC de 0,16. Thomas (2000) rapporte pour sa part un facteur de bioconcentration du sol vers les petits mammifères (campagnol, musaraigne et souris) de 0,01 à 0,8.

Dewit et ses collaborateurs (2002) ont pour leur part évalué l'évolution des concentrations dans les os de deux consommateurs secondaires, soit le vison et la loutre, dans le secteur d'Elliot Lake. L'objectif de cette étude était, notamment, d'évaluer, pour ces organismes, les conséquences associées au fait que la concentration moyenne de radium dans les eaux de la rivière Serpent est passée de 250 mBq/l de 1969 à 1975 à des teneurs variant entre 50 et 100 mBq/l de 1980 à 1997. Les concentrations mesurées dans les organismes sont résumées au Tableau 37. Il n'y a pas de différence notable entre les accumulations mesurées en 1986 et en 1997, que ce soit pour le vison ou la loutre. Cependant, les concentrations dans le système osseux des individus capturés dans la zone contaminée étaient largement supérieures à celles provenant du site de contrôle. Il n'existe également aucune différence significative entre les deux espèces, quel que soit le site considéré. Ceci peut être expliqué par leur diète contenant des proies communes, le vison s'alimentant autant de poissons, d'amphibiens que d'oiseaux, tandis que la loutre s'alimente principalement de poissons. Ces concentrations sont largement plus faibles que celles mesurées dans le castor et le rat musqué, probablement à cause de modes d'alimentation différents. Étant donné l'accumulation semblable entre les deux espèces, les facteurs de bioconcentration sont les mêmes. Le $\text{FBC}_{\text{eau-os}}$ est de 583, le $\text{FBC}_{\text{os de poissons-os}}$ (basé sur les résultats de l'étude de Clulow et collab., 1998) varie de 1,4 à 5,4.

Tableau 37 – Concentrations en ^{226}Ra dans les os de visons et de loutres capturés dans la région d'Elliot Lake de 1986 à 1997 (Dewit et collab., 2002).

Espèce	Site	Année	[Os] Bq/kg (poids sec)
Vison	Contaminé	1986	38,2 ± 11,0
	Contaminé	1997	28,8 ± 6,1
	Contrôle	1997	6,6 ± 2,2
Loutre	Contaminé	1986	36,6 ± 9,4
	Contaminé	1997	29,9 ± 10,7
	Contrôle	1997	3,1 ± 0,3

Le radium a été mesuré dans différents organes de 18 caribous (*Rangifer tarandus groenlandicus*) capturés à proximité de mines d'uranium en Saskatchewan (Thomas et Gates, 1999). Les teneurs les plus élevées ont été mesurées dans les os (72 Bq/kg), alors que, dans les autres tissus, les teneurs variaient de 0,23 à 1,7 Bq/kg (tableau 38). Elle était de 3,1 Bq/kg dans les fèces. L'âge du caribou serait faiblement corrélé à la teneur bioaccumulée dans le système osseux.

Tableau 38 – Concentrations en ^{226}Ra accumulé dans les différents tissus de caribous vivant à proximité de mines d'uranium en Saskatchewan (Thomas et Gates, 1999).

Tissus	Accumulation Bq/kg (poids humide)
Foie	1,7
Rein	1,2
Muscle	0,21
Rumen	0,83
Sang	0,64

Thomas et Gates (1999) ont également estimé le transfert du radium dans la chaîne alimentaire à partir de teneurs moyennes mesurées dans les différents organes internes des caribous (*Rangifer tarandus groenlandicus*) vivant au nord de la Saskatchewan. Les facteurs de bioconcentration estimés sur la base de la teneur en radium dans leur source de nourriture (lichen; tableau 11) sont de 0,048 dans l'organisme entier et de 0,027 dans les muscles.

Les teneurs en ^{226}Ra accumulées dans les originaux du nord de la Saskatchewan sont significativement plus élevées comparativement aux contrôles (Thomas et collab., 2005). Les teneurs dans les os étaient les plus élevées, celles-ci variant de 4 à 40 Bq/kg. La plupart des autres tissus (foie, rein et muscle) avaient des concentrations inférieures à 1 Bq/kg, bien qu'un échantillon de rein ait présenté une teneur de 5,2 Bq/kg. Les échantillons musculaires étaient non détectables dans une proportion de 70 %. Le pourcentage de transfert du rumen vers les muscles variait de 5,3 à 29 % (Thomas et collab., 2005).

10.2. TOXICITÉ

10.3. EXPOSITION PAR INHALATION

Aucune étude n'a été répertoriée sur les effets de l'exposition des mammifères au radium par inhalation.

10.4. EXPOSITION PAR VOIE ORALE

Des sarcomes ostéogéniques ont été rencontrés chez 3 des 5 rats ayant reçu pendant 20 jours des doses totales variant de 0,37 à 2,59 Bq de radium au compte-gouttes (Evans et collab., 1944). La dose la plus faible ayant induit une tumeur maligne était de 2 703 kBq/kg. Précisons que les effets observés après l'ingestion de radium peuvent être attribués non seulement au radium lui-même, mais à la présence en totalité ou en partie de ses produits de désintégration, produits in vivo, et de leurs émissions radioactives.

Des rats Sprague-Dawley ayant reçu par gavage une dose unique de $247\,900 \pm 30\,710$ Bq de ^{226}Ra ou $409\,960 \pm 88\,430$ Bq de ^{224}Ra de façon hebdomadaire pendant 21 semaines ont démontré une perte de la transparence de la pulpe dentaire, ainsi qu'une diminution de la longueur des incisives jusqu'à disparition complète (Reichart et collab., 1979). Ces changements sur le plan de la dentition ont engendré une diminution de l'alimentation des individus exposés, qui a entraîné une perte de poids et en espérance de vie réduite (durée de

vie 10 % inférieure lors d'une exposition au ^{226}Ra et 25 % inférieure lors d'une exposition au ^{224}Ra). Ces résultats sont cependant à prendre avec précaution, la dose d'exposition étant différente pour les deux radionucléides testés.

Les effets d'une exposition orale de 90 jours à une dose totale de 100 microgrammes de sulfate de radium sur les systèmes osseux et dentaires de quatre (4) lapins ont été étudiés (Rosenthal et Grace, 1936; Rosenthal, 1937). Des gingivites, des problèmes dentaires, des fractures et des ostéonécroses ont été observés chez tous les lapins. Une inhibition de la maturation des érythroblastes a quant à elle été observée chez 50 % des lapins. Mentionnons que ces résultats sont fournis à titre indicatif, aucun contrôle n'ayant été effectué lors des expérimentations.

10.5. AUTRES VOIES D'EXPOSITION

L'injection de doses variant de 74 000 à 148 000 kBq/kg de ^{226}Ra a été mortelle pour des souris après 7 à 10 jours (Proescher et Almquest, 1914). Larkin (1930) a pour sa part rapporté une diminution de la masse corporelle, des changements hématologiques, une dégénération marquée de la moelle osseuse et de la rate, ainsi que des dommages au foie, aux reins et au thymus chez des lapins exposés à 15 et 200 mg de radium. La mort est survenue dans les 18 jours de traitement. Les détails expérimentaux ne sont cependant pas décrits dans ces articles.

L'espérance de vie est demeurée inchangée chez des souris âgées de 12 semaines ayant reçu par voie intrapéritonéale une dose unique ou une série de 8 injections sur 4 semaines de ^{224}Ra , jusqu'à une dose de 2 220 kBq/kg (Humphreys et collab., 1985).

Larsen et ses collaborateurs (2006) ont injecté par intraveineuse à des souris BALB/c des doses de 1 250, 2 500 ou 3 750 kBq/kg de ^{223}Ra sous forme de chlorure de radium et les ont suivis pendant 4 semaines, moment où les souris ont été sacrifiées. Une perte de poids significative a été observée chez les mâles exposés à 2 500 et 3 750 kBq/kg par rapport au contrôle. Chez les femelles, la même tendance a été observée, mais celle-ci était non statistiquement différente. Les mâles ont également présenté une baisse significative d'appétit, mais l'alimentation est demeurée inchangée chez les femelles. Une réduction significative des niveaux de phosphatase alcaline, une enzyme produite par les ostéoblastes du tissu osseux, a aussi été mesurée à toutes les concentrations testées chez les mâles. Cette baisse laisse présager un désordre sur le plan des os. Aux concentrations testées, la DL50-4 semaines n'a pu être mesurée, alors que la NOAEL serait au-dessous de 1 250 kBq/kg.

Jee et Arnold (1960) ont injecté par voie intraveineuse une dose unique de ^{226}Ra à des chiens de la race des beagles variant entre 129 870 et 440 300 Bq/kg. Pour ce qui est de la mandibule, le radium s'est déposé principalement dans les os nouvellement formés et a diffusé dans le reste de l'os existant. Il en est de même au chapitre de la dentine et du ciment, un tissu dense, presque aussi dur que l'os, qui recouvre et protège la dentine à la hauteur de la racine. Aux doses testées, aucune malformation n'a été observée, mais le nombre de dents manquantes a augmenté chez les chiens exposés comparativement au témoin (tableau 39). Taylor et ses collaborateurs (1969) ont étudié la diminution du diamètre de la chambre

pulpaire de la première molaire inférieure du côté gauche de la mandibule de beagles, par radiographies périodiques, à la suite de l'injection par voie intraveineuse d'une dose unique de 370 000 Bq/kg de ^{226}Ra ou de ^{224}Ra . Aucune différence significative n'a été observée à la suite de l'injection. Les auteurs précisent que les chiens exposés avaient approximativement 16 mois, soit des chiens suffisamment âgés pour que l'apparition des dents soit complétée. La conclusion pourrait changer en fonction de l'âge des individus exposés.

Tableau 39 - Effets de l'injection de ^{226}Ra sur les dents de chiens de la race des beagles (Jee et Arnold, 1960).

Dose (Bq/kg)	Nombre de dents manquantes
Contrôle	0
129 870	21
338 920	31
358 160	0
373 700	29
399 600	16
440 300	12

Chez des souris BALB/c ayant reçu des injections intra-péritonéales de ^{226}Ra de 660 kBq/kg sous forme de $^{226}\text{RaCl}_2$, une diminution du nombre de cellules souches hématopoïétiques (CFU-c et CFU-s) a été observée dans la moelle osseuse (Schoeters et Vanderborgh, 1981). Celle-ci s'est échelonnée sur une période d'au moins 300 jours après l'injection et le pourcentage de perte variait selon la région étudiée. Les facteurs de réduction des cellules CFU-S et CFU-C étaient respectivement de 1,8 et 1,7 dans la moelle axiale de la diaphyse fémorale, de 5,3 et 4,0 dans la moelle périphérique de la diaphyse fémorale, de 3,25 et 2,3 dans la portion distale du fémur, de 2,6 et 2,0 dans la moelle vertébrale, et de 3,8 et 2,7 dans la moelle sternale. À une dose de 230 kBq/kg, aucune baisse significative du nombre de cellules souches hématopoïétiques n'a été notée sur une période totale de 300 jours.

Quatre cents (400) jours après l'injection intrapéritonéale de 827 kBq/kg de ^{226}Ra sous forme de sel de chlorure, Schoeters et ses collaborateurs (1983) ont rapporté une diminution marquée du nombre de globules blancs périphériques chez des souris. Ces niveaux se rétablissent 530 jours après l'injection. Aucune tendance n'a pu être observée en lien avec les globules blancs périphériques aux plus faibles doses testées, soient 147 et 370 kBq/kg.

Dougherty et Rosenblatt (1970) ont évalué l'effet de cinq radionucléides, dont le ^{226}Ra et le ^{228}Ra sur les leucocytes sanguins de chiens de la race des beagles. Des doses uniques de 2 160, 6 130, 12 475, 39 665, 118 585 et 382 950 Bq ^{226}Ra /kg et de 1 830, 5 685, 11 210, 28 045, 96 790 et 313 390 Bq ^{228}Ra /kg ont été injectées par intraveineuse aux chiens et un suivi des leucocytes a été réalisé sur une période d'un an. Les chiens ayant reçu des doses de ^{226}Ra ont montré la perte maximale de leucocytes, mais un fort taux de récupération dans le temps. Ce résultat est contraire aux chiens ayant reçu des doses de ^{228}Ra qui ont présenté le plus faible pourcentage de perte de leucocytes, mais aucun signe de récupération dans le temps. Les résultats obtenus pour la plus forte dose d'exposition

testée, seuls résultats présentés de façon détaillée par les auteurs, sont présentés dans le tableau 40 pour le ^{226}Ra et le tableau 41 pour le ^{228}Ra .

Tableau 40 - Pourcentage maximal de perte de leucocytes chez des beagles exposés à 382 950 Bq/kg de ^{226}Ra (Dougherty et Rosenblatt, 1970).

Type de cellules	Perte de cellules (%)	Nombre de jours après l'injection
Leucocytes totaux	84	14
Polynucléaire	95	14
Monocyte	98	21
Éosinophile	97	14
Lymphocyte	59	150

Tableau 41 - Pourcentage maximal de perte de leucocytes chez des beagles exposés à 313 390 Bq/kg de ^{228}Ra (Dougherty et Rosenblatt, 1970).

Type de cellules	Perte de cellules (%)	Nombre de jours après l'injection
Leucocytes totaux	67	90
Polynucléaire	70	90
Monocyte	72	90
Éosinophile	88	90
Lymphocyte	60	180

Chez des chiens de la race des beagles, l'injection par intraveineuse de ^{226}Ra a engendré une perte de pigmentation des yeux à une dose de 41 kBq/kg (Taylor et collab., 1972). Ces symptômes sont apparus de 20 à 56 mois après l'injection. À la plus faible dose testée, soit 2,3 kBq/kg, des mélanoses ont été observées, ainsi que la formation de mélanome intraoculaire chez 20 % des chiens exposés (Taylor et collab., 1972). L'apparition de telles tumeurs a été observée jusqu'à des doses de 6,14 kBq/kg, où 42 % des chiens exposés ont développé une telle maladie (Taylor et collab., 2000). Les chiens exposés à des doses plus élevées avaient une espérance de vie plus courte, ce qui peut expliquer que la maladie n'ait pas eu le temps de se développer. Précisons que la perte de pigmentation observée n'aurait pas d'effets apparents pour ce qui est de l'acuité visuelle.

Robins (1990) a étudié, chez de jeunes souris mâles adultes, les effets de l'injection de ^{224}Ra sous forme de chlorure de radium, à des concentrations allant de 2 à 64 kBq par animal (mode d'administration non précisé). Il n'y avait aucune différence de mortalité entre le groupe exposé et le groupe témoin. Aux deux plus fortes doses testées (32 et 64 kBq), les os de la mandibule et les os du pariétal ont été isolés et une réduction significative de la longueur et du poids sec a été mesurée par rapport aux témoins. L'analyse de ces os par microscopie à faible puissance a démontré une ostéonécrose, soit une nécrose du tissu osseux, qui n'a pas été observée dans les autres os du squelette des souris.

Bruenger et ses collaborateurs (1991b) ont réalisé une étude avec des chiens de la race des beagles. Ils ont étudié leur survie après l'injection par intraveineuse d'une dose unique de $2,31 \pm 0,43$ kBq/kg de ^{226}Ra ou de $1,84 \pm 0,26$ kBq/kg de ^{228}Ra . La mortalité des chiens

exposés autant au ^{226}Ra qu'au ^{228}Ra était similaire entre les groupes exposés et les groupes témoins, tout comme leur espérance de vie. Deux (2) des dix-neuf (19) chiens ayant reçu une dose de ^{226}Ra sont décédés d'une tumeur osseuse, alors qu'il s'agit d'un seul chien sur douze pour ceux qui ont été exposés au ^{228}Ra . Cependant, le nombre de tumeurs osseuses dans ces deux groupes est trop petit pour produire des résultats statistiquement significatifs.

Afin de déterminer l'influence de l'âge sur la toxicité du ^{226}Ra , Bruenger et ses collaborateurs (1991a) ont injecté une dose unique par intraveineuse de 41 kBq/kg à des chiens âgés de 3 mois (juvéniles), 17-19 mois (jeunes adultes) et 60 mois (chiens matures). Tous les chiens ayant reçu une telle dose sont ultimement décédés. La majorité de ces décès sont reliés au développement d'un cancer osseux (7/10 chez les juvéniles, 11/12 chez les jeunes adultes et 5/9 chez les chiens matures). La plupart des tumeurs induites par le radium se sont développées dans des sites riches en os cortical. L'espérance de vie des chiens était significativement diminuée dans les groupes exposés, passant en moyenne de 4585 jours pour les témoins à $2\,513 \pm 77$ jours pour les juvéniles exposés, $2\,099 \pm 255$ jours pour les jeunes adultes exposés et $2\,086 \pm 76$ jours pour les chiens matures exposés au radium. À doses égales, les juvéniles sont donc davantage sensibles que les jeunes adultes ou les chiens matures. Il n'y avait aucune différence entre les résultats observés chez les mâles et les femelles. Deux autres études menées sur les beagles indiquent également que l'espérance de vie est diminuée en fonction de la dose de ^{226}Ra injectée (tableau 42).

Tableau 42 – Espérance de vie de beagles exposés à différentes doses de ^{226}Ra .

Dose injectée (kBq/kg)	Durée de vie (Année)	Référence
Contrôle	14,7	Lloyd et collab. (2001)
0,65	13,9	
2,31	10,8	
6,13	11,2	
12,5	10,3	
69,6	6,3	
119	4,4	
383	3,0	Raabe et Parks (1993)
Contrôle	14,6	
0,789	14,5	
2,37	13,8	
13,9	10,9	
41,4	7,4	
124	5,1	
370	4,3	

Muggenburg et ses collaborateurs (1996) se sont penchés sur la toxicité du ^{224}Ra , sous forme de chlorure de radium, sur des beagles adultes ayant reçu par injection d'une dose totale de 13, 40, 120 ou 350 kBq/kg. Celle-ci était répartie sur une, 10 ou 50 semaines. Les premiers effets observés ont consisté en une dyscrasie, soit une physiologie anormale du sang, chez les chiens exposés à 120 et 350 kBq/kg. Ces changements au plan hématologique étaient plus marqués chez les chiens ayant reçu une dose unique de ^{224}Ra et ont engendré la mort de 100 % des chiens de ce groupe de 9 à 22 jours après l'injection. À long terme, le principal

effet observé était l'apparition de tumeurs. Les tumeurs osseuses étaient les plus courantes, suivies par les tumeurs de la muqueuse nasale et des tumeurs des glandes mammaires chez les femelles. L'apparition de tumeurs osseuses était plus élevée chez les chiens ayant reçu la plus forte dose administrée en 50 injections. D'ailleurs, les chiens ayant reçu la dose totale en 50 injections ont développé des cancers de façon plus précoce comparativement à ceux l'ayant reçu en une ou en dix injections. Le taux de développement de cancer des glandes mammaires était proportionnel à la dose injectée, mais ne variait pas selon le nombre d'injections. Le risque relatif de développer une tumeur mammaire était environ sept fois inférieur à celui relié à l'apparition d'un cancer osseux. Précisons que, dans d'autres études, des cas de cancers des glandes mammaires ont également été rencontrés à la suite de l'injection de ^{226}Ra à des chiens (Lloyd et collab., 2001).

Des groupes de souris C57BL/Do (noir et albinos) ayant reçu, par voie intrapéritonéale, des doses croissantes de ^{226}Ra ont été suivis tout au long de leur vie afin de déterminer les pourcentages d'occurrence de cancers osseux chez cette espèce (Taylor et collab., 1983). La moitié des souris mâles noires a développé un cancer osseux lorsqu'exposées à 342 250 Bq/kg, 8 % pour les souris exposées à 38 110 Bq/kg. Aucun cancer n'a été observé chez les souris mâles noires exposées à 2110 et 12 730 Bq/kg. Chez les souris femelles noires, 29 % d'entre elles ont développé un cancer osseux lorsqu'exposées à 342 250 Bq/kg, 25 % lorsqu'exposées à 114 700 Bq/kg. Aucun cancer ne s'est développé chez les souris femelles noires exposées à 2 110, à 12 730 et à 38 110 Bq/kg. Chez les souris mâles albinos, un seul cas de cancer (7 %) a été détecté, soit à une dose de 365560 Bq/kg. Chez les souris femelles albinos, pour la même dose, le pourcentage est de 40 %, tandis qu'à une dose de 119 510 Bq/kg, 7 % des femelles ont développé un cancer osseux. Aucun cas n'a été répertorié aux doses de 2110, 12 730 et 39 960 Bq/kg. Ces résultats, ainsi que tous ceux portant sur l'occurrence de cancers osseux chez des mammifères exposés au radium, sont résumés au tableau 43.

Tableau 43 – Occurrence de cancers osseux chez des mammifères exposés à du ^{226}Ra par injection.

Dose (kBq/kg)	Espèce	% d'occurrence	Référence
0,28	Beagle	0	Lloyd et collab. (2001)
0,65		8	
2,31		8,7	
6,13		14,3	
12,5		41,7	
39,6		91,7	
119		100	
383		100	

Dose (kBq/kg)	Espèce	% d'occurrence	Référence
370	Beagle	61	White et collab. (1994)
124		100	
41,4		87,2	
13,9		65,9	
2,37		13,2	
Contrôle		2,6	
342,25	Souris C57BL/Do mâles noires	50	Taylor et collab. (1983)
38,11		8	
2,11 - 12,73		0	
342,25	Souris C57BL/Do femelles noires	29	
114,7		25	
2,11 – 38,11		0	
65,56	Souris C57BL/Do mâles albinos	7	
2,11 – 119,51		0	
365,56		40	
119,51	Souris C57BL/Do femelles albinos	7	
2,11 – 39,96		0	
937	Souris C57BL/Cnb femelles	14,7	Schoeters et collab. (1991)

La distribution des sarcomes osseux serait principalement fonction du taux de division cellulaire, ainsi que de la distribution des doses reçues dans l'organisme (White et collab., 1994). Basé sur les travaux de White et ses collaborateurs (1994) sur des beagles exposés par injection à des doses croissantes de ^{226}Ra , les os présentant la plus grande occurrence de cancer sont l'humérus, les os du bassin, le fémur, le tibia et le péroné. Ceux qui présentent une occurrence modérée sont les côtes, les vertèbres lombaires, le cubitus, la mandibule et le crâne/maxillaire. Ceux qui ont une faible occurrence incluent les vertèbres thoraciques et les omoplates, alors que ceux qui ont de très faibles occurrences (aucune tumeur répertoriée) sont les vertèbres du coccyx et le sternum.

11. PERSPECTIVES

Cette revue de littérature a permis de recenser un grand nombre de données sur le potentiel de bioaccumulation du radium dans les organismes aquatiques et terrestres, à l'exception des micro-organismes pour lesquels aucune étude n'a été répertoriée. Ainsi, de nombreuses études ont porté sur la bioaccumulation du radium, en particulier dans les végétaux, les poissons et les mammifères, et sa cible dans les organismes (tissus mous, viscères, muscles, os, etc.). Les données analysées indiquent que le radium peut se bioaccumuler dans l'ensemble des organismes considérés, autant chez les organismes aquatiques que les organismes terrestres, bien que l'accumulation soit plus importante en milieu aquatique. Le radium accumulé se retrouve principalement dans les structures osseuses (squelette et carapace).

En revanche, il existe très peu de données sur la toxicité du radium sur la faune et la flore. Deux études rapportent un ralentissement de la croissance chez différentes espèces des microorganismes, mais aucune concentration d'exposition n'était précisée. Une augmentation des aberrations chromosomiques a été observée chez des espèces végétales terrestres exposées en continu à de l'irradiation. Des mutations létales et de la stérilité ont été observées chez la drosophile exposée au rayonnement gamma du radium. Aucun stress oxydatif n'a été rapporté chez des polychètes exposés à des sédiments fortement contaminés en radium. Des modifications ont par contre été observées sur le plan des biomarqueurs impliqués dans le stress oxydatif chez la morue. Chez les mammifères, aucune information n'a été répertoriée sur les effets d'une exposition aiguë par inhalation, par voie orale ou par voie cutanée. Pour des expositions de plus longues durées, une étude réalisée chez des rats exposés par voie orale pendant 20 jours rapporte l'apparition de sarcomes ostéogéniques, tandis que deux autres études rapportent l'apparition de problèmes dentaires à la suite de l'ingestion de radium par voie orale. Ces mêmes problèmes de santé sont rapportés à la suite de l'injection de radium, mais cette voie d'exposition n'est pas représentative de celle des organismes dans leur milieu naturel. Les données toxicocinétiques disponibles suggèrent que le radium peut être absorbé et retenu après l'inhalation et l'exposition par voie orale. Cependant, il n'est pas clair si ce composé, une fois inhalé, demeure dans l'organisme assez longtemps pour occasionner des effets locaux tels que des cancers ou d'autres effets systémiques non cancérogènes.

Cette revue de littérature a mis en évidence un important besoin de générer des données afin de déterminer les effets du radium, particulièrement à des niveaux de radioactivité faibles, sur des espèces aquatiques et terrestres représentatives du Québec. Des données de toxicité chronique sont nécessaires chez l'ensemble des groupes d'espèces, que ce soit chez les microorganismes, les invertébrés terrestres et aquatiques, les plantes terrestres et aquatiques, ainsi que les poissons, les amphibiens, les reptiles, la faune aviaire et les mammifères. Un point majeur réside dans l'acquisition de données de génotoxicité, *in vitro* ou *in vivo*, afin de définir le danger radiotoxique associé à l'accumulation du radium dans les organismes. Ces données complémentaires contribueront à une gestion durable des projets miniers impliquant le radium.

12. RÉFÉRENCES

- ALIONCIK, J. et D. BUTKUS (2012). « The transfer of natural (Ra-226, Th-232, K-40) and artificial (Cs-137, Sr-90) radionuclides from soil to the wood of a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **292**: 305-313.
- ANTOVIC, I. et N. M. ANTOVIC (2011a). « Determination of concentration factors for Cs-137 and Ra-226 in the mullet species *Chelon labrosus* (Mugilidae) from the South Adriatic Sea ». *J. Environ. Radioact.*, **102**: 713-717.
- ANTOVIC, I. et N. M. ANTOVIC (2011b). « Concentration factors for Ra-226 in the mullet (Mugilidae) species *Mugil cephalus* from the South Adriatic Sea ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **290**: 31-37.
- ANTOVIC, N. M., I. ANTOVIC et N. SVRKOTA (2010). « Ra-226 activity in the mullet species *Liza aurata* and South Adriatic Sea marine ». *Radiat. Prot. Dosim.*, **140**: 340-350.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1990). *Toxicological Profile for Radium: U.S. Public Health Service*, U.S. Environmental Protection Agency, 133 p.
- BEAK (1987). « Survey of data on the radionuclide content of fish in Canada ». Report prepared for the Atomic Energy Control Board by Beak Consultants Ltd.
- BENES, P., P. STREJC et Z. LUKAVEC (1984). « Interaction of radium with fresh-water sediments and their mineral components .1. Ferric hydroxide and quartz. ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **82**: 275-285.
- BENES, P., Z. BOROVEC et P. STREJC (1985). « Interaction of radium with fresh-water sediments and their mineral components .2. Kaolinite and montmorillonite ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **89**: 339-351.
- BENES, P., Z. BOROVEC et P. STREJC (1986). « Interaction of radium with fresh-water sediments and their mineral components .3. Muscovite and feldspar ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **98**: 91-103.
- BENES, P. et P. STREJC (1986). « Interaction of radium with fresh-water sediments and their mineral components .4. Waste-water and riverbed sediments ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **99**: 407-422.
- 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. KRYSHV, T. NEDVECKAITE, G. OLYSLAEGERS, R. SAXEN, T. SAZYKINA, J. V. I. BATLLE, S. VIVES-LYNCH, T. YANKOVICH et C. YU (2008). « Inter-comparison of models to estimate radionuclide activity concentrations in non-human biota ». *Radiat. Environ. Biophys.*, **47**: 491-514.
- BETTENCOURT, A. O., M. D. T. ELIAS et M. TEIXEIRA (1985). « Radiological impact assessment of an abandoned radium salts factory ». *Science of the Total Environment*, **45**: 173-180.

- BLAUFOX, M. D. (1988). « Radioactive artifacts - historical sources of modern radium contamination ». *Seminars in Nuclear Medicine*, **18**: 46-64.
- BOLLHOFER, A., J. BRAZIER, C. HUMPHREY, B. RYAN et A. ESPARON (2011). « A study of radium bioaccumulation in freshwater mussels, *Velesunio angasi*, in the Magela Creek catchment, Northern Territory, Australia ». *J. Environ. Radioact.*, **102**: 964-974.
- BONOTTO, S. (1990). « Radium uptake by marine plants », *Environmental Behaviour of Radium. Technical Reports Series*, vol. 1, n° 310, IAEA, Vienne.
- BRENNER, M., J. M. SMOAK, M. S. ALLEN, C. L. SCHELSKE et D. A. LEEPER (2000). « Biological accumulation of Ra-226 in a groundwater-augmented Florida lake ». *Limnol. Oceanogr.*, **45**: 710-715.
- BRENNER, M., J. M. SMOAK, D. A. LEEPER, M. STREUBERT et S. M. BAKER (2007). « Radium-226 accumulation in Florida freshwater mussels ». *Limnol. Oceanogr.*, **52**: 1614-1623.
- BRUENGER, F. W., J. M. SMITH, D. R. ATHERTON, W. S. S. Jee, R. D. LLOYD et W. STEVENS (1983). « Skeletal retention and distribution of Ra-226 and Pu-239 in beagles injected at ages ranging from 2 days to 5 years ». *Health Physics*, **44**: 513-527.
- BRUENGER, F. W., R. D. LLOYD et S. C. MILLER (1991a). « The influence of age at time of exposure to Ra-226 or Pu-239 on distribution, retention, postinjection survival, and tumor-induction in beagle dogs ». *Radiat. Res.*, **125**: 248-256.
- BRUENGER, F. W., S. C. MILLER et R. D. LLOYD (1991b). « A comparison of the natural survival of beagle dogs injected intravenously with low-levels of Pu-239, Ra-226, Ra-228, Th-228, or Sr-90 ». *Radiat. Res.*, **126**(3): 328-337.
- BUNZL, K. et M. TRAUTMANN-SHEIMER (1999). « Transfer of U-238, Ra-226 and Pb-210 from slag-contaminated soils to vegetables under field conditions ». *Science of the Total Environment*, **231**: 91-99.
- BURNS, B., F. V. CLULOW, N. R. CLOUTIER et collab. (1987). « Transfer coefficient of ²²⁶Ra from food to young weaned meadow voles, *Microtus pennsylvanicus*, in the laboratory ». *Health Phys.*, **52**: 207-211.
- Canada Wide Mines Ltd. (1980). « Midwest Lake Environmental Impact Statement: Environmental baseline study ». Midwest Lake Uranium Project. Saskatoon: Canada Wide Mines, Ltd.; Supporting Document Number 1.
- CERNE, M., B. SMODIS, M. STROK et R. JACIMOVIC (2010). « Accumulation of Ra-226, U-238 and Th-230 by wetland plants in a vicinity of U-mill tailings at Zirovski vrh (Slovenia) ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **286**: 323-327.
- CLOUTIER, N. R., F. V. CLULOW, T. P. LIM et N. K. DAVE (1985). « Metal (Cu, Ni, Fe, Co, Zn, Pb) and Ra-226 levels in meadow voles *Microtus pennsylvanicus* living on nickel and uranium-mine tailings in Ontario, Canada - environmental and tissue-levels ». *Environmental Pollution Series B-Chemical and Physical*, **10**: 19-46.

- CLOUTIER, N. R., F. V. CLULOW, T. P. LIM et N. K. DAVE (1986). « Metal (Cu, Ni, Fe, Co, Zn, Pb) and Ra-226 levels in tissues of meadow voles *Microtus pennsylvanicus* living on nickel and uranium-mine tailings in Ontario, Canada - site, sex, age and season effects with calculation of average skeletal radiation-dose ». *Environmental Pollution Series A-Ecological and Biological*, **41**: 295-314.
- CLULOW, F. V., M. A. MIRKA, N. K. DAVE et T. P. LIM (1991). « Ra-226 and other radionuclides in water, vegetation, and tissues of beavers (*Castor canadensis*) from a watershed containing U-tailings near Elliot Lake, Canada ». *Environmental Pollution*, **69**: 277-310.
- CLULOW, F. V., T. P. LIM, N. K. DAVE et R. AVADHANULA (1992). « Ra-226 levels and concentration ratios between water, vegetation, and tissues of ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) from a watershed with uranium tailings near Elliot Lake, Canada ». *Environmental Pollution*, **77**: 39-50.
- CLULOW, F. V. et G. G. PYLE (1997). « Radium-226 equilibrium between water and lake herring, *Coregonus artedii* tissues attained within fish lifetime: Confirmation in this species of one assumption in the simple linear concentration factor model ». *Environmental Pollution*, **96**: 75-78.
- CLULOW, F. V., N. K. DAVE, T. P. LIM et R. AVADHANULA (1998). « Radium-226 in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada ». *Environmental Pollution*, **99**: 13-28.
- COLES, D. G., R. C. RAGAINI et J. M. ONDOV (1978). « Behavior of natural radionuclides in western coal-fired power-plants ». *Environmental Science & Technology*, **12**: 442-446.
- DA CONCEICAO, F. T., D. M. BONOTTO, J. R. JIMENEZ-RUEDA et J. A. F. ROVEDA (2009). « Distribution of Ra-226, Th-232 and K-40 in soils and sugar cane crops at Corumbatai river basin, Sao Paulo State, Brazil ». *Appl. Radiat. Isot.*, **67**: 1114-1120.
- DAVE, N. K., T. P. LIM et N. R. CLOUTIER (1985). « Ra-226 concentrations in blueberries *Vaccinium angustifolium* Ait - near an inactive uranium tailings site in Elliot Lake, Ontario, Canada ». *Environmental Pollution Series B-Chemical and Physical*, **10**: 301-314.
- DEWIT, T. J., F. V. CLULOW, N. K. DAVE, M. A. MIRKA, G. H. PARKER et N. PETERSON-SCHAFFNER (2002). « Ra-226 in bone of mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) taken near U workings at Elliot Lake, Canada, and from reference areas, with calculation of transfer parameters ». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **68**: 878-884.
- DOUGHERTY, J. H. et L. S. ROSENBLATT (1970). « Comparative toxicity of Ra-226, Pu-239, Th-228, Ra-228, and Sr-90 to leukocytes of beagles ». *Radiat. Res.*, **43**: 56-70.
- DRAGOVIC, S. et L. J. MANDIC (2010). « Transfer of radionuclides to ants, mosses and lichens in semi-natural ecosystems ». *Radiat. Environ. Biophys.*, **49**: 625-634.

- EDGINGTON, S. A. GORDON, M. M. THOMMES et L.R. ALMODOVAR (1970). « Concentration of radium, thorium, and uranium by tropical marine algae ». *Limnol. Oceanogr.*, **15**: 945-955.
- EISENBUD, M. et H. G. PETROW (1964). « Radioactivity in atmospheric effluents of power plants that used fossil fuels ». *Science*, **144**: 288-289.
- ENAMORADO, S., J. M. ABRIL, J. L. MAS, R. PERIANEZ, O. POLVILLO, A. DELGADO et J. M. QUINTERO (2009). « Transfer of Cd, Pb, Ra and U from Phosphogypsum Amended Soils to Tomato Plants ». *Water Air Soil Pollut.*, **203**: 65-77.
- EVANS, R. D., R. S. HARRIS et J. W. M. BUNKER (1944). « Radium metabolism in rats, and the production of osteogenic sarcoma by experimental radium poisoning ». *American Journal of Roentgenology and Radium Therapy*, **52**: 353-373.
- EVSEEVA, T., S. GERAS'KIN, E. BELYKH, T. A. MAISTRENKO et J. BROWN (2011). « Assessment of the reproductive capacity of *Pinus sylvestris* trees growing under conditions of chronic exposure to radionuclides of uranium and thorium series ». *Russian Journal of Ecology*, **42**: 382-387.
- EVSEEVA, T. I., S. A. GERAS'KIN et I. I. SHUKTOMOVA (2003). « Genotoxicity and toxicity assay of water sampled from a radium production industry storage cell territory by means of Allium-test ». *J. Environ. Radioact.*, **68**: 235-248.
- EVSEEVA, T. I., T. A. MAJSTRENKO, E. S. BELYKH et S. A. GERAS'KIN (2010). « The Assessment of no Adverse Effect Doses for Plant Populations under Chronic Exposure of Radionuclides of Uranium and Thorium Decay Series ». *Radiatsionnaya Biologiya Radioekologiya*, **50**: 383-390.
- FESSENKO, S., J. FESSENKO, N. SANZHAROVA, E. KARPENKO et I. TITOV (2011). « Radionuclide transfer to freshwater biota species: review of Russian language studies ». *J. Environ. Radioact.*, **102**: 8-25.
- FISHER, N. S., J. L. TEYSSIE, S. KRISHNASWAMI et M. BASKARAN (1987). « Accumulation of th, pb, u, and ra in marine-phytoplankton and its geochemical significance ». *Limnol. Oceanogr.*, **32**: 131-142.
- GRUNG, M., A. RUUS, T. F. HOLTH, R. S. SIDHU, D. O. ERIKSEN et K. HYLLAND (2009). « Bioaccumulation and lack of oxidative stress response in the ragworm *H. diversicolor* following exposure to Ra-226 in sediment ». *J. Environ. Radioact.*, **100**: 429-434.
- HAMEED, P. S., K. SHAHEED et M. A. R. IYENGAR (1996). « Radium-228 in the Kaveri river ecosystem ». *Curr. Sci.*, **70**: 1076-1080.
- HANSON, F. B. et F. HEYS (1929). « An analysis of the effects of the different rays of radium in producing lethal mutations in *Drosophila* ». *Am. Nat.*, **63**: 201-213.
- HANSON, F. B. et F. HEYS (1932). « Radium and lethal mutations in *Drosophila* - Further evidence of the proportionality rule from a study of the effects of equivalent doses differently applied ». *Am. Nat.*, **66**: 335-345.

- HARIANDRA, M. et Y. M. AMIN (2008). « Transfer of radionuclides K-40, Th-232 and Ra-226 from mining soil to sawi (Japanese Mustard) », *Amer Inst Physics*, **1017**: 245-249.
- HAVLIK, B (1971). « Radium in aquatic food chains - radium uptake by fresh water algae ». *Radiat. Res.*, **46**: 490-505.
- HAVLIK, B. et J. HANUSOVA (1979). « Uptake of Ra-226 by planktonic algae under conditions of continuous cultivation ». *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, **7**: 145-152.
- HESS, C. T., J. MICHEL, T. R. HORTON, H. M. PRICHARD et W. A. CONIGLIO (1985). « The occurrence of radioactivity in public water-supplies in the United-states ». *Health Physics*, **48**: 553-586.
- HESSLEIN, R. H. et E. SLAVICEK (1984). « Geochemical pathways and biological uptake of radium in small canadian shield lakes ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **41**: 459-468.
- HINTON, T. G., F. W. WHICKER, J. E. PINDER et S. A. IBRAHIM (1992). « Comparative kinetics of Ca-47, Sr-85 and Ra-226 in the fresh-water turtle, *Trachemys scripta* ». *J. Environ. Radioact.*, **16**: 25-47.
- HOSSEINI, A., J. E. BROWN, J. P. GWYNN et M. DOWDALL (2012). « Review of research on impacts to biota of discharges of naturally occurring radionuclides in produced water to the marine environment ». *Science of the Total Environment*, **438**: 325-333.
- HUMPHREYS, E. R., J. F. LOUTIT, I. R. MAJOR et V. A. STONES (1985). « The induction by Ra-224 of myeloid-leukemia and osteo-sarcoma in male CBA mice ». *Int. J. Radiat. Biol.*, **47**: 239-247.
- IAEA (1980). « The Behaviour of Radium in Waterways and Aquifers », *Report of an International Atomic Energy coordinated Research program*, p. 13-17 (chapitre 3).
- ICRP (International Commission on Radiological Protection) (1993). Publication 67. « Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2 », *Ann ICRP*, **23**(3/4): 1-167.
- IREDELL, C. E. et E. P. MINETT (1909). « Notes on the effect of radium in relation to some pathogenic and non-pathogenic bacteria ». *Lancet*, **1**: 1445-1447.
- JAMES, J. P., B. N. DILEEP, P. M. RAVI, R. M. JOSHI, T. L. AJITH, A. G. HEGDE et P. K. SARKAR (2011). « Soil to leaf transfer factor for the radionuclides Ra-226, K-40, Cs-137 and Sr-90 at Kaiga region, India ». *J. Environ. Radioact.*, **102**: 1070-1077.
- JAWOROWSKI, Z., J. BILKIEWICZ et E. ZYLICZ (1971). « Ra-226 in contemporary and fossil snow ». *Health Physics*, **20**: 449-450.
- JAWOROWSKI, Z. et D. GRZYBOWSKA (1977). « Natural radionuclides in industrial and rural soils ». *Science of the Total Environment*, **7**: 45-52.

- JEE, W. S. S. et J. S. ARNOLD (1960). « Radioisotopes in the teeth of dogs .1. The distribution of plutonium, radium, radiothorium, mesothorium and strontium and the sequence of histopathologic changes in teeth containing plutonium ». *Archives of Oral Biology*, **2**: 215-238.
- JEFFREE, R. A. et R. D. SIMPSON (1986). « An experimental-study of the uptake and loss of Ra-226 by the tissue of the tropical fresh-water mussel *velesunio-angasi* (sowerby) under varying ca and mg water concentrations ». *Hydrobiologia*, **139**: 59-80.
- JEFFREE, R. A. (1991). « An experimental-study of Ra-226 and Ca-45 accumulation from the aquatic medium by fresh-water turtles (fam chelidae) under varying ca and mg water concentrations ». *Hydrobiologia*, **218**: 205-231.
- JEFFREE, R. A. et R. D. SIMPSON (1984). « Radium-226 is accumulated in calcium granules in the tissues of the freshwater mussel, *Velesunio angasi*: support for a metabolic analogue hypothesis? ». *Comp. Biochem. Physio.*, **79A**(1) : 61-72.
- JENKINS, C.E. (1979). « Radionuclide distribution in Pacific Salmon ». *Health Phys.*, **17**:507-12.
- JHA, V. N., R. M. TRIPATHI, N. K. SETHY, S. K. SAHOO, A. K. SHUKLA et V. D. PURANIK (2010). « Bioaccumulation of Ra-226 by plants growing in fresh water ecosystem around the uranium industry at Jaduguda, India ». *J. Environ. Radioact.*, **101**: 717-722.
- JOHNSTON, A. (1987). « Radiation exposure of members of the public resulting from operation of the Ranger Uranium mine ». Technical Memorandum 20, Supervising Scientist for the Alligator Rivers Region: 1-18.
- JUSTYN, J. et B. HAVLIK (1990). « Radium uptake in freshwater fishes », dans *The Environmental Behaviour of Radium*. IAEA, Vienna, Technical Reports Series, **310** (1): 529-543.
- JUSTYN, J., O. OLIVA, K. PIVNICKA et M. SVATORA (1985). « Accumulation of natural radionuclides and growth of selected fish species in contaminated waters ». *Vestník Cheské Spole Cnosti Zoologické*, **49**, 253-266.
- KALIN, M (1988). « Long-term ecological behaviour of abandoned uranium mill tailings. 3. Radionuclide concentrations and other characteristics of tailings, surface waters, and vegetation ». Report to Environment Canada by the Institute of Environmental Studies, University of Toronto, Ontario, Canada. Report No. EPS 3/HA/4.
- KARUNAKARA, N., C. RAO, P. UJWAL, I. YASHODHARA, S. KUMARA et P. M. RAVI (2013). « Soil to rice transfer factors for Ra-226, Ra-228, (210)pb, K-40 and Cs-137: a study on rice grown in India ». *J. Environ. Radioact.*, **118**: 80-92.
- KSHIRSAGAR, S. G. (1990). « The metabolism of Ra-226 during pregnancy in the rat ». *Radiat. Res.*, **122**: 294-300.
- LANDA, E. R. (1984). « Geochemical and radiological characterization of soils from former radium processing sites ». *Health Physics*, **46**: 385-394.

- LANGMUIR, D. et A. C. RIESE (1985). « The thermodynamic properties of radium ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **49**: 1593-1601.
- LARKIN, A.J (1930). « The cause of death from radium ». *Radiology*, **15**(2):296-302.
- LARSEN, R. H., H. SAXTORPH, M. SKYDSGAARD, J. BORREBAEK, T. J. JONASDOTTIR, O. S. BRULAND, S. KLASTRUP, R. HARLING et T. RAMDAHL (2006). « Radiotoxicity of the alpha-emitting bone-seeker Ra-223 injected intravenously into mice: Histology, clinical chemistry and hematology ». *In Vivo*, **20**: 325-331.
- LAURIA, D. C., F. C. A. RIBEIRO, C. C. CONTI et F. A. LOUREIRO (2009). « Radium and uranium levels in vegetables grown using different farming management systems ». *J. Environ. Radioact.*, **100**: 176-183.
- LLOYD, R. D., G. N. TAYLOR, S. C. MILLER, F. W. BRUENGER et W. S. S. JEE (2001). « Review of Pu-239 and Ra-226 effects in beagles ». *Health Physics*, **81**: 691-697.
- MADRUGA, M. J., A. BROGUEIRA, G. ALBERTO et F. CARDOSO (2001). « Ra-226 bioavailability to plants at the Urgeirica uranium mill tailings site ». *J. Environ. Radioact.*, **54**: 175-188.
- MAHMOOD, Z. U. W. et M. W. YII (2012). « Marine radioactivity concentration in the Exclusive Economic Zone of Peninsular Malaysia: Ra-226, Ra-228 and Ra-228/Ra-226 ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **292**: 183-192.
- MAHON, D. C. (1982). « Uptake and translocation of naturally-occurring radionuclides of the uranium series ». *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **29**: 697-703.
- MARKOSE, P.M., K.P. EAPPEN, M. RAGHAVAYYA et collab. (1982). « Bioaccumulation of radium in a fresh water ecosystem », dans Vohra, K.G., ed. Natural radiation environment: Proceedings of the 2nd special symposium on natural radiation environment, held at the Bhaba Atomic Research Centre, Bombay, India, during January 19-23. New Delhi, India: Wiley Eastern Ltd., 234-238.
- MARTIN, P. et B. RYAN(2004). « Nature series Radionuclides in traditional aboriginal foods in tropical northern Australia: a review ». *The Scientific World Journal*, **4**, 77-95.
- MIRKA, M. A., F. V. CLULOW, N. K. DAVE et T. P. LIM(1996). « Radium-226 in cattails, *Typha latifolia*, and bone of muskrat, *Ondatra zibethica* (L), from a watershed with uranium tailing near the city of Elliot Lake, Canada ». *Environmental Pollution*, **91**: 41-51.
- MONTALBANO, F., III, J. E. THUL et W. E. BOLCH(1983). « Radium-226 and trace elements in mottled ducks *Anas fulvigula* ». *Journal of Wildlife Management*, **47**: 327-333.
- MUGGENBURG, B. A., F. F. HAHN, W. C. GRIFFITH, R. D. LLOYD et B. B. BOECKER(1996). « The biological effects of radium-224 injected into dogs ». *Radiat. Res.*, **146**: 171-186.

- MYERS, O. B., W. R. MARION, T. E. OMEARA et C. E. ROESSLER (1989). « Ra-226 in wetland birds from florida phosphate mines ». *Journal of Wildlife Management*, **53**: 1110-1116.
- OLSVIK, P. A., M. H. G. BERNTSSEN, K. HYLLAND, D. O. ERIKSEN et E. NOLEN (2012). « Low impact of exposure to environmentally relevant doses of Ra-226 in Atlantic cod (*Gadus morhua*) embryonic cells ». *J. Environ. Radioact.*, **109**: 84-93.
- POHL, P. et W. SCHIMMACK (2006). « Adsorption of radionuclides (Cs-134, Sr-85, Ra-226, Am-241) by extracted biomasses of cyanobacteria (*Nostoc carneum*, *N. insulare*, *Oscillatoria geminata* and *Spirulina laxissima*) and Phaeophyceae (*Laminaria digitata* and *L. japonica*; waste products from alginate production) at different pH ». *J. Appl. Phycol.* **18**: 135-143.
- POKARZHEVSKII, A. D. et D. A. KRIVOLUTZKII (1997). « Background concentrations of Ra-226 in terrestrial animals ». *Biogeochemistry*, **39**: 1-13.
- POPA, K., R. TYKVA, E. PODRACKA et D. HUMELNICU (2008). « Ra-226 translocation from soil to selected vegetation in the Crucea (Romania) uranium mining area ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **278**: 211-213.
- PORNTEPKASEMSAN, B. et A. E. NEVISSI (1990). « Mechanism of ra-226 transfer from sediments and water to marine fishes ». *Geochemical Journal*, **24**: 223-228.
- POZOLOTINA, V. N., P. I. SOBAKIN, I. V. MOLCHANOVA, E. N. KARAVAEVA et L. N. MIKHAILOVSKAYA (2000). « Migration and biological effect of natural heavy radionuclides on plants ». *Russian Journal of Ecology*, **31**: 14-19.
- PROESCHER, F. et B. R. ALMQUEST (1914). « Contribution on the biological and pathological action of soluble radium salts II: Resume of the effect of soluble radium salts on the circulating blood cells of white mice and white rats ». *Radium* **3**: 85-95.
- RAABE, O. G. et N. J. PARKS (1993). « Skeletal uptake and lifetime retention of Sr-90 and Ra-226 in beagles ». *Radiat. Res.*, **133**: 204-218.
- RAYNO, D. R. (1983). « Estimated dose to man from uranium milling via the beef milk food-chain pathway ». *Science of the Total Environment*, **31**: 219-241.
- REICHART, P. A., J. ALTHOFF, W. ECKHARDT et W. RIPPEL (1979). « Ra-224 and Ra-226 experimentally induced dental changes in rats ». *J. Oral Pathol. Med.*, **8**: 157-169.
- ROBINS, M. W (1990). « Ra-224-induced osteopenia in male cba mice ». *Calcif. Tissue Int.*, **46**: 94-100.
- RODRIGUEZ, P. B., F. V. TOME, J. C. LOZANO et M. A. P. FERNANDEZ (2010). « Transfer of U-238, Th-230, Ra-226, and Pb-210 from soils to tree and shrub species in a Mediterranean area ». *Appl. Radiat. Isot.*, **68**: 1154-1159.
- ROSENTHAL, M. et E. J. GRACE (1936). « Experimental radium poisoning I Bone marrow and lymph node changes in rabbits, produced by oral administration of radium sulphate ». *Am. J. Med. Sci.*, **191**: 607-618.

- ROSENTHAL, M. (1937). « Experimental radium poisoning II Changes in the teeth of rabbits produced by oral administration of radium sulphate ». *Am. J. Med. Sci.*, **193**: 495-501.
- RYAN, B., S. BOLLHÖFER et P. MARTIN (2008). « Radionuclides and metals in freshwater mussels of the upper South Alligator River, Australia ». *J. Environ. Radioact.* **99**: 509-526.
- SAROJA, P. M., G. IMMANUEL, G. A. G. RAJ et K. E. SELVAN (2012). « Studies on radionuclides Ra-228, U-238, Th-228 and K-40 in selected seaweeds of coastal Tamil Nadu, India ». *J. Environ. Biol.*, **33**: 909-915.
- SCHOETERS, G. E. R. et O. L. J. VANDERBORGHT (1981). « Temporal and spatial response of marrow colony-forming cells (CFU-s and CFU-c) after Ra-226 incorporation in BALB-c ». *Radiat. Res.*, **88**: 251-265.
- SCHOETERS, G. E. R., A. LUZ et O. L. J. VANDERBORGHT (1983). « Ra-226 induced bone-cancers - the effects of a delayed na-alginate treatment ». *Int. J. Radiat. Biol.*, **43**: 231-247.
- SCHOETERS, G. E. R., J. R. MAISIN et O. L. J. VANDERBORGHT (1991). « Toxicity of Am-241 in male c57bl mice - relative risk versus Ra-226 ». *Radiat. Res.*, **126**: 198-205.
- SEIL, H.A., C. H. VIOL et M. A. GORDON (1915). « The elimination of soluble radium salts taken intravenously and per OS ». *NY Med J*, **101**: 896-898.
- SHEPPARD, S.C., M.I. SHEPPARD, J.C. TAIT et B.L. SANIPELLI (2006). « Revision and metaanalysis of selected biosphere parameter values for chlorine, iodine, neptunium, radium, radon and uranium ». *Journal of Environmental Radioactivity*, **89**: 115–137.
- SIMON, S. L. et S. A. IBRAHIM (1987). « The plant-soil concentration ratio for calcium, radium, lead, and polonium - evidence for nonlinearity with reference to substrate concentration ». *J. Environ. Radioact.*, **5**: 123-142.
- SIRELKHATIM, D. A., A. K. SAM et R. K. HASSONA (2008). « Distribution of Ra-226-Pb-210-Po-210 in marine biota and surface sediments of the Red Sea, Sudan ». *J. Environ. Radioact.*, **99**: 1825-1828.
- SOUDEK, P., P. PETRIK, M. VAGNER, R. TYKVA, V. PLOJHAR, S. PETROVA et T. VANEK (2007a). « Botanical survey and screening of plant species which accumulate Ra-226 from contaminated soil of uranium waste depot ». *Eur. J. Soil Biol.*, **43**: 251-261.
- SOUDEK, P., S. PETROVA, D. BENESOVA, R. TYKVA, R. VANKOVA et T. VANEK (2007b). « Comparison of Ra-226 nuclide from soil by three woody species *Betula pendula*, *Sambucus nigra* and *Alnus glutinosa* during the vegetation period ». *J. Environ. Radioact.*, **97**: 76-82.
- SOUDEK, P., S. PETROVA, D. BENESOVA, J. KOTYZA, M. VAGNER, R. VANKOVA et T. VANEK (2010). « Study of soil-plant transfer of Ra-226 under greenhouse conditions ». *J. Environ. Radioact.*, **101**: 446-450.

- SPENCER, R. R. (1935). « Further studies of the effect of radium upon bacteria ». *Public Health Rep.*, **50**: 1642-1655.
- STARY, J., K. KRATZER et J. PRASILOVA (1984). « The accumulation of radium, barium and lead in algae ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **84**: 17-21.
- STEWART, B. D. (1989). « Determination of Ra-226 and uranium in fish samples from waters of the grand-canyon by alpha-spectros-copy without electrodeposition ». *J. Radioanal. Nucl. Chem.-Lett.*, **137**: 213-217.
- SWANSON, S. M. (1985). « Food-chain transfer of U-series radionuclides in a northern saskatchewan aquatic system ». *Health Physics*, **49**: 747-770.
- SWANSON, S.M. (1983). « Levels of ^{226}Ra ^{210}Pb and total U in fish near a Saskatchewan uranium mine and mill ». *Health Phys.*, **45**: 67-80.
- TAGAMI, K. et S. UCHIDA (2009). « Radium-226 transfer factor from soils to crops and its simple estimation method using uranium and barium concentrations ». *Chemosphere*, **77**: 105-114.
- TAYLOR, G. N., C. E. REHFELD, W. R. CHRISTEN et W. S. S. JEE (1969). « Influence of ^{226}Ra and ^{239}Pu on dental root canal of dog ». *J. Dent. Res.*, **48**: 924-927.
- TAYLOR, G. N., R. D. LLOYD, T.F. DOUGHERTY, C. W. MAYS, D. R. ATHERTON et W. S. S. JEE (1972). « Radium-induced eye melanomas in dogs ». *Radiat. Res.*, **51**: 361-373.
- TAYLOR, G. N., C. W. MAYS, R. D. LLOYD, P. A. GARDNER, L. R. TALBOT, S. S. MCFARLAND, T. A. POLLARD, D. R. ATHERTON, D. VANMOORHEM, D. BRAMMER, T. W. BRAMMER, G. AYOROA et D. H. TAYSUM (1983). « Comparative toxicity of Ra-226, Pu-239, Am-241, Cf-249, and Cf-252 in c57bl/do black and albino mice ». *Radiat. Res.*, **95**: 584-601.
- TAYLOR, G. N., R. D. LLOYD, S. C. MILLER et B. A. MUGGENBURG (2000). « Radium-induced eye melanomas in dogs ». *Health Physics*, **79**: 196-198.
- TAYLOR, D.M., P.H. BLIGH et M. H. DUGGAN (1962). « The absorption of calcium, strontium, barium and radium from the gastrointestinal tract of the rat ». *Biochem J*, **83**: 25-29.
- THOMAS, P., J. IRVINE, J. LYSTER et R. BEAULIEU (2005). « Radionuclides and trace metals in Canadian moose near uranium mines: Comparison of radiation doses and food chain transfer with cattle and caribou ». *Health Physics*, **88**: 423-438.
- THOMAS, P. A. et T. E. GATES (1999). « Radionuclides in the lichen-caribou-human food chain near uranium mining operations in northern Saskatchewan, Canada ». *Environ. Health Perspect.*, **107**: 527-537.
- THOMAS, P. A. (2000). « Radionuclides in the terrestrial ecosystem near a Canadian uranium mill - Part II: Small mammal food chains and bioavailability ». *Health Physics*, **78**: 625-632.

- TOME, F. V., P. B. RODRIGUEZ et J. C. LOZANO (2009). « The ability of *Helianthus annuus* L. and *Brassica juncea* to uptake and translocate natural uranium and Ra-226 under different milieu conditions ». *Chemosphere*, **74**: 293-300.
- TRACY, B. L., F. A. PRANTL et J. M. QUINN (1983). « Transfer of Ra-226, Pb-210 and uranium from soil to garden produce - assessment of risk ». *Health Physics*, **44**: 469-477.
- TSIVOGLUE, E.C. (1964). « Environmental monitoring in the vicinity of uranium mill », dans Proc. of IAEA symposium on Radiological Health and Safety in mining and milling of nuclear materials, Vienne, 2, 231-245.
- UCHIDA, S. et K. TAGAMI (2009). « Transfer of Radium-226 from Soil to Rice: A Comparison of Sampling Area Differences ». *J. Nucl. Sci. Technol.*, **46**: 49-54.
- USGS (1998). « Occurrence of selected radionuclides in ground water used for drinking water in the United States: A reconnaissance survey ». U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 00-4237.
- VANDILLA, M. A., B. J. STOVER, R. L. FLOYD, D. R. ATHERTON et D. H. TAYSUM (1958). « Radium (Ra-226) and radon (Rn-222) metabolism in dogs ». *Radiat. Res.*, **8**: 417-437.
- WAITE, D.T., S.R. JOSHI et H. SOMMERSTAD (1988). « The effects of Uranium mine tailings on radionuclide concentrations in Langley Bay, Saskatchewan, Canada ». *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, **17**: 373-380.
- WHITE, R. G., O. G. RAABE, M. R. CULBERTSON, N. J. PARKS, S. J. SAMUELS et L. S. ROSENBLATT (1994). « Bone sarcoma characteristics and distribution in beagles injected with Ra-226 ». *Radiat. Res.*, **137**: 361-370.
- WOOD, M. D., N. A. BERESFORD, D. V. SEMENOV, T. L. YANKOVICH et D. COPPLESTONE (2010). « Radionuclide transfer to reptiles ». *Radiat. Environ. Biophys.*, **49**: 509-530.
- YUNOKI, E., T. KATAOKA, K. MICHIO, H. SUGIYAMA, M. SHIMIZU et T. MORI (1993). « Activity concentrations of U-238 and Ra-226 in agricultural samples ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **174**: 223-228.

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

Téléphone : 418 643-1301

Télécopieur : 418 528-1091

Courriel : ceaeq@mddelcc.gouv.qc.ca

Internet : www.ceaeq.gouv.qc.ca

**Centre d'expertise
en analyse
environnementale**

Québec 