

TOXICITÉ DU THORIUM 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

Mise en page

Vicky Gagnon, adjointe administrative

Sophie Vaillancourt, adjointe administrative

Référence bibliographique :

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2014, *Toxicité du thorium vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques – Revue de littérature*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 33 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 : 978-2-550-69463-2 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2014

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION.....	1
2. MICROORGANISMES	7
2.1 BIOACCUMULATION	7
2.2 TOXICITE.....	7
3. ALGUES	9
3.1 BIOACCUMULATION	9
3.2 TOXICITE.....	9
4. PLANTES TERRESTRES.....	11
4.1 BIOACCUMULATION	11
5. INVERTÉBRÉS AQUATIQUES	14
5.1 BIOACCUMULATION	14
5.2 TOXICITE.....	14
6. POISSONS D’EAU DOUCE.....	15
6.1 BIOACCUMULATION	15
6.2 TOXICITE.....	16
7. AMPHIBIENS	18
7.1 BIOACCUMULATION	18
7.2 TOXICITE.....	18
8. MAMMIFÈRES	20
8.1 BIOACCUMULATION	20
8.2 TOXICITE.....	20
8.2.1 EXPOSITION PAR INHALATION	20
8.2.2 EXPOSITION PAR VOIE ORALE	20
8.2.3 AUTRES VOIES D’EXPOSITION	21
9. PERSPECTIVES	26
10. RÉFÉRENCES.....	28

LISTE DES FIGURES

Figure 1 – Chaîne de désintégration du thorium	2
Figure 2 – Distribution des espèces de thorium hydrolytiques en fonction du pH. La répartition des espèces est basée sur une concentration de 1 µg/l de thorium total dissous dans de l'eau pure (par exemple, absence de ligands complexants autres que OH ⁻) et sur les données thermodynamiques de Langmuir et Herman (1980). Figure tirée de EPA (1999).	4

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 – Facteur de bioconcentration de quatre radioéléments dans cinq espèces phytoplanctoniques marines (Fisher et collab., 1987).....	9
Tableau 2 – Accumulation de thorium dans les racines et les feuilles de deux espèces végétales exposées au nitrate de thorium à la concentration de 60 mg/l (Shtangeeva et collab., 2006).....	11
Tableau 3 – Facteurs de bioconcentration (FBC) sol-plantes répertoriés par Sheppard et Evenden (1988).....	12
Tableau 4 – Effet du thorium sur la germination et la croissance du cresson (Dilling, 1926).....	13
Tableau 5 – Accumulation de nitrate de thorium chez la truite arc-en-ciel après neuf jours d'exposition à une concentration de 0,82 µg/l (Poston, 1982).....	15
Tableau 6 – Mortalité de grenouilles à la suite d'une exposition à des sels de thorium, d'après Sollmann et Brown (1907).....	19
Tableau 7 – Mortalité au sein de groupes de rats femelles après l'injection intra-péritonéale de différentes doses de nitrate de thorium (McClinton et Schubert, 1948).....	22
Tableau 8 – Perte de poids observée chez des rats femelles après l'injection intra-péritonéale unique de différents doses de nitrate de thorium (McClinton et Schubert, 1948).....	22
Tableau 9 – Pourcentage maximal de perte de leucocytes chez des beagles exposés à 2 690 mg/kg de thorium-228 (Dougherty et Rosenblatt, 1970).....	24

1. INTRODUCTION

Le thorium, un radioélément naturellement présent dans la croûte terrestre à une concentration moyenne de 8 à 12 mg/kg (Harmsen et Dehaan, 1980), entre dans la composition de la plupart des roches et des sols. Il y est presque aussi abondant que le plomb et trois fois plus abondant que l'uranium. D'un point de vue chimique, il fait partie de la famille des actinides qui comprend 15 membres, de l'actinium ($Z = 89$) au lawrencium ($Z = 103$). Le thorium possède 20 isotopes connus avec des nombres de masse compris entre 223 et 234 (EPA, 1999). Seuls six isotopes existent naturellement, dont le thorium-232, le thorium-235 et le thorium-238. Il est essentiellement présent sous forme d'oxydes, de silicates et de phosphates (Mernagh et Mieztis, 2008). Il est présent en faibles proportions dans les minerais de thorite (ThSiO_4), d'uranothorite ($[\text{Th,U}]\text{SiO}_4$) et de thorianite (ThO_2), un minerai d'oxyde de thorium contenant des traces d'éléments de terres rares (Gascoyne, 1992). En plus d'être une composante dominante de la monazite¹ ($[\text{Ce,L a,Nd,Th}]\text{PO}_4$), un phosphate d'éléments de terres rares contenant de 3 % à 9 % d'oxyde de thorium (ThO_2 , thoriane) en moyenne (IRSN 2002; Mernagh et Mieztis 2008), il est présent en quantités importantes dans la bastnasite ($[\text{Ce,Th,L a,Y,Ca}][\text{CO}_3]\text{F}$), qui peut contenir jusqu'à 41 % de thorium, le zircon (ZrSiO_4), la titanite ($\text{CaTi}[\text{SiO}_5]$), la gadolinite ($[\text{Ce,L a,Nd,Y}]_2\text{Fe}^{2+}\text{Be}_2\text{Si}_2\text{O}_{10}$) et la bétafite. Une liste d'environ 80 minerais contenant du thorium est présentée à l'annexe 1. À la suite de l'altération de ces roches par érosion ou du fait de remaniements géologiques, il a été dispersé dans l'environnement et redistribué dans l'ensemble des compartiments des écosystèmes. Quatre mécanismes principaux ont pu influencer cette répartition : le transport dans les milieux, par les eaux en particulier (par exemple, le lessivage des sols ou la percolation dans les sols à la suite d'une pluie), les phénomènes de diffusion, le transport biologique et la mise en suspension dans l'air (Ribera et collab., 1996).

Les concentrations de ^{232}Th dans les sources d'eau naturelles varient largement. En général, les eaux de surface et les eaux souterraines présentent de faibles concentrations, comprises entre 0,003 et 2,9 $\mu\text{g/l}$ (Kochhann et collab., 2009); Harmsen et Dehaan, 1980); Tonetto et Bonotto, 2002, cité dans Correa et collab., 2008). Les teneurs en ^{232}Th dans les rivières et les cours d'eau varient de 0,2 $\mu\text{g/l}$ (0,001 Bq/l) jusqu'à 0,48 mg/l (2 Bq/l) (Zhang et collab., 2005). Des niveaux aussi élevés que 0,66 mg/l (2,7 Bq/l) ont été mesurés dans des réservoirs d'eaux stagnantes (Ramli et collab., 2005). Le thorium peut également être retrouvé en abondance dans les lacs situés à proximité d'exploitation minière d'autres métaux. Yusof et ses collaborateurs (2001) ont observé des concentrations allant jusqu'à 297 $\mu\text{g/l}$ de Th dissous dans les lacs de mines d'étain. L'eau contaminée par le drainage de l'uranium et de minerais de fer dans le sud-est du Brésil présente pour sa part des niveaux d'exposition dans la gamme de 800-1400 $\mu\text{g/l}$ (3,3 à 5,8 Bq/l) (Veadó et collab., 2006). Les écosystèmes peuvent être également contaminés à la suite de l'utilisation d'engrais phosphatés qui peuvent contenir du thorium. Par ailleurs, la contamination de l'environnement peut être associée à des rejets atmosphériques de thorium pouvant être issus de sources naturelles ou anthropiques.

¹ Il existe plusieurs variantes de la monazite selon la présence et la concentration en éléments de terres rares dans le minerai : monazite – (Ce), ce qui est le minerai le plus courant, monazite – (La), monazite – (Nd), monazite – (Sm).

À titre d'exemple, les éruptions volcaniques libèrent de petites quantités de thorium, ce qui entraîne, notamment, une augmentation des concentrations dans l'eau de pluie (Fruchter et collab., 1980; Kuroda et collab., 1987, cités dans ATSDR, 1990).

Les eaux de mer ne renferment qu'une faible proportion de thorium. La concentration totale peut varier de $4,00E-05$ à $0,5 \mu\text{g/l}$ (Greenberg et Kingston, 1982; Sheppard, 1980) et la concentration moyenne est de $0,05 \mu\text{g/l}$ (Harmsen et Dehaan, 1980). Ces faibles teneurs s'expliquent par le fait que les sédiments marins sorbent le thorium dissous, sa teneur dans les sédiments pouvant être presque 500 fois supérieure à celle de l'eau de mer. Le thorium peut également se lier à la surface des bactéries marines en formant un polysaccharide riche en acides uroniques (Hirose et Tanoue, 2001), ce qui influence sa distribution dans l'océan (Guo et collab., 2002; Quigley et collab., 2002).

Plus de 99,99 % du thorium naturel existe sous la forme de thorium-232, le reste étant retrouvé sous forme de thorium-230 ou de thorium-228. Le ^{232}Th , un émetteur de rayonnements alpha, est le chef de file d'une des grandes familles de radio-isotopes naturels et sa période radioactive est très longue, soit de 14,05 milliard d'années. Sa filiation comprend 11 éléments et se termine par la formation de plomb-208 (figure 1).

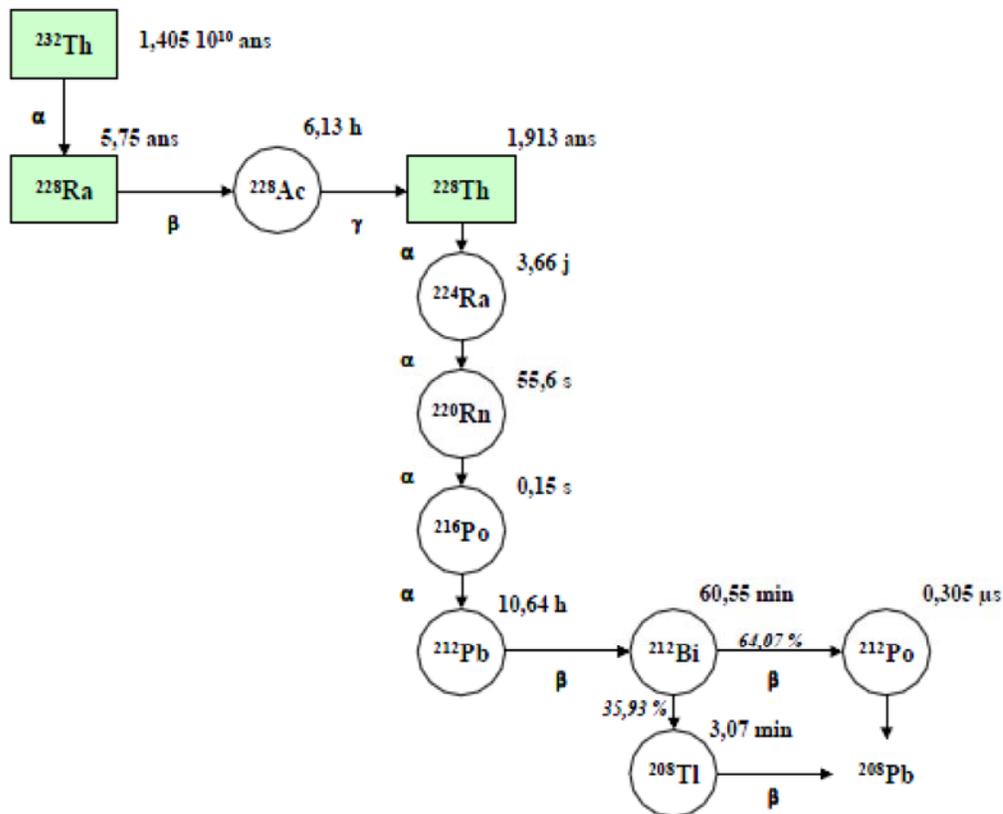


Figure 1 – Chaîne de désintégration du thorium.

L'activité du ^{232}Th dans le sol peut varier de 20 Bq/kg de poids sec (Sheppard et collab., 2008) jusqu'à 140 à 1240 Bq/kg (Ramli et collab., 2005; Singh et collab., 2009). Les régions de la planète présentant des niveaux de rayonnement plus élevés incluent des sites en Australie, au Brésil, en Chine, en France, en Inde et en Italie (Malanca et collab., 1993; Paschoa et collab., 1993). Des gisements en métaux rares riches en thorium sont quant à eux retrouvés en Russie dans l'Altaï Ridge, les montagnes de l'Oural, le Timan Ridge et la péninsule de Kola (Vinogradov, 1959, cité dans Evseeva et collab., 2010).

Le thorium possède trois états d'oxydation positive, III et IV, mais il est essentiellement présent dans la nature dans l'état d'oxydation IV ou Th^{4+} , ce qui fait que les processus de réduction sont peu importants dans sa géochimie (Choppin et collab., 2001; Mernagh et Miezeitis, 2008). Notons que, dans les sols, le thorium peut être présent sous l'état d'oxydation III mais uniquement à l'état solide (Choppin et collab., 2001; IRSN, 2002). En solution, dans l'eau, le thorium est très peu soluble et le pH ainsi que le potentiel d'oxydo-réduction semblent très peu influencer sa solubilité (IRSN, 2002). À pH inférieurs à 3,5, il peut être présent dans la colonne d'eau sous forme d'ion non complexé Th^{4+} (EPA, 1999; figure 2). Pour des pH supérieurs, le thorium est progressivement hydrolysé (EPA, 1999; figure 2). Le thorium étant un cation fortement chargé, il peut également interagir avec les anions et les cations présents pour former des complexes (Wright, 1999, cité dans (Shtangeeva et collab., 2006). Les sels solubles du thorium sont les chlorures (par exemple, ThCl_4), les nitrates (par exemple, $\text{Th}(\text{NO}_3)_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) et les sulfates (par exemple, $\text{Th}(\text{SO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) (Hyde, 1960; EPA, 1999). Il est insoluble lorsqu'il est complexé à des oxydes, des hydroxydes, des oxalates, des fluorures, des carbonates et des phosphates (Hyde, 1960; EPA, 1999). Finalement, il peut être présent dans la colonne d'eau adsorbé aux particules et aux matières en suspension (Langmuir et Herman, 1980; Hem, 1992). L'étude de Tonetto et Bonotto (2002, citée dans Correa et collab., 2008) a mis en évidence des niveaux variant entre 183 et 3445 $\mu\text{g/g}$ dans les matières en suspension. Néanmoins, en milieu aquatique, les concentrations de thorium dans la colonne d'eau sont généralement très faibles et le thorium sera plutôt retrouvé dans les sédiments adsorbés aux phases minérales (Syed, 1999) et complexés avec les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse.

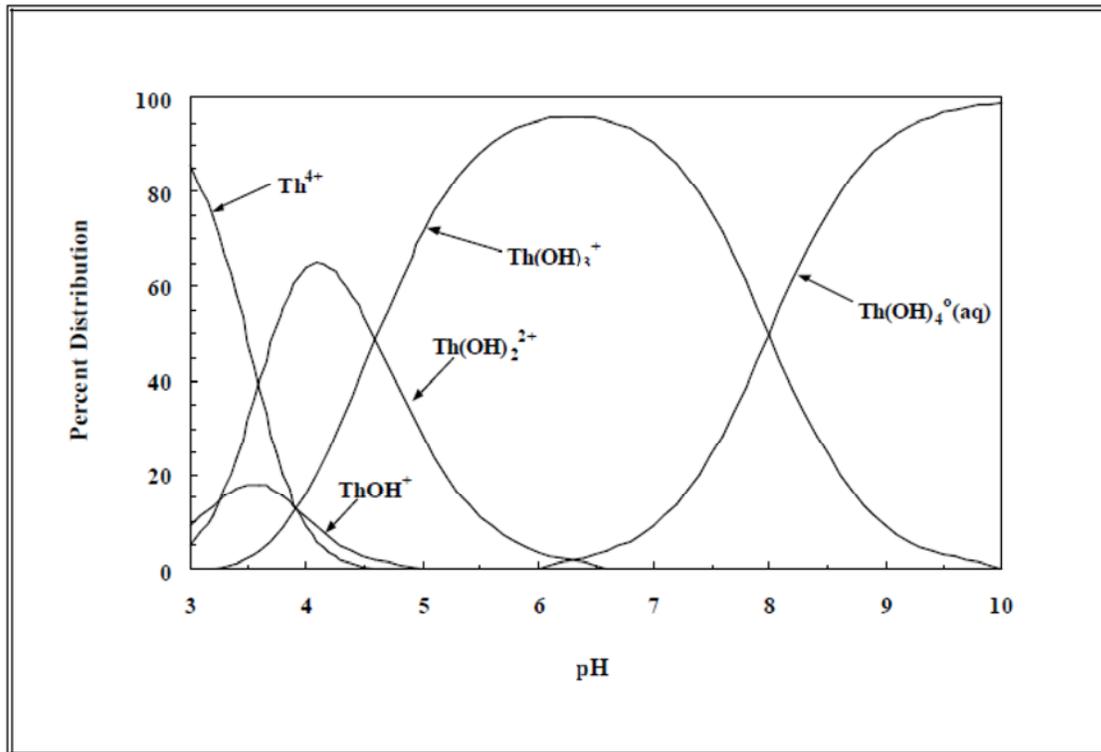


Figure 2 - Distribution des espèces de thorium hydrolytiques en fonction du pH. La répartition des espèces est basée sur une concentration de 1 µg/l de thorium total dissous dans de l'eau pure (par exemple, absence de ligands complexants autres que OH⁻) et sur les données thermodynamiques de Langmuir et Herman (1980). Figure tirée de EPA (1999).

Comme dans le cas de la plupart des contaminants, plusieurs paramètres contrôlent la spéciation du thorium et, par conséquent, sa mobilité dans les sols. Dans les sols acides ou neutres, il semble que ce soit essentiellement le pH, la teneur en matière organique, la teneur en oxy-hydroxydes et les concentrations en phosphates qui contrôlent son devenir (Ahmed et collab., 2012). Dans les sols alcalins, il semble que ce soit essentiellement la teneur en carbone inorganique dissous (Ahmed et collab., 2012). Le thorium se lie préférentiellement à des atomes donneurs d'oxygène et à des bases fortes. À pH faible, il forme rapidement des complexes forts avec l'oxyde de fer (Murphy et collab., 1999) et se lie également avec les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse, comme la goethite (FeO(OH)). Il peut également former des complexes forts avec les acides humiques et fulviques (Olofsson et Allard, 1983; EPA, 1999). L'adsorption à la matière organique, aux oxydes et aux argiles limite la mobilité du thorium dans les sols, et cette adsorption augmente avec le pH (IRSN, 2002). Lorsqu'il est fortement adsorbé aux particules du sol, ce radionucléide est relativement immobile (Torstenfelt, 1986). Toutefois, il convient de noter que les sulfates peuvent entrer en compétition avec le thorium pour les sites d'adsorption (Syed, 1999; EPA, 1999), ce qui peut potentiellement augmenter sa mobilité dans les sols. C'est également le cas pour les ions calcium et magnésium (Syed, 1998; EPA, 1999). De manière générale, la très faible solubilité du thorium limite fortement sa migration, à moins que le thorium ne se lie à des colloïdes ou des ligands mobiles.

Entre 1928 et 1955, le thorium a été utilisé dans le domaine médical. Son application la plus connue a été le Thorotrast (injection de dioxyde de thorium), produit de contraste utilisé en radiologie, principalement pour les artériographies. Entre 1944 et 1951, le thorium a aussi été employé pour le traitement de certaines maladies comme la tuberculose ou la spondylarthrite ankylosante. Dans l'industrie, le thorium est utilisé depuis longtemps pour ses propriétés physicochimiques et pour ses propriétés nucléaires. Actuellement, ses principales applications sont dans Mernagh et Mieztis (2008) :

- l'industrie aéronautique : il sert à renforcer la résistance thermique et la tenue à l'oxydation de métaux;
- l'électronique : associée à différents métaux, la thoriane (oxyde de thorium) forme des alliages céramiques/métal employés comme sources d'électrons. La thoriane entre également dans la composition des filaments de tungstène des lampes à incandescence;
- la production de céramiques et de matériaux réfractaires : la thoriane est notamment utilisée pour la fabrication de creusets servant à la coulée de métaux en fusion et comme composant de résistances pour les fours à haute température;
- l'industrie chimique : la thoriane sert de catalyseur dans des réactions d'hydrogénation et de déshydrogénation (par exemple, le craquage des pétroles);
- l'industrie nucléaire : le thorium-232, associé à l'uranium-233, est utilisé comme combustible dans certains réacteurs nucléaires expérimentaux au Canada et en Inde.

Le thorium peut se retrouver dans l'environnement et occasionner des effets néfastes sur les récepteurs écologiques à la suite de l'exploitation minière de l'uranium, des minerais de terres rares ou encore de phosphates, ainsi qu'à la suite de son utilisation dans l'industrie, tel qu'indiqué ci-dessus. Les effets associés au thorium dépendent de sa biodisponibilité dans les milieux. Il présente une toxicité chimique comparable à celle de l'uranium. En revanche, la toxicité radiologique du thorium est supérieure à sa toxicité chimique, du fait de ses descendants, des émetteurs α et β , dont les durées de vie sont relativement courtes (figure 1), ce qui implique une émission d'énergie importante. Précisons cependant que l'importance relative de chacun de ces modes d'action (rayonnement vs toxicité chimique) est mal connue à l'heure actuelle.

L'exploration et l'exploitation minière ont beaucoup évolué depuis les 20 dernières années et les principes du développement durable sont de plus en plus appliqués, au niveau tant des méthodes d'exploitation que des méthodes de traitement des effluents. Néanmoins, les activités minières pourraient entraîner la contamination métallique des milieux environnant les sites miniers. Étant donné que le nord québécois contient, notamment, des teneurs appréciables 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 thorium, ainsi que sur sa toxicité.

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 permettront 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

Quelques études portant sur le potentiel de bioaccumulation du thorium par les microorganismes ont été réalisées et indiquent que celui-ci semble important.

Dix souches bactériennes isolées à partir de résidus d'une mine d'uranium ont été caractérisées pour évaluer leur capacité à accumuler le thorium (Choudhary et collab., 2012). Cette étude a été réalisée en incubant chacune des souches individuellement, à pH 4, dans une solution contenant 100 mg/l de nitrate de thorium. *Arthrobacter* sp. J001 a été l'espèce la plus efficace pour accumuler le thorium ($1293 \pm 65 \mu\text{mol/g}$; poids sec), suivi de *Bacillus* sp. J002 ($948 \pm 47 \mu\text{mol/g}$). *Bacillus* sp. J003, J005, J006, J008 et *Serratia* sp. J009 ont accumulé des teneurs équivalentes, soit de 700 à 790 $\mu\text{mol/g}$. Bien que la plupart des isolats soient capables de bioaccumuler le thorium, *Arthrobacter* sp. J001 et *Bacillus* sp. J002 disposent d'une capacité supérieure. Sur la base de ces résultats, les auteurs suggèrent que ces deux espèces pourraient être utilisées pour la réhabilitation de sites miniers contaminés.

La souche *Pseudomonas* sp. (MTCC 3087) dispose d'une forte capacité d'accumulation du thorium (430 mg/g en poids sec; Sar et collab., 2002). La bactérie a montré une accumulation rapide des actinides, surtout en présence de faibles concentrations d'ions libres. Kazy et ses collaborateurs (2009) ont voulu étudier le mécanisme de la séquestration des radionucléides par cette bactérie en utilisant plusieurs techniques analytiques telles que la spectroscopie, les rayons X, la microscopie électronique à transmission et la microscopie à force atomique. Ces méthodes ont mis en évidence la séquestration intracellulaire ou internalisation du thorium dans le cytoplasme de la cellule. L'accumulation du thorium dans les bactéries se ferait par déplacement du potassium et du calcium intracellulaires. Une augmentation de la surface cellulaire, ainsi que de sa rugosité, a également été notée à la suite de la séquestration du thorium.

2.2 Toxicité

Il existe peu d'études sur les effets toxiques du thorium sur les microorganismes. Celles qui sont disponibles dans la documentation sont présentées en détails dans cette section.

Santamaria et ses collaborateurs (2003) ont évalué, dans un milieu de culture liquide, l'effet du nitrate de thorium sur la croissance de la bactérie du sol *Bradyrhizobium (Chamaecystis)* BGA-1. Après une exposition de 120 heures à 116 mg/l (500 μM) de nitrate de thorium, la croissance de la bactérie était complètement inhibée et le nombre de bactéries viables avait diminué. Celles-ci étaient néanmoins en nombre suffisant pour permettre une croissance exponentielle lorsqu'elles ont été transférées dans un milieu frais non contaminé. À la concentration de 23,2 mg/l (100 μM), le pourcentage d'inhibition de la croissance était de $83,6 \pm 8,1 \%$. À cette concentration, l'inhibition de la croissance diminuait à $56,2 \pm 4,8 \%$ en présence de cellules bactériennes en suspension, qu'elles soient vivantes ou mortes, et un précipité semblable à un gel était formé en moins de 30 minutes. Cette étude a permis de mettre en évidence que les bactéries *Bradyrhizobium (Chamaecystis)* BGA-1 produisent des exo-polymères, composés de polysaccharides, de lipopolysaccharides et de protéines, qui

forment un précipité, ressemblant à un gel, avec le thorium. La formation de ce précipité a également été obtenue avec la concentration de 46,4 mg/l (200 µM) de nitrate de thorium avec toutes les souches de *Bradyrhizobium* sp. et celles de *Sinorhizobium* sp., mais pas avec *Rhizobium* sp., *Salmonella typhimurium*, *Aerobacter aerogenes* et *Escherichia coli*. D'autres métaux ont également été testés (Hg^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Mg^{2+} , Co^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{3+} et Al^{3+}) et seuls Fe^{3+} et Al^{3+} étaient capables d'induire la formation d'un tel précipité. Ces résultats suggèrent un mécanisme de défense particulier basé sur la production d'exsudats, constitués de polymères extracellulaires, dont le rôle est de précipiter les métaux et, en conséquence, de limiter leur toxicité. Les auteurs suggèrent l'utilisation de ces bactéries ou des exo-polymères pour la remédiation des milieux contaminés par le thorium (Santamaria et collab., 2003; Diaz-Marrero et collab., 2004). Notons également que l'analyse des bactéries par microscopie électronique à balayage a démontré que le nitrate de thorium perturbe leur morphologie, qui est passée d'un réseau enchevêtré de bactéries capsulées à des bactéries individuelles non capsulées après l'ajout de nitrate de thorium (Santamaria et collab., 2003).

Mizukami-Murata et ses collaborateurs (2006) ont évalué la toxicité chimique du nitrate de thorium sur la levure *Saccharomyces cerevisiae*, en utilisant des puces à ADN (microarray), une technologie permettant l'analyse de la transcription cellulaire. Les levures ont été exposées à 1160 mg/l (5 mM) de nitrate de thorium, pendant deux heures. Par rapport au témoin, la viabilité des cellules exposées était diminuée de 90 %. L'exposition au thorium a de plus induit l'expression de 136 gènes impliqués dans le métabolisme des glucides, de l'énergie, de la défense cellulaire et de la biogenèse des composantes cellulaires, particulièrement les gènes impliqués dans le stress oxydatif (sept gènes), le métabolisme du glycogène et du tréhalose (six gènes) et les dommages à la paroi cellulaire (dix gènes). Un seul gène lié aux dommages de l'ADN a été induit. Ces résultats indiquent que le thorium peut occasionner des dommages à la paroi cellulaire de ce type d'organisme et induire un stress oxydatif. Les auteurs font l'hypothèse que, pour contrôler celui-ci, les cellules favorisent la production de réserves d'énergie sous forme de glycogène et de tréhalose. Dans les conditions expérimentales testées, les auteurs attribuent la toxicité du thorium à sa réactivité chimique, la dose de rayonnement étant jugée très faible ($3,3 \times 10^3$ Bq/g = 907,5 Bq pour 5 mM sur une période de deux heures).

3. ALGUES

3.1 Bioaccumulation

Il existe peu de données sur la bioaccumulation du thorium par les espèces phytoplanctoniques. Fisher et ses collaborateurs (1987) ont étudié la bioaccumulation de quatre radioéléments, U, Th, Ra et Pb, chez cinq espèces marines : *Thalassiosira pseudonana*, *Dunaliella tertiolecta*, *Emiliana huxleyi*, *Oscillatoria woronichinii* et *Synechococcus* sp. Les essais ont été réalisés sous deux conditions, soit sous lumière constante ou sous obscurité totale, pour une durée de 96 heures. La concentration initiale en ^{228}Th était comprise entre 19,4 et 182 pg/l (0,6-5,7 Bq/ml), 278,4 et 2552 pg/l de ^{232}U (0,23-2,1 Bq/ml), 98,04 pg/l de ^{228}Ra (1 Bq/ml) et 3150 pg/l (10 Bq/ml) de ^{210}Pb . La bioaccumulation du thorium dans les algues était supérieure à celle du plomb, suivie par le radium et l'uranium. Les facteurs de bioconcentration (FBC) obtenus sont présentés au tableau 1. La lumière n'avait pas eu d'effet significatif sur la prise en charge du thorium par ces algues.

Tableau 1 – Facteur de bioconcentration de quatre radioéléments dans cinq espèces phytoplanctoniques marines (Fisher et collab., 1987).

Espèce	Conditions	Facteur de bioconcentration ($\times 10^4$)			
		^{228}Th	^{210}Pb	^{232}U	^{228}Ra
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	Lumière	39 ± 11	3,7 ± 0,4	≤0,02	≤0,03
	Obscurité	106 ± 23	47 ± 6	≤0,06	-
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Lumière	41 ± 7	10 ± 4	≤0,04	-
	Obscurité	57 ± 7	6,3 ± 2	≤0,02	-
<i>Emiliana huxleyi</i>	Lumière	31 ± 12	3,4 ± 0,6	≤0,01	≤0,03
	Obscurité	49 ± 23	4,7 ± 0,9	≤0,06	-
<i>Oscillatoria woronichinii</i>	Lumière	1,1 ± 0,7	1,3 ± 0,2	≤0,004	≤0,006
	Obscurité	2,1 ± 1,1	1,9 ± 0,6	≤0,002	-
<i>Synechococcus</i> sp.	Lumière	190 ± 12	264 ± 61	-	-
	Obscurité	199 ± 24	178 ± 46	-	-

3.2 Toxicité

La toxicité du thorium chez les algues est mal connue. Il existe en effet peu d'études sur le sujet.

La toxicité du nitrate de thorium chez deux algues d'eau douce, *Monoraphidium* sp. et *Scenedesmus* sp. a été étudiée par de Queiroz et ses collaborateurs (2012). Les expérimentations ont été réalisées dans un milieu synthétique, à pH 6,0. Le thorium était ajouté au milieu d'essai à des concentrations allant de 0,5 à 100 mg/l. La croissance cellulaire a été suivie pendant 30 jours. La croissance de l'algue *Monoraphidium* sp. a été inhibée par le nitrate de thorium de 16 % à la concentration de 10 mg/l, de 26 % à la concentration de 25 mg/l, de 90 % à la concentration de 50 mg/l et de 80 % à la concentration de 100 mg/l. L'algue *Scenedesmus* sp. était plus résistante au thorium. Ainsi, les concentrations de 0,5 et 1,0 mg/l de nitrate de thorium ont stimulé la croissance de ces algues de 61 % par rapport à

celles du groupe témoin, alors que les plus fortes concentrations, 50 et 100 mg/l, ont provoqué une stimulation de 15 % de la croissance des algues comparativement à celles du groupe témoin.

Den Dooren de Jong (1965) n'a observé aucun effet sur la croissance (NOEC) de l'algue d'eau douce *Chlorella vulgaris* exposée à 0,8 mg/l de chlorure de thorium pendant trois à quatre mois, tandis qu'un effet, dont l'intensité n'est pas précisé par les auteurs, a été observé (LOEC) pour une exposition à 1,2 mg/l. Evseeva et ses collaborateurs (2010) ont également étudié la toxicité du ^{232}Th sur l'algue verte *Chlorella vulgaris* Beijerinck (souche thermophile) dans un milieu synthétique. Les NOEC, LOEC et CE_{50} calculés pour une exposition de 24 heures à du nitrate de thorium étaient de 0,0004 mg/l (1,6 nM), 0,0005 mg/l (2,2 nM) et 0,0036 mg/l (15,4 nM) respectivement.

D'après ces résultats, l'algue *Chlorella vulgaris* semble plus sensible au nitrate de thorium que les algues *Monoraphidium* sp. et *Scenedesmus* sp. Toutefois, ces informations ont été acquises en laboratoire, à la suite d'une exposition dans un milieu synthétique, et il n'existe pas, à notre connaissance, d'étude ayant porté sur la biodisponibilité du thorium vis-à-vis du phytoplancton, que ce soit des communautés naturelles ou dans des conditions plus représentatives des milieux naturels.

4. PLANTES TERRESTRES

4.1 Bioaccumulation

D'après les études de Taskayev et ses collaborateurs (1986), le système racinaire des graminées et des mauvaises herbes peut adsorber le thorium lorsqu'il est présent dans le sol, mais son transport de la racine vers les parties aériennes de la plante n'est pas très efficace, les concentrations dans les racines pouvant être jusqu'à 100 fois supérieures à celles qui sont mesurées dans les parties aériennes. Shtangeeva et ses collaborateurs (2006) ont évalué la prise en charge du thorium par le chiendent (*Triticum repens L.*) et le plantain (*Plantago major*) dans un podzol ferrique, avec une texture de loam. Les plantes ont été arrosées une fois avec une solution contenant 60 mg/l de nitrate de thorium. Après deux jours, les deux espèces exposées avaient accumulé des quantités de thorium significativement supérieures comparativement aux plantes témoins (tableau 2). Ce résultat peut être expliqué par la formation de complexes solubles avec les acides humiques présents dans le sol qui auraient facilité l'adsorption du thorium par les plantes (Reiller et collab., 2002). Mentionnons qu'une augmentation de l'absorption du potassium (K), du zinc (Zn) et du rubidium (Rb) a également été observée dans les racines de chiendent, mais pas dans celles du plantain.

Tableau 2 – Accumulation de thorium dans les racines et les feuilles de deux espèces végétales exposées au nitrate de thorium à la concentration de 60 mg/l (Shtangeeva et collab., 2006).

	Plantes témoins		Plantes exposées	
	Concentration de thorium (mg/kg)		Concentration de thorium (mg/kg)	
	Feuilles	Racines	Feuilles	Racines
Chiendent	0,14 ± 0,01	0,43 ± 0,04	8,2 ± 7,8	13 ± 6
Plantain	0,25 ± 0,13	0,38 ± 0,08	159 ± 193	4,4 ± 7,9

Sheppard et Evenden (1988) ont colligé un grand nombre de FBC pour l'uranium, le thorium et le plomb. Ces valeurs varient considérablement selon les espèces et le type de sol (tableau 3). La moyenne géométrique des FBC rapportée dans cette étude est de 0,0036 pour le thorium. Dans une forêt alluviale humide du Tennessee, où la remise en suspension est peu importante, les FBC pour différentes espèces cultivées variaient de 0,0004 à 0,007 (Bondiotti et Sweeton, 1977, cité dans Garten, 1978). Les FBC de plantes fourragères cultivées dans une steppe en ex-URSS variaient de 0,0002 à 0,003 (Mordbergetal, 1976, cité dans Garten, 1978). Un FBC moyen de 0,00011 a été mesuré chez sept espèces de légumes récoltés au Brésil (Linsalata et collab., 1989). Ces études indiquent que le thorium ne semble pas se bioconcentrer dans les plantes. Néanmoins, des plantes cultivées dans des sols très perturbés, par exemple par des résidus d'uranium contenant des niveaux considérables en thorium (teneur non rapportée), étaient caractérisées par des FBC plus élevés (Ibrahim et Whicker, 1988, cité dans Mortvedt, 1994) :

- La végétation poussant directement sur des résidus miniers présentait des FBC de 0,69 pour le ^{230}Th , de 0,06 pour le ^{232}Th et de 0,33 pour le ^{228}Th .

- Pour les plantes poussant à proximité du parc à résidus miniers, ces facteurs étaient de 2,88 pour le ^{230}Th , de 0,05 pour le ^{232}Th et de 0,38 pour le ^{228}Th .

L'étude d'Ibrahim et Whicker (1988) a également mis en évidence qu'à concentrations égales dans le sol les concentrations de ^{232}Th dans la végétation sont inférieures à celles en ^{230}Th et ^{228}Th (résultats non rapportés par Mortvedt (1994)).

Tableau 3 – Facteurs de bioconcentration (FBC) sol-plantes répertoriés par Sheppard et Evenden (1988).

Concentration en Th ¹ dans le sol (mg/kg)	FBC	Type de sol	Référence ²
-	0,042	Grossier	Ashkinazi, 1982
-	0,042	Fin	Ashkinazi, 1982
-	0,0028	Fin	Bondiatti et collab., 1979
-	0,0002	Fin	Bondiatti et collab., 1979
-	0,00003	Fin	Bondiatti et collab., 1979
-	0,026	Grossier	Graschenko et collab., 1982
-	0,00096	Fin	Graschenko et collab., 1982
-	0,05	Non spécifié	Nikolaev et Konovalova, 1978
-	0,05	Non spécifié	Verkhovskaya et collab., 1972
-	0,012	Grossier	Volkova, 1978
-	0,012	Grossier	Volkova et collab., 1980
1E-9	0,006	Grossier	Drichko et Lisachenko, 1984
1E-9	0,006	Fin	Drichko et Lisachenko, 1984
1E-9	0,004	Grossier	Drichko et Lisachenko, 1984
1E-9	0,004	Fin	Drichko et Lisachenko, 1984
0,0002	0,04	Non spécifié	Whicker et Ibrahim, 1983
0,004	0,11	Stériles miniers	Rayno et collab., 1980
0,7	0,012	Fin	Arkhipov et collab., 1985
0,7	0,0004	Fin	Arkhipov et collab., 1985
1,4	0,002	Fin	Titaeva et collab., 1978
3	0,08	Cendre	Furr et collab., 1977
5	0,001	Stériles miniers	Moffett et Tellier, 1977
7,8	0,00059	Fin	Mordberg et collab., 1976a
8	0,00047	Non spécifié	Evans et Eriksson, 1983
8	0,00089	Non spécifié	Evans et Eriksson, 1983
11	0,0007	Fin	Arkhipov et collab., 1984b
14	0,0017	Non spécifié	Laul et collab., 1977
15	0,003	Grossier	Arkhipov et collab., 1984a
15	0,001	Fin	Arkhipov et collab., 1984a
20	0,0025	Fin	Garten, 1980
40	0,0038	Grossier	Gruzdev et Rubstov, 1972
82	0,018	Stériles miniers	Dave et collab., 1984
84	0,00017	Fin	Titaeva et collab., 1978
130	0,0018	Fin	Mordberg et collab., 1976b
130	0,004	Fin	Mordberg et collab., 1976b
150	0,00072	Grossier	Gruzdev et Rubstov, 1972
320	0,000006	Grossier	Titaeva et collab., 1978

¹ Forme non spécifiée.

² La plupart des articles ont été traduits du russe pour les besoins de Sheppard et Evenden (1988). Il n'a donc pas été possible de les consulter.

Dilling (1926) a mis en évidence que le thorium peut retarder la germination des graines de cresson (*Lepidium sativum*). Dans cette étude, les graines ont été exposées au thorium, apporté sous la forme de nitrate soluble, pendant une période de 18 jours. Le thorium a inhibé significativement la germination et la croissance du cresson dès la première concentration testée, soit 97 mg/l. Les résultats détaillés sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4 – Effet du thorium sur la germination et la croissance du cresson (Dilling, 1926).

Concentration en thorium, mg/l	0	97	193	387	773
Nombre de graines ayant formé des racines	18	14	9	4	0
Nombre de graines ayant formé des tiges	18	8	6	1	0
Longueur de la tige (cm)	2,54	1,27	0,63	0,31	-

Dans une série ultérieure de tests, Dilling (1926) a constaté que les graines de cresson qui n'avaient pas réussi à germer lorsqu'elles étaient en contact avec le nitrate de thorium pendant 18 jours avaient la capacité de germer et de se développer si elles étaient transférées dans un sol non contaminé. Le taux de croissance du cresson de ces graines présentait néanmoins un léger retard (non précisé par les auteurs) par rapport à la croissance des graines non exposées.

Unak et ses collaborateurs (2007) ont évalué l'effet du thorium sur la croissance de deux plantes : le piment (*Capsicum annuum var. Longum*) et le concombre (*Cucumis sativus*). Le thorium a été mélangé, sous forme de sels de nitrate, à un sol dont les caractéristiques physicochimiques ne sont pas précisées par les auteurs, pour obtenir des concentrations d'exposition de 263, 1316 et 2633 mg/kg. Les plantes exposées à 263 mg/kg étaient bien développées par rapport aux témoins, alors qu'aux concentrations plus élevées la croissance était inversement proportionnelle à la concentration testée (pourcentages d'inhibition non disponibles dans l'étude consultée). Notons par ailleurs que les plantes exposées au thorium vivaient plus longtemps que les plantes témoins.

Enfin, Gopal-Ayengar et ses collaborateurs (1970) ont réalisé une étude *in situ* sur des plantes présentes sur la côte sud de l'Inde, dans une région connue pour ces hauts niveaux de radioactivité (5 mR/h comparé à un bruit de fond de 0,02 mR/h), liés à la présence dans les sols de monazite, c'est-à-dire de thorium et de ses descendants. À la suite de cette exposition chronique à des concentrations élevées de radioéléments, les effets suivants ont été mesurés : stérilité du pollen², anomalies morphologiques et augmentation de la fréquence des dommages cytogénétiques chez les cellules végétales génératives autant que somatiques. Ces effets étaient corrélés au niveau de radioactivité extérieure aux plantes.

² Pollen qui ne germe pas et qui n'est alors pas en mesure de fertiliser les fleurs.

5. INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

Il n'existe, à notre connaissance, que peu d'informations sur le potentiel de bioaccumulation et de toxicité du thorium vis-à-vis des invertébrés aquatiques. Les deux études disponibles sont présentées dans les sections suivantes.

5.1 Bioaccumulation

Kharkar et ses collaborateurs (1976, cité dans Fisher et collab., 1987) ont estimé un $FBC_{\text{eau-invertébré}}$ (poids sec) de $2,00E04$ pour deux espèces zooplanctoniques, les calanoïdes et les cyclopidés. Les organismes ont été récoltés dans la mer des Caraïbes et ont été congelés avant de déterminer leur taux d'accumulation à partir du milieu naturel, une fois en laboratoire.

5.2 Toxicité

Les données de toxicité du thorium chez les invertébrés aquatiques sont limitées. La seule étude disponible, à notre connaissance, porte sur la toxicité aiguë de différents métaux, y compris le thorium, en fonction de la dureté de l'eau chez l'amphipode *H. azteca*, espèce épibenthique (Borgmann et collab., 2005). Les organismes ont été exposés pendant 96 heures à une eau du réseau, en l'absence de sédiment. La CL_{50-96h} était de $0,0052$ mg/l dans une eau douce contenant environ 18 mg/l de $CaCO_3$, et de $3,15$ mg/l dans une eau dure contenant environ 124 mg/l de $CaCO_3$.

6. POISSONS D'EAU DOUCE

6.1 Bioaccumulation

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

Chez *Rhamdia quelen*, un poisson-chat d'Amérique du Sud, exposé à des concentrations variant entre 25,3 et 747,2 µg/l de nitrate de thorium pendant 15 ou 30 jours, les branchies, la peau et, dans une moindre importance, les muscles ont accumulé les plus fortes teneurs en thorium comparativement à l'accumulation dans le foie, les reins et le cerveau (Kochhann et collab., 2009; Correa et collab., 2008). Ce résultat pourrait être attribuable à l'absorption du thorium directement par la peau, ou par son transfert des branchies vers le sang puis vers la peau. Par ailleurs, l'accumulation de thorium dans les branchies, le foie, la peau et les reins était proportionnelle à la concentration en thorium dans l'eau. Pour le meunier noir (*Catostomus commersoni*), Pyle et Clulow (1998) ont mis en évidence que le thorium s'accumulait préférentiellement dans les muscles et les os d'individus pêchés dans des rivières ontariennes contaminées par des effluents de mines d'uranium. Carvalho et ses collaborateurs (2007) sont arrivés à la même conclusion chez des *Barbus bocagei* et des *Chondrostoma polylepis*, pêchés au Portugal dans des rivières contaminées par des effluents de mines d'uranium. L'exposition de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à une concentration de 0,82 µg/l de nitrate de thorium pendant neuf jours a conduit à des accumulations totales comprises entre 0,0086 et 0,034 µg/g, selon le poids des poissons (Poston, 1982). Les doses accumulées dans le système digestif étaient supérieures à celles des os (tableau 5). Ce résultat était inattendu par les auteurs, étant donné que les poissons étaient exposés au thorium directement par l'eau et non par la voie alimentaire.

Tableau 5 – Accumulation de nitrate de thorium chez la truite arc-en-ciel après neuf jours d'exposition à une concentration de 0,82 µg/l (Poston, 1982).

Poids du poisson (g)	Accumulation totale	Système digestif	Système squelettique
	µg/g (poids sec) x 10 ⁶		
0,390	8604	410 823	-
1,28	34 162	-	8378
3,60	168 253	-	-
8,21	28 062	-	-

Les FBC chez les poissons varient d'une espèce à l'autre, selon le niveau trophique et le mode d'alimentation (Poston, 1982; Fisher et collab., 1987). Il convient de noter que les organismes benthiques risquent d'ingérer de plus fortes teneurs en thorium par l'ingestion accidentelle de sédiments (Whicker et Schultz, 1982). Quelques valeurs de FBC ont été colligées dans la littérature. Des valeurs de FBC de 57,6 (après neuf jours d'exposition) à 465 (après 27 jours d'exposition) ont été déterminées pour la truite arc-en-ciel à la suite d'une exposition à des concentrations variant de 0,61 à 0,82 µg/l de nitrate de thorium dans l'eau (Poston, 1982). Pyle et Clulow (1998) mentionnent des FBC compris entre 286 à 1 180 pour le meunier noir.

6.2 Toxicité

Correa et ses collaborateurs (2008) ont exposé *Rhamdia quelen*, un poisson-chat d'Amérique du Sud, pendant 15 jours à différentes concentrations de nitrate de thorium dans l'eau dans le but de déterminer des altérations biochimiques et cytogénétiques chez cette espèce. Les concentrations d'exposition étaient les suivantes : 0, 25,3 ± 3,2, 69,2 ± 2,73, 209,5 ± 17,6, et 608,7 ± 61,1 µg/l. Les auteurs ont particulièrement étudié les enzymes antioxydantes telles que la glutathion-S-transférase (GST), qui joue un rôle important dans les mécanismes de défense des organismes contre le stress oxydant. La peroxydation lipidique (LPO), une des conséquences de l'action des espèces réactives de l'oxygène, a également été quantifiée. L'exposition à ces concentrations de thorium n'a pas affecté la survie, la prise de poids et le taux de croissance des poissons. À la fin des 15 jours d'exposition, les branchies de tous les poissons exposés au thorium ont montré des niveaux significativement inférieurs de LPO comparativement au groupe témoin : diminution de 42 %, 36 %, 33 % et 56 % aux concentrations de 25, 69, 209 et 608 µg/l. Il en est de même dans le foie : diminution de 25 %, 44 %, 30 % et 19 % aux concentrations de 25, 69, 209 et 608 µg/l. Dans les muscles, les niveaux de LPO étaient inférieurs de 53 %, 76 % et 47 % aux concentrations de 25, 209, et 608 µg/l, par rapport à ceux des témoins. En revanche, une augmentation significative de 47 % a été mesurée pour le groupe de poissons exposés à 69 µg/l. Par ailleurs, les poissons-chats exposés à 25 et 69 µg/l ont montré une activité inférieure de la GST dans le foie (69 % et 53 %), tandis que ceux qui ont été exposés à 608 µg/l ont montré une activité plus élevée de cette enzyme (76,5 %) par rapport aux témoins. Dans les tissus musculaires, l'activité de la GST était supérieure de 180 %, 77 % et 84 % pour les poissons exposés à des concentrations de thorium de 25, 69 et 209 µg/l, alors qu'une diminution de 73 % a été observée pour l'exposition à la concentration de 608 µg/l.

Cette expérience a été reprise par Kochhann et ses collaborateurs (2009). Les poissons-chats *Rhamdia quelen* ont, dans cette nouvelle étude, été exposés à des concentrations de 0, 25,3 ± 3,2, 80,6 ± 12,0, 242,4 ± 35,6 et 747,2 ± 59,1 µg/l pendant une période de 30 jours. La survie, la prise de poids et le taux de croissance des poissons n'ont pas été affectés par le thorium. Les effets étaient en revanche mesurables sur les enzymes du stress oxydant. Comparativement au groupe témoin, les niveaux de GST dans les branchies ont diminué (84 %) chez les poissons exposés à 747,2 µg/l. Aucune différence n'a été notée dans le foie des poissons pour l'activité de cette enzyme à toutes les concentrations testées. L'activité de la superoxyde dismutase dans les branchies a également diminué de 42 % et de 43 % chez les individus exposés aux plus fortes concentrations (242,4 et 747,2 µg/l). L'activité de cette enzyme dans le foie a montré des valeurs significativement inférieures (53 %) à la plus faible concentration testée (25,3 µg/l). Les branchies des organismes exposés à 242,4 et 747,2 µg/l ont par ailleurs présenté des niveaux plus élevés de LPO (100 % et 142 %) par rapport aux témoins. Il en est de même dans le foie des poissons-chats exposés à 25,3 et 80,6 µg/l (200 % et 190 %).

Les résultats de ces deux études suggèrent qu'en présence de fortes concentrations en thorium dans l'eau le thorium conduit à la production d'espèces réactives de l'oxygène, c'est-à-dire un stress oxydant, qui semble avoir lieu essentiellement au niveau des branchies. Les résultats indiquent également une atteinte des lipides par peroxydation lipidique, qui traduit l'inefficacité des systèmes antioxydants. Dans le foie, les effets du stress oxydant semblent

avoir été moins importants. Ce résultat s'expliquerait par la morphologie du foie, qui possède une plus grande quantité de mitochondries, lieu de production des enzymes antioxydantes, ce qui lui permettrait de maintenir son intégrité au niveau enzymatique, donc de contrôler la présence des espèces réactives de l'oxygène. Des modifications métaboliques surviennent également au niveau musculaire à la suite d'une exposition au thorium dans l'eau. Ces résultats semblent également indiquer que les effets du stress oxydant ne sont pas instantanés. L'activité des enzymes antioxydantes (GST et SOD) chez ces poissons s'est maintenue durant l'exposition de 15 jours, pour diminuer après une exposition de 30 jours. La peroxydation lipidique n'a par ailleurs été observée que lors de l'exposition de 30 jours.

7. AMPHIBIENS

7.1 Bioaccumulation

Aucun facteur de bioconcentration n'a été répertorié pour les amphibiens. En supposant que le thorium se comporte comme les autres métaux, ses voies d'absorption chez les amphibiens aquatiques consistent en une absorption directe de métaux dissous par les tissus vascularisés épithéliaux (branchies et peau) et en une ingestion de métaux adsorbés aux particules alimentaires ou aux sédiments (Sparling et collab., 2000, cité dans Mitchell et collab., 2005). Les métaux dissous seraient ensuite transportés à travers les branchies et la peau directement dans la circulation sanguine ou, en cas d'ingestion de sédiments et de nourriture contaminés, transportés à travers la paroi intestinale. Les métaux liés, donc non biodisponibles, seraient pour leur part éliminés dans les fèces.

7.2 Toxicité

Deux études portant sur les effets du thorium sur les grenouilles ont été répertoriées. La première, réalisée par Dilling et Healey (1926), avait pour objectif d'évaluer si les sels de différents métaux, y compris le thorium, produisent des effets délétères sur les œufs des grenouilles et sur la croissance des têtards. Les organismes ont été placés dans des aquariums contenant des concentrations croissantes de nitrate de thorium : 0,12, 0,58, 1,16, 2,9, 11,6 et 58 mg/l. Aux concentrations de 11,6 et 58 mg/l, la germination de l'ovule était complètement inhibée. Le développement des têtards était ralenti aux concentrations de 0,58, 1,16 et 2,9 mg/l de, respectivement, 50 %, 30 % et 25 %. Les têtards qui se sont développés aux concentrations de 0,58 et 2,9 mg/l étaient néanmoins de taille semblable à celle des témoins.

La deuxième étude, de Sollmann et Brown (1907), consistait à injecter par voie sous-cutanée dans le sac lymphatique dorsal de grenouilles ou par voie gastrique (Th imprégné dans un tissu inséré de force dans l'œsophage) du nitrate ou du citrate de thorium. Les résultats de cette étude sont présentés à titre indicatif étant donné le manque d'informations fournies par les auteurs :

- Pour le citrate de thorium, injecté par voie sous-cutanée, aucun symptôme n'a été observé, mais 50 % des grenouilles exposées sont décédées deux jours après l'injection;
- Pour le nitrate de thorium, injecté par voie sous-cutanée, peu d'effets ont été observés, excepté une irritation locale considérable chez quelques individus ainsi que des problèmes de respiration, qui accélère et devient laborieuse. Toutes les grenouilles exposées au nitrate de thorium sont mortes, au maximum deux jours après l'injection par voie sous-cutanée;
- Les grenouilles exposées au nitrate de thorium par voie gastrique ont présenté peu d'effets visibles, jusqu'à leur mort, qui est survenue après une période variant de deux à treize jours après l'exposition initiale. La dose de thorium engendrant la mort a été jugée comme assez élevée par les auteurs. Les grenouilles n'ont pas été pesées, mais, en supposant un poids moyen de 30 g, la dose létale peut être représentée au tableau 6. Les auteurs mentionnent que, bien qu'une proportion considérable de

grenouilles soient décédées quelques jours après l'administration, il est peu probable que ces mortalités soient attribuables au thorium, une épidémie de la maladie dite « des membres rouges » (traduction littérale de l'anglais : *red-leg disease*), provoquée par la bactérie *Aeromonas hydrophila*, s'étant déclarée lors de l'expérimentation.

Tableau 6 – Mortalité de grenouilles à la suite d'une exposition à des sels de thorium, d'après Sollmann et Brown (1907).

	Par grenouille	Par gramme de poids corporel
Nitrate de thorium par injection	≥20 mg	≥0,6 mg
Nitrate de thorium par injection	≤100 mg	≤3 mg
Nitrate de thorium par voie gastrique	≥10 mg	≥0,3 mg
Citrate de thorium par injection	≥18,75 mg	≥0,6 mg

8. MAMMIFÈRES

8.1 Bioaccumulation

L'exposition des mammifères au thorium se fait principalement par ingestion de nourriture contaminée ou par inhalation de poussières contaminées (ICRP, 1994). Chez plusieurs espèces (souris, rats, lapins), plus de 95 % de la quantité ingérée par voie orale est éliminée dans les fèces en quelques jours (environ deux à quatre jours) (Patrick, 1948). À titre d'exemple, de 1,5 % à 5,0 % du dioxyde de thorium insoluble peut être absorbé après administration intra-trachéale par le rat (Syao-Shan, 1970).

Une fois absorbé, le thorium est transporté par la circulation sanguine et se dépose principalement au niveau du foie, des os et de la rate (Kumar et collab., 2012; Ishikawa et collab., 1999). Il se fixe aux os à raison de 70 % de la quantité inhalée ou ingérée (ATSDR, 1990).

Notons également que l'adsorption du thorium varie selon la solubilité du composé. Ainsi, pour exemple, 33 % du citrate de thorium inhalé peut être absorbé par les poumons de rats. Ce pourcentage diminue à 19 % lors de l'inhalation de chlorure de thorium (Boecker et collab., 1963).

8.2 Toxicité

8.2.1 Exposition par inhalation

Aucune mortalité n'a été observée chez des souris exposées par intermittence (40 minutes/jour; 5 jours/semaine) à des concentrations variant entre 114 et 330 mg/m³ de nitrate de thorium pendant 18 semaines (Patrick, 1948). La même conclusion a été notée pour des rats, des cobayes, des lapins et des chiens exposés de façon intermittente (6 heures/jour; 5 jours/semaine) pendant 14 mois à 5 mg/m³ de dioxyde de thorium (Hodge et collab., 1959). Mentionnons qu'à cette même concentration (5 mg/m³ de dioxyde de thorium) aucun effet n'a été observé au niveau respiratoire, hématologique, musculaire, hépatique et rénal, autant chez le rat que chez le cobaye, le lapin et le chien.

8.2.2 Exposition par voie orale

Les études portant sur l'exposition des mammifères au thorium par voie orale sont très limitées et relativement anciennes. Elles ne suivent pas toutes les standards actuels quant au nombre de réplicats, etc. Ces informations sont par conséquent fournies à titre indicatif.

L'ingestion par gavage d'une dose unique de 1000 mg/kg/jour de nitrate de thorium a entraîné la mort de quatre des vingt souris exposées. Aucune mortalité n'a été observée à la dose de 760 mg/kg/jour (Patrick, 1948). La nécropsie réalisée chez ces souris a mis en évidence une hémorragie intestinale, mais rien n'indiquait que cette hémorragie était la cause des décès. Dans une autre étude, après quatre mois d'exposition continue à 123 mg/kg/jour de nitrate de thorium par l'eau de boisson, 50 % des souris traitées et 10 % des souris témoins étaient mortes (Patrick, 1948). La cause des décès n'avait pas été identifiée par les auteurs.

Chez le rat, le nitrate de thorium a provoqué la mort de l'ensemble des individus exposés de façon continue pendant quatre mois à 3043 mg/kg/jour apporté par la nourriture (Downs et collab., 1959). À cette dose, aucun effet n'avait été observé au niveau cardiorespiratoire, gastrique, hématologique, hépatique et rénal. Cette mortalité pourrait être reliée à la mauvaise alimentation des rats exposés, ceux-ci se nourrissaient moins et perdaient du poids.

Sollmann et Brown (1907) ont exposé des lapins à une administration par gavage de 483 mg/kg/jour de nitrate de thorium. Aucune mortalité n'a été observée. Le nombre d'animaux traités et témoins n'était pas précisé par les auteurs.

Patrick (1948) a également exposé un chien à du nitrate de thorium apporté par son alimentation. Ce chien est mort après quatre administrations quotidiennes de doses supérieures ou égales à 2130 mg/kg/jour (Patrick, 1948). Dans l'étude de Sollmann et Brown (1907), un chien exposé à une dose unique par gavage de 121 mg/kg/jour de nitrate de sodium a survécu. Downs et ses collaborateurs (1959) n'ont pas non plus observé de mortalité à la suite de l'exposition pendant 46 jours d'un chien à des aliments contenant 426 mg/kg/jour de nitrate de thorium (Downs et collab., 1959), bien qu'une perte de poids significative (15 %) ait été signalée.

8.2.3 Autres voies d'exposition

8.2.3.1 Injection intrapéritonéale

Jadon et Mathur (1983) ont étudié l'effet du nitrate de thorium chez des souris Swiss albinos lorsqu'il est apporté par voie intra-péritonéale (i.p.). Un millilitre d'une solution aqueuse de 11,6 ppm/100 g de poids corporel a été administré quotidiennement pendant sept jours par i.p. Les souris n'ont pas perdu de poids de façon globale, mais le poids des testicules a diminué de façon significative : 41,5 % par rapport au témoin. Par ailleurs, les auteurs ont constaté une réduction marquée du diamètre des tubules séminifères (diminution de 22 %) et du nombre de spermatozoïdes (diminution de 35 %), ainsi que des signes de nécrose testiculaire et d'exfoliation des cellules germinales.

McClinton et Schubert (1948) ont étudié la létalité de rats femelles Sprague-Dawley (200 g) à la suite d'une exposition à des sels de thorium après une, deux ou trois injections intrapéritonéales. La mortalité ainsi que le poids des rats ont été suivis pendant les six mois suivant les injections. Le tableau 7 présente les résultats obtenus pour la mortalité. La dose létale affectant 50 % de la population (DL₅₀) est estimée à 68 ± 12 mg/kg/j. Les animaux ayant reçu des doses létales de thorium présentaient des hémorragies nasales et une quantité considérable de mucus dans les voies respiratoires. Aucun dommage au foie ou aux organes adjacents n'a été observé. Par ailleurs, après l'administration de thorium, les animaux ont perdu du poids de façon constante pendant deux ou trois jours, puis leur poids revenait à des valeurs équivalentes au poids des témoins (tableau 8).

Tableau 7 – Mortalité au sein de groupes de rats femelles après l’injection intra-péritonéale de différentes doses de nitrate de thorium (McClinton et Schubert, 1948).

Nombre d’injections	Dose totale (mg/kg/j)	Mortalité	DL ₅₀ ± ET (mg/kg/j)
1	48,6	0 %	68 ± 12
1	60,8	42 %	-
2	70	83 %	-
2	100	75 %	-
3	157	100 %	-

Tableau 8 – Perte de poids observée chez des rats femelles après l’injection intra-péritonéale unique de différents doses de nitrate de thorium (McClinton et Schubert, 1948).

Dose totale (mg/kg/j)	Perte de poids moyenne après la dernière injection (%)	Temps moyen écoulé avant le retour au poids des témoins (jour)
60,8	8	10
48,6	4	9
23,7	5	9
11,6	2	6

Kumar et ses collaborateurs (2008) ont étudié l’effet du thorium sur les fonctions hépatiques, le stress oxydant et les altérations hispatologiques au niveau du foie, du fémur et de la rate de souris Swiss albinos. Celles-ci ont été exposées par une injection intra-péritonéale quotidienne de 10 mg/kg/jour à du nitrate de thorium, pendant 30 jours. Les effets sur les fonctions hépatiques ont été évalués en mesurant les activités de l’alanine aminotransférase (ALT) et des phosphatases alcalines (AP) dans le sérum sanguin. Les effets sur le stress oxydant ont été évalués en mesurant l’activité des enzymes antioxydantes, soit la superoxyde dismutase (SOD) et la catalase (CAT), leur niveau d’ARN messenger (ARNm), ainsi que le niveau d’oxydation des protéines et des lipides (LPO). Les résultats de cette étude sont les suivants :

- Le poids moyen des souris exposées a diminué de 25 % pendant l’exposition de 30 jours, passant de 24 ± 1 g chez le groupe témoin à 18 ± 2 g pour le groupe exposé;
- Les fonctions hépatiques ont été affectées. Ainsi, l’activité de l’ALT (2,8x) et de l’AP (1,69x) a augmenté chez les souris exposées comparativement au groupe témoin. L’augmentation de l’activité de ces enzymes serait un signe de dommages aux tissus du foie;
- Après 30 jours d’exposition, l’activité et l’expression des gènes des enzymes antioxydantes ont diminué. Ainsi, une diminution significative de l’activité de la SOD dans le foie (90 %), le fémur (73 %) et la rate (33,3 %) a été mesurée. L’activité de la CAT a également diminué significativement dans le foie (50,4 %), le fémur (38,4 %) et la rate (25 %). Les niveaux d’ARNm de la catalase ont diminué de 60 % dans le foie

des souris exposées. Par ailleurs, dans le foie, les taux de CuZn-SOD n'ont pas été modifiés, alors que ceux d'ARNm Mn-SOD ont diminué de 58 %. La diminution des niveaux d'expression d'ARNm de la catalase et du Mn-SOD dans le foie expliquerait en partie la diminution de l'activité de la SOD et de la CAT dans cet organe, bien que le niveau d'ARNm de CuZn-SOD n'ait pas été modifié de façon significative. Ce résultat pourrait être attribué à la localisation différente de chaque enzyme, CuZn-SOD étant une enzyme cytosolique, alors que Mn-SOD réside dans la matrice mitochondriale (Takahashi et collab., 2000);

- La peroxydation lipidique (LPO) a augmenté significativement dans le foie (2,75x), le fémur (2,5x) et la rate (1,55x), ce qui semble indiquer l'inefficacité des systèmes antioxydants. La diminution de l'activité des enzymes antioxydantes conduirait à l'accumulation d'espèces réactives de l'oxygène, qui contribue à l'augmentation observée de la LPO;
- La carboxylation des protéines a doublé chez les souris exposées;
- Des modifications histologiques ont été observées dans le foie des souris exposées au nitrate de thorium.

L'augmentation du stress oxydant pourrait par ailleurs occasionner des dommages à l'ADN, principalement au niveau du foie. Mentionnons que l'ajout de 100 µmole/kg de pentaacétate de diéthylène de calcium (Ca-DTPA) aurait un effet protecteur face au nitrate de thorium. Ainsi, les effets observés par Kumar et ses collaborateurs (2008) étaient significativement plus faibles lorsque l'agent de chélation Ca-DTPA est administré une heure après l'injection du thorium.

Kumar et ses collaborateurs (2009) ont étudié les changements neurocomportementaux et neurochimiques chez des souris Swiss albinos exposées à 10 mg/kg/jour (40 330 Bq/kg/jour) de nitrate de thorium apporté par voie intra-péritonéale. L'activité de l'acétylcholinestérase a été mesurée dans différentes régions du cerveau ainsi que l'activité des enzymes antioxydantes, soit le superoxyde dismutase (SOD) et la catalase (CAT) et, finalement, le niveau de la peroxydation lipidique (LPO). L'injection de nitrate de thorium chez les souris a modifié le comportement neurologique et altéré la fonction cholinergique, ce qui pourrait être la conséquence de l'induction de stress oxydant dans les différentes régions du cerveau :

- L'activité de l'acétylcholinestérase était supérieure de 128 % dans le cervelet des souris exposées au nitrate de thorium, alors que l'augmentation était de 59 % dans le cortex, de 20 % dans le striatum et de 38 % dans l'hippocampe;
- L'exposition au nitrate de thorium a entraîné une diminution significative de l'activité de la SOD dans les différentes régions du cerveau : 76 % dans le cervelet, 53 % dans le cortex, 45 % dans le striatum et 39 % dans l'hippocampe;
- L'activité de CAT a diminué significativement dans le cervelet (76 %), le cortex (40 %), le striatum (45 %) et l'hippocampe (62 %);
- Une augmentation significative de la LPO a été observée dans le cervelet (75 %), l'hippocampe (51 %), le cortex (19,3 %) et le striatum (12,7 %);

- Le niveau d'apprentissage et de la mémoire a été altéré : un œdème et une dégénérescence neuronale dans le cervelet des souris exposées ont montré une réduction significative de l'apprentissage ($60 \pm 4,4 \%$) le septième jour de la formation par rapport au contrôle ($80 \pm 2,4 \%$);
- Aucune différence significative n'a été notée au niveau du poids corporel.

Contrairement à l'étude sur le stress oxydatif dans le foie (Kumar et collab., 2008), l'injection de pentaacétate de diéthylène de calcium (Ca-DTPA) n'a pas amélioré le comportement neurologique des souris exposées.

8.2.3.2 Injection par intraveineuse

Dougherty et Rosenblatt (1970) ont évalué l'effet de cinq radioéléments, dont le thorium-228 sous forme de nitrate de thorium, sur les leucocytes sanguins de chiens de la race des beagles. Des doses uniques de 144, 865, 2 690 et 8 245 mg/kg (ce qui correspond à 15,8, 95,1, 296 et 907 nCi/kg) ont été injectées par intraveineuse aux chiens et un suivi a été réalisé sur une période d'un an. Toutes les doses testées ont démontré des résultats semblables quant à la présence des leucocytes dans le sang des chiens. Les cellules du système immunitaire des chiens ont progressivement disparu au fil du temps. Les résultats obtenus à la dose de 2 690 mg/kg sont présentés dans le tableau 9, seuls résultats présentés de façon détaillée par les auteurs. Mentionnons que très peu de récupération a été observée après l'année de suivi.

Tableau 9 – Pourcentage maximal de perte de leucocytes chez des beagles exposés à 2 690 mg/kg de thorium-228 (Dougherty et Rosenblatt, 1970).

Type de cellules	Perte de cellules (%)	Nombre de jours après l'injection
Leucocytes totaux	79	21
Polynucléaire	95	21
Monocyte	97	14
Éosinophile	97	30
Lymphocyte	55	360

Bruenger et ses collaborateurs (1991) ont également réalisé une étude avec des chiens de la race des beagles. Ils ont étudié la survie de douze beagles après l'injection par intraveineuse d'une dose unique de $0,14 \mu\text{g/kg}$ ($0,56 \pm 0,030 \text{ kBq/kg}$) de ^{228}Th . La mortalité des chiens était similaire entre le groupe exposé et le groupe témoin. Cependant, l'espérance de vie des chiens était significativement diminuée dans le groupe exposé, passant en moyenne de $4\,824 \pm 355$ jours pour les témoins à $4\,091 \pm 319$ jours pour les chiens exposés au thorium. Le thorium injecté s'était déposé à la surface des os, irradiant les cellules en périphérie et créant des conditions menant à la formation de tumeur osseuse.

Après une exposition de quinze mois, sept des vingt souris ayant reçu une injection intraveineuse unique de $0,5 \text{ ml}$ ($14\,909 \text{ Bq/kg}$) de Thorotrast, un colloïde composé d'environ 25 % de dioxyde de thorium-232 et stabilisé avec du dextrane, sont décédées (Guimaraes et collab., 1955). Il n'y avait aucune différence significative entre la survie des animaux traités et

celle des témoins dans cette étude, mais des modifications hépatiques dégénératives (nécrose, fibrose, cirrhose) ont été rapportées (Guimaraes et collab., 1955). Les auteurs concluent que le rayonnement était responsable de la prolifération cellulaire conduisant à la dégénérescence et aux tumeurs hépatiques.

9. PERSPECTIVES

Cette revue de littérature a permis de repérer plusieurs manques d'informations quant au devenir du thorium dans l'environnement et ses effets sur la faune et la flore, ses effets chimiques et radiologiques. Il convient de mettre en place des études expérimentales pour combler ces informations dans le but de gérer de façon durable les problématiques de contamination des milieux par le thorium.

Les données colligées dans la littérature indiquent que le thorium peut se bioaccumuler dans la plupart des organismes aquatiques et terrestres, particulièrement dans les végétaux. Néanmoins, le taux d'adsorption du thorium par les mammifères à la suite d'une ingestion semble faible, avec des valeurs inférieures à 5 % chez les petits mammifères. Ces informations ne sont pas disponibles pour les oiseaux. Il apparaît que les mécanismes d'absorption et d'internalisation du thorium sont mal connus et que des études mécanistiques sont nécessaires pour permettre une meilleure prédiction du devenir du thorium dans l'environnement.

Les facteurs de bioconcentration disponibles semblent indiquer que, de façon générale, le thorium ne se bioconcentre pas dans les organismes. Néanmoins, trois études donnent des résultats contraires. La première étude porte sur des algues marines (Fisher et collab., 1987). Les deux autres études portent sur des poissons. Il s'agit de l'étude de Poston (1982) portant sur la truite-arc-en-ciel, réalisée en laboratoire, et de l'étude de Pyle et Culow (1998) portant sur le meunier noir exposé *in situ*. Les données disponibles sont limitées et des études complémentaires s'avèrent indispensables, particulièrement pour le compartiment aquatique, eau et sédiment.

Les expositions au thorium, principalement au nitrate de thorium qui est soluble, ont conduit à des baisses de croissance chez les végétaux, aquatiques et terrestres, et à de la mortalité pour les amphibiens et les mammifères. Il conviendrait de réaliser des études complémentaires pour déterminer les effets du thorium, en milieux aquatiques et terrestres, sur des espèces présentes au Québec. Ces études devront avoir pour objectif d'évaluer la biodisponibilité des formes non solubles du thorium, formes les plus répandues dans les sols et, probablement, dans les sédiments. Par ailleurs, il n'existe, à notre connaissance, aucune étude portant sur les vers de terre et les oiseaux.

Plusieurs études ont mis en évidence que le thorium induit un stress oxydant dans les organismes ou les organes où il s'accumule, notamment des perturbations du métabolisme enzymatique, de la peroxydation lipidique et des dommages à l'ADN et, éventuellement l'apparition de cellules tumorales. Ces effets semblent induits par action chimique directe du thorium ou par action indirecte, notamment du fait des rayonnements α . Ils ont été particulièrement étudiés chez un poisson-chat d'Amérique du Sud et chez la souris. Qu'en est-il pour d'autres espèces telles que les bivalves, les oiseaux, etc. ? Les dommages à l'ADN non réparés ou dont la réparation manque de fidélité avec les brins originaux peuvent conduire à la perte de l'intégrité de l'ADN qui se traduit par :

- des changements d'expression des gènes;
- l'occurrence de mutations qui peuvent induire une instabilité du génome, dont une conséquence possible est la baisse de la condition physique des populations concernées, et conduire à une prédisposition à développer des maladies génétiques liées, notamment, à des aberrations chromosomiques.

Finalement, qu'en est-il des effets du thorium sur le système immunitaire des oiseaux et des mammifères et de la capacité de ceux-ci à s'adapter à un nouveau stress, contaminant ou autre?

10. RÉFÉRENCES

- Ahmed, H., S. Young et G. Shaw (2012). « Solubility and mobility of thorium and uranium in soils: the effect of soil properties on Th and U concentrations in soil solution », *Geophysical Research Abstract*, 14(EGU2012-2994).
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1990). *Toxicological profile for thorium: U.S. Public Health Service*, U.S. Environmental Protection Agency, 186 p.
- Boecker, B. B., R. G. Thomas et J. K. Scott (1963). « Thorium distribution and excretion studies. II. General patterns following inhalation and toe effect of the size of the inhaled dose », *Health Phys*, 9(2): 165-176.
- Borgmann, U., Y. Couillard, P. Doyle et D. G. Dixon (2005). « Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness », *Environ. Toxicol. Chem.*, 24(3): 641-652.
- Bruenger, F. W., S. C. Miller et R. D. Lloyd (1991). « 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.
- Carvalho, F. P., J. M. Oliveira, I. Lopes et A. Batista (2007). « Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal », *J. Environ. Radioact.*, 98(3): 298-314.
- Choppin, G. R., J.-O. Liljenzin et J. Rydberg (2001). *Radiochemistry and nuclear chemistry*, Third edition. Woburn (MA).
- Choudhary, S., E. Islam, S. K. Kazy et P. Sar (2012). « Uranium and other heavy metal resistance and accumulation in bacteria isolated from uranium mine wastes », *J. Environ. Sci. Health Part A-Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 47(4): 622-637.
- Correa, L. M., D. Kochhann, A. G. Becker, M. A. Pavanato, S. F. Llesuy, V. L. Loro, A. Raabe, M. F. Mesko, E. M. M. Flores, V. L. Dressler et B. Baldisserotto (2008). « Biochemistry, cytogenetics and bioaccumulation in silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to different thorium concentrations », *Aquat. Toxicol.*, 88(4): 250-256.
- Den Dooren de Jong, L.E. (1965). « Tolerance of *Chlorella vulgaris* for metallic and non-metallic ions », *Antonie van Leeuwenhoek*, 31(3): 301-313.
- De Queiroz, J. C., A. C. D. Ferreira et A. C. A. da Costa (2012). « The Growth of *Monoraphidium* sp and *Scenedesmus* sp Cells in the Presence of Thorium », *Sci. World J.*
- Diaz-Marrero, A. R., M. Santamaria, J. Hernandez et J. Corzo (2004). « Coprecipitation of Th^{4+} and the purified extracellular polysaccharide produced by bacterium *Bradyrhizobium (Chamaecytus)* BGA-1 », *Applied Microbiol Biotechnol*, 65: 356-362.
- Dilling, W. J. (1926). « Influence of lead and the metallic ions of copper, zinc, thorium, beryllium and thallium on the germination of seeds », *Ann. Appl. Biol.*, 13(2): 160-167.

- Dilling, W. J., et C. W. Healey (1926). « Influence of lead and the metallic ions of copper, zinc, thorium, beryllium and thallium on the germination of frogs' spawn and on the growth of tadpoles », *Ann. Appl. Biol.*, 13(2): 177-188.
- 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(1): 56-70.
- Downs, W. L., J. K. Scott, E. A. Maynard et H. C. Hodge (1959). « Studies on the toxicity of thorium nitrate », *US Atomic Energy Comm [Rept] UR-561*: 5-35.
- EPA (1999). *Understanding variation in partition coefficient, K_d, values - Volume II: Review of geochemistry and available K_d values for cadmium, cesium, chromium, lead, plutonium, radon, strontium, thorium, tritium(3H), and uranium*. USEPA. Washington, DC. EPA 402-R-99-004B: 341.
- Evseeva, T., S. Geras'kin, T. Majstrenko, J. Brown et E. Belykh (2010). « Comparative estimation of Th-232 and stable Ce (III) toxicity and detoxification pathways in freshwater alga *Chlorella vulgaris* », *Chemosphere*, 81(10): 1320-1327.
- 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(1): 131-142.
- Garten, C. T. (1978). « Review of Parameter Values Used to Assess the Transport of Plutonium, Uranium, and Thorium in Terrestrial Food-Chains », *Environ. Res.*, 17(3): 437-452.
- Gascoyne, M. (1992). « Geochemistry of the actinides and their daughters », dans M. Ivanovich et R.S. Harmon, ed., *Uranium-series disequilibrium – Applications to earth, marine and environmental sciences* (2d ed.): Oxford, Clarendon Press, p. 34-61.
- Gopal-Ayengar, A. R., G. G. Nayar, K. P. George et K. B. Mistry (1970). « Biological effects of high background radioactivity: studies on plants growing in the monzite-bearing areas of Kerala coast & adjoining regions », *Indian Journal of Experimental Biology*, 8: 313-318.
- Greenberg, R. R., et H. M. Kingston (1982). « Simultaneous Determination of 12 Trace-Elements in Estuarine and Sea-Water Using Preirradiation Chromatography », *Journal of Radioanalytical Chemistry*, 71(1-2): 147-167.
- Guimaraes, J. P., L. F. Lamerton et W. R. Christensen (1955). « The Late Effects of Thorotrast Administration - A Review and an Experimental Study », *Br. J. Cancer*, 9(2): 253-267.
- Guo, L. D., C. C. Hung, P. H. Santschi et I. D. Walsh (2002). « Th-234 scavenging and its relationship to acid polysaccharide abundance in the Gulf of Mexico », *Marine Chemistry*, 78(2-3): 103-119.
- Harmsen, K., et F. A. M. Dehaan (1980). « Occurrence and Behavior of Uranium and Thorium in Soil and Water », *Neth. J. Agric. Sci.*, 28(1): 40-62.

- Hem, J.D. (1992). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (3d ed.): U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254, 263 p.
- Hirose, K., et E. Tanoue (2001). « Strong ligands for thorium complexation in marine bacteria », *Marine Environmental Research*, 51(2): 95-112.
- Hodge, H. C., E. A. Maynard et L. J. Leach (1959). « The chemical toxicity of thorium dioxide following inhalation by laboratory animal », *US Atomic Energy Comm Rept*, UR-562: 1-33.
- Hyde, E. K. (1960). *The radiochemistry of thorium*. N. A. o. S.-N. R. Council: 70.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection) (1994). Publication 69, *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides : Ingestion dose coefficients*, Oxford Pergamon Press.
- IRSN (2002). Fiche radionucléide - Thorium 232 et environnement. IRSN: 13.
- Ishikawa, Y., J. A. H. Humphreys, C. G. Collier, N. D. Priest, Y. Kato, T. Mori et R. Machinami (1999). « Revised organ partition of thorium-232 in Thorotrast patients », *Radiat. Res.*, 152(6): S102-S106.
- Jadon, A., et R. Mathur (1983). « Gametogenic Count and Histopathological Effect of Thorium Nitrate and Uranyl-Nitrate on Mice Testes », *Andrologia*, 15(1): 40-43.
- Kazy, S. K., S. F. D'Souza et P. Sar (2009). « Uranium and thorium sequestration by a *Pseudomonas* sp.: Mechanism and chemical characterization », *J. Hazard. Mater.*, 163(1): 65-72.
- Kharkar, D. P., J. Thomson, K. K. Turekian et W. O. Forster (1976). « Uranium and Thorium Decay Series Nuclides in Plankton from Caribbean », *Limnol. Oceanogr.*, 21(2): 294-299.
- Kochhann, D., M. A. Pavanato, S. F. Llesuy, L. M. Correa, A. P. K. Riffel, V. L. Loro, M. F. Mesko, E. M. M. Flores, V. L. Dressler et B. Baldisserotto (2009). « Bioaccumulation and oxidative stress parameters in silver catfish (*Rhamdia quelen*) exposed to different thorium concentrations », *Chemosphere*, 77(3): 384-391.
- Kumar, A., M. Ali, P. Mishra, B. N. Pandey, P. Sharma et K. P. Mishra (2009). « Thorium-induced neurobehavioural and neurochemical alterations in Swiss mice », *Int. J. Radiat. Biol.*, 85(4): 338-347.
- Kumar, A., P. Mishra, S. Ghosh, P. Sharma, M. Ali, B. N. Pandey et K. P. Mishra (2008). « Thorium-induced oxidative stress mediated toxicity in mice and its abrogation by Diethylenetriamine pentaacetate », *Int. J. Radiat. Biol.*, 84(4): 337-349.
- Kumar, A., P. Sharma, M. Ali, B. N. Pandey et K. P. Mishra (2012). « Decorporation and therapeutic efficacy of liposomal-DTPA against thorium-induced toxicity in the Wistar rat », *Int. J. Radiat. Biol.*, 88(3): 223-229.
- Langmuir, D. et J. S. Herman (1980). « The Mobility Of Thorium In Natural-Waters At Low-Temperatures », *Geochim. Cosmochim. Acta*, 44(11): 1753-1766.

- Linsalata, P., R. S. Morse, H. Ford, M. Eisenbud, E. P. Franca, M. B. Decastro, N. Lobao, I. Sachett et M. Carlos (1989). « An Assessment of Soil-to-Plant Concentration Ratios for Some Natural Analogs of the Transuranic Elements », *Health Phys.*, 56(1): 33-46.
- Malanca, A., V. Pessina et G. Dallara (1993). « Assessment of the Natural Radioactivity in the Brazilian State of Rio-Grande-Do-Norte », *Health Phys.*, 65(3): 298-302.
- McClinton, L. T., et J. Schubert (1948). « The Toxicity Of Some Zirconium and Thorium Salts in Rats », *J. Pharmacol. Exp. Ther.*, 94(1): 1-6.
- Mernagh, T. P., et Y. Miezitis (2008). *A review of the geochemical processes controlling the distribution of thorium in the earth's crust and Australi's thorium resources*. G. A. r. 2008/05: 48.
- Mitchell, S. E., C. A. Caldwell, G. Gonzales, W. R. Gould et R. Arimoto (2005). « Effects of depleted uranium on survival, growth, and metamorphosis in the African clawed frog (*Xenopus laevis*) », *J. Toxicol. Env. Health Part A*, 68(11-12): 951-965.
- Mizukami-Murata, S., Y. Murata et H. Iwahashi. 2006. « Chemical toxicity of thorium in *Saccharomyces cerevisiae* », *Jpn. J. Environ. Toxicol.*, 9 (2), 87-100.
- Mortvedt, J. J. (1994). « Plant and Soil Relationships of Uranium and Thorium Decay Series Radionuclides - A Review », *J. Environ. Qual.*, 23(4): 643-650.
- Murphy, R. J., J. J. Lenhart et B. D. Honeyman (1999). « The sorption of thorium (IV) and uranium (VI) to hematite in the presence of natural organic matter », *Colloid Surf. A-Physicochem. Eng. Asp.*, 157(1-3): 47-62.
- Olofsson, U., et B. Allard. 1983. *Complexes of actinides with naturally occurring organic substances — Literature survey: Stockholm, Svensk Kärnbränsleförsörjning, Avdeling KBS, SKBF/KBS Teknisk Rapport 83-09*, 34 p.
- Paschoa, A.S., M. Eisenbud et J.M. Godoy. 1993. « Radium availability in monazite sands from two distinct sites », *Radiat. Prot. Aust.*, 11: 162-164.
- Patrick, S. J. (1948). « Some Effects of the Administration of Thorium Nitrate to Mice », *Canadian Journal of Research Section E-Medical Sciences*, 26(6): 303-316.
- Poston, T. M. (1982). « Observations on the Bioaccumulation Potential of Thorium and Uranium in Rainbow-Trout (*Salmo-Gairdneri*) », *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 28(6): 682-690.
- Pyle, G. G., et F. V. Clulow (1998). « Radionuclide equilibria between the aquatic environment and fish tissues », *J. Environ. Radioact.*, 40(1): 59-74.
- Quigley, M. S., P. H. Santschi, C. C. Hung, L. D. Guo et B. D. Honeyman (2002). « Importance of acid polysaccharides for Th-234 complexation to marine organic matter », *Limnol. Oceanogr.*, 47(2): 367-377.
- Ramli, A. T., A. Wahab, M. A. Hussein et A. K. Wood (2005). « Environmental U-238 and Th-232 concentration measurements in an area of high level natural background radiation at Palong, Johor, Malaysia », *J. Environ. Radioact.*, 80(3): 287-304.

- Reiller, P., V. Moulin, F. Casanova et C. Dautel (2002). « Retention behaviour of humic substances onto mineral surfaces and consequences upon thorium (IV) mobility: case of iron oxides », *Applied Geochemistry*, 17(12): 1551-1562.
- Ribera, D., F. Labrot, G. Tisnerat et J.F. Narbonne. 1996. « Uranium in the environment – Occurrence, transfer and biological effects, dans G.W. Ware, ed., *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 146.: New York, Springer-Verlag, p. 53-83.
- Santamaria, M., A. R. Diaz-Marrero, J. Hernandez, A. M. Gutierrez-Navarro et J. Corzo (2003). « Effect of thorium on the growth and capsule morphology of *Bradyrhizobium* », *Environ. Microbiol.*, 5(10): 916-924.
- Sar, P., et S. F. D'Souza (2002). « Biosorption of thorium by a *Pseudomonas* biomass », *Biotechnol. Lett.*, 24: 239–243.
- Sheppard. M. I. 1980. *The Environmental Behavior of Uranium and Thorium*. Atomic Energy of Canada Limited, Pinawa. Manitoba, AECL-6795.
- Sheppard, S. C., et W. G. Evenden (1988). « Critical Compilation and Review of Plant-Soil Concentration Ratios for Uranium, Thorium and Lead », *J. Environ. Radioact.*, 8(3): 255-285.
- Sheppard, S. C., M. I. Sheppard, M. Ilin, J. Tait et B. Sanipelli (2008). « Primordial radionuclides in Canadian background sites: secular equilibrium and isotopic differences », *J. Environ. Radioact.*, 99(6): 933-946.
- Shtangeeva, I., X. Lin, A. Tuerler, E. Rudneva, V. Surin et R. Henkelmann (2006). « Thorium and uranium uptake and bioaccumulation by wheat-grass and plantain », *Forest Snow and Landscape Research*, 80(2): 181-190.
- Singh, J., H. Singh, S. Singh, B. S. Bajwa et R. G. Sonkawade (2009). « Comparative study of natural radioactivity levels in soil samples from the Upper Siwaliks and Punjab, India using gamma-ray spectrometry », *J. Environ. Radioact.*, 100(1): 94-98.
- Sollmann, T., et E. D. Brown (1907). « Pharmacologic investigations on thorium », *Am. J. Physiol.*, 18(4): 426-456.
- Syao-Shan, Y. (1970). *Comparative Toxicity of Soluble and Insoluble Compounds of Thorium-232*.
- Syed, H. S. (1998). « Extrapolation studies on adsorption of thorium and uranium at different solution compositions on soil sediments », *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 237(1-2): 125-128.
- Syed, H. S. (1999). « Comparison studies adsorption of thorium and uranium on pure clay minerals and local Malaysian soil sediments », *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 241(1): 11-14.
- Takahashi, H., N. Aoki, M. Kinouchi, A. Ishida-Yamamoto et H. Iizuka (2000). « Copper, zinc-superoxide dismutase protects from ultraviolet B-induced apoptosis of SV40-transformed human keratinocytes: the protection is associated with the increased levels of antioxidant enzymes », *Journal of Dermatological Science*, 23(1): 12-21.

- Taskayev, A. I., O. N. Popova, R. M. Alexakhin et B. V. Testov (1986). « Root Absorption of Rn-222 and its Transfer into Aboveground Plant Organs », *Health Phys.*, 50(5): 589-594.
- Torstenfelt, B. (1986). « Migration of the Actinides Thorium, Protoactinium, Uranium, Neptunium, Plutonium and Americium in Clay », *Radiochimica Acta*, 39(2): 105-112.
- Unak, T., Y. Yildirim, G. Tokucu, G. Unak, J. Ocal, D. Konyali et S. Kilic (2007). « Study of the effect of uranium and thorium on the growing of pepper (*Capsicum annuum* var. *longum*) and cucumber (*Cucumis sativus*) plants », *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 273(3): 763-766.
- Veado, M. A. R. V., I. A. Arantes, A. H. Oliveira, M. R. M. G. Almeida, R. A. Miguel, M. I. Severo et H. L. Cabaleiro (2006). « Metal pollution in the environment of Minas Gerais State - Brazil », *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1-3): 157-172.
- Whicker, F.W., et V. Schultz. 1982. *Radioecology: nuclear energy and the environment*. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. 82.
- Yusof, A. M., M. N. Mahat, N. Omar et A. K. H. Wood (2001). « Water quality studies in an aquatic environment of disused tin-mining pools and in drinking water », *Ecological Engineering*, 16(3): 405-414.
- Zhang, L., M. Chen, W. F. Yang, N. Xing, Y. P. Li, Y. S. Qiu et Y. P. Huang (2005). « Size-fractionated thorium isotopes (Th-228, Th-230, Th-232) in surface waters in the Jiulong River estuary, China », *J. Environ. Radioact.*, 78(2): 199-216.

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

Téléphone : 418-643-1301

Télécopieur : 418-528-1091

Courriel : ceaeq@mddefp.gouv.qc.ca

Internet : www.ceaeq.gouv.qc.ca

**Centre d'expertise
en analyse
environnementale**

Québec 