

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

REVUE DE LITTÉRATURE



Équipe de réalisation

Responsable

Nathalie Paquet, M. Sc., écotoxicologue¹

Recherche et rédaction

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

Révision scientifique

Louis Martel, M. Sc., écotoxicologue¹

Mise en page

Vicky Gagnon, adjointe administrative¹

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

Référence bibliographique :

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2015, *Toxicité du polonium 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, 103 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, 2015

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

© Gouvernement du Québec, 2015

TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION	1
2.	MICROORGANISMES	5
2.1.	<i>BIOACCUMULATION</i>	5
2.2.	<i>TOXICITE</i>	5
3.	ALGUES	6
3.1.	<i>BIOACCUMULATION</i>	6
3.2.	<i>TOXICITE</i>	11
4.	PLANTES TERRESTRES	12
4.1.	<i>BIOACCUMULATION</i>	12
4.2.	<i>TOXICITE</i>	23
5.	INVERTEBRES TERRESTRES	24
5.1.	<i>BIOACCUMULATION</i>	24
5.2.	<i>TOXICITE</i>	24
6.	INVERTEBRES AQUATIQUES	25
6.1.	<i>BIOACCUMULATION</i>	25
6.2.	<i>TOXICITE</i>	38
7.	POISSONS	39
7.1.	<i>BIOACCUMULATION</i>	39
7.2.	<i>TOXICITE</i>	70
8.	AMPHIBIENS ET REPTILES	71
8.1.	<i>BIOACCUMULATION</i>	71
8.2.	<i>TOXICITE</i>	71
9.	OISEAUX	72
9.1.	<i>BIOACCUMULATION</i>	72
9.2.	<i>TOXICITE</i>	75
10.	MAMMIFERES	76
10.1.	<i>BIOACCUMULATION</i>	76
10.2.	<i>TOXICITE</i>	85
10.2.1	<i>EXPOSITION PAR INHALATION</i>	85
10.2.2	<i>EXPOSITION PAR VOIE ORALE</i>	85
10.2.3	<i>EXPOSITION PAR CONTACT CUTANE</i>	85
10.2.4	<i>EXPOSITION PAR INJECTION</i>	86
11.	PERSPECTIVES	91
12.	REFERENCES	92

LISTE DES FIGURES

- Figure 1** – Diagramme Eh – pH simplifié du polonium à 25 °C, en fonction du pH. 1
- Figure 2** – Nombre de leucocytes, en fonction du temps, chez des rats exposés au ^{210}Po (Casarett, 1964b). 87
- Figure 3** – Nombre de lymphocytes, en fonction du temps, chez des rats exposés au ^{210}Po (Casarett, 1964b). 87

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1** – Accumulation de ^{210}Po dans des plantes aquatiques prélevées au pourtour d'une mine d'uranium. 7
- Tableau 2** – Facteurs de bioconcentration chez des espèces phytoplanctoniques marines. 9
- Tableau 3** – Facteurs de bioconcentration chez des espèces végétales marines enracinées.... 11
- Tableau 4** – Facteurs de transfert atmosphériques et racinaires chez deux espèces végétales exposées à deux isotopes du polonium (Al-Masri et collab., 2010)..... 12
- Tableau 5** – Concentrations en ^{210}Po accumulées dans différentes parties des végétaux. 13
- Tableau 6** – Accumulation en ^{210}Po dans les aliments cultivés, selon leur catégorie (grains, légumineuse, légumes racine, légumes feuilles ou fruit). * 15
- Tableau 7** – Concentrations en ^{210}Po accumulées dans différentes espèces lichéniques et de mousses..... 18
- Tableau 8** – Concentrations en ^{210}Po accumulées dans différentes espèces de champignons. 20
- Tableau 9** – Teneurs en ^{210}Po dans des végétaux prélevés sur un site minier uranifère (Thomas, 2000a)..... 22
- Tableau 10** – Accumulation totale en ^{210}Po chez des invertébrés terrestres prélevés dans un écosystème nordique (Brown et collab., 2011). 24
- Tableau 11** – Assimilation du ^{210}Po par le copépode *Acartia tonsa* alimenté par différentes espèces phytoplanctoniques (Stewart et Fisher, 2003a). 25

Tableau 12 – Accumulation totale en ^{210}Po chez des crevettes, selon leur habitat (Cherry et Heyraud, 1981).	27
Tableau 13 – Exemples d’accumulation de polonium, en Bq/kg (poids humide), dans différents organes d’invertébrés aquatiques, telle que répertoriée dans la littérature.	31
Tableau 14 – Facteurs de bioconcentration (FBC) recueillis dans la littérature pour différentes espèces d’invertébrés aquatiques.....	37
Tableau 15 – Accumulation de polonium, en Bq/kg (poids humide), dans différents organes de poissons, telle que répertoriée dans la littérature.	41
Tableau 16 – Facteurs de bioconcentration du polonium vers les poissons, tels que répertoriés dans la littérature.	67
Tableau 17 – Facteurs de bioconcentration du polonium vers les organes du poisson, tels que répertoriés dans la littérature.	68
Tableau 18 – Accumulation en ^{210}Po dans des poissons prélevés dans les environs de l’ancien site d’extraction minière d’uranium situé près d’Elliot Lake, en Ontario (Clulow et collab., 1998).	70
Tableau 19 – Facteurs de bioconcentration des écosystèmes d’eau douce vers les reptiles, tels que calculés par (Wood et collab., 2010) lors d’une revue de littérature.	71
Tableau 20 – Facteurs de bioconcentration des écosystèmes terrestres vers les reptiles et les amphibiens.	71
Tableau 21 – Accumulation en ^{210}Po dans différents organes d’oiseaux marins.	73
Tableau 22 – Accumulation en ^{210}Po (Bq/kg; poids sec) dans différents tissus de poulets dont l’alimentation contenait différentes concentrations de phosphate dicalcique (Casacuberta et collab., 2010).	75
Tableau 23 – Accumulation en ^{210}Po , en Bq/g, dans différents organes de deux groupes de rats (Li et collab., 2011).	76
Tableau 24 – Distribution du polonium (en %) en fonction du temps, chez le lapin ayant été exposé par voie intratrachéale (Morrow et Della Rosa, 1964).	77
Tableau 25 – Accumulation en ^{210}Po dans différents organes de mammifères marins.	79
Tableau 26 – Concentrations en ^{210}Po accumulées les muscles d’animaux de la ferme comparativement à ceux d’animaux sauvages.	81
Tableau 27 – Concentrations en polonium (Bq/kg ; poids frais) accumulées dans des petits mammifères prélevés sur un site minier (Thomas, 2000a).	82

Tableau 28 – Concentrations en ^{210}Po (Bq/kg ; poids humide) accumulées dans les différents tissus de caribous vivant à proximité de mines d’uranium en Saskatchewan (Thomas et Gates, 1999)..... 83

Tableau 29 – Facteurs de bioconcentration des écosystèmes terrestres vers les mammifères. 84

Tableau 30 – Nombre de cellules sanguines observées chez des rats exposés à 1 445 Bq/kg de ^{210}Po (Rencova et collab., 1997)..... 88

Tableau 31 – Espérance de vie de mammifères exposés au polonium. 90

DOCUMENT DE TRAVAIL

1. INTRODUCTION

Le polonium est un radionucléide d'origine naturelle de la série de l'uranium. Il a été découvert par Pierre et Marie Curie en 1898 dans le cadre de leur recherche sur la radioactivité de l'uranium. Il possède 29 isotopes connus, du numéro 190 au numéro 218, tous radioactifs. Seuls les isotopes 208, 209 et 210 ont des demi-vies supérieures à une journée. Le polonium-210 est présent à l'état de trace dans l'environnement, mais il s'agit du radioélément le plus abondant des 29 isotopes du polonium. Radioélément de la chaîne de désintégration de l' ^{238}U , il descend directement du ^{210}Pb et possède une demi-vie de 138 jours. Il est présent à la fois dans l'atmosphère, attaché aux particules de poussière, et dans le sol.

Le polonium peut adopter plusieurs formes et degrés d'oxydation dans l'intervalle complet de pH. À pH plus faible ainsi qu'à pH neutre, tout dépendant du potentiel d'oxydo-réduction du milieu, le polonium peut se trouver à l'état d'oxydation II+ (Po^{2+}) ou à l'état d'oxydation IV+ (PoO_2 solide). En milieu basique, on le trouve surtout sous sa forme tétravalente (par exemple, PoO_3^{2-} soluble ou $\text{Po}(\text{OH})_2$ insoluble). Le polonium IV+, insoluble et immobile, constitue toutefois la forme prédominante dans les milieux naturels. À l'instar du thorium, il forme des interactions avec la surface de divers matériaux (par exemple des argiles organiques), ce qui diminue sa mobilité (Jeambrun, 2012). Il peut également (co)précipiter avec les (oxy)hydroxydes métalliques (Fe ou Mn) ou sous forme de sulfure (Coppin et Roussel-Debet, 2004). Il peut former des sels solubles avec des chlorures, des bromures, des acétates, des nitrates et d'autres anions inorganiques (figure 1).

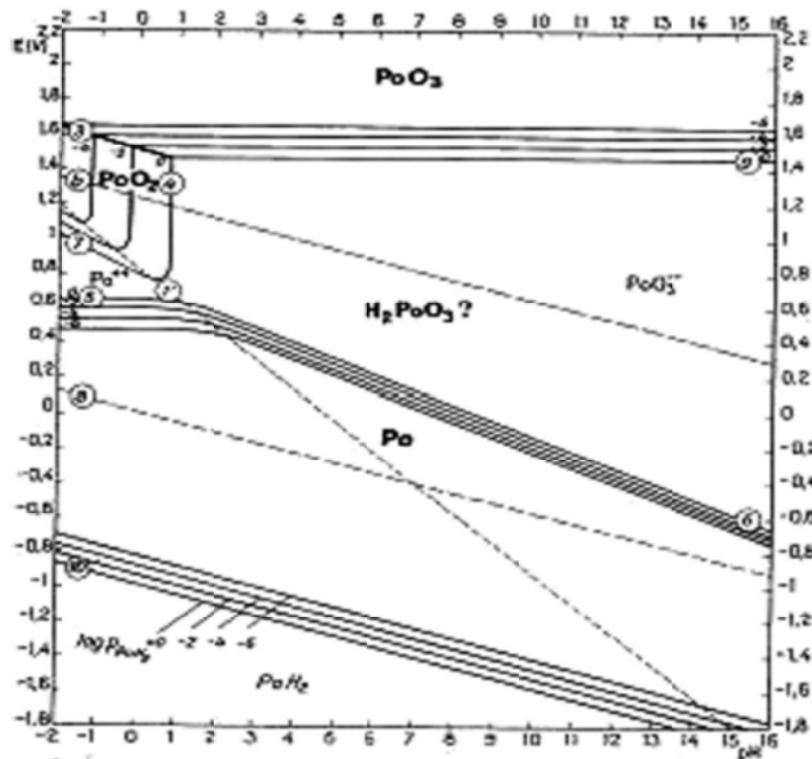


Figure 1 – Diagramme Eh – pH simplifié du polonium à 25 °C, en fonction du pH.

Le ^{210}Po est un émetteur α d'origine naturelle qui se prête bien à des applications industrielles, en particulier dans les générateurs de chaleur et pour la génération de neutrons. Il peut être produit artificiellement dans les réacteurs nucléaires, en bombardant une cible de bismuth stable avec des neutrons. Il peut être relâché dans l'environnement lors de l'application de produits phosphatés, par l'industrie pétrolière et gazière, par la combustion de combustibles fossiles ou par des éruptions volcaniques (Catal et collab., 2012). La source principale du ^{210}Po demeure sa formation par exhalation du radon ^{222}Rn à partir des couches superficielles de l'écorce terrestre, via le ^{210}Pb puis le ^{210}Bi , précurseur direct du ^{210}Po .

Puisque cet isotope est formé à la suite de la désintégration du ^{222}Rn , il est omniprésent dans l'air, à une activité volumique de l'ordre de 50 mBq/m^3 . Selon UNSCEAR (2000), les rejets mondiaux atmosphériques de ^{210}Po seraient de l'ordre de 660 GBq/an , dont 490 GBq/an par les industries des phosphates, 90 GBq/an par l'extraction du fer et la métallurgie, 78 GBq/an par les cimenteries, tandis qu'une faible part est imputable aux mines de charbon, aux forages pétroliers et aux centrales thermiques (Flues et collab., 2002, cité dans Coppin et Roussel-Debet, 2004). En général, les concentrations du ^{210}Po atmosphérique sont plus élevées pendant les périodes sèches, car les pluies le lessivent, ce qui augmente son dépôt lors des périodes humides (Karunakara et collab., 2000).

Les concentrations dans les eaux de pluie varient généralement entre 1×10^{-3} et $1 \times 10^{-1} \text{ Bq/l}$ (Coppin et Roussel-Debet, 2004). La concentration des eaux de pluies recueillies à proximité de mines d'uranium est comparable à celle des sites témoins (Thomas, 2000a).

Dans les sols, le polonium est concentré dans les premiers centimètres (0-5 cm). Son activité diminue jusqu'à une profondeur d'environ 20 cm, pour se stabiliser par la suite (Karunakara et collab., 2000). Cette observation montre que la principale source de ^{210}Po dans le sol provient de la déposition des descendants du ^{222}Rn . Les concentrations dans les sols varient selon le type de sols, les sols organiques contenant trois fois plus de ^{210}Po que les sols minéraux (Brown et collab., 2011; Ozden et collab., 2013). Il a également une forte affinité pour l'argile. En l'absence de perturbations locales, les valeurs mesurées varient entre 10 et 200 Bq/kg (Akyil et collab., 2008). Ces valeurs sont très fortement influencées par la présence d'activités génératrices de polonium, particulièrement à proximité des mines d'uranium où l'activité massique peut atteindre 15 000 à 22 000 Bq/kg dans les résidus miniers (Thomas, 2000a). À proximité d'une mine d'uranium, l'activité du ^{210}Po dans les premiers centimètres est jusqu'à deux ordres de grandeur plus élevée sur les sols influencés par la présence de la mine que sur les sols témoins; par contre, les activités des couches plus profondes sont les mêmes dans les deux cas (environ 10 Bq/kg ; Thomas, 2000a).

Bien que dans le cas des pH les plus bas ou en conditions anoxiques il puisse être sous forme de Po(II) soluble, le ^{210}Po est généralement présent dans les eaux naturelles à l'état Po(IV) , très peu soluble (Harada et collab., 1989). Cette insolubilité confère au ^{210}Po une forte affinité pour la phase particulaire ou colloïdale (Connan et collab., 2007; Ansoborlo et collab., 2012). Ainsi, il est rapidement éliminé de la colonne d'eau par sédimentation lorsqu'associé à des particules plus grosses, mais peut y demeurer plus longtemps lorsqu'associé à des colloïdes (Strok et Smodis, 2011).

Les concentrations naturellement retrouvées dans l'eau de mer se situent autour de 1 mBq/l dans la mer du Nord (Cherry et Shannon, 1974, cité dans Fowler, 2011). Le profil vertical de polonium dissous est semblable à celle des autres éléments nutritifs: la concentration est plus faible à la surface, en dépit de la déposition atmosphérique, et augmente légèrement avec la profondeur. Le ^{210}Po est rapidement balayé hors de la couche de surface, conduisant à des temps de séjour estimés d'environ 0,6 an (Stewart et Fisher, 2003b). Cette valeur est environ la moitié de son temps de séjour dans les eaux plus profondes (Stewart et Fisher, 2003b). Près de 90 % de la dose de rayonnement naturel provenant des émetteurs α reçue par les organismes marins est émise par ce radionucléide (Desideri et collab., 2011).

Tout comme dans les sols, le polonium retrouvé dans les sédiments possède une forte affinité pour l'argile et la matière organique (Saito et Cunha, 1997; Narayana et Rajashekara, 2010). Ceci explique d'ailleurs en partie les concentrations plus élevées dans les sédiments que dans la colonne d'eau (Suriyanarayanan et collab., 2008). Cependant, aucune corrélation significative n'a été observée entre l'activité en ^{210}Po et le pH (Narayana et Rajashekara, 2010). Les concentrations naturelles en ^{210}Po varient entre 5 et 9×10^2 Bq/kg, avec une moyenne de $1,50 \times 10^2$ Bq/kg (Hosseini et collab., 2012). Dans les sédiments de fond de la mer Baltique, la concentration en ^{210}Po dans la couche de surface (0-1 cm) est de 224 Bq/kg (poids sec) dans le bassin de Gdansk et de 209 Bq/kg (poids sec) dans le bassin Arkona, tandis que dans les couches profondes de 10 cm, les teneurs diminuent en dessous de 100 Bq/kg (poids sec) dans les deux cas (Skwarzec et collab., 2012). Cette baisse serait reliée à l'atteinte de l'équilibre séculaire dans ce secteur non « altéré », qui peut être atteint dans les sédiments après une période d'environ 200 ans (Skwarzec et collab., 2012).

Le polonium 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 polonium dépendent de sa biodisponibilité dans les milieux. L'activité massique du polonium-210 est très élevée ($1,66 \times 10^{14}$ Bq/g). Ainsi, sa radiotoxicité est plus importante que sa toxicité chimique.

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 polonium, 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.

DOCUMENT DE TRAVAIL

2. MICROORGANISMES

2.1. Bioaccumulation

Des teneurs élevées en ^{210}Po ont été retrouvées dans certaines eaux souterraines riches en sulfures de l'état de la Floride (Harada et collab., 1989 148). Des expériences effectuées par Cherrier et ses collaborateurs (1995) à l'aide d'une bactérie aérobie isolée à partir de phosphogypse dans ces mêmes eaux de la Floride a montré que le polonium est assimilable par les bactéries et dispersé entre ses parois cellulaires, son cytoplasme et ses protéines de haut poids moléculaire, d'une manière analogue au soufre. En effet, l'étude de l'absorption du polonium et du soufre par ces cellules bactériennes démontre que la prise en charge est différente, mais que la distribution dans les cellules est similaire pour ces deux éléments.

LaRock et ses collaborateurs (1996) ont pour leur part démontré que les bactéries sulfato-réductrices libèrent le ^{210}Po lors de la réduction des sulfates du phosphogypse. Cependant, lorsque la concentration de sulfures dépasse $10\ \mu\text{M}$, un précipité de PoS_2 , stabilisant ainsi le ^{210}Po dans la phase minérale.

La formation d'espèces organiques volatiles de ^{210}Po , sous forme de $\text{Po}(\text{CH}_3)_2$, a également été observée chez certaines cultures bactériennes en laboratoire (Kim et collab., 2005). Bahrou et ses collaborateurs (2012) ont étudié la production de polonium volatil (Po_v) par des cultures pures de micro-organismes aérobiques marines résistantes à la tellurite. *Rhodotorula mucilaginosa*, une levure caroténogène, et une souche de *Bacillus* sp., une bactérie Gram positif, génèrent environ un à deux ordres de grandeur plus de Po_v que les autres organismes testés (*Virgibacillus halodenitrificans*, *Bacillus subtilis* et *Escherichia coli*). *Rhodotorula mucilaginosa* produisait environ 8 % de Po_v , comparativement à 1,6 % pour *Bacillus* sp. et $\leq 0,2\%$ chez les autres espèces bactériennes. Ces mêmes chercheurs ont démontré que le polonium volatil pouvait également être formé dans des conditions abiotiques, mais l'importante génération de Po_v se produit majoritairement dans des conditions biotiques.

Ainsi, le ^{210}Po , connu pour former des complexes en présence de matière organique, peut se complexer avec des métabolites organiques microbiens et être ensuite remobilisable sous cette forme. La capacité de certaines bactéries à coprecipiter le polonium est une avenue intéressante pour la bioremédiation de sites contaminés.

2.2. Toxicité

Aucune étude portant sur les effets toxiques du polonium sur les microorganismes n'a été répertoriée dans la littérature.

3. ALGUES

3.1. Bioaccumulation

La prise en charge du polonium par les espèces phytoplanctoniques est influencée par la taille des cellules, la biodisponibilité du radioélément dans le milieu, ainsi que par les conditions physico-chimiques du milieu (Alam et Mohamed, 2011). Elle a principalement lieu par adsorption/absorption directe du ^{210}Pb et du ^{210}Po retrouvés dans l'eau, mais également par contact avec les matières en suspension contenant ces radionucléides. D'ailleurs, Nozaki et ses collaborateurs (1998) ont constaté une forte corrélation entre les teneurs en ^{210}Po dissous pris en charge par les algues et les concentrations en chlorophylle a. Les cellules phytoplanctoniques étant de très petite taille, elles ont une plus grande surface d'absorption, ce qui se traduit par des accumulations plus élevées pour de nombreux éléments, incluant le polonium (Shaheed et collab., 1997). Chez les plantes aquatiques enracinées, en plus des autres facteurs nommés précédemment, le contact direct entre les racines et les sédiments influence la prise en charge du polonium, tout comme leur contenu total en protéines. En effet, des concentrations élevées en ^{210}Po ont été retrouvées dans des algues brunes (*Sargassum wightii* et *Grateloupia filicina*) contenant de fortes teneurs en protéines (Suriyanarayanan et collab., 2008).

Jha et ses collaborateurs (2013) ont étudié la bioaccumulation du ^{210}Po chez des plantes aquatiques en périphérie de la mine d'uranium Jaduguda, en Inde. Deux types de plantes ont été échantillonnées, soient des algues flottantes (filamenteuses ou non) et des plantes enracinées dans les sédiments ou le lit de la rivière. Les FBC calculés à partir de l'eau pour les algues filamenteuses varient de $7,7 \times 10^2$ à $3,4 \times 10^4$, le plus élevé ayant été obtenu dans les algues filamenteuses poussant dans les eaux résiduelles du bassin de résidus (tableau 1 –). Les FBC calculés à partir du substrat chez les plantes entières enracinées varient pour leur part de $4,0 \times 10^{-3}$ à 1,7, la valeur la plus faible ayant été obtenu chez *P. barbatum* prélevé dans la rivière Suvernrekha, tandis que la plus élevée a été obtenue chez *Vallisnaria* sp. prélevé au même endroit (tableau 1 –). Une corrélation a été observée entre les concentrations dans les plantes enracinées et leur substrat ($r=0,91$).

Tableau 1 – Accumulation de ^{210}Po dans des plantes aquatiques prélevées au pourtour d'une mine d'uranium.

Type de plantes	Espèce	Location ¹	Concentration dans les plantes (Bq/kg)	FBC Eau-algues	FBC Sédiments-algues	Référence	
Plantes flottantes filamenteuses	Non précisée	Amont du ruisseau Juria	80 ± 40	3,4 x 10 ³	-	Jha et collab., 2013	
			18 ± 10	7,7 x 10 ²			
		Aval du ruisseau Juria	327 ± 51	3,3 x 10 ⁴			
		Aval de la rivière Gara	140 ± 23	4,7 x 10 ³			
		Rivière Suvernekha	144 ± 35	8,5 x 10 ³			
		Amont de la rivière Gara	8 ± 6	3,0 x 10 ²			
			23 ± 2	1,0 x 10 ³			
			227 ± 28	1,4 x 10 ⁴			
		Eaux résiduelles du bassin de résidus	572 ± 29	3,4 x 10 ⁴			
			4 884 ± 262	-			
	3 850 ± 314	-					
Algues flottantes non filamenteuses	<i>Chara</i> sp. <i>Nitella</i> sp. <i>Pistia stratiotes</i> <i>Jussia</i> sp. <i>Eichornia crassipes</i> <i>Hydrilla verticillata</i> <i>Eichornia crassipes</i> - Tige - Racines <i>Eichornia crassipes</i> - Tige - Racine	Amont du ruisseau Juria	12 ± 11	5,1 x 10 ²	-	Hameed et collab., 1997 Shaheed et collab., 1997	
			≤ 0,2	8,7			
		Aval du ruisseau Juria	182 ± 17	3,4 x 10 ³			
			249 ± 28	4,7 x 10 ³			
		Aval de la rivière Gara	40 ± 7	1,3 x 10 ³			
		Rivière Suvernekha	5 ± 5	3,1 x 10 ²			
		Eaux résiduelles du bassin de résidus	6 ± 5	2,3 x 10 ²			
			248 ± 269	1,2 x 10 ³			
		Étang Mutharasanallur	6,5 ± 0,8	4,6 x 10 ³			0,10
			31,3 ± 3,2	2,2 x 10 ⁴			0,52
	2,32 – 4,03	(2,67 – 3,19) x 10 ³	-				
	6,71 – 10,78	(7,28 – 8,71) x 10 ³	-				

Type de plantes	Espèce	Location ¹	Concentration dans les plantes (Bq/kg)	FBC	FBC	Référence
				Eau-algues	Sédiments-algues	
Plantes enracinées	<i>Polygonum barbatum</i>	Amont du ruisseau Juria	25 ± 8	1,1 x 10 ³	1,4	Jha et collab., 2013
		Aval du ruisseau Juria	3 ± 11	2,6 x 10 ²	7,3 x 10 ⁻³	
		Aval de la rivière Gara	85 ± 12	1,6 x 10 ³	1,8 x 10 ⁻¹	
			15 ± 15	4,8 x 10 ²	1,4 x 10 ⁻¹	
		Rivière Suvernrekha	24 ± 9	1,4 x 10 ³	1,9 x 10 ⁻¹	
	<i>Cyperus rotundus</i>	Aval du ruisseau Juria	≤ 0,2	7,1	4,0 x 10 ⁻³	
	- Racines	Eaux résiduelles du bassin de résidus	61 ± 7	6,1 x 10 ³	1,7 x 10 ⁻¹	
	- Reste de la plante		1 601 ± 35	-	5,4 x 10 ⁻¹	
	<i>Cynodon dactylon</i>	Aval de la rivière Gara	99 ± 16	-	3,3 x 10 ⁻²	
	<i>Capprius</i> sp.	Eaux résiduelles du bassin de résidus	19 ± 16	1,1 x 10 ³	1,5 x 10 ⁻¹	
	- Racines		236 ± 42	4,6 x 10 ²	1,3 x 10 ⁻³	
	- Reste de la plante	8 ± 16	4,6 x 10 ²	1,3 x 10 ⁻³		
	<i>Vallisnaria</i> sp.	Rivière Suvernrekha	85 ± 24	3,0 x 10 ³	1,7	
	<i>Marsilea angustifolia</i>	Aval du ruisseau Juria	236 ± 28	4,5 x 10 ³	4,7 x 10 ⁻¹	
		Eaux résiduelles du bassin de résidus	186 ± 12	9,1 x 10 ²	1,4 x 10 ⁻¹	
	<i>Nymphaea</i> sp.	Eaux résiduelles du bassin de résidus	191 ± 11	9,4 x 10 ²	1,5 x 10 ⁻¹	
	- Tiges		23 ± 4	1,1 x 10 ²	5,5 x 10 ⁻²	
	- Feuilles		35 ± 12	1,7 x 10 ²	8,2 x 10 ⁻²	
	- Fleur	≤ 0,2	9,9 x 10 ⁻¹	4,7 x 10 ⁻⁴		
	<i>Phragmites australis</i>	Eaux résiduelles du bassin de résidus	6,5 ± 0,04		1,0 x 10 ⁻²	
- Tige	8,9 ± 0,4			1,4 x 10 ⁻²		
- Feuilles	4,6 ± 0,1		-	4,5 x 10 ⁻⁴		
<i>Typha latifolia</i>	4,5 ± 0,13			4,4 x 10 ⁻⁴		
- Tige	1,8 ± 0,1		1,8 x 10 ⁻⁴			
- Feuilles						
- Fleurs						

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

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 448 (Mahon, 1982). Ce facteur est légèrement plus faible que celui rapporté par Thompson et ses collaborateurs (1972; cité dans (Mahon, 1982), soit un FBC de 2 000.

Les facteurs de bioconcentration à partir des concentrations mesurées dans les sédiments sont plus faibles que ceux obtenus à partir de la concentration mesurée dans l'eau, bien que les teneurs retrouvées dans les racines soient supérieures à celles dans les autres parties des plantes (Hameed et collab., 1997; Jha et collab., 2013). Cette différence peut être attribuée aux fortes teneurs accumulées dans les sédiments, comparativement aux concentrations mesurées directement dans l'eau. Ce résultat laisse présager qu'il n'y a pas de translocation de ce radionucléide à partir des racines vers les autres parties de la plante.

Dans les écosystèmes marins, le ^{210}Po est la plus importante source de rayonnement. Stewart et Fisher (2003b) ont étudié la bioaccumulation et la distribution cellulaire du ^{210}Po chez huit espèces marines. Les essais ont été réalisés en laboratoire et la concentration initiale en ^{210}Po était comprise entre 60 et 90 Bq/ml. L'absorption se produisait principalement dans les premiers 24 h. Elle était influencée par les surfaces cellulaires des différentes espèces, ainsi que par leur contenu en protéines dans leur membrane cellulaire. L'absorption n'était pas affectée par la température, de même que par la lumière. Une fois associée avec la cellule, entre 30 et 60 % du ^{210}Po cellulaire total est incorporé à l'intérieur du cytoplasme. Les facteurs de bioconcentration se situaient entre 0,5 et $3,0 \times 10^4$ et sont comparables à ceux mesurés dans d'autres études (tableau 2).

Tableau 2 – Facteurs de bioconcentration chez des espèces phytoplanctoniques marines.

Espèce	FBC (x 10 ⁴)	Référence
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	7,4 19,5 ± 2,6	Fisher et collab., 1983 Stewart et Fisher, 2003b
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	3,1 9,9 ± 2,1	Fisher et collab., 1983
<i>Chlorella autotrophica</i>	26,7 ± 4,9	
<i>Emiliana huxleyi</i>	17,2 ± 2,5	
<i>Isochrysis galbana</i>	17,0 ± 3,3	Stewart et Fisher, 2003b
<i>Rhodomonas salina</i>	16,7 ± 2,7	
<i>Tetraselmis levis</i>	14,2 ± 1,7	
<i>Heterocapsa triquetra</i>	6,1 ± 1,5	
<i>Gracilaria compressa</i>	0,91	Jia et collab., 2003
<i>Ulva laetevirens</i>	1,29	
<i>Coscinodiscus granii</i>	0,28	
<i>Dinobryon balticum</i>	0,74	
Phytoplancton prélevé dans la mer Baltique (<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Nodularia spumigena</i> , <i>Nodularia herveyana</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Anabaena spiroides</i> , <i>Anabaena affinis</i> , <i>Pediastrum duplex</i> et <i>Oocystis</i> sp.)	0,42	Skwarzec et Bojanowski, 1988

Espèce	FBC (x 10 ⁴)	Référence
Phytoplancton prélevé dans la mer Baltique (<i>Microcystis aeruginosa</i> et <i>Dinobryon balticum</i>)	0,52	Skwarzec et Bojanowski, 1988
Diatomés prélevés à Cape of Good Hope	5 ± 3	Shannon et collab., 1970, cité dans Fisher et collab., 1983
Phytoplancton prélevé au Pérou	0,9	Heyraud et Cherry, 1979
Phytoplancton prélevé sur la côte de Washington	0,9 ± 0,4	Bennett et Carpenter, 1979, cité dans Fisher et collab., 1983
Phytoplancton prélevé dans la mer Adriatique	2,2	Meli et collab., 2013b
Phytoplancton	7	IAEA, 2004, cité dans Fowler, 2011

Sirelkhatim et ses collaborateurs (2008) ont mesuré les teneurs en ²¹⁰Po accumulées dans des algues marines pluricellulaires d'eaux peu profondes de Flamingo Bay, au Soudan. L'algue verte, *Halimida* sp., montre une accumulation de 13,7 Bq/kg (poids sec), alors que l'algue brune, *Cystoseria* sp., en a accumulé 32,6 Bq/kg. Ces résultats sont légèrement plus élevés que ceux obtenus chez d'autres espèces d'algues analysées, soient *Turbinaria* sp. (1,6 Bq/kg), *Sargassum* sp. (12,6 Bq/kg), *Padina* sp. (15,0 Bq/kg) et *Entomorpha* (2,1 Bq/kg). La concentration mesurée dans les sédiments variant entre 1,6 et 12,5 Bq/kg (moyenne de 5,97 Bq/kg), ces valeurs correspondent à des FBC_{sédiments-algues} de 0,13 à 20,4. Chez la plupart de ces espèces, il y a une accumulation préférentielle du ²¹⁰Po comparativement au ²²⁶Ra. Ceci est particulièrement vrai chez l'algue brune *Cystoseria* sp., cette dernière montrant le rapport ²¹⁰Po/²²⁶Ra le plus élevé, avec une valeur de 8,81. À l'exception de l'algue brune *Sargassum* sp., où le rapport ²¹⁰Po/²¹⁰Pb est supérieur à l'unité (1,85), la tendance inverse a été observée lorsque comparé au ²¹⁰Pb, celui-ci s'accumulant davantage dans ces espèces d'algues que le ²¹⁰Po.

Skwarzec et ses collaborateurs (2003) ont mesuré les teneurs en ²¹⁰Po chez différentes espèces de phytobenthos de la baie de Puck, au sud de la mer Baltique. Les concentrations en ²¹⁰Po variaient de 0,12 Bq/kg chez *Cladophora rupestris* à 1,12 Bq/kg chez *Chara crinita*. Dans les échantillons de *Fucus vesiculosus*, le polonium a été mesuré dans la plante entière, et séparément dans les lames et les pneumatocystes. L'accumulation était supérieure dans les parties végétatives comparativement à celles dans les vésicules gazeuses. Les facteurs de bioconcentration (FBC) de l'eau vers les plantes se situaient entre 450 et 4 400. Ces valeurs sont plus faibles que celles obtenues pour le phytoplancton (tableau 3). Cela indique que le polonium est plus facilement accumulé par le phytoplancton que par le phytobenthos. La salinité du milieu pourrait affecter la prise en charge chez les plantes aquatiques. En effet, la salinité typique de l'eau de mer de la baie de Puck est environ trois fois plus faible que celle dans l'océan et l'accumulation dans plantes phytobenthiques de ce secteur est inférieur à celles des autres bassins océaniques (tableau 3).

Tableau 3 – Facteurs de bioconcentration chez des espèces végétales marines enracinées.

Espèce	FBC _{eau-plantes} (x 10 ⁴)	Référence
<i>Enteromorpha compressa</i>	1,0	
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	1,0	
<i>Cladophora rupestris</i>	0,45 – 3,35	
<i>Chara crinita</i>	4,4	
<i>Pylaiella littoralis</i>	2,0	
<i>Fucus vesiculosus</i>		
- Plante entière	0,8	Skwarzec et collab., 2003
- Lames	0,95	
- Pneumatocystes	0,45	
<i>Batrachium circinatum</i>	2,6	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2,4 – 3,2	
<i>Rupia maritima</i>	1,7	
<i>Zannichellia palustris</i>	1,4 – 2,25	
<i>Zostera marina</i>	1,2 – 2,0	
<i>Gracilaria edulis</i>	0,5	Musthafa et Krishnamoorthy, 2012
<i>Ulva reticulata</i>	1,19	
<i>Sargassum wightii</i>	0,73	
<i>Sargassum wightii</i>	7	Suriyanarayanan et collab., 2010
<i>Grateloupia filicina</i>	3	
<i>Cymadocea serrulata</i>	3	
<i>Fucus serratus</i>	0,5	Connan et collab., 2007
<i>Sargassum wightii</i>	7,3	Suriyanarayanan et collab., 2008
<i>Padina parvula</i>	1,0	

3.2.Toxicité

Aucune étude portant sur les effets toxiques du polonium sur les algues n'a été répertoriée dans la littérature.

4. PLANTES TERRESTRES

4.1. Bioaccumulation

De nombreux travaux ont démontré que le ^{210}Po peut être absorbé par les végétaux et que la principale voie d'entrée du ^{210}Po dans les végétaux est le dépôt foliaire (Coppin et Roussel-Debet, 2004). Athalye et Mistry (1972; cité dans (Rayno, 1983) rapportent, qu'en laboratoire, environ 30 % d'une solution de nitrate de ^{210}Po appliquée à la surface foliaire d'un plant de haricots rouges est incorporé à l'intérieur des tissus de la plante. De ce lot, 98 % était retenu à l'intérieur des feuilles, ce qui montre qu'il y a peu de translocation à l'intérieur de la plante (Mitchell et collab., 2013). Ces valeurs concordent avec celles obtenues par Al-Masri et ses collaborateurs (2010) chez la menthe et le persil, où environ 75 % du polonium retrouvé dans l'air a été transféré aux plantes.

Le transfert racinaire du ^{210}Po a également été mis en évidence, bien qu'il ne constitue généralement pas une source importante de polonium pour les plantes. Les caractéristiques physico-chimiques du sol et spécialement le pH jouent un rôle dans le transfert racinaire : ainsi observe-t-on une diminution d'un facteur 5 du facteur de transfert du sol vers le maïs entre un sol à pH de 8,5 et un sol à pH de 5,9 (Athalye et collab., 1995, cité dans Coppin et Roussel-Debet, 2004). L'absorption du ^{210}Po par les racines a été comparée chez des plantes poussant en serre et en champ. Les facteurs de bioconcentration étaient considérablement plus élevés pour les cultures en champ (0,03 à 0,23) comparativement aux cultures en serre (3×10^{-6} à 3×10^{-2}) (Hansen et Watters, 1970; cité dans Rayno, 1983). Cette différence, qui a également été observée par Pietrzakflis et Skowronskasmolak (1995), pourrait être attribuée à la contamination foliaire des plantes en champ à la suite d'une déposition de poussière ou de gouttes de pluie, ce qui montre l'importance de cette voie d'entrée. Al-Masri et ses collaborateurs (2010) ont également montré que le transfert via la déposition atmosphérique est plus important que la prise en charge via le système racinaire, en contaminant chacun des milieux par un isotope spécifique du polonium. Un transfert plus élevé a été obtenu à partir de la contamination atmosphérique qu'à partir de celle des sols (tableau 4).

Tableau 4 – Facteurs de transfert atmosphériques et racinaires chez deux espèces végétales exposées à deux isotopes du polonium (Al-Masri et collab., 2010).

Espèce	Partie de la plante	Système	Transfert via déposition atmosphérique	Transfert racinaire
Persil	Feuilles	Ouvert	$(20 \pm 8) \times 10^{-2}$	$(4 \pm 1) \times 10^{-2}$
		À l'abri	$(30 \pm 8) \times 10^{-2}$	$(7 \pm 6) \times 10^{-2}$
	Tiges	Ouvert	$(26 \pm 1) \times 10^{-2}$	$(6 \pm 3) \times 10^{-2}$
		À l'abri	$(80 \pm 14) \times 10^{-2}$	$(12 \pm 2) \times 10^{-2}$
Menthe	Feuilles	Ouvert	$(46 \pm 20) \times 10^{-3}$	$(8 \pm 6) \times 10^{-3}$
		À l'abri	$(22 \pm 4) \times 10^{-2}$	$(20 \pm 4) \times 10^{-2}$
	Tiges	Ouvert	$(43 \pm 38) \times 10^{-3}$	$(10 \pm 5) \times 10^{-3}$
		À l'abri	$(67 \pm 14) \times 10^{-3}$	$(10 \pm 2) \times 10^{-3}$

Étant donné que la principale voie d'entrée du polonium est la déposition foliaire, les concentrations les plus élevées sont habituellement retrouvées dans les feuilles (tableau 5).

Dans une étude menée sur un plant d'épinard, Kannan et ses collaborateurs (2001) rapportent que près de 75 % du polonium absorbé était retrouvé dans les feuilles, 22 % dans les racines comparativement à 3 % dans les tiges. Plusieurs autres études (Bunzl et Kracke, 1984; Karunakara et collab., 2000; Bhat et collab., 2005; Mitchell et collab., 2013) rapportent des résultats semblables chez différentes espèces végétales. Il existe une relation significative entre la surface foliaire et la concentration mesurée dans les feuilles (Karunakara et collab., 2000). De plus, le niveau d'activité dans les feuilles est influencé par la croissance de la plante. D'ailleurs, Bunzl et Kracke (1984) ont montré que les concentrations les plus élevées sont celles retrouvées dans les feuilles les plus anciennes, qui contiennent en moyenne trois fois plus de ^{210}Po que les jeunes feuilles. Ceci est également en accord avec les observations faites par Holtzman (1966; cité dans (Rayno, 1983) et s'explique par des retombées atmosphériques constantes sur la surface foliaire. Étant donné l'absence de translocation, lorsque la plante entre directement en contact avec le polonium retrouvé dans les sols, ce radioélément demeure concentré dans les racines (Rayno, 1983). Pour ce qui est des concentrations retrouvées dans les branches et l'écorce, l'activité est nettement plus faible et est sensiblement la même selon les différentes espèces de plantes (Karunakara et collab., 2000). De faibles accumulations se retrouvent également dans les fleurs, ce qui semble être relié au fait que les fleurs poussent relativement rapidement pendant une courte période de temps, tandis que les feuilles et la tige se développent plus lentement, ce qui signifie un contact avec les retombées atmosphériques sur une plus longue période (Bunzl et Kracke, 1984).

Tableau 5 – Concentrations en ^{210}Po accumulées dans différentes parties des végétaux.

Nom latin	Nom commun	Concentration (Bq/kg)	Partie échantillonnée	Références
<i>Terminalia paniculata</i>	Kindal	65,7 ± 1,4	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		9,0 ± 0,2	Branches	
		15,3 ± 0,3	Écorce	
<i>Careya arborea</i>	Kumbha	58,3 ± 0,8	Feuilles	
		14,8 ± 0,3	Branches	
		11,6 ± 0,3	Écorce	
<i>Dillenia pentagyna</i>	Karmal	124,9 ± 2,0	Feuilles	
<i>Microcos paniculata</i>	Microcos	66,8 ± 1,8	Feuilles	
		12,3 ± 0,3	Branches	
		14,8 ± 0,3	Tige	
<i>Mangifera indica</i>	Manguier	68,9 ± 1,2	Feuilles	
		10,2 ± 0,2	Branches	
		12,1 ± 0,2	Écorce	
		18,0 ± 0,5	Fleur	
<i>Clerodendrum viscosum</i>	Clerodendrum visqueux	82,4 ± 1,8	Feuilles	
		4,5 ± 0,1	Branches	
<i>Calycopteris floribunda</i>	-	54,2 ± 1,1	Feuilles	
		11,9 ± 0,2	Branches	
<i>Tamarindus indica</i>	Tamarinier	18,3 ± 0,2	Feuilles	
		16,4 ± 0,2	Branches	
		12,3 ± 0,1	Écorce	

Nom latin	Nom commun	Concentration (Bq/kg)	Partie échantillonnée	Références
<i>Tectona grandis</i>	Teck	90,3 ± 1,0	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		12,7 ± 0,2	Branches	
		13,1 ± 0,2	Écorce	
<i>Erica</i> sp.	Bruyère	64 ± 20	Feuilles	Bunzl et Kracke, 1984
		25 ± 5,3	Fleurs	
		59 ± 13	Tige	
		50	Racines	
<i>Juniperus</i> sp.	Génévrier	30 ± 9	Pousse	Bunzl et Kracke, 1984
<i>Genesta</i> sp.	Genêt	21 ± 0,3	Pousse	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Myrtillier	8,1	Feuilles	
<i>Gramineae</i> sp.	Graminées	29 – 60	Vieilles feuilles	
		114 ± 29	Nouvelles feuilles	

Puisque les concentrations sont habituellement supérieures dans les feuilles, il n'est pas étonnant que l'accumulation en ^{210}Po dans les légumes-feuilles soit supérieure à celle dans les grains ou dans les fruits (tableau 6). Les teneurs retrouvées dans les légumes racines, qui dépendent principalement d'une absorption racinaire, sont similaires à celles mesurées dans les céréales (Avadhani et collab., 2001; Kannan et collab., 2001; Lee et collab., 2009; Din, 2011). Cela peut aussi s'expliquer par le fait que la partie comestible des légumes racines, tout comme les graines, est protégée de la déposition atmosphérique. Pour ce qui est des fruits, ceux-ci contiennent de fortes teneurs en eau et accumulent très peu de polonium. Ces conclusions transparaissent également dans les quelques facteurs de bioconcentrations recensés dans la littérature. Al-Masri et ses collaborateurs (2008) rapportent des facteurs de transfert variant entre 3×10^{-1} et 1 chez les légumes-feuilles, alors qu'il est de l'ordre de 1×10^{-2} chez les fruits et les graines. Ces valeurs sont légèrement supérieures, quoique comparables, à celles de Steven et ses collaborateurs (2003, cité dans Al-Masri et collab., 2008), qui présentaient un facteur de 1×10^{-3} chez les légumes, 1×10^{-3} chez les fruits et 2×10^{-3} chez les grains. Les facteurs de bioconcentration sont plus élevés dans des sols à texture grossière et plus faibles dans des sols à texture fine et les sols organiques, en raison de l'affinité du polonium pour la matière organique (Thomas 1995a, cité dans Thomas, 2000b). Ces facteurs sont également plus élevés dans des sols de pH variant entre 2 et 4, suggérant une plus grande disponibilité du polonium pour les plantes dans des conditions acides (Mortvedt, 1994). Les facteurs de bioconcentration pour le polonium sont comparables à ceux du thorium et environ 10 fois inférieurs à ceux de l'uranium, du radium et du plomb (Vandenhove et collab., 2009).

Tableau 6 – Accumulation en ^{210}Po dans les aliments cultivés, selon leur catégorie (grains, légumineuse, légumes racine, légumes feuilles ou fruit).*

Catégorie	Nom commun	Provenance	Concentration Bq/kg (poids frais)	Référence
Grain	Riz	Daejeon, Corée du Sud	$0,14 \pm 0,003$	Lee et collab., 2009
	Orge		$0,15 \pm 0,04$	
	Soya		$0,21 \pm 0,01$	
	Riz	Kalpakkam, Inde	$0,485 \pm 0,122$	Kannan et collab., 2001
	Ragi		$0,147 \pm 0,03$	
	Blé		$0,037 \pm 0,005$	
	Riz	Qena, Égypte	$\leq 0,010$	Din, 2011
	Blé		$0,07 \pm 0,005$	
	Orge		$0,14 \pm 0,032$	
	Riz	Goa, Inde	$0,13 - 0,49$	Avadhani et collab., 2001
	Orge	Angleterre et Pays de Galles	$0,092 - 0,63$	McDonald et collab., 1999
	Avoine		$0,14$	
	Blé		$0,009 - 0,27$	
	Blé	Rostov-sur-le- Don, Russie	$0,104 \pm 0,022$	Ladinska.La et collab., 1973
	Orge		$0,189 \pm 0,022$	
Riz	Bagjata, Inde	$0,19 - 11,7$	Giri et collab., 2012	
Légumineuse	Pois cajan	Kalpakkam, Inde	$0,056 \pm 0,021$	Kannan et collab., 2001
	Haricot mungo		$0,152 \pm 0,067$	
	Haricot noir		$0,069 \pm 0,026$	
	Pois chiche		$0,067 \pm 0,024$	
	Pois chiche	$\leq 0,010$	Din, 2011	
	Pois	$\leq 0,010$		
	Haricots	$\leq 0,010$		
	Dolique à oeil noir	Qena, Égypte		$0,35 \pm 0,025$
	Haricot sec	$\leq 0,010$		
	Lentille	$\leq 0,010$		
Lentille	Bagjata, Inde	$7,33 - 26,7$	Giri et collab., 2012	
Pois d'Angole		$5,64 - 34,3$		
Soya noir		$34,31$		
Ambérique		$5,64 - 15,2$		
Légume feuille	Laitue chinoise	Daejeon, Corée du sud	$0,019 \pm 0,006$	Lee et collab., 2009
	Laitue		$0,36 \pm 0,012$	
	Épinard		$0,24 \pm 0,046$	
	Épinard	Kalpakkam, Inde	$0,344 \pm 0,161$	Kannan et collab., 2001
	Chou		$0,088 \pm 0,037$	
	Épinard	Goa, Inde	$0,09 - 0,37$	Avadhani et collab., 2001
	Laitue	Angleterre et Pays de Galles	$0,14$	McDonald et collab., 1999
	Chou		$0,0037 - 0,13$	
Brocoli	$0,027$			

Catégorie	Nom commun	Provenance	Concentration	Référence
			Bq/kg (poids frais)	
Légume feuille	Menthe	Qena, Égypte	1,6 ± 0,12	Din, 2011
	Épinard		3,0 ± 0,2	
	Laitue		1,2 ± 0,1	
	Chou		0,045 ± 0,021	
	Coriandre		0,62 ± 0,08	
	Céleri	Nowe Miasto, Pologne	0,041 ± 0,017	PietrzakFlis et collab., 1997
	Poireau		0,075 ± 0,009	
	Persil		0,050 ± 0,005	
	Laitue		0,067 ± 0,004	
	Chou		0,040 ± 0,018	
	Chou-fleur		0,082 ± 0,009	
	Chou	Küçük Menderes, Turquie	0,25 - 0,91	Ekdal et collab., 2006
	Pourpier		9,40 ± 0,75	
	Laitue		0,27 - 4,42	
	Chou de savoie		0,36 - 2,61	
Chou-fleur	0,45 - 1,82			
Légume racine	Pomme de terre	Küçük Menderes, Turquie	1,18 ± 0,02	Ekdal et collab., 2006
	Betterave		0,69 ± 0,02	
	Radis		0,15 ± 0,01	
	Radis	Daejeon, Corée du Sud	0,16 ± 0,007	Lee et collab., 2009
	Betterave	Kalpakkam, Inde	0,120 ± 0,052	Kannan et collab., 2001
	Carotte		0,045 ± 0,017	
	Pomme de terre		0,026 ± 0,004	
	Radis		0,013 ± 0,005	
	Oignon		0,020 ± 0,008	
	Pomme de terre	Rostov-sur-le-Don, Russie	0,115 ± 0,022	Ladinskaya et collab., 1973
	Betterave		0,048 ± 0,007	
	Carotte		0,070 ± 0,007	
	Oignon		0,070 ± 0,011	
	Pomme de terre	Qena, Égypte	≤ 0,010	Din, 2011
	Oignon		0,20 ± 0,014	
Carotte	0,23 ± 0,047			
Pomme de terre	Nowe Miasto, Pologne	0,033 ± 0,003	PietrzakFlis et collab., 1997	
Carotte		0,028 ± 0,005		
Betterave		0,049 ± 0,020		
Oignon		0,031 ± 0,013		
Pomme de terre	Angleterre et Pays de Galles	0,0016 - 0,013	McDonald et collab., 1999	
Navet		0,003 - 0,006		

Catégorie	Nom commun	Provenance	Concentration	Référence
			Bq/kg (poids frais)	
Fruit	Concombre	Daejeon,	0,04 ± 0,005	Lee et collab., 2009
	Pomme	Corée du Sud	0,08 ± 0,04	
	Concombre	Kalpakkam, Inde	0,049 ± 0,007	Kannan et collab., 2001
	Citrouille		0,017 ± 0,013	
	Tomate		0,021 ± 0,004	
	Tomate	Rostov-sur-le-Don, Russie	0,033 ± 0,004	Ladinskaya et collab., 1973
	Tomate		0,46 ± 0,033	
	Okra		0,32 ± 0,023	
	Aubergine		0,14 ± 0,036	
	Zucchini		0,19 ± 0,044	
	Piment		0,26 ± 0,047	
	Concombre		0,22 ± 0,040	
	Pomme	Qena, Égypte	0,20 ± 0,039	Din, 2011
	Orange		0,36 ± 0,048	
	Abricot		0,34 ± 0,050	
	Banane		0,25 ± 0,045	
	Cantaloup		0,17 ± 0,042	
	Dattes		0,14 ± 0,043	
	Fraise		0,53 ± 0,049	
	Figue		0,26 ± 0,034	
	Concombre		0,056 ± 0,008	
	Tomate	Nowe Miasto, Pologne	0,028 ± 0,003	PietrzakFlis et collab., 1997
	Pomme		0,055 ± 0,007	
	Fraise		0,049 ± 0,009	
	Cassis		0,213 ± 0,014	
	Mûre		0,016 – 0,43	
	Pomme	Angleterre et Pays de Galles	0,026 – 0,074	McDonald et collab., 1999
	Poire		0,061	
	Citrouille		0,001	
	Mangue		0,37	
	Papaye		0,49	
	Goyave		1,03	
Citron		1,07 – 4,2		
Tomate	Bagjata, Inde	0,52–0,76	Giri et collab., 2012	
Courge		0,2–0,44		
Gourde		0,2–1,24		
Aubergine		1,61–3,24		
Banane		0,38		
Margose		0,2		

* Ces données sont fournies à titre indicatif, puisqu'elles ont été obtenues sur des végétaux ayant été acquis au marché local et qu'il n'est pas possible de connaître la manière dont ils ont été cultivés (serre vs en terre), ni leur origine.

Des études ont été réalisées afin d'étudier la bioaccumulation du polonium dans les mousses et les lichens. En effet, ces organismes sont d'excellents bio-indicateurs puisqu'ils ont une

répartition géographique large et sont disponibles toute l'année. De plus, en raison de l'absence de système racinaire, ils dépendent en grande partie des dépôts atmosphériques pour leur approvisionnement en éléments nutritifs. Ils ont donc une grande capacité à capter les éléments retrouvés dans l'air, incluant les radionucléides. La prise en charge du polonium par les mousses et les lichens est influencée par la morphologie de chacune des espèces, donc par leur surface d'accumulation (Borylo et collab., 2012). Les teneurs accumulées vont également dépendre de la distance d'une source de contamination, des vents, des précipitations et de leur localisation sur leur hôte, les accumulations en radionucléides dépendant de leur degré de protection aux dépositions atmosphériques (Ugur et collab., 2003). Le tableau 7 montre les teneurs mesurées dans les mousses et les lichens dans différentes études, en fonction de leur localisation.

Tableau 7 – Concentrations en ^{210}Po accumulées dans différentes espèces lichéniques et de mousses.

Espèce	Type	Lieu de prélèvement	Concentration en ^{210}Po (Bq/kg)	Référence
<i>Orthodontium imfractum</i>		À proximité d'une centrale au charbon en Malaisie	102 – 105	Abu Bakar et collab., 2013
<i>Campylopus serratus</i>			160 ± 7	
<i>Leucobryum aduncum</i>			127 – 174	
<i>Homalothecium sericeum</i>			144 – 660	
<i>Hypnum lacunosum</i>			193 – 518	
<i>Hypnum cupressiforme</i>			230 – 342	
<i>Tortella tortuosa</i>		À proximité d'une centrale au charbon en Turquie	310 – 785	Sert et collab., 2011
<i>Didymodon acutus</i>			194 – 630	
<i>Syntrichia ruralis</i>			316 – 414	
<i>Syntrichia intermedia</i>			370 – 1 125	
<i>Pterogonium graciale</i>			124 – 732	
<i>Isothecium alopecuroides</i>			201 – 540	
<i>Pleurochatae squarrosa</i>	Mousse		245 – 259	
<i>Pleurozium schreberi</i>		Près d'un lieu d'entreposage de phosphogypse	218 – 427	Borylo et collab., 2012
<i>Dicranum scoparium</i>		133 – 168		
<i>Pterobryopsis tumida</i>		Près d'une centrale nucléaire en Inde	$2\,724 \pm 13$	Karunakara et collab., 2000
<i>Polytrichum</i> sp.		Suède	300 – 960	Holm et collab., 1981; cité dans Persson et Holm, 2011
<i>Sphagnum</i> sp.			185 – 700	
<i>Alectoria</i> sp.			570 – 640	
<i>Lycopodium cernuum</i>		Syrie	1 322	Al-Masri et collab., 2005; cité dans Persson et Holm, 2011
<i>Funaria hygrometrica</i>			2 392	

Espèce	Type	Lieu de prélèvement	Concentration en ^{210}Po (Bq/kg)	Référence	
<i>Cladonia convoluta</i>	Lichen	À proximité d'une centrale au charbon en Turquie	151 – 593	Sert et collab., 2011	
<i>Cladonia foliacea</i>			169 – 206		
<i>Cladonia arbuscula</i>		Région affectée par l'accident de Chernobyl	70 - 212	Skuterud et collab., 2005	
<i>Cladonia arbuscula</i>		Site nordique témoin en Norvège	137,5 ± 49,5	Brown et collab., 2011	
<i>Cladonia stellaris</i>			39 ± 14		
<i>Cladonia stellaris</i>		Mine d'uranium en Saskatchewan	80 – 450	Thomas et Gates, 1999	
<i>Cladonia mitis</i>			70 - 350		
<i>Rhizoplaca melanophthalma</i>			337 – 481	Ugur et collab., 2003	
<i>Cladonia convoluta</i>		À proximité d'une centrale au charbon en Turquie	276 – 569		
<i>Cladonia pyxidata</i>			117 ± 4		
<i>Grimmia pulvinata</i>			600 – 1 228		
<i>Hypnum cupressiforme</i>			256 – 372		
<i>Bryoria freemontia</i>			Vallée de l'Okanagan	370 ± 70	Mahon, 1982
<i>Alectoria sarmentosa</i>					
<i>Cladonia alpestris</i>			Suède	250	Persson et Holm, 2011

Outre les mousses et les lichens, des études portant sur l'absorption du polonium ont été menées chez différentes espèces de champignons (tableau 8). Le ^{210}Po peut être pris en charge par absorption directe du sol par le mycélium suivi d'une translocation vers le champignon ou par déposition atmosphérique à la surface des champignons. De plus, certaines espèces sont mycorrhiziennes, c'est-à-dire qu'ils forment des symbioses avec des arbres, ce qui peut leur fournir un réservoir supplémentaire en ^{210}Po . Mentionnons que les concentrations sont supérieures dans les chapeaux que dans le pied (Skwarzec et Jakusik, 2003). Ceci peut entre autre s'expliquer par la surface de contact plus élevée.

Tableau 8 – Concentrations en ^{210}Po accumulées dans différentes espèces de champignons.

Nom latin	Nom commun	Concentration en ^{210}Po (Bq/kg)		Référence
		Chapeau	Pied	
<i>Albatrellus ovinus</i>	Polypore des brebis	22,0 ± 3,8		Vaaramaa et collab., 2009
<i>Amanita muscaria</i>	Amanite tue-mouches	10,17 ± 0,18	8,01 ± 0,15	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Amanita rubescens</i>	Amanite rougissante	3,32 ± 0,22	3,23 ± 0,21	
<i>Amanita citrina</i>	Amanite citrine	5,11 ± 0,28	4,34 ± 0,24	
<i>Agaricus silvicola</i>	Agaric des bois	22,22 ± 0,84	12,57 ± 0,50	
<i>Boletus edulis</i>	Cèpe de Bordeaux	20,10 – 76,47	9,87 – 47,93	
<i>Calvatia excipuliformis</i>	Lycoperdon en forme de vase	31,53 ± 0,58		Vaaramaa et collab., 2009
<i>Cantharellus cibarius</i>	Girolle	4,42 ± 0,19	3,39 ± 0,25	
<i>Cortinarius armillatus</i>	Cortinaire à bracelets	11,7 – 20,6	18,4 – 25,7	
<i>Hydnum repandum</i>	Pied-de-mouton	5,63 ± 0,28	4,31 ± 0,20	
<i>Hygrophorus camarophyllus</i>	Hygrophore à lames arquées	8,98 ± 1,27	11,9 ± 2,2	
<i>Lactarius rufus</i>	Lactaire roux	22,3 – 40,6	20,8 – 32,1	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Lactarius scrobiculatus</i>	Lactaire à fossettes	13,9 – 27,9		
<i>Lactarius torminosus</i>	Lactaire toisonné	6,59 ± 0,16	5,31 ± 0,15	
<i>Lactarius torminosus</i>	Lactaire toisonné	110 ± 11		
<i>Lactarius utilis</i>	Lactaire utile	56,6 ± 6,1	29,3 ± 3,2	
<i>Leccinum scabrum</i>	Bolet rude	94 ± 2,7		Gwynn et collab., 2013
<i>Leccinum scabrum</i>	Bolet rude	23,24 – 63,05	13,45 – 38,20	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Leccinum variicolor</i>	Bolet ramoneur	576 ± 92	258 ± 42	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Leccinum versipelle</i>	Bolet roux	198 ± 1,6		Gwynn et collab., 2013
<i>Leccinum versipelle</i>	Bolet roux	34,56 ± 0,29	26,64 ± 0,26	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Leccinum versipelle</i>	Bolet roux	111 - 475	52,1 – 417	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Leccinum vulpinum</i>	Bolet renard	174 - 2192	73 - 308	
<i>Macrolepiota procera</i>	Coulemelle	21,70 ± 0,33	11,75 ± 0,54	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Rozites caperatus</i>	Pholiote ridée	70,2 ± 7,4	54,2 ± 5,7	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Russula aeruginea</i>	Russule vert-de-gris	19,3 ± 3,1		
<i>Russula cyanoxantha</i>	Russule charbonnière	3,74 ± 0,25	3,62 ± 0,28	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Russula decolorans</i>	Russule décolorée	7,4 ± 1,1		Gwynn et collab., 2013
<i>Russula decolorans</i>	Russule décolorée	27,9 – 52,4	20,9 – 55,6	Vaaramaa et collab., 2009

Nom latin	Nom commun	Concentration en ^{210}Po (Bq/kg)		Référence
		Chapeau	Pied	
<i>Russula mairei</i>	Russule noble	5,98 ± 0,24	4,78 ± 0,27	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Russula paludosa</i>	Russule des marais	4,7 ± 1,4		Gwynn et collab., 2013
<i>Russula paludosa</i>	Russule des marais	15,1 – 23,9	13,0 – 13,8	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Russula solaris</i>	Russule solaire	5,03 ± 0,35	3,27 ± 0,20	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Russula vinosa</i>	Russule vineuse	20,1 ± 3,5	23,9 ± 2,7	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Russula xerampelina</i>	Russule xérampéline	12,8 ± 1,6		
<i>Strobilomyces floccopus</i>	Bolet pomme de pin	4,19 ± 0,35	2,35 ± 0,15	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Suillus bovinus</i>	Bolet des bouviers	18,19 ± 0,60	17,85 ± 0,41	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Suillus luteus</i>	Bolet jaune	248 ± 27		
<i>Tylopilus felleus</i>	Bolet amer	3,03 ± 0,07	2,45 ± 0,21	
<i>Xerocomus badius</i>	Bolet bai	2,22 – 3,92	2,10 – 2,90	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Xerocomus subtomentosus</i>	Bolet subtomenteux	4,33 ± 0,30	2,11 ± 0,14	

Il existe peu d'informations concernant le transport du ^{210}Po de résidus miniers uranifères vers la végétation. Des FBC de 0,014 à 4,0 (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 au nord de la Saskatchewan (Thomas, 2000b). Holtzman (1966; cité dans (Rayno, 1983) rapporte des teneurs variant entre 104 et 152 Bq/kg dans des tiges d'herbacées prélevées directement sur une pile de résidus, alors que les teneurs mesurées sur un site témoin étaient de 26 Bq/kg. Les concentrations mesurées dans les sols ne sont cependant pas précisées, ce qui ne permet pas d'établir de facteurs de bioconcentration. Moffett et Tellier (1977; cité dans Rayno, 1983) rapportent des concentrations en ^{210}Po de 1 à 5 Bq/kg chez quatre espèces de graminées poussant sur des résidus miniers. Ces résultats sont probablement sous-estimés, les plantes ayant été séchées dans un four à 750°C, une température pouvant volatiliser une partie du polonium. Thomas (2000a) a pour sa part mesuré les teneurs en ^{210}Po dans la région de Key Lake, une mine en Saskatchewan ayant débuté ses opérations en 1983. Des échantillons ont été prélevés à trois sites différents, soit sur des résidus miniers, à proximité de l'usine et à un site témoin. Les concentrations mesurées dans les végétaux prélevés aux trois sites varient de façon significative. Sans surprise, les accumulations les plus élevées sont celles provenant de la pile de résidus miniers. Les résultats sont résumés au tableau 9.

Tableau 9 – Teneurs en ^{210}Po dans des végétaux prélevés sur un site minier uranifère (Thomas, 2000a).

Type de végétation	Lieu de prélèvement	Concentration dans les plantes (Bq/kg)	Concentration dans les sols (Bq/kg)
Jeunes aiguilles d'épinette noire	Site témoin	17	150
	Résidus miniers	84	11 000 (surface) 170 (profondeur)
	Usine	16	700 (surface) 91 (profondeur)
Vieilles aiguilles d'épinette noire	Site témoin	82	150
	Résidus miniers	220	11 000 (surface) 170 (profondeur)
	Usine	65	700 (surface) 91 (profondeur)
Jeunes pousses d'épinette noire	Site témoin	93	150
	Résidus miniers	540	11 000 (surface) 170 (profondeur)
	Usine	91	700 (surface) 91 (profondeur)
Vieilles pousses d'épinette noire	Site témoin	180	150
	Résidus miniers	580	11 000 (surface) 170 (profondeur)
	Usine	250	700 (surface) 91 (profondeur)

Type de végétation	Lieu de prélèvement	Concentration dans les plantes (Bq/kg)	Concentration dans les sols (Bq/kg)
	Site témoin	230	150
Litière prélevée en tourbière	Résidus miniers	22 000	11 000 (surface) 170 (profondeur)
	Usine	490	700 (surface) 91 (profondeur)
Aiguilles de pins gris	Site témoin	30	220 (surface) 28 – 34 (profondeur)
	Résidus miniers	190	11 000 (surface) 28 – 63 (profondeur)
	Usine	24	330 (surface) 44 – 59 (profondeur)
Pousses de pins gris	Site témoin	23	220 (surface) 28 – 34 (profondeur)
	Résidus miniers	110	11 000 (surface) 28 – 63 (profondeur)
	Usine	77	330 (surface) 44 – 59 (profondeur)

4.2.Toxicité

Aucune information n'a été colligée sur la toxicité du polonium sur la flore.

5. INVERTÉBRÉS TERRESTRES

5.1. Bioaccumulation

Brown et ses collaborateurs (2011) ont étudié la bioaccumulation du ^{210}Po chez deux espèces de vers de terre prélevés dans un écosystème nordique. Les teneurs mesurées se situent entre 48,6 et 57,2 Bq/kg (poids frais ; tableau 10). Ces concentrations peuvent être surestimées puisque le tractus gastro-intestinal des vers de terre n'a pas été évacué avant les analyses. Aucune autre étude sur la prise en charge du polonium par les invertébrés n'a été répertoriée dans la littérature.

Tableau 10 – Accumulation totale en ^{210}Po chez des invertébrés terrestres prélevés dans un écosystème nordique (Brown et collab., 2011).

Nom latin	Concentration accumulée	Concentration dans le sol (profondeur)
	Bq/kg	Bq/kg
<i>Lumbricus rubellus</i>	48,6 ± 28,7	10,5 ± 15 (0-3 cm)
		26,9 ± 29,7 (3-6 cm)
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	57,2 ± 42,3	10,5 ± 15 (0-3 cm)
		26,9 ± 29,7 (3-6 cm)

5.2. Toxicité

Aucune information n'a été colligée sur la toxicité du polonium chez les invertébrés terrestres.

6. INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

6.1. Bioaccumulation

De nombreuses études ont été réalisées afin d'étudier le potentiel de bioaccumulation du polonium chez les invertébrés aquatiques. Les facteurs de bioconcentration recensés démontrent que la bioaccumulation de ce radionucléide est très importante.

Shannon et ses collaborateurs (1970; cité dans Fowler, 2011), ont analysé le ^{210}Po dans une série d'échantillons de phytoplancton et de zooplancton collectés au large du cap de Bonne-Espérance, en Afrique du Sud. Les concentrations moyennes dans le zooplancton (222 Bq/kg; poids sec) étaient significativement plus élevées que celles dans le phytoplancton (59 Bq/kg; poids sec) duquel il s'alimentait. Heyraud et Cherry (1979) ont observé la même tendance chez cinq échantillons de microzooplancton (moyenne = 483 Bq/kg; poids sec) prélevé dans la mer Méditerranée comparativement à un échantillon de phytoplancton prélevé dans les eaux péruviennes (237 Bq/kg; poids sec). Ces observations suggèrent une bioamplification du ^{210}Po le long de la chaîne alimentaire, du moins entre le premier et le second niveau trophique.

Afin d'en apprendre davantage sur ce phénomène, Mathews et Fisher (2008) ont étudié, en laboratoire, le transfert du ^{210}Po de deux espèces phytoplanctoniques (*Chlamydomonas reinhardtii* et *Cyclotella meneghiniana*) vers une espèce zooplanctonique (*Daphnia pulex*). *Daphnia pulex* semble assimiler plus efficacement le polonium retrouvé dans l'espèce *C. reinhardtii* comparativement à l'espèce *C. meneghiniana*. En effet, le pourcentage d'assimilation du ^{210}Po est de $83 \pm 8\%$ lorsque nourri avec la première espèce, contrairement à $69 \pm 5\%$ lorsque nourri avec la seconde espèce. Ce pourcentage d'assimilation est légèrement plus élevé que celui rapporté pour le copépode marin *Acartia tonsa* se nourrissant de différentes espèces phytoplanctoniques (Stewart et Fisher, 2003a). L'efficacité d'assimilation variait dans ce dernier cas de 19 à 55 % (tableau 11) et était directement corrélée aux distributions cytoplasmiques du ^{210}Po mesurées dans les cellules algales. Ces forts pourcentages d'assimilation, reliés au faible flux de sortie du polonium, expliquerait la bioamplification observée entre ces niveaux trophiques.

Tableau 11 – Assimilation du ^{210}Po par le copépode *Acartia tonsa* alimenté par différentes espèces phytoplanctoniques (Stewart et Fisher, 2003a).

Espèce ingérée	Type de phytoplancton	Concentration dans les cellules (kBq/l)	Concentration dissoute (kBq/l)	% accumulé dans le cytosol	% d'assimilation
Billes de verres	-	$1,4 \pm 0,1$	$0,50 \pm 0,17$	0	$2,4 \pm 3,6$
<i>Chlorella autotrophica</i>	Chlorophyte	$1,7 \pm 0,3$	$0,58 \pm 0,30$	$58 \pm 2,1$	$51,8 \pm 2,3$
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Chlorophyte	$3,0 \pm 0,3$	$0,77 \pm 0,70$	$52 \pm 0,6$	$55,2 \pm 15,6$
<i>Emiliania huxleyi</i>	Coccolithophore	$1,4 \pm 0,1$	$0,18 \pm 0,28$	$28 \pm 1,7$	$27,2 \pm 4,8$

Espèce ingérée	Type de phytoplancton	Concentration dans les cellules (kBq/l)	Concentration dissoute (kBq/l)	% accumulé dans le cytosol	% d'assimilation
<i>Heterocapsa triquetra</i>	Dinoflagellé	1,7 ± 0,1	0,50 ± 0,18	35 ± 2,2	28,4 ± 8,5
<i>Isochrysis galbana</i>	Prymnésiophyte	2,3 ± 0,2	0,87 ± 0,15	43 ± 2,1	27,2 ± 4,8
<i>Rhodomonas salina</i>	Cryptophyte	2,4 ± 0,2	0,27 ± 0,15	31 ± 1,5	18,7 ± 3,5
<i>Tetraselmis levis</i>	Prasinophyte	2,6 ± 0,1	0,40 ± 0,25	45 ± 1,3	42,0 ± 10,7
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	Diatomée	1,8 ± 0,1	0,36 ± 0,20	39 ± 0,8	38,4 ± 5,1

La bioamplification observée en milieu aquatique entre les producteurs primaires et les herbivores n'est pas rencontrée chez les carnivores se nourrissant d'espèces zooplanctoniques herbivores. Un échantillon de microzooplancton collectés dans les eaux de la mer Méditerranée présentait une concentration moyenne en ^{210}Po de 278 ± 52 Bq/kg (poids sec), ce qui est un ordre de grandeur plus élevé que celui mesuré dans le krill qui les ingère ($28,2 \pm 3,0$ Bq/kg; poids sec) (Heyraud et collab., 1976; cité dans Fowler, 2011). Des résultats similaires ont été observés dans des échantillons de microzooplancton (687 ± 70 Bq/kg; poids sec) et d'euphasides ($55,6 \pm 4,0$ Bq/kg; poids sec) prélevés simultanément dans les eaux de la mer Méditerranée (Heyraud et Cherry, 1979).

La grande majorité des études portant sur l'accumulation du polonium dans les invertébrés aquatiques démontre que l'accumulation chez ces organismes est supérieure dans les mollusques que dans les crustacés. Par exemple, des concentrations de $10,9 \pm 1,31$ Bq/kg (poids humide) ont été mesurées dans des moules prélevées près d'un ruisseau à Thane, en Inde, comparativement à des niveaux de $7,56 \pm 0,38$ Bq/kg (poids humide) dans des crabes (Mishra et collab., 2009). Dans le même pays, près de Kudankulam, la teneur maximale en ^{210}Po retrouvée dans les mollusques était de $248 \pm 8,1$ Bq/kg (poids humide) chez l'escargot turban brunneus (*Turbo bruneus*), alors que pour les crustacés, elle était de l'ordre de $96,2 \pm 1,2$ Bq/kg (poids humide) chez la crevette royale blanche (*Fenneropenaeus indicus*) (Khan et Wesley, 2011c). Musthafa et Krishnamoorthy (2012) ont pour leur part mesuré des concentrations de $113,32 \pm 7,10$ Bq/kg (poids sec) chez la moule verte (*Perna viridis*) et de $61,3 \pm 4,3$ Bq/kg (poids sec) chez la crevette blanche des Indes (*Panaeus indicus*). Ces différences sont dues au métabolisme, mais également aux habitudes alimentaires.

Plusieurs études ont démontré que l'accumulation en ^{210}Po se produit principalement par ingestion (Heyraud et Cherry, 1979; Carvalho et Fowler, 1993, 1994). Carvalho et Fowler (1994) ont étudié l'accumulation du polonium chez la crevette bouquet *Palaemon serratus* pour clarifier l'importance relative de l'eau et de la nourriture (*Artemia* sp.) comme source de polonium chez les organismes marins. Un double traceur a été utilisé pour différencier la bioaccumulation provenant directement de l'eau (^{210}Po) de celle provenant de l'alimentation (^{208}Po). L'étude démontre que le ^{210}Po retrouvé dans l'eau s'adsorbe principalement à l'exosquelette, alors qu'une faible proportion atteint les organes internes par osmorégulation.

Le polonium dissous dans l'eau n'est cependant pas la principale source de ce radionucléide dans les tissus internes des crustacés, le ^{208}Po dans les aliments marqués étant facilement absorbé et accumulé à l'intérieur des organismes. Une étude semblable réalisée chez la crevette benthique *Lysmata seticaudata* en vient aux mêmes conclusions (Carvalho et Fowler, 1993).

Le mode d'alimentation influence également l'accumulation chez les invertébrés aquatiques. Chez les mollusques, les espèces qui filtrent l'eau et s'alimentent de phytoplancton et de matières en suspension accumulent davantage de polonium que les espèces herbivores non filtratrices (Germain et collab., 1995; Carvalho et Oliveira, 2008; Alam et Mohamed, 2011; Carvalho, 2011; Desideri et collab., 2011; Khan et Wesley, 2012b). C'est le cas des moules et des palourdes, qui présentent des teneurs en ^{210}Po supérieures à celles de la patelle (*Patella aspera*), un mollusque herbivore qui broute les algues retrouvées à la surface des roches (Carvalho, 2011). Ceci s'explique, entre autres, par le fait que le ^{210}Po est incorporé dans le cytoplasme des cellules phytoplanctoniques et lié aux protéines, ce qui facilite l'assimilation de ce radionucléide. Le crabe *Charybdis lucifera*, un carnivore s'alimentant d'invertébrés et de petits poissons, accumule davantage de ^{210}Po , comparativement à l'espèce *Uca annulipes*, qui se nourrit d'algues et de matières en décomposition (Khan et collab., 2011b). Les petits céphalopodes, qui se nourrissent principalement d'euphausiacés, accumulent des teneurs moindres dans leur organisme, comparativement aux plus grands céphalopodes, qui ingèrent principalement des poissons (Khan et Wesley, 2011a). La crevette royale blanche (*Fenneropenaeus indicus*), une espèce charognard, démontre des teneurs plus élevées en polonium, comparativement aux autres crustacés (Khan et collab., 2011a 164).

En plus du mode d'alimentation, l'accumulation en ^{210}Po est influencée par l'habitat des invertébrés aquatiques (Khan et collab., 2011a). Les activités mesurées sont plus élevées dans le domaine marin océanique que dans le domaine côtier ou estuarien (tableau 12) et elles augmentent chez les espèces benthiques dont le régime alimentaire comprend plus de particules en suspension et de pelotes fécales (Cherry et Heyraud, 1981). La moule brune indienne (*Perna indica*) et l'escargot turban brunneus (*Turbo brunneus*), tous deux retrouvés dans des habitats intertidaux, accumulent des concentrations en ^{210}Po supérieures à celles des céphalopodes, retrouvés en milieu pélagique (Khan et Wesley, 2011a). Les teneurs plus élevées en ^{210}Po chez certains bivalves pourraient donc également être attribuées à leur mode de vie benthique, le contact constant avec les sédiments contaminés pouvant influencer l'accumulation de ce radionucléide par ces organismes (Shaheed et collab., 1997; Suriyanarayanan et collab., 2008; Alam et Mohamed, 2011; Musthafa et Krishnamoorthy).

Tableau 12 – Accumulation totale en ^{210}Po chez des crevettes, selon leur habitat (Cherry et Heyraud, 1981).

Habitat	^{210}Po	
	Bq/kg (poids sec)	
	Étendue	Moyenne
Côtier	20 – 300	200
Pélagique	50 – 900	300
Benthique	500 – 1 700	1 400

Différents aspects biologiques influencent la bioaccumulation du ^{210}Po chez les invertébrés aquatiques. Les mollusques de plus petite taille semblent bioaccumuler de plus fortes teneurs en polonium que ceux de plus grandes tailles (Ryan et collab., 1999; Bustamante et collab., 2002; Jia et collab., 2003; Theng et collab., 2004; Carvalho et collab., 2010; Khan et Wesley, 2012b). Theng et ses collaborateurs (2004) ont noté une relation allométrique entre les teneurs en ^{210}Po et la longueur de la coque des moules. Les concentrations moyennes étaient de $298,8 \pm 6,6$, $273,0 \pm 6,3$, $243,6 \pm 4,7$ et $166,8 \pm 5,5$ Bq/g (poids sec), pour des longueurs de coque de 2,5 cm, 3,0 cm, 3,5 cm et 4,0 cm, respectivement. Cette même tendance a été observée par Carvalho et ses collaborateurs (2010), où les teneurs dans les tissus mous sont passées de 1 065 Bq/kg (poids sec) pour les moules de longueur de 2,5 cm à 540 Bq/kg (poids sec) pour les moules de longueur de 5,0 cm, ce qui correspond à une diminution moyenne de 50 %. Une forte corrélation entre la longueur de la coque et l'accumulation totale en ^{210}Po ($R^2=0,98$) a également été observée par Ryan et ses collaborateurs (1999) chez la moule bleue *Mytilus edulis*. Dans son cas, des moules de longueur de coque de 2,7 cm ont démontré des teneurs de 468 ± 32 Bq/kg (poids sec), tandis que des moules de longueur de 7,4 cm, échantillonnées à la même date au même endroit, avaient une concentration de 169 ± 13 Bq/kg (poids sec). Des observations similaires ont été obtenues pour plusieurs autres espèces de mollusques (*Trochus radiatus*, *Turbo brunneus*, *Cellana radiata*, *Littorina undulata* et *Chlamys varia*) (Bustamante et collab., 2002; Khan et Wesley, 2012b).

Une accumulation plus marquée a également été observée chez les plus petits crustacés, telle que la crevette *Gennadas elegans* (700 Bq/kg; poids sec), dont les concentrations médianes étaient trois à quatre fois plus élevées que chez la crevette blanche *Palaemon longirostris* (200 Bq/kg; poids sec) (Cherry et Heyraud, 1981). Les auteurs attribuent cette différence à la taille des organismes, les individus plus petits accumulant de plus fortes teneurs. Heyraud et ses collaborateurs (1976) rapportent des teneurs environ trois fois plus élevées chez les euphausiides (*Meganyctiphanes norvegica*) de poids de 20 mg comparativement à ceux de 77 mg (41 Bq/kg versus 16 Bq/kg; poids sec). Étant donné les faibles teneurs mesurées dans l'exosquelette et le phénomène de mue, Fowler (2011) élimine la possibilité que ces accumulations supérieures dans les organismes de petite taille soient reliées aux différences dans les rapports surface/volume. Les différences dans les taux d'ingestion de nourriture, ainsi que dans les taux métaboliques, pourraient expliquer cette relation.

Des variations saisonnières dans l'accumulation en ^{210}Po ont été observées chez certaines espèces marines. L'accumulation chez les moules, les huîtres et les ormeaux était maximale pendant la saison hivernale et minimale pendant la saison estivale (Connan et collab., 2007). L'hiver correspond généralement, pour les moules, à la période de gamétogenèse. La période de reproduction ayant généralement lieu au printemps et à l'été, il est donc possible qu'il existe un lien entre l'accumulation de ^{210}Po en hiver et la variation physiologique associée aux cycles sexuels et biochimiques, comme cela a été rapporté pour d'autres métaux. Carvalho et ses collaborateurs (2011a) stipulent pour leur part que l'apparente fluctuation dans les concentrations de radionucléides résulte d'un changement dans leur état physiologique, le poids des moules variant en raison du stockage des graisses dans les tissus mous. La quantité de nourriture disponible et la variation des paramètres physico-chimiques de l'eau (température, salinité, pH), sont d'autres facteurs qui peuvent avoir une influence sur la bioaccumulation du ^{210}Po .

Le polonium est distribué de façon non uniforme dans les invertébrés aquatiques (Skwarzec et Falkowski, 1988; Skwarzec, 1997; Khan et Wesley, 2011a). Généralement, les concentrations dans les tissus mous sont significativement supérieures à celles mesurées dans la coquille ou l'exosquelette (Skwarzec et Falkowski, 1988; Hameed et collab., 1997; Mishra et collab., 2009), et ce, par des facteurs pouvant aller jusqu'à 130 (Fowler, 2011). L'exosquelette des crustacés accumule des teneurs en ^{210}Po plus élevées que la coquille des mollusques (Shaheed et collab., 1997). Ceci peut être attribué au fait que les coquilles des mollusques sont composées en grande partie des substances inorganiques, telles que le carbonate de calcium, tandis que l'exosquelette des crevettes est fait de substances organiques, telles que la chitine. Rappelons que le polonium a une affinité plus élevée pour la matière organique (Cherry et Heyraud, 1981).

Des teneurs particulièrement élevées sont retrouvées dans les organes du système digestif, principalement au niveau de l'hépatopancréas, qui assure à la fois des fonctions digestives que des fonctions de stockage (Fowler, 2011). Bien que cet organe ne représente qu'environ 4 % du poids total des invertébrés, Heyraud et ses collaborateurs (1976) ont démontré que 52 % du ^{210}Po accumulé dans le krill (*Meganyctiphanes norvegica*) se retrouve dans l'hépatopancréas. Ce pourcentage est de 32,3 % chez l'isopode *Saduria entomon* (Skwarzec et Falkowski, 1988), de 27 % chez la mye commune *Mya arenaria* (Skwarzec et Falkowski, 1988). De ce lot, de 22 à 60 % se retrouvait dans le cytosol des cellules de glandes digestives (Heyraud et collab., 1987; Stepnowski et Skwarzec, 2000a; Bustamante et collab., 2002). Chez l'isopode *Saduria entomon*, les autres fractions sont caractérisées par une distribution uniforme du ^{210}Po dans les mitochondries, les microsomes et les noyaux (14, 7 et 18 % respectivement; Bustamante et collab., 2002). Ces pourcentages concordent avec le taux de protéines mesuré dans chacune des parties de la cellule.

Chez les invertébrés marins, l'hépatopancréas est connu pour jouer un rôle important dans l'accumulation d'éléments stables (exemple : Ag, Cd, Cu et Zn), où il s'associe aux protéines contenant du soufre, comme la métallothionéine (Stepnowski et Skwarzec, 2000a). Il en serait de même dans le cas du polonium, où l'accumulation préférentielle dans le foie serait reliée à une affinité aux protéines comme la ferritine et la métallothionéine (Durand et collab., 1999; Kim et collab., 2005). Le ^{210}Po aurait une affinité aux protéines de poids moléculaire supérieur à 70 000, et il n'y a aucune preuve de la liaison aux protéines de faible poids moléculaire (Finger et Smith, 1987).

Les facteurs de bioconcentration dans l'hépatopancréas peuvent atteindre de 10^5 à 10^6 (Cherry et Heyraud, 1981). Ceux-ci varient selon le taux métabolique des espèces (Khan et Wesley, 2011a). L'importante accumulation au niveau des organes du système digestif renforce l'hypothèse démontrée dans les paragraphes précédents voulant que la principale porte d'entrée du polonium dans l'organisme soit par l'ingestion de nourriture contaminée.

Les concentrations accumulées dans l'hépatopancréas sont habituellement d'un à deux ordres de grandeur supérieurs comparativement à celles accumulées dans les muscles (Musthafa et Krishnamoorthy, 2012). L'accumulation au niveau des muscles est relativement faible, tout comme celle dans les gonades.

Des niveaux relativement élevés de ^{210}Po peuvent être observés dans les branchies de certaines espèces (exemple : toutenon japonais *Todarodes pacificus* et l'ormeau *Haliotis tuberculata*), ce qui pourrait indiquer une absorption et une assimilation directe du polonium retrouvé dans l'eau à la surface de cet organe (Bustamante et collab., 2002; Connan et collab., 2007; Waska et collab., 2008; Khan et collab., 2011b). L'absorption au niveau des branchies peut également être causée par une contamination de ce tissu par des résidus d'hémolymphe, qui peut agir comme un site de liaison efficace du ^{210}Po (Durand et collab., 2002). Une fois absorbé par les branchies, le polonium est redistribué dans tout l'organisme à partir du système sanguin (Waska et collab., 2008).

Des exceptions concernant la répartition de l'activité dans les divers organes de mollusques ont cependant été relevées dans des conditions environnementales particulières, avec des teneurs exceptionnellement faibles dans les organes digestifs. Ceci est le cas des environnements de type arctique (Stepnowski et Skwarzec, 2000b).

Le tableau 13 résume les études comparant l'accumulation du polonium dans différents organes des invertébrés aquatiques. On y voit que les concentrations sont largement supérieures dans l'hépatopancréas et dans les viscères, comparativement aux muscles, aux gonades et à l'exosquelette.

Tableau 13 – Exemples d’accumulation de polonium, en Bq/kg (poids humide), dans différents organes d’invertébrés aquatiques, telle que répertoriée dans la littérature.

Nom commun	Nom latin	Concentration accumulée (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
Crustacé									
Krill antarctique	<i>Euphausia superba</i>	-	159 – 311	-	-	-	244 – 318	-	Boyd et collab., 1984 cité dans Cherry et collab., 1987
		-	200 – 4 218	-	-	-	466 – 4 366	-	Cherry et collab., 1987
Krill	<i>Meganyctiphanes norvegica</i>	9,25 - 10	-	-	-	-	137 - 962	-	Heyraud et Cherry, 1979
		1,9 ± 0,1	90 ± 10	-	-	-	250 ± 19	9 ± 0,6	Heyraud et collab., 1976
Crevette	<i>Sergestes</i> sp.	7,4 ± 1,5	-	-	-	-	8 325 ± 333	-	Heyraud et Cherry, 1979
Crevette arctique	<i>Sergestes arcticus</i>	25,9 ± 1,1	-	-	-	-	5 994 – 6 290	-	
Crevette blanche des Indes	<i>Penaeus indicus</i>	119 ± 6	-	-	-	-	-	77 ± 4	Suriyanarayanan et collab., 2010
Crevette bouquet	<i>Palaemon serratus</i>	11,1 ± 0,7	-	-	-	-	3 404 ± 111	-	Heyraud et Cherry, 1979
		1 ± 0,4	18 ± 6	-	-	-	53 ± 13	3 ± 1,5	Carvalho et Fowler, 1994
		181,3 ± 7,4	-	-	-	-	-	89,4 ± 5,2	Suriyanarayanan et collab., 2008
Crevette grise	<i>Crangon crangon</i>	0,4 – 4,1	-	-	-	-	177 – 1 426	-	Swift et collab., 1994
Crevette monégasque	<i>Lysmata seticaudata</i>	4,0 ± 0,7	-	-	-	-	2 664 ± 74	-	Heyraud et Cherry, 1979

Nom commun	Nom latin	Concentration accumulée (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
« Indian freshwater prawn »*	<i>Macrobranchium malcolmsonii</i>	-	-	12,13 – 19,10	-	-	-	8,63 – 11,21	Shaheed et collab., 1997
		20,4 ± 2,3	-	-	-	-	-	16,6 ± 3,1	Hameed et collab., 1997
Sivade blanc	<i>Pasiphaea sivado</i>	4,8 – 5,2	-	-	-	-	444 – 1 776	-	Heyraud et Cherry, 1979
Isopode	<i>Saduria entomon</i>	17,8 ± 0,7	66,0 ± 2,3	-	5,8 ± 0,7	-	230,6 ± 4,2	0,14 ± 0,01	Stepnowski et Skwarzec, 1999
		4,1 ± 0,5	12,1 ± 3,0	-	7,4 ± 0,6	9,3 ± 0,7	188,6 ± 3,2	-	Skwarzec et Falkowski, 1988
		52,4 ± 2,0	353,6 ± 12,5	-	12,1 ± 1,4	-	543,5 ± 9,9	0,6 ± 0,1	Stepnowski et Skwarzec, 2000a
Amphipode	<i>Eurythenes gryllus</i>	19,6	-	-	-	37,6	-	7,6	Woodhead et Pentreath, 1983, cité dans Charmasson et collab., 1998
Crabe bleu	<i>Portunus pelagicus</i>	265 ± 9	-	-	-	-	-	55 ± 2	Suriyanarayanan et collab., 2010
		13,5 ± 5,2	178,4 ± 4,2	-	-	81,1 ± 7,1	926,5 ± 16,3	18,1 ± 2,9	Khan et collab., 2011b
Crabe fantôme	<i>Ocyroide sp.</i>	324 ± 12	-	-	-	-	-	90 ± 1	Suriyanarayanan et collab., 2010
Crabe portunidé	<i>Charybdis natator</i>	68,6 ± 8,1	172,4 ± 6,4	-	-	99,8 ± 9,6	896,2 ± 10,4	30,6 ± 9,2	Khan et Wesley, 2011a
		21,6 ± 8,1	172,4 ± 6,4	-	-	99,8 ± 9,6	896,2 ± 10,4	30,6 ± 9,2	Khan et collab., 2011b
Crabe vert	<i>Carcinus maenas</i>	22,2 ± 3,3	-	-	-	-	703 ± 37	-	Heyraud et Cherry, 1979
« Banded-legged swimming crab »*	<i>Charybdis annulata</i>	14,2 ± 2,9	131,8 ± 7,7	-	-	75,6 ± 20,1	982 ± 9,6	24,2 ± 11,4	Khan et collab., 2011b

Nom commun	Nom latin	Concentration accumulée (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
« Bintang three-spot crab »*	<i>Charybdis lucifera</i>	60,4 ± 4,2	189,4 ± 3,2	-	-	74,2 ± 6,1	1877 ± 12,3	20,1 ± 4,9	Khan et Wesley, 2011a
		18,9 ± 4,2	189,4 ± 3,2	-	-	74,15 ± 6,1	1877 ± 12,3	10,5 ± 4,9	
« Christian crab »*	<i>Charybdis feriatus</i>	16,5 ± 5,2	175,8 ± 6,5	-	-	66,9 ± 5,5	745,5 ± 15,9	24,6 ± 3,7	Khan et collab., 2011b
« Common box crab »*	<i>Calappa lophos</i>	9,9 ± 1,9	98,8 ± 6,7	-	-	65,6 ± 10,1	82 ± 6,6	14,2 ± 1,4	
« Porcelain fiddler crab »*	<i>Uca annulipes</i>	7,5 ± 1,7	41,4 ± 3,9	-	-	22,8 ± 3,4	96,2 ± 6,4	9,9 ± 2,4	
« Red egg crab »*	<i>Atergatis integerrimus</i>	36,8 ± 2,9	131,8 ± 7,7	-	-	75,6 ± 20,1	982 ± 9,6	24,3 ± 11,4	Khan et Wesley, 2011a
		12,6 ± 4,1	192,4 ± 3,4	-	-	79,8 ± 6,6	596,2 ± 20,4	20,5 ± 3,2	Khan et collab., 2011b
« Three spot swimming crab »*	<i>Portunus sanguinolentus</i>	54,7 ± 4,7	177,4 ± 3,2	-	-	92,9 ± 6,4	1045,5 ± 16,4	29,9 ± 8,4	Khan et Wesley, 2011a
		149,6 ± 5,1	-	-	-	-	-	49,2 ± 2,9	Suriyanarayanan et collab., 2008
		300 ± 4	-	-	-	-	-	96 ± 2	Suriyanarayanan et collab., 2010
		17,1 ± 4,7	177,4 ± 3,2	-	-	92,86 ± 6,4	1045,5 ± 16,4	29,9 ± 8,4	Khan et collab., 2011b
« Yellow moon crab »*	<i>Matuta lunaris</i>	10,2 ± 6,2	112,8 ± 4,5	-	-	72,9 ± 5,9	325,5 ± 10,9	14,6 ± 1,7	Khan et collab., 2011b
Crabe	<i>Barytelphusa jaguementii</i>	13,1 ± 1,4	-	-	-	-	-	11,5 ± 1,1	Hameed et collab., 1997
Mollusque									
Moule bleue	<i>Mytilus edulis</i>	-	-	10,6 – 11,7	-	-	-	4,1 – 4,7	Skwarzec et Falkowski, 1988
Moule brune indienne	<i>Perna indica</i>	54,7 ± 4,7	177,4 ± 3,2	-	62,5 ± 6,4	32,8 ± 6,4	1 065,5 ± 16,4	61,9 ± 8,4	Khan et Wesley, 2012b
Moule d'eau douce indienne	<i>Lamellidens marginalis</i>	-	-	57,42 – 105,78	-	-	-	4,09 – 4,50	Shaheed et collab., 1997
		-	-	53,3 ± 6,4	-	-	-	1,2 ± 0,2	Hameed et collab., 1997

Nom commun	Nom latin	Concentration accumulée (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
« Foolish mussel »*	<i>Mytilus trossulus</i>	2,5 ± 0,4	-	-	-	13,8 ± 0,6	133,3 ± 14	0,8 ± 0,1	Stepnowski et Skwarzec, 1999
		56,5 ± 8,4	-	-	-	232 ± 10	1 026 ± 107	0,9 ± 0,1	Stepnowski et Skwarzec, 2000b
		4,9 ± 0,3	-	-	-	29,2 ± 4,1	87,0 ± 17,0	0,4 ± 0,1	
Mye commune	<i>Mya arenaria</i>	3,3 ± 0,8	17,3 ± 2,4	10,0 ± 0,7	4,0 ± 0,6	12,9 ± 0,9	33,2 ± 1,2	1,6 ± 0,4	Skwarzec et Falkowski, 1988
Troque	<i>Batillus cornutus</i>	32,8 ± 2,6	220 ± 18	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Pétoncle japonais	<i>Patinopecten yessoensis</i>	3,5 ± 0,2	-	-	16,9 ± 1,4	14,6 ± 0,9	479 ± 27	-	
Arche inéquivalve	<i>Scapharca inaequivalvis</i>	225 ± 12	-	-	-	-	-	4 ± 1	Suriyanarayanan et collab., 2010
		-	-	305,4 ± 9,6	-	-	-	3,9 ± 0,4	Suriyanarayanan et collab., 2008
Circe mouchetée	<i>Gafrarium dispar</i>	415 ± 23	-	-	-	-	-	3 ± 1	Suriyanarayanan et collab., 2010
Astarte boréal	<i>Astarte borealis</i>	-	-	13,7 ± 1,0	-	-	-	6,1 ± 0,5	
Coque glauque	<i>Cardium glaucum</i>	-	-	23,7 ± 1,0	-	-	-	3,5 ± 0,2	Skwarzec et Falkowski, 1988
Telline de la Baltique	<i>Macoma balthica</i>	-	-	23,3 - 50	-	-	-	9,7 - 17,8	
Pétoncle d'Islande	<i>Chlamys islandicus</i>	89,1 ± 6,7	-	82,5 ± 6,7	-	117,6 ± 13,5	22,7 ± 1,7	Nd	Stepnowski et Skwarzec, 2000b
Anodonte des cygnes	<i>Anodonta cygnea</i>	6,0 ± 0,2	-	19,3 ± 1,6	-	7,0 ± 0,5	61,8 ± 2,0	0,1 ± 0,004	
Escargot turban brunneus	<i>Turbo bruneus</i>	36,6 ± 8,1	172,4 ± 6,4	-	-	29,8 ± 2,6	562,1 ± 10,4	30,6 ± 9,2	Khan et Wesley, 2012b
Patelle à rayons	<i>Cellana radiata</i>	22,3 ± 5,2	175,8 ± 6,5	-	-	16,9 ± 1,5	754,5 ± 15,9	14,6 ± 3,7	
Huître creuse	<i>Crassostrea gigas</i>	68,5 - 52,8	-	-	48,6 - 49,4	266,6 - 386,3	731,6 - 978,3	2,2 - 4,2	Connan et collab., 2007
		2,3 - 3,5	-	-	109,1 - 155,4	111,7 - 116,8	121,3 - 195,5	7,2 - 7,3	
Ormeau	<i>Haliotis tuberculata</i>	11 ± 2	-	-	-	-	-	3 ± 1	Suriyanarayanan et collab., 2010
Strombe isabelle	<i>Strombus canarium</i>	132 ± 16	-	-	-	-	-	4 ± 1	
Tonne tachetée	<i>Tonna dolium</i>								

Nom commun	Nom latin	Concentration accumulée (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
Calmar commun	<i>Loligo vulgaris</i>	1,9 – 24,4	-	-	-	-	137 – 3 367	-	Heyraud et Cherry, 1979
Calmar indien	<i>Loligo duvauceli</i>	-	56,2 ± 4,2	8,6 ± 2,3	6,9 – 7,8	24,2 ± 3,4	201,2 ± 16,9	3,6 ± 0,9	Khan et Wesley, 2011b
		10,5 ± 2,3	96,2 ± 4,2	-	7,9 – 14,8	47,2 ± 3,4	438,9 ± 16,9	31,2 ± 5,6	Khan et Wesley, 2011a
Élédone commune	<i>Eledone aldrovandii</i>	7,8 ± 0,7	-	-	-	-	481 ± 37	-	Heyraud et Cherry, 1979
Pieuvre commune	<i>Octopus vulgaris</i>	4,1 – 8,5	-	-	-	-	814 – 851	-	
Seiche dorée	<i>Sepia elliptica</i>	45 ± 2	-	-	-	-	-	31 ± 2	Suriyanarayanan et collab., 2010
Sépia inerme	<i>Sepiella inermis</i>	-	26,3 ± 1,6	2,2 ± 0,45	3,2 – 4,2	56,3 ± 5,4	181,6 ± 12,7	2,4 ± 0,86	Khan et Wesley, 2011b
Seiche commune	<i>Sepia officinalis</i>	2,2 – 4,8	-	-	-	-	1 628 – 2 331	-	Heyraud et Cherry, 1979
Seiche des pharaons	<i>Sepia pharaonis</i>	1,2 ± 0,4	11,3 ± 1,6	-	3,8 – 5,2	86,3 ± 9,2	300,6 ± 11,6	2,6 ± 0,8	Khan et Wesley, 2011a
Toutenon japonais	<i>Todarodes pacificus</i>	5,7 ± 1,3	-	-	-	208 ± 70	1 208 ± 269	-	Waska et collab., 2008
		0,7 – 2,5	-	-	-	40 – 208	604 – 1267	-	Waska et collab., 2013
« Apple snail »*	<i>Pila virens</i>	-	-	32,51 – 46,17	-	-	-	3,89 – 3,95	Shaheed et collab., 1997
« Backwater clam »*	<i>Meretrix casta</i>	-	-	596,6 ± 23,4	-	-	-	4,2 ± 0,6	Suriyanarayanan et collab., 2008
« Blacklip abalone »*	<i>Haliotis rubra</i>	-	-	-	-	7,6 ± 2,2	34,2 ± 6,7	-	Hyne et collab., 1992
« Finely-striate Buccinum »*	<i>Buccinum striatissimum</i>	0,5 ± 0,1	13,4 ± 1,4	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
« Periwinkle »*	<i>Littorina undulata</i>	16,8 ± 2,9	131,8 ± 7,7	-	-	15,6 ± 2,1	482 ± 9,6	14,2 ± 11,4	
« Radiate top shell »*	<i>Trochus radiatus</i>	28,4 ± 4,2	189,4 ± 3,2	-	-	24,1 ± 3,1	877 ± 12,3	20,05 ± 4,9	Khan et Wesley, 2012b

Nom commun	Nom latin	Concentration accumulée (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
« Wrinkled neptune »*	<i>Neptunea polycostata</i>	18,9 ± 1,4	65,5 ± 5,2	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994

Italique : Valeurs présentées en poids sec

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

DOCUMENT DE TRAVAIL

Ces résultats indiquent que le polonium se bioaccumule facilement dans les invertébrés aquatiques. Les facteurs de bioconcentration répertoriés chez différentes espèces ou groupes ne laissent aucun doute sur l'accumulation du polonium par les invertébrés aquatiques, les FBC répertoriés variant entre 2×10^3 et $2,4 \times 10^5$ (tableau 14).

Tableau 14 – Facteurs de bioconcentration (FBC) recueillis dans la littérature pour différentes espèces d'invertébrés aquatiques.

Espèce	FBC	Référence	
Copépode <i>Anomalocera patersoni</i>	$2 - 17 \times 10^4$	Heyraud et Cherry, 1983	
Copépode <i>Calanus sinicus</i>	2×10^4	Suh et collab., 1995, cité dans Fowler, 2011	
Copépode <i>Paracalanus indicus</i>	4×10^4		
Copépode <i>Labidocera bipinnata</i>	$2,4 \times 10^5$	Hosseini et collab., 2012	
Zooplancton	7×10^4		
	$2,7 \times 10^4$		
	$3,2 \times 10^4$		
	$5,0 \times 10^4$	Heyraud et Cherry, 1979	
Macrozooplancton	$1,8 \times 10^4$	Skwarzec et Bojanowski, 1988	
Mésozooplancton	$4,2 \times 10^4$		
Crustacés	5×10^4	IAEA, 1994, cité dans Saito et collab., 2003	
	2×10^4	Fesenko et collab., 2010	
Krill (<i>Meganyctiphanes norvegica</i>)	$8,0 \times 10^3$	Heyraud et Cherry, 1979	
Crevette <i>Sergestes</i> sp.	$1,5 \times 10^5$		
Sivade blanc (<i>Pasiphaea sivado</i>)	$1,0 \times 10^4$		
Crevette monégasque (<i>Lysmata seticaudata</i>)	$7,0 \times 10^4$		
Crevette bouquet (<i>Palaemon serratus</i>)	$5,0 \times 10^4$		
Calmar commun (<i>Loligo vulgaris</i>)	$3,0 \times 10^4$		
Pieuvre commune (<i>Octopus vulgaris</i>)	$9,0 \times 10^3$		
Pieuvre blanche (<i>Eledone aldrovandi</i>)	$1,0 \times 10^4$		
Seiche commune (<i>Sepia officinalis</i>)	$3,0 \times 10^4$		
Crabe vert (<i>Carcinus maenas</i>)	$2,0 \times 10^4$		
Crustacés benthiques	5×10^3		Skwarzec et Falkowski, 1988
Mollusques et crustacés	2×10^4		Thompson et collab., 1972, cité dans Mahon, 1982
	6×10^4		Fesenko et collab., 2010
Mollusques	1×10^4		IAEA, 1994, cité dans Saito et collab., 2003
Gastéropode <i>Stomatella auricular</i>	$(4,8 - 7,2) \times 10^3$	Uddin et Bebbehani, 2014	
Gastéropode <i>Cerithium scabridum</i>	$(15,3 - 23,2) \times 10^3$		
Bivalve <i>Marica marmorata</i>	$(76,5 - 115) \times 10^3$		
Bivalve <i>Circe intermedia</i>	$(21,7 - 24,3) \times 10^3$		

Espèce	FBC	Référence
Bivalve <i>Marcia opima</i>	$(14,7 - 15,9) \times 10^3$	Uddin et Bebbehani, 2014
Bivalve <i>Fulvia fragile</i>	$(16,1 - 17,5) \times 10^3$	
Bivalves	3×10^3	Skwarzec et Falkowski, 1988
Bivalves (tissus mous)	7×10^3	
Bivalves (coquille)	2×10^3	
Polychètes	7×10^3	
Priapulides	$7,5 \times 10^3$	

Précisons que des études sur la bioaccumulation du polonium chez des espèces vivant dans des événements hydrothermaux et dans des zones abyssales ont également été réalisées (Cherry et collab., 1992; Carvalho, 2011). Ces études n'ont pas été résumées dans cette revue de littérature, car cet environnement unique n'est pas représentatif de l'environnement nordique québécois.

6.2. Toxicité

Godoy et ses collaborateurs (2008) n'ont pas observé d'effet sur la fréquence de micronucléi, ni de bris à l'ADN, chez la moule africaine *Perna perna* ayant accumulée entre 54 et 460 Bq/kg (poids sec) de ^{210}Po .

7. POISSONS

7.1. Bioaccumulation

La bioaccumulation du polonium dans les poissons varie en fonction de l'habitat, des habitudes alimentaires et de l'espèce (Mishra et collab., 2009; Luna Porres et collab., 2012). Les poissons pélagiques, comme le maquereau, peuvent contenir environ cinq fois plus de ^{210}Po que les espèces benthiques, telle que la plie (El Samad et collab., 2010; Desideri et collab., 2011).

Tout comme dans le cas des invertébrés aquatiques, les poissons de niveaux trophiques supérieurs ont tendance à accumuler des teneurs en polonium inférieures comparativement aux espèces planctivores (Carvalho et Oliveira, 2008; Suriyanarayanan et collab., 2010; Akozcan et Ugur, 2013; Meli et collab., 2013b). En effet, les poissons planctivores accumulent davantage que les poissons herbivores, omnivores ou détritivores (Lazorenko et collab., 2002; Carvalho et collab., 2011c; Catal et collab., 2012)}. Par exemple, Khan et Wesley (2011c) rapportent, chez des poissons pêchés près de Kudankulam en Inde, des teneurs en ^{210}Po de $16,4 \pm 1,5$ à $92,3 \pm 5,6$ Bq/kg chez des planctivores, de $4,8 \pm 0,12$ Bq/kg chez des herbivores, de $1,2 \pm 0,4$ à $11,6 \pm 2,4$ Bq/kg chez des carnivores pélagiques et de $12,9 \pm 1,2$ à $36,1 \pm 1,9$ Bq/kg chez des carnivores benthiques. Les teneurs plus élevées dans les poissons planctivores peuvent s'expliquer par les concentrations plus élevées dans l'eau de surface, qui représente habituellement l'habitat des planctivores, ainsi que dans les organismes qu'ils ingèrent (cf. section 3.1). Les concentrations dans les carnivores varient pour leur part en fonction de leur habitat, les carnivores benthiques, en contact avec les sédiments dont le polonium est disponible, démontrant des teneurs supérieures en polonium que les carnivores pélagiques (Shaheed et collab., 1997; Khan et collab., 2011a).

En plus de son mode d'alimentation et de son habitat, la taille des poissons influence la prise en charge du polonium (Cherry et collab., 1994; Dahlgard, 1996 122; Strok et Smodis, 2011; Akozcan et Ugur, 2013). Plus gros est le poisson, plus faibles les teneurs accumulées en polonium sont. Cela serait dû au métabolisme plus lent des poissons de plus grandes tailles. Par exemple, Akozcan et Ugur (2013) ont mesuré de fortes teneurs dans les muscles de la sardine *Sardina plichardus* (91,3 Bq/kg; poids frais) et du rouget *Mullus barbatus* (60 Bq/kg; poids frais), des poissons de petite taille, comparativement à d'autres espèces de plus grandes tailles comme la dorade royale *Sparus aurata* (teneur non détectée dans le muscle).

La physiologie des poissons influence également l'accumulation en polonium. Lorsque l'on compare les teneurs accumulées dans les poissons osseux téléostéens avec celles des éla-smobran-ches cartilagineux de différents régimes alimentaires et profondeurs océaniques, les concentrations en ^{210}Po dans les tissus des éla-smobran-ches sont généralement inférieures celles des téléostéens (Fowler, 2011). Pentreath et ses collaborateurs (1979) rapportent d'ailleurs des teneurs en polonium environ dix fois inférieures dans les téléostéens par rapport aux éla-smobran-ches. Cherry et ses collaborateurs (1994) mentionnent pour leur part que la concentration en ^{210}Po accumulée dans les poissons est dépendante de sa teneur en muscles rouges.

Le polonium est distribué de manière non uniforme à l'intérieur du poisson. Chez la faune ichthyenne, le ^{210}Po s'accumule à un degré élevé dans certains organes du système digestif (foie, caecum pylorique, intestin et estomac), alors que les concentrations retrouvées dans les muscles et les os sont généralement faibles (Carvalho, 1988; Skwarzec, 1997; Connan et collab., 2007; Pereira et collab., 2008; Fowler, 2011; Musthafa et Krishnamoorthy, 2012; Skwarzec et collab., 2012). Par exemple, les concentrations dans la sardine sont de 28 000 Bq/kg (poids frais) dans l'intestin, de 2 150 Bq/kg (poids frais) dans le foie, de 275 Bq/kg (poids frais) dans les gonades et de 66 Bq/kg dans les muscles (Carvalho et Oliveira, 2008). Bien qu'inférieures à celles des organes du système digestif, des accumulations significatives peuvent également être observées dans les branchies, ce qui pourrait indiquer une absorption et une assimilation directe du polonium retrouvé dans l'eau à la surface de cet organe (Skwarzec, 1988, Hameed et collab., 2004).

Le tableau 15 résume les études comparant l'accumulation du polonium dans différents organes des poissons, en fonction de leur habitat et de leur alimentation. On y voit que les teneurs sont supérieures dans les organes du système digestif, comparativement à celles dans les muscles.

L'accumulation supérieure dans les organes du système digestif démontre encore une fois, comme cela a été démontré dans le cas des invertébrés aquatiques, l'importance de l'alimentation dans l'accumulation du polonium à l'intérieur des organismes aquatiques (Cherry et collab., 1989; Skwarzec, 1997; Raja et Hameed, 2010). Carvalho et Fowler (1994) l'ont également démontré en étudiant l'accumulation du polonium chez la perche de mer (*Serranus scriba*) en utilisant un double traceur pour différencier la bioaccumulation provenant de l'eau de mer (^{210}Po) de celle provenant de la nourriture (^{208}Po). Dans cette étude, le ^{210}Po dissous dans l'eau de mer n'a pas directement contribué à l'accumulation en polonium dans les organes internes des poissons exposés. Presque tout le polonium retrouvé à l'intérieur des organismes provenait de l'assimilation de la nourriture marquée au ^{208}Po . Carvalho et Fowler (1994) rapportent un pourcentage d'assimilation de 5 % chez la perche de mer, alors que (Mathews et Fisher, 2008) rapporte un pourcentage de 25 à 41 % chez le choquemort (*Fundulus heteroclitus*), une espèce planctivore, et de 9 à 21 % chez le bar rayé (*Morone saxatilis*), une espèce carnivore.

Afin de déterminer le comportement du polonium une fois dans l'organisme, Durand et ses collaborateurs (1999) ont étudié la distribution subcellulaire du ^{210}Po dans le foie du maquereau commun (*Scomber scombrus*). Environ 80 % du ^{210}Po était localisé dans la fraction cytosolique soluble. De cette fraction, 30 % était lié à la ferritine et 28 % à la métallothionéine de bas poids moléculaire. De plus, le ^{210}Pb , le grand-parent radioactif du ^{210}Po , était pratiquement absent du cytosol, ce qui suggère que la plupart du ^{210}Po accumulé est pris en charge et explique les ratios très élevés $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ relevés dans le foie des poissons par rapport à ceux de leurs proies.

Tableau 15 – Accumulation de polonium, en Bq/kg (poids humide), dans différents organes de poissons, telle que répertoriée dans la littérature.

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Abadèche	<i>Genypterus brasiliensis</i>	Carnivore benthique	2,0 ± 0,9 (n=10)	-	249,2 ± 126,7 (n=10)	147,0 ± 72,1 (n=10)	24,4 ± 12,0 (n=10)	-	-	Marsico et collab., 2014
Abadèche rose	<i>Genypterus blacodes</i>		0,03 ± 0,01 (n=6)	-	-	-	-	-	-	Colangelo et collab., 1994
Acoupa blanc	<i>Cynoscion leiarchus</i>		3,01	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Acoupa doré	<i>Cynoscion microlepodotus</i>		1,56	-	-	-	-	-	-	
Acoupa doré	<i>Cynoscion microlepidotus</i>		6,4 ± 1 (n=10)	-	5539,8 ± 832,6 (n=10)	373,4 ± 225,2 (n=10)	106,3 ± 110,7 (n=10)	-	-	Marsico et collab., 2014
Acoupa rouge	<i>Cynoscion acoupa</i>	2,15	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003	
Aiguillat	<i>Squalus fernandinus</i>	Carnivore bathypélagique	0,10 ± 0,02 (n=5)	-	-	-	-	-	-	Colangelo et collab., 1994
Aiguille crocodile	<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i>	Carnivore pélagique	7,6 ± 0,4	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Aileron argenté	<i>Pampus argenteus</i>	Carnivore benthique	0,089 ± 0,005	-	-	-	-	-	-	Uddin et collab., 2012
Albula	<i>Albula vulpes</i>	Planctivore pélagique	28 ± 5	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Alépocéphale de Baird	<i>Alepocephalus bairdii</i>	Carnivore bathypélagique	2,6 ± 0,2 (n=3)	66 ± 3 (n=3)	-	90 ± 14 (n=3)	-	-	109 ± 8 (n=3)	Carvalho, 2011
Alice taches d'or	<i>Coilia dussumieri</i>	Planctivore pélagique	1,71 ± 0,13	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009
Allache	<i>Sardinella aurita</i>		10 ± 1	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Alose	<i>Alosa fallax</i>		45,2 ± 6,1	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			46,7 ± 1,0 (n=27)	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
Alose hilsa	<i>Tenualosa ilisha</i>	Planctivore pélagique	16,4 ± 1,5	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			32,5 ± 6,6 (n=16)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Alose-écaille indienne	<i>Pellona ditchela</i>	Carnivore pélagique	1,5 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			45,6 ± 7,2 (n=14)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Anabas	<i>Anabas testudineus</i>	Omnivore benthique	0,36 – 0,8 (n=2)	-	-	-	-	-	-	Giri et collab., 2012
			27,5 ± 11,7	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011
Anchois commun	<i>Engraulis encrasicolus</i>		35,0 ± 1,4	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
			249 ± 8,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			147 – 281 (n=53)	-	-	-	-	-	-	Akozcan, 2013
Anchois de l'Afrique australe	<i>Engraulis capensis</i>		110 – 203	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994	
Anchois gras	<i>Anchoviella lepidentostole</i>		2,73	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003	
Anchois indien	<i>Stolephorus indicus</i>		46,8 ± 4,5 (n=17)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Anchois-moustache Sardelle	<i>Thryssa mystax</i>	Planctivore pélagique	92,3 ± 5,6	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Anguille d'Europe	<i>Anguilla anguilla</i>		1,03 ± 0,03	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Anguille égorgée de Gray	<i>Synaphobranchus kaupi</i>		0,47 ± 0,02 (n=2)	5,31 ± 0,31 (n=2)	-	4,45 ± 0,67 (n=2)	-	-	2,49 ± 0,10 (n=2)	Carvalho, 2011
Anguille plate	<i>Ablennes hians</i>	Carnivore benthique	8,9 ± 3,3 (n=12)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Anoli	<i>Saurida sp.</i>		17	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001
Anoli tumbil	<i>Saurida tumbil</i>		36,1 ± 1,9	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Arenque	<i>Opisthonema oglinum</i>	Planctivore pélagique	11 ± 2	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
			7,76	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Arnoglosse de Méditerranée	<i>Arnoglossus laterna</i>	Carnivore benthique	1,2 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011
Athérine du Cap	<i>Atherina breviceps</i>	Planctivore pélagique	7,5 ± 1,7	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Bacciulosella	<i>Coryphoblennius galerita</i>	Omnivore benthique	2,8 ± 0,1 (n=5)	16,7 ± 0,5 (n=5)	64 ± 2 (n=5)	91 ± 3 (n=5)	-	-	51 ± 1 (n=5)	Carvalho, 2011
Badèche peigne	<i>Mycteroperca rubra</i>	Carnivore benthique	0,15	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Bagre jaune	<i>Mystus vittatus</i>	Omnivore benthique	2,81 – 4,17	2,15 – 3,63	-	-	-	-	-	Shaheed et collab., 1997
Balai japonais	<i>Hippoglossoides dubius</i>		5,8 – 14,4	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Bar commun	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Carnivore benthique	0,10 ± 0,02	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
			7,00 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			3,0 ± 0,3 (n=48)	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
Barbeau commun	<i>Barbus barbus</i>	Omnivore benthopélagique	0,10 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
Barbillon blanc	<i>Galeichthys feliceps</i>	Carnivore benthique	3,5 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Barbotte	<i>Ictalurus sp.</i>	Planctivore benthique	0,96 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Barbure à quatre doigts	<i>Eleutheronema tetradactylum</i>	Carnivore pélagique	116 ± 7 (n=10)	62 ± 4 (n=10)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
Barbure à tâche noire	<i>Polydactylus sextarius</i>	Omnivore benthique	3,40 ± 0,11	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009
Barracuda	<i>Sphyraena barracuda</i>	Carnivore pélagique	44 ± 1 (n=10)	40 ± 3 (n=10)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
			0,05 – 0,07	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
			1,96 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			2,9 ± 1,4 (n=14)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Barramundi	<i>Lates calcarifer</i>		15,2 ± 3,3 (n=15)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Bec de cane à long museau	<i>Lethrinus olivaceus</i>		3,9 ± 1,8 (n=12)	-	-	-	-	-	-	
Bécune	<i>Sphyraena viridensis</i>		43,3 ± 7,2	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Bécune guachanche	<i>Sphyaena guaguancha</i>	Carnivore pélagique	5 ± 1	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
			2,54	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Blanche cendrée	<i>Gerres cinereus</i>	Planctivore pélagique	6 ± 1	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Blanche gros yaya	<i>Diapterus rhombeus</i>		4,26	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Blennie trigloïde	<i>Blennius trigloides</i>	Omnivore benthique	1,5 ± 0,1 (n=5)	5,9 ± 0,2 (n=5)	61 ± 2 (n=5)	35,9 ± 0,9 (n=5)	-	-	35,4 ± 1,7 (n=5)	Carvalho, 2011
			2,3 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011
Bogue	<i>Boops boops</i>		41,2 ± 3,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			12,5 ± 1,3 (n=72)	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
			2,41 ± 0,09 (n=1)	18,2 ± 1 (n=1)	9,86 ± 0,3 (n=1)	255 ± 9 (n=1)	-	-	-	Carvalho, 2011
Bogueravelle	<i>Pagellus bogaraveo</i>	Omnivore benthopélagique	2,41 ± 0,09 (n=1)	18,2 ± 1 (n=1)	9,86 ± 0,3 (n=1)	255 ± 9 (n=1)	-	-	-	Carvalho, 2011
Bonite à dos rayé	<i>Sarda sarda</i>		n.d.	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Bonite à ventre rayé	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Carnivore pélagique	1,76 (n=6)	-	-	-	-	-	-	Ruelas-Inzunza et collab., 2012
Bourrugue de crique	<i>Menticirrhus americanus</i>	Omnivore benthique	3,68	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Brème de mer	<i>Vimba vimba</i>	Planctivore benthopélagique	1,8 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011
Brochet	<i>Pike sp.</i>	Carnivore pélagique	0,28	-	-	-	-	-	-	Holtzman (1969), cité dans Shaheed et collab., 1997

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Bq/kg (poids humide)							Référence
			Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	
Caloueri	<i>Priacanthus blochii</i>	Carnivore pélagique	6,3 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			17,9 ± 5,4 (n=20)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Capelan de Méditerranée	<i>Trisopterus minutus</i>	Carnivore benthopélagique	1,6 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011
Carangue	<i>Caranx</i> sp.		38 ± 5	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
			32,26	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001
Carangue à plumes	<i>Alectis indicus</i>	Carnivore pélagique	47,2 ± 2,2	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			12,8 ± 2,4 (n=15)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Carangue monique	<i>Carangoides malabaricus</i>		7,6 ± 2,2 (n=19)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Carangue plate	<i>Oligoplites saurus</i>		1,32	-	-	-	-	-	-	
Carangue à slime	<i>Chaetodipterus faber</i>		2,45	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Carpe argentée	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>		3,19 ± 1,2 (n=5)	-	-	-	-	-	-	Giri et collab., 2010
Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>	Planctivore benthopélagique	0,61 – 0,97	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
			-	-	-	0,7 – 1,13 (n=24)	-	-	-	Luna-Porres et collab., 2014
Carpe herbivore	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Herbivore benthopélagique	0,41 – 1,63 (n=2)	-	-	-	-	-	-	Giri et collab., 2012

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Catarousse	<i>Scyliorhinus canicula</i>	Carnivore benthique	0,94 ± 0,04 (n=2)	6,3 ± 0,30 (n=2)	19 ± 1 (n=2)	5,36 ± 0,42 (n=2)	-	-	4,5 ± 0,2 (n=2)	Carvalho, 2011
			0,82 ± 0,02 (n=5)	-	-	-	-	-	-	-
Chadine	<i>Etrumeus teres</i>	Carnivore pélagique	29,8 ± 12,5 (n=15)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Chanos	<i>Chanos chanos</i>	Planctivore benthopélagique	30,5 ± 9,2 (n=12)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Chevesne	<i>Leuciscus cephalus</i>	Omnivore benthopélagique	0,069 – 0,11	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
Chinchard	<i>Trachurus trachurus</i>	Carnivore pélagique	36 ± 2	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
			2,36 ± 0,05 (n=14)	-	-	-	-	-	-	Carvalho et collab., 2011c
			1,8 ± 1,0	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011
		30,2 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
		18,6 ± 2,0 (n=90)	-	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
		20 – 48 (n=34)	-	-	-	-	-	-	-	Akozcan, 2013
		8,8 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Chinchard bleu	<i>Trachurus picturatus</i>		2,9 ± 0,3 (n=4)	43 ± 5 (n=4)	-	615 ± 58 (n=4)	-	-	56 ± 3 (n=4)	Carvalho, 2011
Chinchard jaune	<i>Caranx rhonchus</i>		0,06 - 0,13	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Cisque	<i>Drepane punctata</i>		3,8 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence	
			Bq/kg (poids humide)								
Cohana japonaise	<i>Nemipterus japonicus</i>	Carnivore pélagique	5,8 ± 3,3 (n=10)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Comète maquereau	<i>Decapterus macarellus</i>		3,2 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c	
Compère corotuche	<i>Sphoeroides testudineus</i>	Planctivore pélagique	1,85	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003	
Corbine longnez	<i>Johnius macrorhynchus</i>	Omnivore benthopélagique	0,18 ± 0,02	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009	
Courbine grise	<i>Pennahia anea</i>		11,5 ± 5,8 (n=15)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Crossie chucumite	<i>Centropomus parallelus</i>		0,87	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003	
Daurade	<i>Sparus</i> sp.		3,1 ± 0,6 (n=4)	7,5 ± 1,0 (n=4)	125,2 ± 8,0 (n=4)	101,8 ± 6,9 (n=4)	15,1 ± 1,6 (n=4)	7,2 ± 0,9 (n=4)	-	Connan et collab., 2007	
			0,13 ± 0,04	-	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
			0,14 – 0,44 (n=6)	-	-	0,81 – 2,50 (n=3)	-	-	-	-	Luna Porres et collab., 2012
			10,0 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Daurade royale	<i>Sparus aurata</i>		n.d. (n=48)	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013	
			nd – 8 (n=13)	-	-	-	-	-	-	-	Akozcan, 2013
			0,22 – 21,51	-	-	-	-	-	-	-	El Samad et collab., 2010
Demi-bec	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Omnivore pélagique	1,56	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003	
Denté du Maroc	<i>Dentex maroccanus</i>	Carnivore pélagique	0,40 ± 0,005	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Bq/kg (poids humide)							Référence
			Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	
Denti	<i>Dentex dentex</i>	Carnivore pélagique	<i>n.d.</i>	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Dorade grise	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Omnivore benthopélagique	12,4 ± 6,3 (n=8)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Empereur lentille	<i>Lethrinus lentjan</i>	Carnivore pélagique	3,42 ± 0,4	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			3,6 ± 0,9 (n=12)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Espadon	<i>Xiphias gladius</i>		5,9 ± 5,2	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011
Ethmalose	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	Planctivore pélagique	32,1 ± 2,4	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Étincelle	<i>Electrona rissoi</i>	Planctivore bathypélagique	63 ± 2 (n=4)	895 ± 34 (n=4)	2 418 ± 87 (n=4)	-	-	-	-	Carvalho, 2011
Fiatole	<i>Stromateus fiatola</i>	Carnivore benthopélagique	12 ± 1,5	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Flet commun	<i>Pleuronectes flesus</i>	Omnivore benthique	3 ± 1 (n=3)	-	16 ± 2 (n=3)	13 ± 1 (n=3)	9 ± 2 (n=3)	-	3 ± 1 (n=3)	Skwarzec, 1988
Flétan noir	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Carnivore benthopélagique	0,13 – 0,41 (n=5)	-	-	-	-	-	-	Carvalho et collab., 2011c
Galjoin franc	<i>Coracinus capensis</i>	Omnivore pélagique	17,5 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Gobie	<i>Gobius</i> sp.	Carnivore benthique	<i>n.d.</i>	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Gonostome étincelé	<i>Gonostoma bathyphyllum</i>	Planctivore bathypélagique	1,9 ± 0,2 (n=3)	8,8 ± 0,5 (n=3)	36 ± 1 (n=3)	102 ± 4 (n=3)	-	-	393 ± 16 (n=3)	Carvalho, 2011
Gorette marchand	<i>Haemulon parra</i>	Carnivore pélagique	6 ± 1	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Grandgousier-pélican	<i>Eurypharynx pelecanoïdes</i>	Omnivore bathypélagique	1,28 ± 0,04 (n=2)	1,71 ± 0,10 (n=2)	14,3 ± 0,6 (n=2)	1,67 ± 0,07 (n=2)	-	-	-	Carvalho, 2011
Grande castagnole	<i>Brama brama</i>	Carnivore benthopélagique	9,9 ± 3,5 (n=6)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Grande verrue tigre	<i>Otolithes ruber</i>		0,69 ± 0,15	-	-	-	-	-	-	Uddin et collab., 2012
Grenadier de roche	<i>Coryphaenoides rupestris</i>		0,23 ± 0,01 (n=3)	-	-	-	-	-	-	Carvalho et collab., 2011c
Grenadier abyssal	<i>Nematonurus armatus</i>		0,3	-	-	-	-	-	-	Carvalho et Oliveira, 2008
Grondeur croco	<i>Pomadasys croco</i>	Carnivore benthique	0,31 ± 0,28 (n=9)	3,25 ± 1,96 (n=4)	-	3,58 ± 2,29 (n=9)	-	1,94 ± 0,73 (n=4)	-	Carvalho et collab., 2011c
Grondeur javelot	<i>Pomadasys kakaan</i>		1,96	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Grondeur	<i>Pomadasys kakaan</i>		1,45 ± 0,26	-	-	-	-	-	-	Uddin et collab., 2012
Grondeur	<i>Pomadasys sp.</i>		0,7 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011
Grondeur	<i>Pomadasys sp.</i>		30,89	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001
Grondeur	<i>Trigla lucerna</i>		21,0 ± 3,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Hache d'argent à épines	<i>Argyrolepecus aculeatus</i>	Planctivore bathypélagique	335 ± 11 (n=3)	-	4 443 ± 149 (n=3)	8 607 ± 349 (n=3)	-	-	7 908 ± 349 (n=3)	Carvalho, 2011

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Hareng	<i>Clupea harengus</i>	Planctivore benthopélagique	5 ± 1 (n=5)	-	48 ± 2 (n=5)	9 ± 1 (n=5)	21 ± 2 (n=5)	-	12 ± 1 (n=5)	Skwarzec, 1988
			0,63 ± 0,05	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
			0,41 – 3,08 (n=4)	-	-	-	-	-	-	Pollard et collab., 1998
Harengule camomille	<i>Harengula humeralis</i>	Planctivore pélagique	10 ± 1	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Harengule écailleux	<i>Harengula clupeola</i>		4,90	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Koï	<i>Carassius carpio</i>	Planctivore benthopélagique	3 – 11 (n=2)	4 – 23 (n=2)	-	80 – 284 (n=2)	-	-	-	Skipperud et collab., 2013
Labéo roho	<i>Labeo rohita</i>	Herbivore benthopélagique	0,61 – 1,96 (n=3)	-	-	-	-	-	-	Giri et collab., 2012
Lampe-de-plongée des Caraïbes	<i>Lobianchia gemellarii</i>	Planctivore bathypélagique	8,2 ± 0,2 (n=2)	72 ± 3 (n=2)	296 ± 16 (n=2)	143 ± 5 (n=2)	-	-	518 ± 16 (n=2)	Carvalho, 2011
Langue malabar	<i>Cynoglossus macrostomus</i>	Carnivore benthique	19,1 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Lieu noir	<i>Pollachius virens</i>	Omnivore benthique	0,38 ± 0,04	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
Loche rouge	<i>Epinephelus fasciatus</i>	Carnivore pélagique	6,4 ± 1,3 (n=15)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Loche mouchetée	<i>Epinephelus tauvina</i>		2,55 ± 0,16	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Mâchoiron aile noire	<i>Tachysurus jella</i>		44 ± 2 (n=10)	21 ± 2 (n=10)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
			137,7 ± 3,5 (n=10)	3,9 ± 0,5 (n=10)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2008
Mâchoiron guri	<i>Genidens genidens</i>	Carnivore pélagique	2,54	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Mâchoiron mamango	<i>Cathorops spixii</i>		5,76	-	-	-	-	-	-	
Mâchoiron pointes noires	<i>Plicofollis dussumieri</i>		5,34 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	
Mâchoiron sagon	<i>Hexanematichthys sagor</i>		0,82 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009
Maigre d'arnoy	<i>Argyrosomus amoyensis</i>	Carnivore benthique	16 ± 1 (n=12)	8 ± 1 (n=12)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
Makaire bleu	<i>Makaira nigricans</i>	Carnivore pélagique	0,4	-	-	-	-	-	-	Carvalho et Oliveira, 2008
Maquereau	<i>Scomber sp.</i>		0,72 – 3,20 (n=3)	-	-	-	-	-	-	Pollard et collab., 1998
			3,5 ± 0,2 (n=1)	-	803 ± 41 (n=1)	203 ± 9 (n=1)	-	-	-	Carvalho, 2011
Maquereau commun	<i>Scomber scombrus</i>	Planctivore pélagique	1,4 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
			26,3 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			23,2 ± 2,0 (n=92)	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Maquereau espagnol	<i>Scomber japonicus</i>		19 ± 1 (n=4)	42 ± 3 (n=4)	-	1 035 ± 90 (n=4)	-	-	183 ± 17 (n=4)	Carvalho, 2011
			25,8 ± 1,3	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Maquereau des Indes	<i>Rastrelliger kanagurta</i>	Planctivore pélagique	19,6 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			36,5 ± 6,8 (n=18)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
			5,15 ± 0,16	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009
Marbré	<i>Tithognathus mormyrus</i>	Carnivore benthopélagique	17,2 ± 2,0	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012	
Marbré du Cap	<i>Lithognathus lithognathus</i>		4,3 – 5,2	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994	
Masca laboureur	<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	Omnivore benthique	0,034 ± 0,01 (n=5)	-	-	-	-	-	-	Colangelo et collab., 1994
Merlan	<i>Merlangius merlangus</i>	Carnivore benthique	0,36 ± 0,03	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
			31,0 ± 6,2	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			0,2 – 2,24 (n=7)	-	-	-	-	-	-	Pollard et collab., 1998
Merlu argentin	<i>Merluccius hubbsi</i>		0,17 – 0,547 (n=20)	-	-	-	-	-	Colangelo et collab., 1994	
Merlu commun	<i>Merluccius merluccius</i>		6,4 ± 0,3 (n=2)	7,8 ± 0,5 (n=2)	-	10,8 ± 0,4 (n=2)	-	-	52,0 ± 2,0 (n=2)	Carvalho, 2011
			0,05 – 0,09	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Merluce écureuil	<i>Urophycis chuss</i>	Omnivore benthique	4,49 ± 0,22 (n=4)	-	-	-	-	-	-	Carvalho et collab., 2011c

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Bq/kg (poids humide)							Référence
			Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	
Mérou à bandes	<i>Epinephelus latifasciatus</i>	Carnivore pélagique	4,4 ± 1,7 (n=15)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Mérou à taches orange	<i>Epinephelus coioides</i>		2,4 ± 0,04	-	-	-	-	-	-	Uddin et collab., 2012
Mérou dossard	<i>Epinephelus melanostigma</i>		5,2 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Mordocet	<i>Blennius pholis</i>	Omnivore benthique	1,5 ± 0,1 (n=3)	9,0 ± 0,4 (n=3)	51,2 ± 2,1 (n=3)	14,8 ± 0,6 (n=3)	-	-	6,8 ± 0,2 (n=3)	Carvalho, 2011
Morue	<i>Gadus sp.</i>		0,37 – 2,01 (n=6)	-	-	-	-	-	-	Pollard et collab., 1998
			2 ± 1 (n=1)	-	206 ± 6 (n=1)	138 ± 11 (n=1)	22 ± 2 (n=1)	-	24 ± 4 (n=1)	Skwarzec, 1988
Morue de l'Atlantique	<i>Gadus morrhua</i>	Omnivore pélagique	0,628 ± 0,059 (n=2)	0,41 ± 0,02 (n=2)	-	6,59 ± 0,28 (n=2)	-	-	1,87 ± 0,15 (n=2)	Carvalho et collab., 2011c
			0,039 ± 0,013	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
Morue du Pacifique	<i>Gadus macrocephalus</i>		0,6 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Mulet	<i>Mugil sp.</i>	Omnivore benthique	23,4	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001
			4,1 – 10,8	-	-	-	-	-	-	El Samad et collab., 2010
Mulet	<i>Mugil platanus</i>		3,12	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Mulet cabot	<i>Mugil cephalus</i>	Omnivore benthique	0,9 – 8,2	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
			$10,1 \pm 0,8$	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			$3,0 \pm 0,2$ (n=44)	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
			6 ± 1	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
			$0,66 \pm 0,07$	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009
Mulet doré	<i>Mugil auratus</i>		0,07 – 0,11	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Mulet dos vert	<i>Liza subviridis</i>		$2,54 \pm 4$	-	-	-	-	-	-	Uddin et collab., 2012
Mulet mopiro	<i>Liza vaigiensis</i>		41 ± 2 (n=12)	21 ± 2 (n=12)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
Musso atlantique	<i>Selene setapinnis</i>	Carnivore benthopélagique	3,20	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Musso panache	<i>Selene vomer</i>		1,98	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Oblade	<i>Oblada melanura</i>	Carnivore benthique	$19,1 \pm 2,0$	-	-	-	-	-	-	
Orphie	<i>Belone belone</i>	Carnivore pélagique	$21,1 \pm 8,2$	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Pageot acarne	<i>Pagellus acarne</i>		$27,0 \pm 2,0$	-	-	-	-	-	-	
Pageot commun	<i>Pagellus erythrinus</i>	Carnivore benthique	7,94 – 47,82	-	-	-	-	-	-	El Samad et collab., 2010
Pagre commun	<i>Sparus pagrus</i>		<i>n.d.</i>	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			$0,06 \pm 0,04$	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Pagre à nageoires jaunes	<i>Acanthopagrus latus</i>	Carnivore benthique	0,67 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	Uddin et collab., 2012
Pagre à points bleus	<i>Pagrus caeruleostictus</i>	Carnivore benthique	0,07 ± 0,005	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Pailona commun	<i>Centroscymnus coelolepsis</i>	Carnivore bathypélagique	0,29 ± 0,03	9,10 ± 0,93	-	0,28 ± 0,02	-	-	0,20 ± 0,01	Carvalho, 2011
Pastenague léopard	<i>Dasyatis uarnak</i>	Carnivore pélagique	21,4 ± 1,1 (n=12)	16,0 ± 1,7 (n=12)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2008
Pataclet	<i>Diplodus annularis</i>	Carnivore benthique	14,1 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Pêche madame	<i>Sillago sihama</i>	Carnivore pélagique	1,2 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			6,9 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Pélieu chanos	<i>Lactarius lactarius</i>	Carnivore benthique	29,2 ± 2,6	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			8,8 ± 2,7 (n=14)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Perce-pierre de l'Inde	<i>Clinus superciliosus</i>	Omnivore benthique	8,2 – 14,7	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Perche-soleil verte	<i>Lepomis cyanellus</i>	Carnivore benthopélagique	-	-	-	1,16 – 3,26 (n=24)	-	-	-	Luna-Porres et collab., 2014
Perroquet bleu	<i>Scarus coeruleus</i>	Herbivore pélagique	8,6 ± 2,3 (n=9)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
			4,9 ± 1,2 (n=10)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Perroquet à museau rayé	<i>Scarus rivulatus</i>	Herbivore pélagique	4,8 ± 0,12	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Bq/kg (poids humide)							Référence
			Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	
Picarel	<i>Spicara smaris</i>	Carnivore pélagique	38,0 ± 4,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			14,0 ± 2,5 (n=24)	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
Pilchard de l'Afrique australe	<i>Sardinops ocellata</i>	Planctivore pélagique	15 – 77	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Pilchard de Californie	<i>Sardinops melanostictus</i>		6,8 – 22,2	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Plie	<i>Pleuronectes</i> sp.		1,34 – 6,35 (n=9)	-	-	-	-	-	-	Pollard et collab., 1998
Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Omnivore benthique	-	1,53 ± 0,06 (n=4)	-	7,73 ± 0,38 (n=4)	-	-	0,39 ± 0,02 (n=4)	Carvalho et collab., 2011c
Poisson-chat bleu	<i>Ictalurus furcatus</i>		-	-	-	0,93 – 1,37 (n=24)	-	-	-	Luna-Porres et collab., 2014
Poisson chauve-souris	<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	Omnivore pélagique	1,53	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Poisson-lapin	<i>Siganus</i> sp.	Herbivore pélagique	0,09 – 0,11	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Poisson-lapin	<i>Siganus rivulatus</i>		4,37 – 32,23	-	-	-	-	-	-	El Samad et collab., 2010
Poisson-la-pli	<i>Diapterus auratus</i>	Omnivore benthique	12 ± 2	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Poisson rouge	<i>Carassius auratus</i>	Planctivore benthopélagique	410 ± 92 (n=13)	700 ± 90 (n=13)	-	3 950 ± 880 (n=13)	-	-	-	Skipperud et collab., 2013
Poisson-sabre	<i>Trichiurus lepturus</i>	Carnivore benthopélagique	9 ± 3	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Bq/kg (poids humide)							Référence
			Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	
Poisson sabre cimeterre	<i>Lepturacanthus savala</i>	Carnivore benthopélagique	5,3 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			22,6 ± 6,2 (n=14)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Pompano	<i>Trachinotus</i> sp.	Omnivore benthopélagique	0,14 – 0,18	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Pomfret noir	<i>Apolectus niger</i>	Carnivore pélagique	24 ± 1 (n=12)	22 ± 2 (n=12)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
Raconda	<i>Raconda russeliana</i>		42,5 ± 8,9 (n=12)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Raie	<i>Trygon</i> sp.	Carnivore benthopélagique	1,41	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001
			0,13 – 1,53 (n=6)	-	-	-	-	-	-	Pollard et collab., 1998
Raie aigle	<i>Pteromylaeus bovinus</i>		7,2 ± 3,5 (n=14)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Rascasse rouge	<i>Scorpaena scrofa</i>	Carnivore benthique	0,06 – 0,10	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
			10,0 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Requin	<i>Carcharias</i> sp.		5,67	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001
Requin épée	<i>Scoliodon sorrakowah</i>	Carnivore pélagique	21,8 ± 2,3 (n=12)	11,0 ± 1,1 (n=12)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2008
Requin à joues blanches	<i>Carcharhinus dussumieri</i>		0,25 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence	
			Bq/kg (poids humide)								
Rouget	<i>Mullus barbatus</i>		75,3 ± 3,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012	
			60,0 ± 3,0 (n=18)	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013	
			49 – 91 (n=27)	-	-	-	-	-	-	Akozcan, 2013	
Rouget à queue rayée	<i>Upeneus vittatus</i>	Carnivore benthique	22,6 ± 3,9 (n=14)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Rouget-barbet indien	<i>Parupeneus indicus</i>		31,2 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c	
Rouget-souris	<i>Upeneus</i> sp.		17,98	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001	
Rouget-souris à bande sombre	<i>Upeneus tragula</i>		6,08 ± 0,18	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009	
Rouvet	<i>Ruvettus pretiosus</i>		0,72 ± 0,02 (n=1)	4,7 ± 0,3 (n=1)	-	36,1 ± 1,6 (n=1)	-	-	7,9 ± 0,5 (n=1)	Carvalho, 2011	
Sabre	<i>Chirocentrus dorab</i>	Carnivore pélagique	133,5 ± 5,5 (n=10)	19,5 ± 0,9 (n=10)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2008)	
			5,5 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			12,5 ± 2,8 (n=13)	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Sabre noir	<i>Aphanopus carbo</i>		0,33 ± 0,02 (n=5)	6,2 ± 0,4 (n=5)	-	8,7 ± 0,5 (n=5)	-	-	15,4 ± 0,5 (n=5)	Carvalho, 2011	
			0,3	-	-	-	-	-	-	-	Carvalho et Oliveira, 2008

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence	
			Bq/kg (poids humide)								
Sandre doré européen	<i>Sander lucioperca</i>	Carnivore pélagique	2 (n=1)	8 (n=1)	-	11 (n=1)	-	-	-	Skipperud et collab., 2013	
Sapsap	<i>Liognathus</i> sp.		29,16	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001	
Sapsap rayé	<i>Leiognathus fasciatus</i>	Carnivore benthopélagique	9,2 ± 0,6	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c	
			7,9 ± 3,6 (n=18)	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Sar	<i>Diplodus sargus</i>	Carnivore benthique	0,52 ± 0,01 (n=1)	25 ± 1 (n=1)	39 ± 1 (n=1)	28 ± 1 (n=1)	-	-	-	Carvalho, 2011	
			2,2 – 8,2	-	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
			12,1 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			10,15 – 34,51	-	-	-	-	-	-	-	El Samad et collab., 2010
Sardine	<i>Sardina pilchardus</i>	Planctivore pélagique	66 ± 2 (n=4)	197 ± 16 (n=4)	28 000 ± 2 000 (n=4)	2 140 ± 60 (n=4)	-	-	275 ± 9 (n=4)	Carvalho, 2011	
			1,07 – 28,1	-	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
			126 ± 4,0	-	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			91,3 ± 3,8 (n=360)	-	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
			74 – 150 (n=90)	-	-	-	-	-	-	-	-
			30	-	-	-	-	-	-	Carvalho et Oliveira, 2008	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence	
			Bq/kg (poids humide)								
Sardine arc-en-ciel	<i>Dussumieria acuta</i>	Planctivore pélagique	38,9 ± 6,2 (n=14)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Sardinelle	<i>Sardinella sp.</i>		0,14 – 0,38	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000	
			5,77	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001	
Sardinelle brésilienne	<i>Sardinella brasiliensis</i>		3,22	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003	
Sardinelle indienne	<i>Sardinella longiceps</i>		190 ± 5 (n=12)	153 ± 8 (n=12)	-	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
			27,2 ± 1,9	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
		39,8 ± 8,9 (n=14)	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Sardinelle tambour	<i>Sardinella fimbriata</i>	35,6 ± 5,9 (n=14)	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Sargue australe	<i>Rhabdosargus globiceps</i>	Omnivore benthopélagique	23 ± 2	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994	
Saumon	<i>Salmo sp.</i>	Omnivore pélagique	0,13 – 0,25 (n=4)	-	-	-	-	-	-	Pollard et collab., 1998	
Saupe	<i>Sarpa salpa</i>		14,0 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			n.d. (n=8)	-	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
Saupe de mer Rouge	<i>Crenidens crenidens</i>	3,3 ± 0,26	-	-	-	-	-	-	-	Uddin et collab., 2012	
Sébaste du Nord	<i>Sebastes mentella</i>	Omnivore bathpélagique	0,48 ± 0,02 (n=4)	5,7 ± 0,2 (n=4)	-	24,7 ± 1,0 (n=4)	-	-	5,3 ± 0,2 (n=4)	Carvalho et collab., 2011c	
Sélar	<i>Selar crumenophthalmus</i>	Planctivore pélagique	28 ± 4	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Sérieole couronnée	<i>Seriola dumerili</i>	Carnivore pélagique	0,09 ± 0,005	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Serran cabrille	<i>Serranus cabrilla</i>	Carnivore benthique	3,00 ± 1,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Silure grenouille	<i>Clarias batrachus</i>	Omnivore benthique	1,54 ± 0,11 (n=1)	-	-	-	-	-	-	Giri et collab., 2012
Soldat courbines	<i>Nibea soldado</i>	Carnivore pélagique	1,8 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Sole	<i>Solea</i> sp.		0,16 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Sole commune	<i>Solea solea</i>		1,7 ± 0,5 (n=4)	1,9 ± 0,5 (n=4)	96,4 ± 6,7 (n=4)	61,1 ± 4,7 (n=4)	14,3 ± 1,4 (n=4)	7,2 ± 0,9 (n=4)	-	Connan et collab., 2007
			0,8 ± 0,5 (n=5)	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011
			15,0 ± 3,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
Sole de Commerson	<i>Synaptura commersoniana</i>	Carnivore benthique	38 ± 2 (n=10)	24 ± 2 (n=10)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
			38,6 ± 1,8 (n=12)	8,4 ± 0,8 (n=12)	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2008
Sole-langue	<i>Cynoglossus</i> sp.		20,83	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001
Sole pantoufle	<i>Trinectes paulistanus</i>		5,61	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Spare broyeuse	<i>Sparodon durbanensis</i>	Planctivore benthique	6,8 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Squale liche	<i>Dalatias licha</i>	Carnivore benthique	0,03 ± 0,003 (n=2)	-	-	-	-	-	-	Carvalho et collab., 2011c
Tacaud commun	<i>Trisopterus luscus</i>	Carnivore benthopélagique	2,87 ± 0,06 (n=12)	-	-	-	-	-	-	2011c

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Tambour rayé	<i>Micropogonias furnieri</i>	Omnivore benthique	6 ± 1	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
			2,87	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Tarpon indo-pacifique	<i>Megalops cyprinoides</i>	Carnivore pélagique	5,4 ± 0,4	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Tassergal	<i>Pomatomus saltatrix</i>		25 ± 4	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Terpuga	<i>Pleurogrammus azonus</i>	Planctivore benthique	2,1 – 2,3	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Thazard	<i>Cybium</i> sp.		24,2	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001
Thazard barré	<i>Scomberomorus cavalla</i>		15,5 ± 7,5 (n=11)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Thazard tigre	<i>Scomberomorus semifasciatus</i>	Carnivore pélagique	3,6 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			23,8 ± 4,6 (n=9)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Thazard ponctué	<i>Scomberomorus guttatus</i>		21,3 ± 6,3 (n=10)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
			2,29 ± 0,43	-	-	-	-	-	-	Uddin et collab., 2012
Thiof	<i>Epinephelus aeneus</i>	Carnivore benthique	0,08 ± 0,005	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Thon blanc	<i>Thunnus alalunga</i>	Carnivore pélagique	5	-	-	-	-	-	-	Carvalho et Oliveira, 2008

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
Thon jaune	<i>Thunnus albacares</i>		11,6 ± 2,4	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			19,9 ± 9,1 (n=8)	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
			0,45 (n=14)	-	-	-	-	-	-	Ruelas-Inzunza et collab., 2012
Thon obèse	<i>Thunnus obesus</i>	Carnivore pélagique	3,0 ± 0,1 (n=1)	8 ± 0,3 (n=1)	-	268 ± 9 (n=1)	-	-	63 ± 1 (n=1)	Carvalho, 2011
Thon rouge du Nord	<i>Thunnus thynnus</i>		24,4 – 26,3	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Thonine commune	<i>Euthynnus alletteratus</i>		0,10 – 0,34	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Thonine orientale	<i>Euthynnus affinis</i>		11,1 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	-
		22,5 ± 5,2 (n=9)	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Tilapia	<i>Tilapia sp.</i>	Omnivore benthopélagique	1,33 ± 0,04	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Tilapia du Mozambique	<i>Oreochromis mossambicus</i>		2,21 – 3,67	1,34 – 1,84	-	-	-	-	-	Shaheed et collab., 1997
Toroumoque japonais	<i>Arctoscopus japonicus</i>	Omnivore benthique	4,3 – 6,7	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Omnivore benthopélagique	0,063 – 0,18	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
Truite brune	<i>Salmo trutta</i>		0,056 – 0,12	-	-	-	-	-	-	-
Veirade	<i>Diplodus vulgaris</i>	Carnivore benthique	14,1 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			n.d. (n=9)	-	-	-	-	-	-	-

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence		
			Bq/kg (poids humide)									
Verrue tête	<i>Larimus breviceps</i>	Planctivore benthique	6,94	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003		
Violon crépuscule	<i>Pelates quadrilineatus</i>		5,9 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c	
			16,8 ± 4,8 (n=12)	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Vivaneau	<i>Lutjanus</i> sp.		9 ± 3	-	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002	
Vivaneau à deux taches	<i>Lutjanus bohar</i>		2,03 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c	
			12,9 ± 6,6 (n=15)	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Vivaneau à queue jaune	<i>Ocyurus chrysurus</i>		Carnivore pélagique	20 ± 3	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002	
Vivaneau à raies bleues	<i>Lutjanus notatus</i>			7,9 ± 2,6 (n=12)	-	-	-	-	-	-	-	
Vivaneau bourgeois	<i>Lutjanus sebae</i>			8,9 ± 2,8 (n=12)	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Vivaneau malabar	<i>Lutjanus malabaricus</i>			16,9 ± 7,5 (n=12)	-	-	-	-	-	-	-	-
Vivaneau maori	<i>Lutjanus rivulatus</i>			12,5 ± 3,8 (n=12)	-	-	-	-	-	-	-	-
				13,2 ± 6,7 (n=16)	-	-	-	-	-	-	-	-
Vivaneau ziebelo	<i>Lutjanus johnii</i>			38 ± 2 (n=12)	26 ± 2 (n=12)	-	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Muscle	Os	Intestin	Foie	Branchie	Peau	Gonade	Référence
			Bq/kg (poids humide)							
« Swamp barb »*	<i>Puntius chola</i>	Omnivore benthopélagique	1,86 – 3,12	1,38 – 1,89	-	-	-	-	-	Shaheed et collab., 1997

Italique : Valeurs présentées en poids sec

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

DOCUMENT DE TRAVAIL

Ces résultats indiquent que le polonium se bioaccumule facilement dans les poissons, comme c'est le cas chez les invertébrés aquatiques. Les facteurs de bioconcentration répertoriés chez dans la littérature ne laissent aucun doute sur l'accumulation du polonium par les poissons, les FBC répertoriés vers l'organisme en entier variant entre 500 et 2×10^3 (tableau 16), alors que ceux vers les différents organes varient entre 55 et 5×10^5 (tableau 17).

Tableau 16 – Facteurs de bioconcentration du polonium vers les poissons, tels que répertoriés dans la littérature.

Espèce	FBC ± Écart-type	Référence
Poissons pélagiques	$2,4 \times 10^2 \pm 2,0 \times 10^2$	Wood et collab., 2010
Poissons	500	Thompson et collab., 1972, cité dans Mahon, 1982
Poissons	2×10^3	IAEA, 1994, cité dans Saito et collab., 2003
Poissons pélagiques	$2,4 \times 10^2$	ERICA
Poissons benthiques	$2,4 \times 10^2$	ERICA

Tableau 17 – Facteurs de bioconcentration du polonium vers les organes du poisson, tels que répertoriés dans la littérature.

Localisation	Espèce	Nom commun	FBC	FBC	FBC	FBC	FBC	FBC	Référence
			Eau-muscles	Eau-os	Eau-peau	Eau-branchies	Eau-foie	Eau- Intestins	
Eau douce									
Vallée de l'Okanagan, Colombie-Britannique	<i>Salmo gairdneri</i>	Truite arc-en-ciel	55	138	-	-	-	-	Mahon, 1982
	<i>Catostomus catostomus</i>	Meunier rouge	830	-	-	-	-		
Rivière Kaveri, Inde	<i>Mystus vittatus</i>	Bagre jaune	(3,19 – 3,65) x 10 ³	(2,51 – 2,85) x 10 ³	-	-	-	-	Shaheed et collab., 1997
	<i>Puntius chola</i>	« Swamp barb »*	(2,24 – 2,46) x 10 ³	(1,29 – 1,79) x 10 ³	-	-	-	-	
	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Tilapia du Mozambique	(2,87 – 2,89) x 10 ³	(1,31 – 1,74) x 10 ³	-	-	-	-	
Étang Mutharasanallur, Inde	<i>Mystus vittatus</i>	Bagre jaune	1,9 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁴	-	-	-	-	Hameed et collab., 1997
	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Tilapia du Mozambique	1,0 x 10 ⁴	6,8 x 10 ³	-	-	-	-	
Eau salée									
Golfe de Gdansk, Pologne	<i>Clupea harengus</i>	Hareng	0,9 x 10 ⁴	-	-	4,3 x 10 ⁴	1,9 x 10 ⁴	9,5 x 10 ⁴	Skwarzec, 1988
	<i>Gadus morhua</i>	Morue de l'Atlantique	2 x 10 ⁴	-	-	4,4 x 10 ⁴	2,7x 10 ⁵	40,7 x 10 ⁴	
	<i>Pleuronectes flesus</i>	Flet commun	0,6 x 10 ⁴	-	-	1,9 x 10 ⁴	2,5 x 10 ⁴	3,2 x 10 ⁴	
La Manche, France	<i>Solea solea</i>	Sole commune	9,2 x 10 ²	1,2 x 10 ³	5,3 x 10 ³	9,1 x 10 ³	3,4 x 10 ⁴	4,5 x 10 ⁴	Connan et collab., 2007
	<i>Sparus</i> sp.	Dorade	2,2 x 10 ³	9,7 x 10 ³	9,5 x 10 ³	1,2 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁵	1,4 x 10 ⁵	
Parangipettai, Inde	<i>Composite des 15 espèces de poissons</i>		3,3 x 10 ⁴	7,0 x 10 ³	-	-	-	-	Raja et Hameed, 2010

Localisation	Espèce	Nom commun	FBC	FBC	FBC	FBC	FBC	FBC	Référence
			Eau-muscles	Eau-os	Eau-peau	Eau-branchies	Eau-foie	Eau- Intestins	
Tamil Nadu, Inde	<i>Argyrosomus amoyensis</i>	Maigre d'arroy	4 x 10 ⁴	2 x 10 ⁴	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
	<i>Apolectus niger</i>	Pomfret noir	6 x 10 ⁴	6 x 10 ⁴	-	-	-	-	
	<i>Synaptura commersoniana</i>	Sole de Commerson	9 x 10 ⁴	6 x 10 ⁴	-	-	-	-	
	<i>Lutjanus johnii</i>	Vivaneau ziebelo	9 x 10 ⁴	7 x 10 ⁴	-	-	-	-	
	<i>Liza vaigiensis</i>	Mulet mopiro	1 x 10 ⁴	5 x 10 ⁴	-	-	-	-	
	<i>Sphyræna barracuda</i>	Barracuda	1 x 10 ⁵	1 x 10 ⁴	-	-	-	-	
	<i>Tachysurus jella</i>	Mâchoiron aile noire	1 x 10 ⁴	5 x 10 ⁴	-	-	-	-	
	<i>Eleutheronema tetradactylum</i>	Barbure à quatre doigts	3 x 10 ⁵	2 x 10 ⁴	-	-	-	-	
Pointe Calimère, Inde	<i>Sardinella longiceps</i>	Sardinelle indienne	5 x 10 ⁵	4 x 10 ⁵	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2008
	<i>Dasyatis uarnak</i>	Pastenague léopard	7,3 x 10 ⁴	1,0 x 10 ⁴	-	-	-	-	
	<i>Scoliodon sorrakowah</i>	Requin épée	3,6 x 10 ⁵	1,7 x 10 ⁵	-	-	-	-	
	<i>Synaptura commersoniana</i>	Sole de Commerson	2,9 x 10 ⁵	9,8 x 10 ⁴	-	-	-	-	
	<i>Chirocentrus dorab</i>	Sabre	6,1 x 10 ⁵	7,8 x 10 ³	-	-	-	-	
	<i>Tachysurus jella</i>	Mâchoiron aile noire	1,1 x 10 ⁶	8,4 x 10 ³	-	-	-	-	

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

Des impacts écologiques à long terme, résultant d'un traitement d'effluent inadéquat, ont été observés dans divers environnements, comme sur le site d'extraction minière d'uranium situé près d'Elliot Lake (fermé en 1996), en Ontario. Après le début des travaux miniers en 1955, les populations de poissons de pêche sportive en aval du site minier ont rapidement décliné à la suite d'un ralentissement de leur reproduction, et les lacs touchés ont montré des teneurs élevées en solides en suspension et en radionucléides, ainsi qu'un pH acide (Santé Canada, 2009). Avec l'arrivée de nouvelles technologies pour le traitement des effluents, les eaux traitées ont atteint les niveaux réglementaires pour les eaux potables vers la fin des années 1960, et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario a permis la réintroduction de poissons de pêche sportive dans les lacs concernés au début des années 1980. Néanmoins, des mesures prises en 1998 ont montré la présence résiduelle de radionucléides provenant de la chaîne de désintégration de l'uranium naturel, incluant le ^{210}Po , dans des poissons provenant de lacs situés à proximité de l'ancien site minier, à des niveaux supérieurs à ceux observés dans des lacs de contrôle. Le tableau 18 rapporte des exemples de teneurs mesurées dans les os et la chair de poissons.

Tableau 18 – Accumulation en ^{210}Po dans des poissons prélevés dans les environs de l'ancien site d'extraction minière d'uranium situé près d'Elliot Lake, en Ontario (Clulow et collab., 1998).

Provenance	Teneurs dans les os (mBq/g)	Teneurs dans les muscles (mBq/g)
Lac Quirke	168 ± 34	26 ± 4
Lac Whiskey	208 ± 33	<20
Lac contrôle	20 ± 0	<20

7.2.Toxicité

Aucune information n'a été colligée sur la toxicité du polonium chez les poissons.

8. AMPHIBIENS ET REPTILES

8.1. Bioaccumulation

Wood et ses collaborateurs (2010) ont effectué une revue de littérature afin de calculer des facteurs de bioconcentration de 35 éléments, y compris le polonium, des écosystèmes d'eau douce vers les reptiles. Les résultats, présentés au tableau 19 –, sous-entendent que l'accumulation est semblable chez les tortues et les autres espèces de la faune reptilienne. Ces facteurs de bioconcentration sont plus élevés que ceux estimés à partir des écosystèmes terrestres (tableau 20 –).

Tableau 19 – 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	$7,31 \times 10^3$	1
Lézards	$4,72 \times 10^3$	1
Serpents	$1,49 \times 10^3 \pm 6,22 \times 10^2$	3
Tortues	$4,47 \times 10^3 \pm 2,03 \times 10^2$	2
Tous reptiles confondus, excluant les tortues	$3,30 \times 10^3 \pm 2,68 \times 10^3$	5
Tous reptiles confondus	$3,63 \times 10^3 \pm 2,26 \times 10^3$	7

Tableau 20 – Facteurs de bioconcentration des écosystèmes terrestres vers les reptiles et les amphibiens.

Espèce	FBC ± Écart-type	Nombre de publications consultées	Référence
Lézards	$1,10 \times 10^1 \pm 2,48 \times 10^1$	13	Wood et collab., 2010
Serpents	$1,28 \times 10^1$	1	Wood et collab., 2010
Vipère péliade (<i>Vipera berus</i>)	0,13 – 0,15	1	Brown et collab., 2011
Tous reptiles confondus	$1,02 \times 10^1 \pm 2,40 \times 10^1$	14	Wood et collab., 2010
Grenouille rousse (<i>Rana temporaria</i>)	0,04 – 0,05	1	Brown et collab., 2011

Chez les tortues, environ 37,6 % du polonium est bioaccumulé dans les os et la carapace, alors que 62,4 % se retrouve dans le foie, les reins et les muscles. Chez les autres reptiles, excluant les tortues, ce pourcentage est de 9,5 % dans les os et de 90,5 % dans le foie, les reins et les muscles (Wood et collab., 2010).

8.2. Toxicité

Aucune étude portant sur les effets toxiques du polonium sur l'herpétofaune n'a été répertoriée dans la littérature.

9. OISEAUX

9.1. Bioaccumulation

Clulow et ses collaborateurs (1992) ont analysé les niveaux de ^{210}Po contenus dans les os, les muscles et le foie de gélinottes huppées (*Bonasa umbellus*) prélevées dans le bassin versant de la rivière Serpent, un secteur près d'Elliot Lake fortement affecté par l'exploitation uranifère. Les concentrations mesurées dans les muscles et le foie sont légèrement inférieures à celles retrouvées dans les os. Les teneurs mesurées dans les os varient de 21 à 24 Bq/kg (n=2), tandis que celles dans le foie se situent entre 15 et 16 Bq/kg et que celles dans les muscles n'ont été détectées que dans un seul échantillon, à une teneur de 7,0 Bq/kg. Thomas (2000a) rapporte quant à lui des teneurs de 126 Bq/kg chez des bruants de Lincoln (*Melospiza lincolni*) capturés à proximité de résidus miniers uranifères. Ces teneurs sont supérieures à celles mesurées chez la même espèce capturée près d'une usine de transformation du minerai (89 Bq/kg), ainsi qu'au site témoin non contaminé (68 Bq/kg).

Skwarzec et Fabisiak (2007) ont déterminé l'accumulation en ^{210}Po chez des oiseaux marins vivant temporairement ou en permanence dans la partie polonaise de la mer Baltique, plus précisément dans la baie de Gdansk et la baie de Puck. Un total de onze espèces ont été analysés: trois espèces qui résident en permanence au sud de la mer Baltique (*Aythya fuligula*, *Fulica atra* et *Phalacrocorax carbo*), quatre espèces hivernantes (*Somateria mollissima*, *Melanitta fusca*, *Cephus grylle*, *Clangula hyemalis*) et trois espèces migratrices (*Alca torda*, *Uria aalge*, *Gavia stellata*). Les résultats montrent que le polonium est distribué de manière non uniforme dans ces oiseaux marins. Les plus fortes teneurs en ^{210}Po ont été observées dans les plumes et le foie, alors que les niveaux les plus bas ont été rencontrés dans la peau et les os (tableau 21). Les teneurs élevées dans les plumes laissent présager un apport important provenant de l'atmosphère. Les espèces omnivores (*Clangula hyemalis* et *Melanitta fusca*), soient celles se nourrissant de crustacés, de mollusques, de poissons et de plantes aquatiques, accumulent des teneurs supérieures aux espèces piscivores (*Phalacrocorax carbo* et *Uria aalge*) et herbivores (*Aythya fuligula*). Les teneurs sont supérieures chez les espèces hivernantes comparativement aux espèces migratrices ou vivant en permanence dans la partie sud de la migration de la mer Baltique.

Godoy et ses collaborateurs (2014) ont également observé, chez douze espèces d'oiseaux marins de la région de Rio de Janeiro au Brésil, que le niveau en polonium chez les oiseaux marins dépend de leurs habitudes alimentaires (tableau 21). Les oiseaux piscivores, comme *Fregata magnificens*, présentent de plus faibles concentrations en ^{210}Po que les oiseaux omnivores s'alimentant, entre autres, de mollusques et de crustacés.

Tableau 21 – Accumulation en ^{210}Po dans différents organes d’oiseaux marins.

Nom commun	Nom latin	Alimentation	Accumulation (Bq/kg; poids humide)						Référence
			Foie	Muscles	Plumes	Os	Peau	Reste des viscères	
Albatros à sourcils noirs	<i>Thalassarche melanophris</i>	Omnivore	66 – 88,5	62,6 ± 4,0	-	-	-	-	Godoy et collab., 2014
Eider à duvet	<i>Somateria mollissima</i>	Omnivore	2,92 ± 0,13	1,24 ± 0,18	2,78 ± 0,69	0,51 ± 0,01	0,83 ± 0,02	0,82 ± 0,01	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Fou brun	<i>Sula leucogaster</i>	Omnivore	30,7 – 457	10,3 – 298	-	2,2 – 12,6	-	-	Godoy et collab., 2014
			-	27,3 – 56	-	-	-	102 – 217	Noshkin et collab., 1994
Foulque macroule	<i>Fulica atra</i>	Omnivore	-	0,34 ± 0,02	2,99 ± 0,22	3,38 ± 0,24	0,49 ± 0,04	2,57 ± 0,02	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Frégate superbe	<i>Fregata magnificens</i>	Piscivore	-	2,4 – 4,5	-	1,7 ± 1,3	-	-	Godoy et collab., 2014
Fuligule morillon	<i>Aythya fuligula</i>	Herbivore	0,16 ± 0,04	0,05 ± 0,01	0,47 ± 0,01	1,24 ± 0,01	0,10 ± 0,03	1,48 ± 0,01	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Goéland dominicain	<i>Larus dominicanus</i>	Omnivore	142,7 ± 8,4	41,5 ± 2,5	-	-	-	-	Godoy et collab., 2014
Grand cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Piscivore	0,29 ± 0,09	0,05 ± 0,01	5,70 ± 0,51	0,22 ± 0,01	0,35 ± 0,05	0,32 ± 0,07	
Guillemot à miroir	<i>Cephus grylle</i>	Omnivore	6,30 ± 0,58	1,54 ± 0,05	4,05 ± 0,09	1,89 ± 0,07	0,41 ± 0,03	1,96 ± 0,04	
Guillemot de Troil	<i>Uria aalge</i>	Piscivore	1,23 ± 0,13	0,07 ± 0,01	2,92 ± 0,15	0,57 ± 0,04	0,15 ± 0,02	0,31 ± 0,03	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Harelde kakawi	<i>Clangula hyemalis</i>	Omnivore	18,9 ± 2,23	2,30 ± 0,4	2,59 ± 0,47	1,98 ± 0,15	5,16 ± 0,03	2,59 ± 0,03	
Macreuse brune	<i>Melanitta fusca</i>	Omnivore	4,62 ± 0,08	0,73 ± 0,01	3,72 ± 0,16	3,17 ± 0,02	0,82 ± 0,02	1,36 ± 0,02	
Manchot de Magellan	<i>Spheniscus magellanicus</i>	Omnivore	187 – 359	9,9 – 126,3	-	-	-	-	Godoy et collab., 2014
Petit pingouin	<i>Alca torda</i>	Piscivore	3,86 ± 0,15	0,99 ± 0,02	2,81 ± 0,003	0,59 ± 0,05	0,66 ± 0,04	1,43 ± 0,02	Skwarzec et Fabisiak, 2007

Nom commun	Nom latin	Alimentation	Accumulation (Bq/kg; poids humide)					Reste des viscères	Référence
			Foie	Muscles	Plumes	Os	Peau		
Pétrel soyeux	<i>Pterodroma mollis</i>	Omnivore	-	92,8 ± 7,2	-	-	-	-	Godoy et collab., 2014
Plongeon catmarin	<i>Gavia stellata</i>	Piscivore	3,67 ± 0,09	0,31 ± 0,01	1,05 ± 0,04	0,42 ± 0,09	0,33 ± 0,01	1,56 ± 0,03	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Puffin à menton blanc	<i>Procellaria aequinoctialis</i>	Omnivore	519 ± 31	23,3 – 38,9	-	-	-	-	Godoy et collab., 2014
Puffin cendrée	<i>Calonectris borealis</i>		-	33,0 ± 6,8	-	-	-	-	
Puffin des Anglais	<i>Puffinus puffinus</i>		285 – 526	33,6 – 242	-	13,3 – 57,9	-	-	
Puffin fuligineux	<i>Puffinus griseus</i>		140,6 ± 9,8	13,8 – 35,0	-	-	-	-	
Puffin majeur	<i>Puffinus gravis</i>		183 – 877	67,5 – 100,3	-	16,4 ± 5,4	-	-	
Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	Piscivore	264 ± 18	64,9 ± 3,3	-	-	-	-	
Sterne diamant	<i>Sterna sumatrana</i>	Piscivore	-	31,0	-	-	-	102 – 217	Noshkin et collab., 1994

Casacuberta et ses collaborateurs (2010) ont pour leur part étudié l'accumulation en ^{210}Po dans les tissus de poulet au cours de leurs 42 premiers jours de vie, à la suite de l'ingestion de différentes concentrations de phosphate dicalcique (DCP). Le DCP est utilisé comme supplément de calcium chez les animaux de consommation (par exemple, le bétail, la volaille et le porc) et étant donné qu'il peut provenir de roches phosphatées, le produit final peut contenir des niveaux supérieurs en ^{210}Pb et en ^{210}Po . Les régimes contenant des quantités supérieures de ^{210}Po (diète B et C) conduisent à une plus grande accumulation du radionucléide dans les tissus des poulets par rapport au témoin (diète A). Le ^{210}Po s'accumule principalement au niveau des reins et du foie (tableau 22 –). Ceci pourrait s'expliquer par les similitudes du ^{210}Po avec le soufre et son affinité pour certains acides aminés, le foie les synthétisant et étant responsable de la dégradation des protéines, tandis que les reins réabsorbent les acides aminés retrouvés dans le sang. L'accumulation totale en ^{210}Po dans les tissus est faible par rapport à la quantité excrétée dans les fèces.

Tableau 22 – Accumulation en ^{210}Po (Bq/kg; poids sec) dans différents tissus de poulets dont l'alimentation contenait différentes concentrations de phosphate dicalcique (Casacuberta et collab., 2010).

	Diète A	Diète B	Diète C
Diète 1	2,5 ± 1,0	62 ± 4	116 ± 6
Diète 2	1,7 ± 0,2	57 ± 11	113 ± 13
7 jours Diète 1 + 14 jours Diète 2			
Poitrine	≤ 0,18	0,9 ± 0,4	2,0 ± 0,1
Cuisse	0,1 ± 0,2	0,9 ± 0,3	1,4 ± 0,2
Foie	0,4 ± 0,2	13,6 ± 0,4	15 ± 3
Rein	1,20 ± 0,02	26 ± 4	39,5 ± 0,3
Os	≤ 0,10	1,5 ± 0,8	3,69 ± 0,03
Fèces	4,5 ± 0,7	112 ± 21	321 ± 3
7 jours Diète 1 + 35 jours Diète 2			
Poitrine	≤ 0,05	0,9 ± 0,3	2,5 ± 0,6
Cuisse	≤ 0,03	0,9 ± 0,2	2,3 ± 0,4
Foie	0,2 ± 0,1	25 ± 4	47 ± 13
Rein	1,9 ± 0,3	81 ± 26	222 ± 76
Os	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01
Fèces	7,5 ± 1,6	217 ± 19	394 ± 6

Un $\text{FBC}_{\text{sol-oiseau}}$ a pu être dérivé pour le lagopède des saules (*Lagopus lagopus*) à partir des données présentées par Brown et ses collaborateurs (2011). Celui-ci varie de 0,11 à 0,22, selon la profondeur du sol. La seule étude répertoriant spécifiquement des facteurs de bioconcentration sol-oiseau rapporte des valeurs de 0,0065 chez une espèce de moineau et de 6,4 chez le bruant des marais (*Melospiza georgiana*) (Thomas, 2000b).

9.2. Toxicité

Aucune information n'a été colligée sur la toxicité du polonium chez la faune aviaire.

10. MAMMIFÈRES

10.1. Bioaccumulation

Chez les mammifères, de 10 à 50 % du polonium ingéré serait absorbé pour à la fois se lier aux globules rouges du sang et se distribuer dans les tissus bien irrigués, comme le foie, la rate, les reins et la moelle osseuse. D'ailleurs, le ^{210}Po est un émetteur alpha ayant une affinité pour les protéines retrouvées dans le sang. Il se comporte comme un analogue du soufre, qui se lie ou remplace celui-ci dans les radicaux libres tels que le glutathion ou la métallothionéine (Aposhian et Bruce, 1991; Ansoborlo et collab., 2012).

La distribution du polonium dans les tissus de mammifères a été largement étudiée par la communauté scientifique. Samuels et ses collaborateurs (1964) rapportent, chez des souris ayant reçu des injections intrapéritonéales de polonium, des teneurs élevées dans le rein et la rate, comparativement à celles dans les gonades. Chez des bovins au Nouveau-Mexique, résidant dans une zone fréquemment inondée par les eaux usées non traitées provenant d'une mine d'uranium à proximité, Lapham et ses collaborateurs (1989; cité dans Seiler et Wiemels, 2012) ont mesuré des concentrations moyennes de 3,4, 56 et 65 Bq/kg (poids humide) dans les muscles, le foie et les reins, respectivement. Chez des babouins, les plus fortes accumulations en ^{210}Po à la suite d'une injection étaient observées dans le foie et les reins, tandis que de faibles teneurs étaient rencontrées dans les muscles, le squelette et le cerveau (Fellman et collab., 1994). Li et ses collaborateurs (2011) ont également observé des accumulations supérieures dans les tissus bien irrigués (foie, reins et rate) chez deux groupes de rats ayant reçu respectivement, par intraveineuse, 2 kBq et 10 kBq par rat de citrate de polonium (Tableau 23).

Tableau 23 – Accumulation en ^{210}Po , en Bq/g, dans différents organes de deux groupes de rats (Li et collab., 2011).

Tissus	Rats faiblement exposés ¹	Rats fortement exposés ²
Foie	13 – 22	92 – 130
Sang	9,1 – 17	24 – 71
Os	4 – 6,8	9,8 – 27
Système digestif	8,2 – 18	22 – 39
Reins	22 – 62	120 – 260
Poumons	15 – 19	37 – 82
Muscles	1,0 – 2,6	3,9 – 8,4
Rate	67 – 120	260 – 550

¹ Injection unique de 2 kBq

² Injection unique de 10 kBq

Soremark et Hunt (1966) ont démontré, par l'autoradiographie de souris ayant reçu une dose unique de ^{210}Po par intraveineuse, que le polonium est demeuré en quantité élevée dans le sang pendant les cinq jours qu'a duré l'étude. En plus de se retrouver dans le sang, des accumulations ont été observées au niveau des reins, de la rate, du foie et des poumons. Une faible accumulation a été observée au niveau des muscles et des os. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Stannard (1964), bien que celui-ci ait démontré que l'accumulation du

polonium à l'intérieur de l'organisme variait légèrement en fonction du mode d'exposition. L'excrétion urinaire est en général plus élevée après une exposition par voie orale. La teneur dans les globules rouges est considérablement plus élevée après gavage qu'après injection par intraveineuse, tandis que les teneurs dans les reins, la rate, la moelle osseuse et les ganglions lymphatiques sont en général plus faibles. Les concentrations dans les autres tissus seraient indépendantes de la voie d'exposition. D'autres auteurs ont démontré les différences d'accumulation en fonction de la voie d'exposition (Casarett, 1964e, f; Morrow et collab., 1964). L'accumulation serait pour sa part indépendante de la forme (Casarett et Morrow, 1964; Morrow et collab., 1964), du sexe et de l'âge de l'animal (Bunzl et Kracke, 1984). Le métabolisme des espèces exposées influencerait également les niveaux accumulés à l'intérieur des différents organes (Stannard et Smith, 1964).

À la suite d'une exposition par inhalation, la plupart du ^{210}Po est initialement déposé dans la région alvéolaire. De plus petites quantités sont déposées dans les bronchioles terminales et respiratoires (Casarett, 1964g). La clairance, via les voies respiratoires et la circulation sanguine, débute immédiatement après le début de l'exposition par inhalation (Kennedy et collab., 1977). L'élimination du polonium déposé dans les voies respiratoires inférieures présente une phase rapide d'une durée de quelques heures, suivie d'une phase plus lente (Morrow et Della Rosa, 1964). Entre 60 et 70 % de la dose administrée persiste dans les voies respiratoires inférieures après 48 heures (tableau 24). Après 30 jours, jusqu'à 5 % de la dose administrée demeure dans les poumons. Le polonium éliminé des poumons se retrouve dans les tissus mous, la plus forte concentration apparaissant dans les reins.

Tableau 24 – Distribution du polonium (en %) en fonction du temps, chez le lapin ayant été exposé par voie intratrachéale (Morrow et Della Rosa, 1964).

Tissus	Durée d'exposition (jours)						
	1	2	4,9	9,1	13,4	17	29,5
Poumons	69,5	62,2	31,0	42,0	26,1	17	5,3
Foie	4,4	3,2	11,6	12,1	12,4	6,2	3,8
Reins	2,4	3,7	9,5	16,2	6,9	13,6	30,0
Rate	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2
Système digestif	14,3	25,1	17,8	9,5	13,9	28,9	15,9
Tissus résiduels ¹	5,9	2,3	16,4	16,1	37	25,2	36,1

¹ Viscères, muscles, gras, peau et fourrure

Il a également été démontré que la barrière placentaire protégeait jusqu'à un certain point les rejetons contre une exposition au polonium. Environ 0,1 % de la quantité injectée chez des rates gestantes était retrouvé chez la progéniture à la naissance, alors qu'il s'agissait de 0,6 % chez le cochon d'Inde (Haines et collab., 1995 145). Sept (7) jours après l'injection, ce pourcentage varie entre 0,7 et 1 % chez des babouins gestantes de 5 mois (Paquet et collab., 1998). Soremek et Hunt (1966) ont pour leur part démontré, à l'aide de radiographies, que le ^{210}Po , quatre (4) jours après son injection par intraveineuse, était présent dans le placenta, mais pas chez le fœtus. Toutefois, après cinq (5) jours, un faible pourcentage a été retrouvé chez le fœtus. Ceci s'explique par l'apparition de dommages au niveau placentaire, ce qui suggère que le transport du ^{210}Po à travers le placenta peut changer avec la dose et le temps.

Différentes études ont été menées afin de déterminer la distribution du polonium chez les mammifères marins, le polonium représentant plus de 95 % de la dose interne de rayonnement absorbée par ces organismes (Malta et Carvalho, 2011). Comme pour les poissons et les invertébrés aquatiques, l'accumulation en polonium provient principalement de l'alimentation (Malta et Carvalho, 2011). Les concentrations en ^{210}Po chez les mammifères marins sont généralement faibles dans les muscles et plus élevées dans les tissus bien irrigués du système digestif (Fowler, 2011). A titre d'exemple, Cherry et ses collaborateurs (1994) rapportent, chez le dauphin commun à bec court (*Delphinus delphinus*), des concentrations de 272 à 281 Bq/kg dans les muscles, de 485 à 487 Bq/kg dans le foie et de 590 à 1048 Bq/kg dans les reins. Les données répertoriées chez les mammifères marins sont présentées au tableau 25. Les différences entre les espèces seraient reliées à leur alimentation. Aucune corrélation n'a été mesurée entre les concentrations en polonium dans les muscles, le foie et de la taille chez les dauphins (Godoy et collab., 2012).

DOCUMENT DE TRAVAIL

Tableau 25 – Accumulation en ^{210}Po dans différents organes de mammifères marins.

Nom commun	Nom latin	Accumulation (Bq/kg; poids frais)				Référence
		Muscle	Foie	Reins	Os	
Cachalot	<i>Physeter catodon</i>	5 ± 0,2 (n=1)	-	-	-	Carvalho et Oliveira, 2008
		2	-	-	-	Holtzman (1969), cité dans Shaheed et collab., 1997
Dauphin	<i>Delphinus</i> sp.	9,37 ± 0,71 (n=1)	54,3 ± 3,2 (n=1)	-	-	Godoy et collab., 2012
Dauphin bleu et blanc	<i>Stenella coeruleoalba</i>	42,0 ± 0,8 (n=1)	-	-	-	Malta et Carvalho, 2011
Dauphin clymène	<i>Stenella clymene</i>	15,7 ± 1,1 (n=1)	-	-	-	Godoy et collab., 2012
Dauphin commun à bec court	<i>Delphinus delphis</i>	9 – 87 (n=7)	75 – 151 (n=7)	-	-	Malta et collab., 2009 cité dans Carvalho, 2011
		272 – 281 (n=2)	485 – 487 (n=2)	590 – 1048 (n=2)	56 ± 1 (n=2)	Cherry et collab., 1994)
		78 – 111	-	-	-	Folsom et collab., 1974 cité dans Malta et Carvalho, 2011
		56 ± 32 (n=6)	123 ± 43 (n=3)	110 ± 49 (n=3)	4,6 ± 0,12 (n=1)	Malta et Carvalho, 2011
Globicéphale	<i>Globicephala</i> sp.	13,7 ± 0,3 (n=1)	-	-	-	
Dauphin de Guyane	<i>Sotalia guianensis</i>	3 – 50 (n=8)	46 – 596 (n=5)	-	-	
Dauphin de la Plata	<i>Pontoporia blainvillei</i>	47,5 – 102,4 (n=8)	166 – 600 (n=5)	-	-	Godoy et collab., 2012
Dauphin tacheté de l'Atlantique	<i>Stenella frontalis</i>	11 – 62 (n=2)	125,7 ± 6,6 (n=1)	-	-	
Grand dauphin	<i>Tursiops truncatus</i>	1,4 – 10,3 (n=2)	7,9 – 353 (n=2)	-	-	
Hyperoodon austral	<i>Hyperodon planifrons</i>	3,7 ± 0,1 (n=1)	72 ± 1 (n=1)	196 ± 4 (n=1)	5,4 ± 0,4 (n=1)	Cherry et collab., 1994

Nom commun	Nom latin	Accumulation (Bq/kg; poids frais)				Référence
		Muscle	Foie	Reins	Os	
Morse	<i>Odobenus rosmarus divergens</i>	29 (n=1)	174 (n=1)	189 (n=1)	-	Hamilton et collab., 2008
Phoque annelé	<i>Pusa hispida</i>	20,9 (n=1)	98,7 (n=1)	82,7 (n=1)	-	Gwynn et collab., 2006
Phoque barbu	<i>Erignathus barbatus</i>	27 (n=1)	68 (n=1)	207 (n=1)	-	Hamilton et collab., 2008
Rorqual commun	<i>Balaenoptera physalus</i>	1,9	-	-	-	Holtzman (1969), cité dans Shaheed et collab., 1997

Italique : Valeurs présentées en poids sec

En milieu terrestre, les niveaux élevés de ^{210}Po dans les reins de bovins de pâturage du nord de la Saskatchewan (20 ± 2 Bq/kg; n=4) peuvent être attribués à l'ingestion d'herbes contaminées, la déposition aérienne du ^{210}Po sur les végétaux augmentant l'exposition pour ces organismes par rapport aux animaux nourris aux grains dans les parcs d'engraissement (Thomas et collab., 2005). Précisons que le bétail commercial, qui consomme des céréales pour des périodes plus longues que les bovins de pâturage de cette étude, a généralement des niveaux inférieurs en ^{210}Po dans tous les tissus.

Meli et ses collaborateurs (2013a) ont comparé les teneurs chez les animaux de la ferme à ceux d'animaux sauvages du centre de l'Italie. L'auteur rapporte une différence significative entre les deux groupes analysés, les animaux sauvages démontrant des concentrations supérieures (tableau 26). Aucune différence significative n'a par contre été observée entre les animaux de la ferme. Il en est de même entre les concentrations mesurées chez les adultes comparativement aux jeunes, ainsi qu'entre les mâles et les femelles.

Tableau 26 – Concentrations en ^{210}Po accumulées les muscles d'animaux de la ferme comparativement à ceux d'animaux sauvages.

Espèce	Concentration (Bq/kg)	Région	Référence
Animaux de la ferme			
Cochon	0,02 – 0,18 n=18	Centre de l'Italie	Meli et collab., 2013a
Bovin	0,19 – 0,79 n=52		
Porc	0,24 ± 0,09 n=2	Corée	Chang et collab., 2009; cité dans Meli et collab., 2013a
Poulet	0,10 ± 0,05 n=2		
	0,14 ± 0,01 n=1		
Animaux sauvages			
Chevreuril	0,15 – 2,28 n=23	Centre de l'Italie	Meli et collab., 2013a
Daim	0,19 – 1,18 n=5		
Sanglier	0,03 – 1,59 n=49		

Dans le nord de la Pologne, dans une zone où les teneurs en radioactivité sont naturelles, Skwarzec et Prucnal (2007) rapportent, chez trois espèces de cerfs (le chevreuil *Capreolus capreolus*, le cerf élaphe *Cervus elaphus* et le daim européen *Dama dama*) des concentrations moyennes de 0,16 Bq/kg dans les muscles (poids humide; n=21), 1,08 Bq/kg dans le foie (poids humide; n=46) et 1,58 Bq/kg dans le rein (poids humide; n=46). Les auteurs n'ont rapporté aucune différence significative selon le sexe, l'âge et l'espèce étudiée.

Des lièvres d'Amérique (*Lepus americanus*), capturés près du parc à résidus d'Elliot Lake, présentaient des teneurs dans les os de 245 ± 82 Bq/kg (poids sec, n=6). Cette valeur est significativement plus élevée que celle mesurée dans les os de lièvres de trois sites témoins, soit 105 ± 87 Bq/kg (poids sec, n=6) au site témoin localisé à 3 km du parc à résidus, 126 ± 74 Bq/kg (poids sec, n=5) au site témoin localisé à 15 km du parc à résidus et 130 ± 93 Bq/kg (poids sec, n=5) pour celui localisé à une distance de 880 km de la zone d'exploitation minière (Clulow et collab., 1996).

Les teneurs mesurées dans deux castors (*Castor canadensis*) du même secteur ont montré des accumulations variant entre 70 et 160 Bq/kg dans les os, de 11 à 75 Bq/kg dans les muscles et de 35 à 65 Bq/kg dans le foie (Clulow et collab., 1991). Précisons que dans ces deux derniers cas, les concentrations en ^{210}Po dans le milieu n'étaient pas précisées, ce qui a rendu impossible le calcul de facteur de bioconcentration.

Pour les petits mammifères, Brown et ses collaborateurs (2011) ont mesuré des concentrations variant de 39 à 85 Bq/kg (poids frais) chez le campagnol roussâtre (n=8) et de 20 à 83 Bq/kg (poids frais) pour la musaraigne (n=9). Les concentrations sont significativement plus élevées dans le campagnol roussâtre comparativement à la musaraigne. Cette différence peut être attribuée à leur différence de régime alimentaire, le campagnol étant herbivore, alors que la musaraigne est insectivore. Thomas (2000a) a également mesuré les concentrations en radionucléides chez différentes espèces de petits mammifères prélevés sur le parc à résidus et au site de traitement de la mine Key Lake, en Saskatchewan. Les concentrations mesurées dans les organismes prélevés au parc à résidus sont supérieures à celle du site de contrôle, localisé à 5 km de la mine (tableau 27).

Tableau 27 – Concentrations en polonium (Bq/kg ; poids frais) accumulées dans des petits mammifères prélevés sur un site minier (Thomas, 2000a).

Nom commun	Nom latin	Contrôle	Parc à résidus	Usine de traitement
Campagnol à dos roux de Gapper	<i>Clethrionomys gapperi</i>	32 (n=5)	51 (n=2)	40 (n=1)
Campagnol des prés	<i>Microtus pennsylvanicus</i>	$8 \pm 0,1$ (n=2)	42 ± 13 (n=3)	51 (n=1)
Musaraigne cendrée	<i>Sorex cinereus</i>	30 (n=1)	101 (n=1)	50 (n=1)
Campagnol des bruyères	<i>Phenacomys intermedius</i>	13 (n=1)	53 (n=1)	28 (n=1)
Souris sylvestre	<i>Peromyscus maniculatus</i>	-	60 (n=1)	-
Souris sauteuse des champs	<i>Zapus hudsonius</i>	-	-	29 (n=1)

Les teneurs en ^{210}Po accumulées dans les organes du nord de la Saskatchewan sont significativement plus élevées comparativement à celles en ^{226}Ra (Thomas et collab., 2005). Les concentrations en ^{210}Po variaient entre 0,5 et 28 Bq/kg dans les os, 0,4 et 21 Bq/kg dans le foie, 1,2 et 20 Bq/kg dans les reins, 0,3 et 6 Bq/kg dans le muscle et entre 2 et 12 Bq/kg dans le rumen, alors que pour le ^{226}Ra , la plupart des tissus (foie, rein et muscles) présentaient des

concentrations inférieures à la limite de détection. Le pourcentage de transfert du rumen vers les muscles variait de 18 à 47 % (Thomas, 2000b). Les auteurs attribuent ce fort pourcentage à la capacité du ^{210}Po à se lier de manière covalente au soufre retrouvé dans les tissus mous des mammifères. Dans la région analysée, les concentrations en ^{210}Po dans le foie et les muscles diminuaient de façon significative avec la distance des résidus miniers. Précisons cependant que les types de sols et l'alimentation peuvent avoir exercé autant d'effet que l'exploitation minière de l'uranium.

Le polonium a été mesuré dans différents organes de caribous (*Rangifer tarandus groenlandicus*) vivant à proximité de mines d'uranium en Saskatchewan (Thomas et Gates, 1999). Les teneurs les plus élevées ont été mesurées dans les os (367 ± 25 Bq/kg; poids humide), alors que celles dans les autres tissus variaient de 12,4 à 286 Bq/kg (tableau 28) et s'élevaient à 368 ± 47 Bq/kg (n=17) dans les fèces. À titre comparatif, les concentrations dans les os de caribous de différents troupeaux de l'Arctique canadien, suivis de 1989 à 1994, étaient comprises entre 25 et 1219 Bq/kg (poids humide; n=57), alors qu'elles étaient de 38,7 à 1734 Bq/kg (poids humide; n=80) dans le foie et de 26,9 à 678 Bq/kg (poids humide; n=45) dans les reins (Macdonald et collab., 1996).

Tableau 28 – Concentrations en ^{210}Po (Bq/kg ; poids humide) accumulées dans les différents tissus de caribous vivant à proximité de mines d'uranium en Saskatchewan (Thomas et Gates, 1999).

Tissu	Nombre d'échantillons	Accumulation (Bq/kg)
Os	18	367 ± 25
Foie	18	286 ± 19
Reins	18	159 ± 11
Rumen	18	128 ± 6
Pancréas	1	79
Fourrure	18	58 ± 5
Duodénum	6	$42 \pm 4,2$
Poumons	1	31
Rate	6	$30 \pm 3,9$
Sang	17	23 ± 2
Muscles	18	$12,4 \pm 0,5$
Colon	2	12,2

Skuterud et ses collaborateurs (2005) ont mesuré les concentrations en ^{210}Po dans le caribou du sud de la Norvège (Vaga) dans une zone ayant reçu des rayonnements à la suite de l'accident de Tchernobyl. Les concentrations dans les muscles, qui étaient de $23,7 \pm 3,7$ Bq/kg (poids sec) chez les jeunes et de $35,5 \pm 9,2$ Bq/kg (poids sec) chez les femelles âgées de sept (7) ans ou plus, ne montraient aucune différence significative entre les deux groupes. Ces concentrations sont légèrement supérieures à celles obtenues par Persson et Holm (2011) dans le pays voisin, soit en Suède, avant l'accident nucléaire. En effet, les concentrations dans les muscles de caribous prélevés entre 1970 et 1971 étaient de $10,6 \pm 0,6$ Bq/kg (poids humide).

Afin de déterminer les impacts de l'accident de Tchernobyl sur les caribous du nord du Québec, des échantillons de muscles, de foie, de reins et de cœur ont été prélevés entre octobre 1986 et mars 1988 (Crête et collab., 1993). Des concentrations entre 9 et 20 Bq/kg (poids humide ; n=24) ont été mesurées dans les muscles, de 20 ± 1 Bq/kg (poids humide ; n=3) dans le cœur, de 265 à 440 Bq/kg (poids humide ; n=9) dans le foie et de 283 à 400 Bq/kg dans les reins (n=7). Les concentrations en ^{210}Po étaient plus faibles dans les muscles que dans le foie et les reins. Les concentrations dans les muscles sont plus faibles que celles mesurées en Scandinavie à la suite de l'accident (Skuterud et collab., 2005).

Chez le loup, qui s'alimente entre autres de caribous, les concentrations mesurées dans le foie, les reins et les muscles étaient respectivement de 24, de 19 et de 1 Bq/kg (Thomas et collab., 1994; cité dans Thomas et collab., 2005). Ces auteurs rapportent des FBCdiète-animal de 0,36 à 0,44 pour le loup arctique.

Thomas et Gates (1999) ont estimé le transfert du polonium le long de la chaîne alimentaire, à partir de teneurs moyennes mesurées dans les différents organes internes des caribous vivant au nord de la Saskatchewan. Les facteurs de bioconcentration estimés vers l'organisme en entier, à partir des teneurs en polonium estimées dans leur principale source de nourriture, soit le lichen, sont de 0,42 pour l'espèce *Cladina stellaris* et de 0,55 pour l'espèce *Cladina mitis*. Ces facteurs, pour ces mêmes espèces lichéniques, s'abaissent à 0,21 et 0,25 respectivement, si on considère le transfert vers les muscles. Ces facteurs, considérés élevés comparativement à ceux des autres radionucléides de la chaîne de désintégration de l'uranium-238, feraient du ^{210}Po celui s'accumulant le plus efficacement dans les muscles des mammifères. Ils concordent avec les FBC présentés dans d'autres études du même auteur (Thomas et collab., 1994; Thomas, 1994; Thomas, 1995b; cité dans Thomas, 2000b).

Thomas (2000b) rapporte un facteur de bioconcentration du sol vers les petits mammifères (campagnol, musaraigne et souris) d'environ 0,0065.

Les facteurs de bioconcentration rapportés dans la littérature pour le ^{210}Po sont relativement faibles pour les mammifères (tableau 29), à l'exception de celui proposé par l'AECL, LIETDOS-BIO et FASSET (FBC = 4,2). Cependant, cette valeur provient uniquement de données récoltées chez le caribou. L'exposition air-lichen-mammifères n'étant pas représentative de celles des autres mammifères terrestres au polonium, l'utilisation d'un tel facteur aura pour conséquence de surestimer les teneurs en ^{210}Po accumulées dans ces organismes. Les valeurs rapportées par Wood et ses collaborateurs (2010) ($2,78 \times 10^{-3}$) et par EA R&D128 (1×10^{-4}) n'ont pas été obtenue à partir de données de caribous et sont jugées plus représentatives d'une exposition mammalienne au polonium.

Tableau 29 – Facteurs de bioconcentration des écosystèmes terrestres vers les mammifères.

	FBC \pm Écart-type	Référence
Mammifères	$2,78 \times 10^{-3} \pm 1,57 \times 10^{-3}$	Wood et collab., 2010
Mammifères herbivores	1×10^{-4}	EA R&D128 ¹
Mammifères herbivores	4,2	AECL, LIETDOS-BIO et FASSET ¹
Mammifères carnivores	1,7	AECL, LIETDOS-BIO et FASSET ¹
Mammifères carnivores	0,70	EA R&D128 ¹

¹ cité dans (Beresford et collab., 2008)

Le facteur de transfert du ^{210}Po vers les mammifères est plus faible pour les sites proches des mines d'uranium que pour les sites témoins, bien que les concentrations dans les animaux soient plus élevées en valeur absolue (Thomas, 1994; Thomas et Gates, 1999; Thomas, 2000b). Cette observation est attribuée à une incorporation moindre du ^{210}Po associé aux grosses particules issues des résidus miniers que du ^{210}Po associé aux particules naturelles, plus petites, lors de l'ingestion de sol par les animaux.

10.2. Toxicité

10.2.1 Exposition par inhalation

L'exposition au ^{210}Po par inhalation peut provoquer des cancers du poumon chez les rats et les hamsters (Yuile et collab., 1967; Little et collab., 1975). Little et ses collaborateurs (1975) rapportent un taux d'incidence de ce type de cancer chez 9 à 53 % des hamsters exposés par voie intratrachéale à des doses de 15 à 300 rads (148 à 3145 Bq) de polonium pendant toute leur vie. Yuile et ses collaborateurs (1967) ont observé des tumeurs pulmonaires primaires chez 3 à 13 % des rats Wistar Rochester ayant inhalé de 71 à 538 rads (740 à 5550 Bq) de ^{210}Po sous forme d'aérosol. Près de 87 % des rats exposés à la plus forte dose sont morts au courant de l'année suivant l'exposition, comparativement à 35 % pour les témoins. Ces résultats ont été compliqués par l'apparition d'une infection pulmonaire aiguë et chronique, endémique dans la colonie de rats. Kennedy et ses collaborateurs (1977) mentionnent une espérance de vie médiane de 609 jours chez des hamsters ayant été exposés à 15 reprises, par voie intratrachéale, à une dose de 4,4 rads (46,3 Bq) de ^{210}Po . Aucune tumeur n'a été observée chez des hamsters exposés par voie intratrachéale à 0,007 rad (0,007 Bq) de ^{210}Po (Shami et collab., 1982). Une diminution de l'incidence de cancer pulmonaire a été observée lors d'exposition unique à une dose élevée (1 %; 240 rads = 2590 Bq), comparativement à une exposition prolongée à de plus faibles doses (9 %; 24 rads = 259 Bq) (Little et collab., 1985).

10.2.2 Exposition par voie orale

Chez des rats exposés par gavage à 20 MBq/kg de poids corporel de chlorure de polonium, le temps de survie moyen était de 49 jours (Della Rosa et Stannard, 1964; cité dans Casarett, 1964c). Ces résultats concordent avec ceux de Casarett (1964c), où des rats exposés à la même dose sont morts entre 17 et 122 jours après l'ingestion de polonium. L'apparition de lésions intestinales et de néphrosclérose a été observée chez les animaux exposés par voie orale, ce qui a contribué, du moins en partie, au décès de ces organismes.

10.2.3 Exposition par contact cutané

Le ^{210}Po accumulé sur le feuillage des végétaux peut pénétrer dans l'organisme par les yeux. Hunt (1967, cité dans Thomas et collab., 2005) a suggéré que les niveaux élevés en ^{210}Po , retrouvés dans la choroïde de l'œil, peuvent influencer sur le développement de carcinome épidermoïde, la principale cause de condamnation des bovins avant l'abattage à l'époque.

L'action locale du ^{210}Po sur la peau et les muqueuses des mammifères se manifeste pour sa part par une dégénérescence de la couche de Malpighi de l'épiderme, ainsi que par

l'apparition de nécroses et de perturbations mitotiques dans les noyaux cellulaires (Moroz et Smirnova, 1959).

10.2.4 Exposition par injection

Une augmentation du nombre de cellules mortes a été observée dans le tractus gastro-intestinal de rats, de 1 à 3 jours après l'injection par intraveineuse de 2,2 MBq/kg (Lebedeva, 1961). Du polonium administré par injection sous-cutanée à raison de 3,7, 6,6 et 8,9 kBq/kg n'a pas engendré de changements dans l'électrocardiogramme des lapins mâles à la suite de l'exposition (Groz dov, 1961). Le temps de coagulation a augmenté de 150 à 330 % chez des chiens ayant reçu des injections sous-cutanées de ^{210}Po à une dose de 1,9 kBq/kg de poids corporel (Mikhailovich, 1958). Dans cette même étude, des hémorragies ont été observées de 10 à 20 jours à la suite de l'exposition, alors qu'une diminution du nombre de thrombocytes est survenue de 15 à 20 jours après l'exposition.

Casarett (1964d) a étudié l'effet sur les tissus d'une injection unique, par voie intraveineuse, de polonium chez des rats. Une dégénérescence et une atrophie des testicules et des ovaires, une fibrose des ganglions lymphatiques, une hypoplasie de la moelle osseuse et une atrophie du thymus ont été identifiées. Un ralentissement de la croissance a été observé au niveau du fémur. De l'emphysème pulmonaire, associé à une obstruction partielle des bronches, a également été rencontré, tout comme une néphrosclérose et des tumeurs aux reins. L'intensité des effets variait selon la dose injectée (37 à 740 kBq/kg). Ces changements pouvaient apparaître jusqu'à 100 jours après l'injection de ^{210}Po . Aucun changement notable n'a été diagnostiqué au niveau du foie, du pancréas, de la thyroïde, du cœur et des muscles. L'espérance de vie était de 584 jours chez le groupe témoin, de 577 jours après une injection unique de 37 kBq/kg, de 517 jours à la suite d'une injection de 185 kBq/kg, de 425 jours après une dose de 370 kBq/kg et de 160 jours après l'injection de 740 kBq/kg. Les symptômes rapportés (atrophie des testicules, des ovaires et du thymus, problèmes rénaux) avaient précédemment été rapportés chez d'autres mammifères (rats, souris et lapins) ayant reçu des injections uniques de polonium entre 33 et 2 220 kBq/kg (Lacassagne et collab., 1925; Cowden et Zipf, 1956; Finkel et collab., 1953; tous cités dans Casarett, 1964d).

L'examen hématologique des cellules sanguines a pour sa part démontré une dépression du nombre de leucocytes (figure 2), de lymphocytes (figure 3), de neutrophiles et d'érythrocytes, dépendante de la dose d'exposition (Casarett, 1964b).

Figure 2 – Nombre de leucocytes, en fonction du temps, chez des rats exposés au ^{210}Po (Casarett, 1964b).

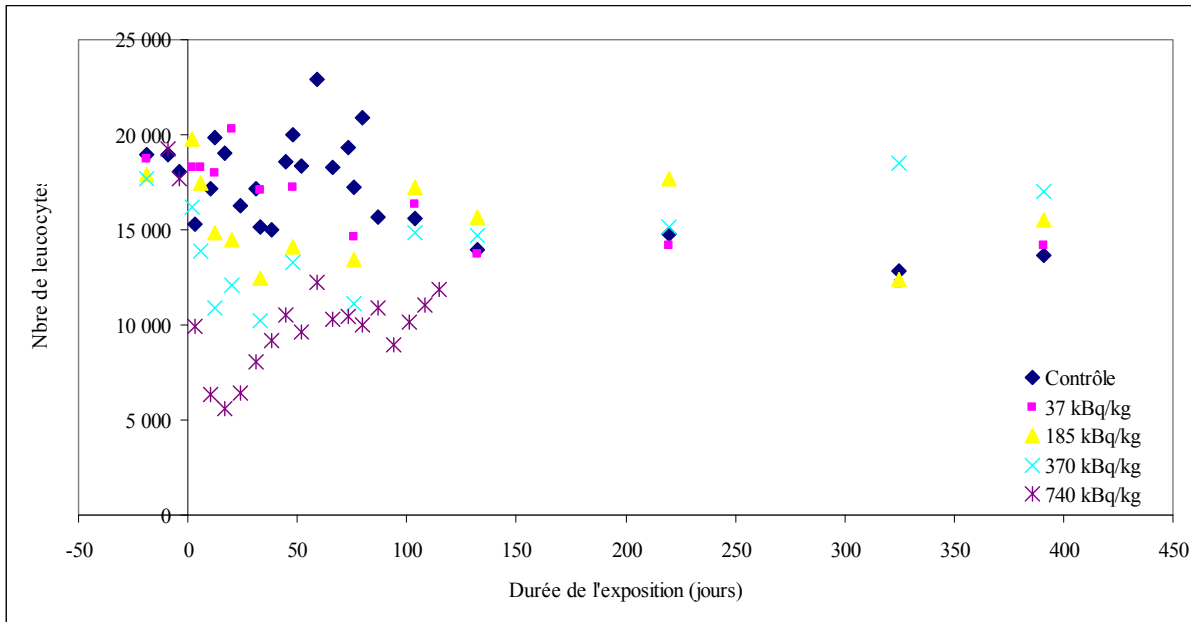
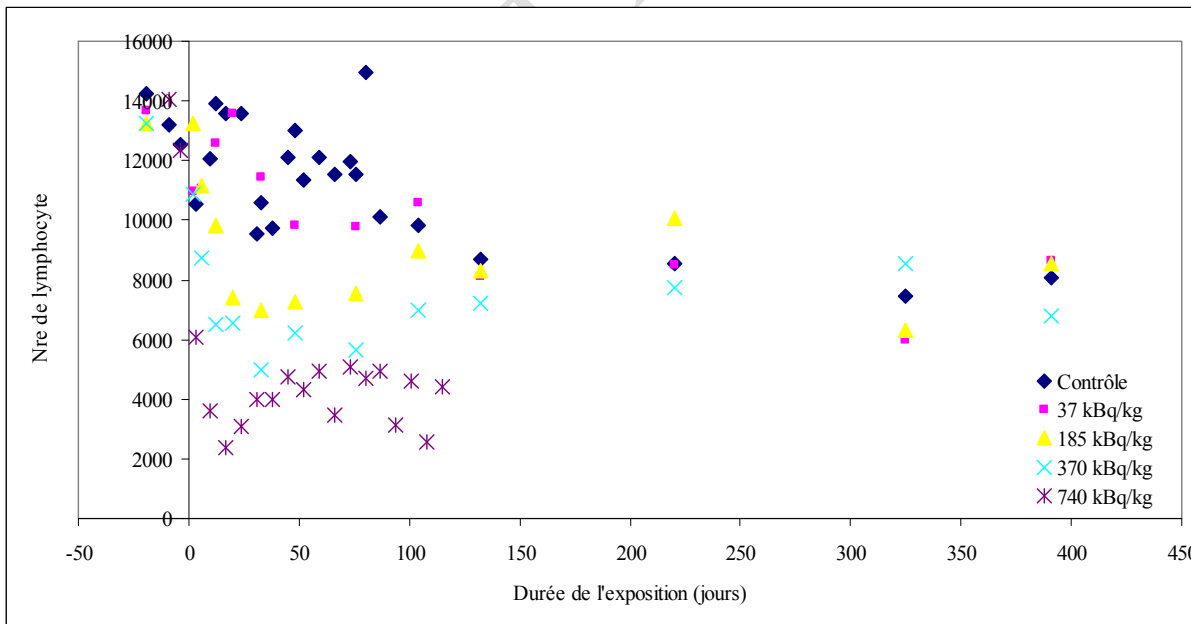


Figure 3 – Nombre de lymphocytes, en fonction du temps, chez des rats exposés au ^{210}Po (Casarett, 1964b).



D'autres études ont rapporté des changements au niveau hématologique à la suite de l'injection de polonium. Fernau et ses collaborateurs (1913; cité dans Casarett, 1964b) mentionnent une dépression modérément marquée du nombre de leucocytes de 15 à 18 jours après l'injection intraveineuse de 37 à 185 kBq/kg chez des lapins. À une dose de 384 kBq/kg,

la moitié du nombre de leucocytes a été observée 15 jours après l'injection. Aucun changement n'a été rapporté dans le nombre d'érythrocytes. Lacassagne et ses collaborateurs (1925; cité dans Casarett, 1964b) ont signalé, 9 jours après l'injection, une disparition totale des leucocytes chez un lapin ayant reçu une dose de 5,6 MBq/kg par voie intrapéritonéale. Le nombre de plaquettes et d'érythrocytes a également diminué. La mort de l'individu est survenue 11 jours après l'injection. Des doses uniques de 0,9 ou 1,3 MBq/kg, reçues par intraveineuse, ont engendré une chute du nombre de globules blancs chez les rats exposés dès les premières 24 heures (Cowden et Zipf, 1956; cité dans Casarett, 1964b). La baisse du nombre d'érythrocytes était maximale 21 jours après l'injection de 1,3 MBq/kg et 40 jours après l'injection de 0,9 MBq/kg. Une dose de 33,3 kBq/kg n'a pas engendré de modifications dans le sang.

L'injection sous-cutanée unique de ^{210}Po à une dose de 3,7 kBq/kg chez la souris et de 2,8 kBq/kg chez le rat a occasionné la mort des animaux exposés après 11 à 40 jours (Krivchenkova, 1960). Des résultats semblables ont été obtenus par Rencova et ses collaborateurs (1997), où tous les rats Sprague-Dawley ayant reçu une dose de 1,4 kBq/kg de ^{210}Po par injection intraveineuse sont morts de 14 à 44 jours après leur exposition. Lors de l'examen histopathologique des tissus de ces rats, des modifications notables ont été observées au niveau des ganglions lymphatiques, du thymus et de la moelle osseuse. Lors de l'examen hématologique, des différences significatives ont été observées entre le nombre de cellules mesurées chez le groupe exposé comparativement au groupe témoin (tableau 30).

Tableau 30 – Nombre de cellules sanguines observées chez des rats exposés à 1 445 Bq/kg de ^{210}Po (Rencova et collab., 1997).

Type de cellules	Témoin	Groupe exposé au ^{210}Po
Érythrocyte	$(7,3 \pm 0,1) \times 10^6$	$(5,2 \pm 0,2) \times 10^6$
Leucocyte	$(3,5 \pm 0,3) \times 10^3$	$(0,6 \pm 0,1) \times 10^3$
Érythroblaste	$(70,9 \pm 4,8) \times 10^6$	$(28,1 \pm 3,7) \times 10^6$
Granulocyte	$(72,6 \pm 5,2) \times 10^6$	$(14,2 \pm 2,1) \times 10^6$
Lymphocyte	$(28,6 \pm 3,9) \times 10^6$	$(4,0 \pm 0,9) \times 10^6$

Bruenger et ses collaborateurs (1990) rapportent des problèmes rénaux attribuables au rayonnement alpha du ^{210}Po chez des beagles ayant reçu des injections intraveineuses de ^{226}Ra et de ses descendants. Ces problèmes rénaux ont occasionné, après 1 210 jours, la mort de 50 % des 20 chiens exposés à 116 kBq/kg de ^{210}Po . Des quatre (4) chiens exposés à une dose plus élevée (329 kBq/kg), trois sont décédés après 580 jours. Lacassagne et ses collaborateurs (1925 ; cité dans Casarett, 1964d) rapportent des néphrites aiguës chez des lapins ayant reçu une dose unique de 5,6 MBq/kg. À une dose entre 1 et 2 MBq/kg, des scléroses rénales ont été observées.

Les effets d'injections multiples par intraveineuse de chlorure de polonium chez des rats albinos de la souche Rochester ex-Wistar ayant reçu des injections intraveineuses mensuelles de polonium à des niveaux de 0, 0,85, 3,7, 11,1 et 55,5 kBq/kg ont été étudiés par (Casarett, 1964a). Les rats ont été autopsiés au moment de leur mort. Des changements au niveau des ovaires ont été observés dès une dose de 3,7 kBq/kg. Une néphrosclérose a été observée à la

dose la plus élevée. Des hémorragies de la rate ont été rencontrées dans tous les groupes testés. L'incidence des rats atteints de tumeurs malignes a également été observée dans tous les groupes, à l'exception du dosage le plus élevé, étant donné l'espérance de vie largement diminuée. L'espérance de vie des témoins variait entre 4 et 31 mois, de 3 à 30 mois dans le groupe exposé à 0,085 kBq/kg, de 3 à 28 mois dans le groupe exposé à 3,7 kBq/kg, de 5 à 19 mois dans le groupe exposé à 11,1 kBq/kg et de 1 à 13 mois dans le groupe exposé à 55,5 kBq/kg.

Shikhodyrov et ses collaborateurs (1971, cité dans Gmelin, 1990), ont évalué l'incidence de tumeurs chez des chiens exposés au polonium par injection à une dose de 92,5 kBq/kg. Près de 30 % des chiens exposés ont développé des tumeurs multiples au foie, aux reins et aux glandes endocrines. Seulement 5 % des chiens du groupe témoin ont développé des tumeurs simples.

L'injection sous-cutanée de 1,9 à 7 MBq/kg de ^{210}Po chez des chiens a engendré la mort des individus testés de 10 jours à 4 semaines après l'exposition, alors que la mort survenait de 6 à 12 mois après l'injection de 0,1 MBq/kg (Moroz et Parfenov, 1971, 1972, cités dans Harrison et collab., 2007). Des durées de survie médianes chez les rats de 20, 40 et 60 jours ont été mesurées après l'injection intraveineuse de 1,9, 1,6 et 1,1 MBq/kg, respectivement (Fink, 1950, cité dans Harrison et collab., 2007). Les chiens, les chats et les lapins ont montré des réponses très similaires, avec des temps de survie médians de 20 jours après l'administration de 2,5 à 2,6 MBq/kg de polonium (Spoerl et Anthony 1956, Cohen et collab., 1989, cités dans Harrison et collab., 2007). D'autres études rapportent des durées de vie à la suite d'injection de polonium chez des mammifères. Ces résultats sont résumés au tableau 31. La dose létale engendrant 50 % de mortalité après 20 jours, c'est-à-dire la $DL_{50-20 \text{ jours}}$, est estimée à 2,6 MBq/kg chez les chiens, les chats et les lapins et à 1,5 MBq/kg chez les rongeurs. La DL_{50} sur 40 jours chez les rongeurs est pour sa part estimée à 1 MBq/kg.

Tableau 31 – Espérance de vie de mammifères exposés au polonium.

Espèce	Type d'exposition	Dose (MBq/kg)	Espérance de vie (jours)	Référence
Rat	Injection intraveineuse	4,4 – 6,3	7	Casarett et collab., 1950 ¹
		1,4 – 2,6	40	
		0,6 – 1,0	40 – 100	
		1,1	60	Fink, 1950 ¹
		1,6	40	
		1,9	20	
		1,4	17 – 20	Noonan et Stannard, 1954 ¹
		1,2 – 1,7	19 – 34	Della Rosa et Stannard, 1958 ¹ ; Scott et Stannard, 1954 ¹
		1,1 – 1,6	14 – 28	Spoerl et Anthony, 1956 ¹ , Anthony et collab., 1956 ¹
		Souris CF-1	2	20
Souris CFW	3,0 – 3,7	20	Spoerl et Anthony, 1956 ¹	
Lapin	5,6	6 – 12	Lacassagne et collab., 1925, cité dans Casarett, 1964d	
Lapin	1 – 2	60 – 180		
Chien	Injection sous-cutanée	1,9 – 7	10 – 28	Moroz et Parfenov, 1971, 1972 ¹
Chat, chien et lapin	Injection intraveineuse	2,5 – 2,6	20	Spoerl et Anthony, 1956 ¹ , Anthony et collab., 1956 ¹

¹ Études citées dans (Harrison et collab., 2007).

11. PERSPECTIVES

Cette revue de littérature a permis de recenser un grand nombre de données sur le potentiel de bioaccumulation du polonium dans les organismes aquatiques et terrestres. Ainsi, de nombreuses études ont porté sur la bioaccumulation du polonium, en particulier dans les végétaux, les poissons et les mammifères, et sa cible dans les organismes. Les données analysées indiquent que le polonium peut se bioaccumuler dans l'ensemble des organismes considérés, autant chez les organismes aquatiques que les organismes terrestres, bien que l'accumulation soit largement supérieure en milieu aquatique. De ceux de la chaîne de désintégration de l'uranium, il s'agit du radionucléide ayant démontré les facteurs de bioconcentration les plus élevés. Chez les végétaux, le polonium accumulé se retrouve principalement dans les feuilles, alors qu'il se retrouve dans les tissus mous des organismes supérieurs.

En revanche, il existe très peu de données sur la toxicité du polonium sur la faune et la flore. Les données sont inexistantes pour les microorganismes, les invertébrés terrestres, les végétaux terrestres et aquatiques, les poissons, les amphibiens, les reptiles et les oiseaux. Une seule étude a été répertoriée chez les invertébrés aquatiques et celle-ci rapporte l'absence de mutation chez la moule africaine. Aucune concentration dans le milieu n'est rapportée dans cette étude, les effets étant comparés à partir de l'accumulation dans l'organisme. Chez les mammifères, des cas de cancers des poumons ont été observés chez des rats et des hamsters à la suite d'une exposition par inhalation, tandis que le contact cutané peut provoquer des nécroses tissulaires et des carcinomes. Une étude réalisée chez des rats exposés par voie orale rapporte l'apparition de lésions intestinales et de néphrosclérose. Différents problèmes de santé, incluant des atrophies des ovaires, des testicules et du thymus, des fibroses des ganglions lymphatiques, de l'hypoplasie de la moelle osseuse, des problèmes rénaux, hématologiques et cancérologiques ont pour leur part été observés à la suite d'une exposition par injection. Cette voie d'exposition n'est cependant pas représentative de celle des organismes dans leur milieu naturel. Qu'importe la voie d'exposition, l'espérance de vie des mammifères exposés au polonium est diminuée. Mentionnons par contre que toutes les concentrations testées chez les mammifères sont extrêmement élevées, soit de l'ordre du kBq/kg, et que les chances que de telles concentrations se retrouvent dans l'environnement sont faibles.

Cette revue de littérature a donc mis en évidence un important besoin de générer des données afin de déterminer les effets du polonium, 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 polonium dans les organismes. Ces données complémentaires contribueront à une gestion durable des projets miniers impliquant le polonium.

12. RÉFÉRENCES

- Abu Bakar, N. S., Z. U. y. W. Mahmood et A. Saat. 2013. Assessment of Po-210 deposition in moss species and soil around coal-fired power plant. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* **295**: 315-323.
- Akozcan, S. 2013. Levels of Po-210 in some commercial fish species consumed in the Aegean Sea coast of Turkey and the related dose assessment to the coastal population. *Journal of Environmental Radioactivity* **118**: 93-95.
- Akozcan, S. et A. Ugur. 2013. Activity levels of Po-210 and Pb-210 in some fish species of the Izmir Bay (Aegean Sea). *Marine Pollution Bulletin* **66**: 234-238.
- Akyil, S., G. Gurboga, M. A. A. Aslani et S. Aytas. 2008. Vertical distribution of Ra-226 and Po-210 in agricultural soils in Buyuk Menderes Basin, Turkey. *J. Hazard. Mater.* **157**: 328-334.
- Al-Masri, M. S., S. Mamish, Y. Budeir et A. Nashwati. 2000. Po-210 and Pb-210 concentrations in fish consumed in Syria. *Journal of Environmental Radioactivity* **49**: 345-352.
- Al-Masri, M. S., B. Al-Akel, A. Nashawani, Y. Amin, K. H. Khalifa et F. Al-Ain. 2008. Transfer of K-40, U-238, Pb-210, and Po-210 from soil to plant in various locations in south of Syria. *Journal of Environmental Radioactivity* **99**: 322-331.
- Al-Masri, M. S., A. Al-Hamwi, Z. Eadan et Y. Amin. 2010. Transfer factors of Polonium from soil to parsley and mint. *Journal of Environmental Radioactivity* **101**: 1038-1042.
- Alam, L. et C. A. R. Mohamed. 2011. Natural radionuclide of Po-210 in the edible seafood affected by coal-fired power plant industry in Kapar coastal area of Malaysia. *Environmental Health* **10** : 43.
- Alonso-Hernandez, C., M. Diaz-Asencio, A. Munos-Caravaca, E. Suarez-Morell et R. Avila-Moreno. 2002. Cs-137 and Po-210 dose assessment from marine food in Cienfuegos Bay (Cuba). *Journal of Environmental Radioactivity* **61**: 203-211.
- Ansoborlo, E., P. Berard, C. Den Auwer, R. Leggett, F. Menetrier, A. Younes, G. Montavon et P. Moisy. 2012. Review of Chemical and Radiotoxicological Properties of Polonium for Internal Contamination Purposes. *Chem. Res. Toxicol.* **25**: 1551-1564.
- Aposhian, H. V. et D. C. Bruce. 1991. binding of Po-210 to liver metallothionein. *Radiation Research* **126**: 379-382.
- Avadhani, D. N., H. M. Mahesh, N. Karunakara, Y. Narayana, H. M. Somashekarappa et K. Siddappa. 2001. Dietary intake of Po-210 and Pb-210 in the environment of Goa of south-west coast of India. *Health Phys.* **81**: 438-445.
- Bahrou, A. S., P. R. L. Ollivier, T. E. Hanson, E. Tessier, D. Amouroux et T. M. Church. 2012. Volatile Dimethyl Polonium Produced by Aerobic Marine Microorganisms. *Environmental Science & Technology* **46**: 11402-11407.
- Beresford, N. A., C. L. Barnett, J. E. Brown, J. J. Cheng, D. Copplesstone, V. Filistovic, A. Hosseini, B. J. Howard, S. R. Jones, S. Kamboj, A. Kryshev, 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.
- Bhat, R., K. R. Sridhar, K. M. Rajashekara et Y. Narayana. 2005. Po-210 bioaccumulation in coastal sand dune wild legumes - *Canavalia* spp. of southwest coast of India. *Journal of Environmental Monitoring* **7**: 856-860.

- Borylo, A., W. Nowicki, G. Olszewski et B. Skwarzec. 2012. Polonium (Po-210), uranium (U-234, U-238) isotopes and trace metals in mosses from Sobieszewo Island, northern Poland. *J. Environ. Sci. Health Part A-Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.* **47**: 1831-1842.
- Brown, J. E., R. Gjelsvik, P. Roos, J. A. Kalas, I. Outola et E. Holm. 2011. Levels and transfer of Po-210 and Pb-210 in Nordic terrestrial ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* **102**: 430-437.
- Bruenger, F. W., R. D. Lloyd, G. N. Taylor, S. C. Miller et C. W. Mays. 1990. Kidney-disease in beagles injected with Po-210. *Radiation Research* **122**: 241-251.
- Bunzl, K. et W. Kracke. 1984. Distribution of Pb-210, Po-210, stable lead and fallout Cs-137 in soil, plants and moorland sheep of a heath. *Sci. Total Environ.* **39**: 143-159.
- Bustamante, P., P. Germain, G. Leclerc et P. Miramand. 2002. Concentration and distribution of Po-210 in the tissues of the scallop *Chlamys varia* and the mussel *Mytilus edulis* from the coasts of Charente-Maritime (France). *Marine Pollution Bulletin* **44**: 997-1002.
- Carvalho, F. P. 1988. Po-210 in marine organisms - a wide-range of natural radiation-dose domains. *Radiation Protection Dosimetry* **24**: 113-117.
- Carvalho, F. P. et S. W. Fowler. 1993. An experimental-study on the bioaccumulation and turnover of Po-210 and Pb-210 in marine shrimp. *Marine Ecology Progress Series* **102**: 125-133.
- Carvalho, F. P. et S. W. Fowler. 1994. A double-tracer technique to determine the relative importance of water and food as sources of Po-210 to marine prawns and fish. *Marine Ecology Progress Series* **103**: 251-264.
- Carvalho, F. P. et J. M. Oliveira. 2008. Radioactivity in marine organisms from northeast Atlantic ocean. *Dans: Natural Radiation Environment. Éditeurs: A. S. Paschoa and F. Steinhausler.* **1034**: 387-392.
- Carvalho, F. P., J. M. Oliveira, G. Alberto et J. V. I. Balk. 2010. Allometric relationships of Po-210 and Pb-210 in mussels and their application to environmental monitoring. *Marine Pollution Bulletin* **60**: 1734-1742.
- Carvalho, F. P. 2011. Polonium (Po-210) and lead (Pb-210) in marine organisms and their transfer in marine food chains. *Journal of Environmental Radioactivity* **102**: 462-472.
- Carvalho, F. P., J. M. Oliveira et G. Alberto. 2011a. Factors affecting Po-210 and Pb-210 activity concentrations in mussels and implications for environmental bio-monitoring programmes. *Journal of Environmental Radioactivity* **102**: 128-137.
- Carvalho, F. P., J. M. Oliveira et M. Malta. 2011b. Radionuclides in plants growing on sludge and water from uranium mine water treatment. *Ecological Engineering* **37**: 1058-1063.
- Carvalho, F. P., J. M. Oliveira et M. Malta. 2011c. Radionuclides in deep-sea fish and other organisms from the North Atlantic Ocean. *ICES J. Mar. Sci.* **68**: 333-340.
- Casacuberta, N., F. L. Traversa, P. Masque, J. Garcia-Orellana, M. Anguita, J. Casa et R. Garcia-Tenorio. 2010. Distribution and biokinetic analysis of Pb-210 and Po-210 in poultry due to ingestion of dicalcium phosphate. *Sci. Total Environ.* **408**: 4695-4701.
- Casarett, G. W. 1964a. Pathology of multiple intravenous doses of polonium. *Radiat Res Suppl.* **5**: 347-360.
- Casarett, G. W. 1964b. Hematology of single intravenous doses of polonium. *Radiat Res Suppl.* **5**: 322-346.

- Casarett, G. W. 1964c. Pathology of orally administered polonium. *Radiat Res Suppl.* **5** : 361-372.
- Casarett, G. W. 1964d. Pathology of single intravenous doses of polonium. *Radiat Res Suppl.* **5**: 246-321.
- Casarett, L. J. 1964e. Distribution and excretion of polonium-210. IX. Deposition, retention, and fate after inhalation by "nose-only" exposure, with notes on mechanics of deposition and clearance and comparison routes of administration. *Radiat Res Suppl.* **5** : 148-165.
- Casarett, L. J. 1964f. Distribution and excretion of polonium-210. V. Autoradiographic study of effects of route of administration on distribution of polonium-210. *Radiat Res Suppl.* **5** : 93-105.
- Casarett, L. J. 1964g. XII. Autoradiographic observations after inhalation of polonium-210 in rats. *Radiat Res Suppl.* **5** : 187-204.
- Casarett, L. J. et P. E. Morrow. 1964. Distribution and excretion of polonium-210. XI. Autoradiographic studies after intratracheal administration in the rabbit. *Radiat Res Suppl.* **5** : 175-186.
- Catal, E. M., A. Ugur, B. Ozden et I. Filizok. 2012. Po-210 and Pb-210 variations in fish species from the Aegean Sea and the contribution of Po-210 to the radiation dose. *Marine Pollution Bulletin* **64**: 801-806.
- Charmasson, S., P. Germain et G. Leclerc. 1998. Po-210 as a tracer of variations of trophic input to deep-sea benthic ecosystems: A study of the deep-sea amphipod *Eurythenes gryllus* from the tropical Atlantic. *Radiation Protection Dosimetry* **75**: 131-138.
- Cherrier, J., W. C. Burnett et P. A. Larock. 1995. Uptake of polonium and sulfur by bacteria. *Geomicrobiol. J.* **13**: 103-115.
- Cherry, M. I., R. D. Cherry et M. Heyraud. 1987. Po-210 and Pb-210 in antarctic marine biota and sea-water. *Marine Biology* **96**: 441-449.
- Cherry, R., D. Desbruyeres, M. Heyraud et C. Nolan. 1992. High-levels of natural radioactivity in hydrothermal vent polychaetes. *Comptes Rendus Acad. Sci. Ser. III-Sci. Vie-Life Sci.* **315**: 21-26.
- Cherry, R. D. et M. Heyraud. 1981. Po-210 content of marine shrimp - variation with biological and environmental-factors. *Marine Biology* **65**: 165-175.
- Cherry, R. D., M. Heyraud et A. G. James. 1989. Diet prediction in common clupeoid fish using Po-210 data. *Journal of Environmental Radioactivity* **10**: 47-65.
- Cherry, R. D., M. Heyraud et R. Rindfuss. 1994. Po-210 in teleost fish and in marine mammals - interfamily differences and a possible association between Po-210 and red muscle content. *Journal of Environmental Radioactivity* **24**: 273-291.
- 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 uranium tailings near Elliot lake, Canada. *Environ. Pollut.* **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. *Environ. Pollut.* **77**: 39-50.
- Clulow, F. V., N. K. Dave, T. P. Lim et N. R. Cloutier. 1996. U- and Th-series radionuclides in snowshoe hare (*Lepus americanus*) taken near U mill tailings close to Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environ. Pollut.* **94**: 273-281.

- Clulow, F. V., N. K. Dave, T. P. Lim et R. Avadhanula. 1998. Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada. *Environ. Pollut.* **99**: 199-213.
- Colangelo, C. H., M. R. Huguet et A. A. Oliveira. 1994. Levels of Po-210 in marine species of the south-atlantic ocean. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry-Letters* **188**: 65-71.
- Connan, O., P. Germain, L. Solier et G. Gouret. 2007. Variations of Po-210 and Pb-210 in various marine organisms from Western English Channel: contribution of Po-210 to the radiation dose. *Journal of Environmental Radioactivity* **97**: 168-188.
- Coppin, F et S. Roussel-Debet. 2004. Comportement du 210Po en milieu terrestre : revue bibliographique. *Radioprotection*, **39**: 39-58.
- Crête, M., J. M. Légaré, A. Daveluy et J. Gauthier. 1993. Concentrations saisonnières des radioéléments les plus importants (210Pb, 210Po et 137Cs) présents dans les tissus de caribou du nord québécois après l'accident de Tchernobyl. Gouvernement du Québec, Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche. 29 p.
- Dahlgaard, H. 1996. Polonium-210 in mussels and fish from the Baltic North Sea estuary. *Journal of Environmental Radioactivity* **32**: 91-96.
- Desideri, D., M. A. Meli et C. Roselli. 2011. Natural radionuclides in seafood from the central adriatic sea (italy). *Health Phys.* **100**: 160-166.
- Din, K. S. 2011. Determination of Po-210 in various foodstuffs and its annual effective dose to inhabitants of Qena City, Egypt. *Sci. Total Environ.* **409**: 5301-5304.
- Durand, J. P., F. Goudard, C. Barbot, J. Pieri, S. W. Fowler et O. Cotret. 2002. Ferritin and hemocyanin: Po-210 molecular traps in marine fish, oyster and lobster. *Mar Ecol Prog Ser* **233**: 199-205
- Durand, J. P., F. P. Carvalho, F. Goudard, J. Pieri, S. W. Fowler et O. Cotret. 1999. Po-210 binding to metallothioneins and ferritin in the liver of teleost marine fish. *Marine Ecology Progress Series* **177**: 189-196.
- Ekdal, E., I. Karali et M. M. Sac. 2006. Po-210 and Pb-210 in soils and vegetables in Kucuk Menderes basin of Turkey. *Radiation Measurements* **41**: 72-77.
- El Samad, O., R. Baydoun et H. E. Jaaid. 2010. Activity concentration of polonium-210 and lead-210 in lebanese fish. *Lebanese Science Journal.* **11** (2) : 39-45.
- Fellman, A., L. Ralston, D. Hickman, L. Ayres et N. Cohen. 1994. Polonium metabolism in adult female baboons. *Radiation Research* **137**: 238-250.
- Fesenko, S., E. Fesenko, I. Titov, E. Karpenko, N. Sanzharova, A. G. Fonseca et J. Brown. 2010. Radionuclide transfer to marine biota species: review of Russian language studies. *Radiat. Environ. Biophys.* **49**: 531-547.
- Finger, J. M. et J. D. Smith. 1987. Molecular association of Cu, Zn, Cd and Po-210 in the digestive gland of the squid *nototodarus-gouldi*. *Marine Biology* **95**: 87-91.
- Fisher, N. S., K. A. Burns, R. D. Cherry et M. Heyraud. 1983. Accumulation and cellular-distribution of Am-241, Po-210, and Pb-210 in 2 marine-algae. *Marine Ecology Progress Series* **11**: 233-237.
- Fowler, S. W. 2011. Po-210 in the marine environment with emphasis on its behaviour within the biosphere. *Journal of Environmental Radioactivity* **102**: 448-461.

- Germain, P., G. Leclerc et S. Simon. 1995. Transfer of Po-210 into mytilus-edulis (l) and fucus-vesiculosus (l) from the baie-de-seine (channel coast of france). *Sci. Total Environ.* **164**: 109-123.
- Giri, S., G. Singh, V. N. Jha et R. M. Tripathi. 2010. Natural radionuclides in fish species from surface water of Bagjata and Banduhurang uranium mining areas, East Singhbhum, Jharkhand, India. *Int. J. Radiat. Biol.* **86**: 946-956.
- Giri, S., V. N. Jha, G. Singh et R. M. Tripathi. 2012. Dose estimates for the local inhabitants from Po-210 ingestion via dietary sources at a proposed uranium mining site in India. *Int. J. Radiat. Biol.* **88**: 540-546.
- Gmelin Po.Polonium Suppl Vol 1(8th Edition) by Kenneth W. Bagnall , Kenneth W. , Kate Grudpan , Siegurd Möbius , Helmut Münzel , Arnulf Seidel , Wolfgang Töpfer , Gmelin , Gmelin-Institut Für , Leopold Gmelin , Karl-Christian Buschbeck Hardcover, 425 Pages, Published 1990 by Springer
- Godoy, J. M., M. S. de Oliveira, C. E. B. de Almeida, Z. L. de Carvalho, E. R. da Silva, F. d. C. Fernandes, F. L. Pitanga et O. M. Danelon. 2008. Po-210 concentration in Perna perna mussels: looking for radiation effects. *Journal of Environmental Radioactivity* **99**: 631-640.
- Godoy, J. M., S. Siciliano, Z. L. de Carvalho, J. F. de Moura et M. Godoy. 2012. (210)Polonium content of small cetaceans from Southeastern Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity* **106**: 35-39.
- Godoy, J. M., S. Siciliano, Z. L. de Carvalho, D. C. Tavares, J. F. de Moura et M. Godoy. 2014. (210)Polonium and (210)lead content of marine birds from Southeastern Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity* **135**: 108-112.
- Grozdov, S. P. 1961. Electrocardiographic changes in rabbits under the action of X-rays and assimilated polonium English summ. *Med Radiol* **6**: 48-53.
- Gwynn, J. P., J. E. Brown, K. M. Kovacs et C. Lydersen. 2006. The derivation of radionuclide transfer parameters for and dose-rates to an adult ringed seal (*Phoca hispida*) in an Arctic environment. *Journal of Environmental Radioactivity* **90**: 197-209.
- Gwynn, J. P., A. Nalbandyan et G. Rudolfson. 2013. Po-210, Pb-210, K-40 and Cs-137 in edible wild berries and mushrooms and ingestion doses to man from high consumption rates of these wild foods. *Journal of Environmental Radioactivity* **116**: 34-41.
- Haines, J. W., J. D. Harrison, H. E. Pottinger et A. W. Phipps. 1995. Transfer of polonium to the embryo and fetus of rat and guinea-pig. *Int. J. Radiat. Biol.* **67**: 381-390.
- Hameed, P. S., K. Shaheed et S. S. N. Somasundaram. 1997. A study on distribution of natural radionuclide polonium-210 in a pond ecosystem. *Journal of Biosciences* **22**: 627-634.
- Hamilton, T., D. Seagars, T. Jokela et D. Layton. 2008. Cs-137 and Po-210 in Pacific walrus and bearded seal from St. Lawrence Island, Alaska. *Marine Pollution Bulletin* **56**: 1158-1167.
- Harada, K., W. C. Burnett et P. A. Larock. 1989. Polonium in florida groundwater and its possible relationship to the sulfur cycle and bacteria. *Geochim. Cosmochim. Acta* **53**: 143-150.
- Harrison, J., R. Leggett, D. Lloyd, A. Phipps et B. Scott. 2007. Polonium-210 as a poison. *Journal of Radiological Protection* **27**: 17-40.
- Heyraud, M., S. W. Fowler, T. M. Beasley et R. D. Cherry. 1976. Polonium-210 in euphausiids - detailed study. *Marine Biology* **34**: 127-136.

- Heyraud, M. et R. D. Cherry. 1979. Po-210 and Pb-210 in marine food-chains. *Marine Biology* **52**: 227-236.
- Heyraud, M. et R. D. Cherry. 1983. Correlation of Po-210 and Pb-210 enrichments in the sea-surface microlayer with neuston biomass. *Cont. Shelf Res.* **1**: 283-293.
- Heyraud, M., R. D. Cherry et E. B. Dowdle. 1987. The subcellular-localization of natural Po-210 in the hepatopancreas of the rock lobster (*jasus-lalandii*). *Journal of Environmental Radioactivity* **5**: 249-260.
- 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. *Sci. Total Environ.* **438**: 325-333.
- Hyne, R. V., J. D. Smith et G. Ellender. 1992. Tissue and subcellular-distribution of Fe, Cu, Zn and Po-210 in the abalone *haliotis-rubra*. *Marine Biology* **112**: 75-80.
- Jeambrun, M. 2012. L'uranium et ses descendants dans la chaîne alimentaire : PhD Thesis, Strasbourg, France, Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg. http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/82/10/54/PDF/jeambrun_marion_2012_ED413.pdf
- Jha, V. N., R. M. Tripathi, N. K. Sethy, S. K. Sahoo et V. D. Puranik. 2013. Uptake of Po-210 by aquatic plants of a fresh water ecosystem around the uranium mill tailings management facility of Jaduguda, India. *Int. J. Radiat. Biol.* **89**: 770-781.
- Jia, G. G., M. Belli, U. Sansone, S. Rosamilia et M. Blasi. 2003. Pb-210 and Po-210 concentrations in the Venice lagoon ecosystem (Italy) and the potential radiological impact to the local public and environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* **256**: 513-528.
- Kannan, V., M. A. R. Iyengar et R. Ramesh. 2001. Dose estimates to the public from Po-210 ingestion via dietary sources at Kalpakkam (India). *Applied Radiation and Isotopes* **54**: 663-674.
- Karunakara, N., D. N. Avadhani, H. M. Mahesh, H. M. Somashekarappa, Y. Narayana et K. Siddappa. 2000. Distribution and enrichment of Po-210 in the environment of Kaiga in South India. *Journal of Environmental Radioactivity* **51**: 349-362.
- Kennedy, A. R., J. Worcester et J. B. Little. 1977. Deposition and localization of Po-210 intratracheally instilled in hamster lung as determined by autoradiography of freeze-dried sections. *Radiation Research* **69**: 553-572.
- Khan, M. F., J. Benjamin et S. G. Wesley. 2011a. Radiotoxicity via intake of marine organisms: exposure and risk assessment in South Indians. *Toxicological and Environmental Chemistry* **93**: 549-564.
- Khan, M. F., S. Umarajeswari et S. G. Wesley. 2011b. Biomonitoring Po-210 and Pb-210 in marine brachyuran crabs collected along the coast of Kudankulam, Gulf of Mannar (GOM), India. *Journal of Environmental Monitoring* **13**: 553-562.
- Khan, M. F. et S. G. Wesley. 2011a. Tissue distribution of Po-210 and Pb-210 in select marine species of the coast of Kudankulam, southern coast of Gulf of Mannar, India. *Environmental Monitoring and Assessment* **175**: 623-632.
- Khan, M. F. et S. G. Wesley. 2011b. Bioaccumulation of Po-210 and Pb-210 in cephalopods collected from Kudankulam (southeastern coast of Gulf of Mannar, India) and assessment of dose in human beings. *Radiation Protection Dosimetry* **147**: 457-466.

- Khan, M. F. et S. G. Wesley. 2011c. Assessment of health safety from ingestion of natural radionuclides in seafoods from a tropical coast, India. *Marine Pollution Bulletin* **62**: 399-404.
- Khan, M. F. et S. G. Wesley. 2012a. Radionuclides in resident and migratory fishes of a wedge bank region: Estimation of dose to human beings, South India. *Marine Pollution Bulletin* **64**: 2224-2232.
- Khan, M. F. et S. G. Wesley. 2012b. Radionuclide monitoring in molluscs inhabiting intertidal region near a nuclear installation, Gulf of Mannar, India. *Marine Pollution Bulletin* **64**: 436-444.
- Kim, G., S. J. Kim, K. Harada, M. K. Schultz et W. C. Burnett. 2005. Enrichment of excess Po-210 in anoxic ponds. *Environmental Science & Technology* **39**: 4894-4899.
- Krivchenkova, R. S. 1960. A study of the action of sodium diethyldithiocarbamate in polonium damage English summ. *Med Radiol* **5**: 53-56.
- Ladinskaya, Y. D. Parfenov, D. K. Popov et A. V. Fedorova. 1973. Pb-210 and Po-210 content in air, water, foodstuffs, and human body. *Arch. Environ. Health* **27**: 254-258.
- LaRock, P., J. H. Hyun, S. Boutelle, W. C. Burnett et C. D. Hull. 1996. Bacterial mobilization of polonium. *Geochim. Cosmochim. Acta* **60**: 4321-4328.
- Lazorenko, G. E., G. G. Polikarpov et A. R. Boltachev. 2002. Natural radioelement polonium in primary ecological groups of black sea fishes. *Russian journal of marine biology*. **28** (1) : 52-56.
- Lebedeva, G. A. 1961. Development of early morphological changes in the gastrointestinal tract with the administration of polonium English summ. *Arkh Patol* **23**: 16-21.
- Lee, C. W., M. J. Kang, W. N. Lee, G. S. Choi, Y. H. Cho, H. R. Kim et K. H. Chung. 2009. Assessment of (210)Po in foodstuffs consumed in Korea. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* **279**: 519-522.
- Li, C., B. Sadi, H. Wyatt, M. Bugden, N. Priest, D. Wilkinson et G. Kramer. 2011. Biokinetics of Po-210 in rats: excretion via urine and faeces and retention in tissues and organs. *Radiation Protection Dosimetry* **145**: 395-399.
- Little, J. B., A. R. Kennedy et R. B. McGandy. 1975. Lung-cancer induced in hamsters by low-doses of alpha-radiation from polonium-210. *Science* **188**: 737-738.
- Little, J. B., A. R. Kennedy et R. B. McGandy. 1985. Effect of dose-rate on the induction of experimental lung-cancer in hamsters by alpha-radiation. *Radiation Research* **103**: 293-299.
- Luna-Porres, M. Y., M. A. Rodriguez-Villa, E. F. Herrera-Peraza, M. Renteria-Villalobos et M. E. Montero-Cabrera. 2014. Potential Human Health Risk by Metal(loid)s, U-234, U-238 and Po-210 due to Consumption of Fish from the "Luis L. Leon" Reservoir (Northern Mexico). *Int. J. Environ. Res. Public Health* **11**: 6612-6638.
- Luna Porres, M., G. Manjon Collado, I. Diaz, M. Renteria et M. E. Montero Cabrera. 2012. Determination of uranium and polonium in *Sparus aurata* by alpha spectrometry. *Revista Mexicana De Fisica* **58**: 224-227.
- Macdonald, C. R., L. L. Ewing, B. T. Elkin et A. M. Wiewel. 1996. Regional variation in radionuclide concentrations and radiation dose in caribou (*Rangifer tarandus*) in the Canadian Arctic; 1992-94. *Sci. Total Environ.* **182**: 53-73.
- Mahon, D. C. 1982. Uptake and translocation of naturally-occurring radionuclides of the uranium series. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **29**: 697-703.

- Malta, M. et F. P. Carvalho. 2011. Radionuclides in marine mammals off the Portuguese coast. *Journal of Environmental Radioactivity* **102**: 473-478.
- Marsico, E. T., M. S. Ferreira, S. C. S. Clemente, R. C. S. Gouvea, E. F. O. Jesus, C. C. Conti, C. A. Conte et A. Kelecom. 2014. Distribution of Po-210 in two species of predatory marine fish from the Brazilian coast. *Journal of Environmental Radioactivity* **128**: 91-96.
- Mathews, T. et N. S. Fisher. 2008. Evaluating the trophic transfer of cadmium, polonium, and methylmercury in an estuarine food chain. *Environ. Toxicol. Chem.* **27**: 1093-1101.
- McDonald, P., D. Jackson, D. R. P. Leonard et K. McKay. 1999. An assessment of Pb-210 and Po-210 in terrestrial foodstuffs from regions of England and Wales. *Journal of Environmental Radioactivity* **43**: 15-29.
- Meli, M. A., C. Cantaluppi, D. Desideri, C. Benedetti, L. Feduzi, F. Ceccotto et A. Fasson. 2013a. Radioactivity measurements and dosimetric evaluation in meat of wild and bred animals in central Italy. *Food Control* **30**: 272-279.
- Meli, M. A., D. Desideri, A. Penna, F. Ricci, N. Penna et C. Roselli. 2013b. Po-210 and Pb-210 Concentration in Environmental Samples of the Adriatic Sea. *Int. J. Environ. Res.* **7**: 51-60.
- Mikhailovich, S. M. 1958. Hemorrhagic syndrome in the clinical picture of radiation sickness in dogs, caused by polonium English summ. *Med Radiol* **3**: 9-14.
- Mishra, S., S. Bhalke, G. G. Pandit et V. D. Puranik. 2009. Estimation of Po-210 and its risk to human beings due to consumption of marine species at Mumbai, India. *Chemosphere* **76**: 402-406.
- Mitchell, N., D. Perez-Sanchez et M. C. Thorne. 2013. A review of the behaviour of U-238 series radionuclides in soils and plants. *Journal of Radiological Protection* **33**: R17-R48.
- Moroz, B. B. et N. P. Smirnova. 1959. The action of Po-210 on the body Referat. *Zhur., Biol.*, 1961, No. 1K72. (Translation.). *Med Radiol* **4**: 66-74.
- Morrow, P. E. et R. J. Della Rosa. 1964. Distribution and excretion of polonium-210. VII. Fate of colloid after intratracheal administration to rabbits. *Radiat Res Suppl.* **5** : 124-132.
- Morrow, P. E., F. A. Smith, R. J. Della Rosa, L. J. Casarett et J. N. Stannard. 1964. Distribution and excretion of polonium-210. 11. The early fate in cats. *Radiat Res Suppl.* **5** : 60-66.
- Mortvedt, J. J. 1994. Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides - a review. *J. Environ. Qual.* **23**: 643-650.
- Musthafa, M. S. et R. Krishnamoorthy. 2012. Estimation of Po-210 and Pb-210 and its dose to human beings due to consumption of marine species of Ennore Creek, South India. *Environmental Monitoring and Assessment* **184**: 6253-6260.
- Narayana, Y. et K. M. Rajashekara. 2010. Study of Po-210 and Pb-210 in the riverine environments of coastal Karnataka. *Journal of Environmental Radioactivity* **101**: 468-471.
- Noshkin, V. E., W. L. Robison et K. M. Wong. 1994. Concentration of Po-210 and Pb-210 in the diet at the marshall islands. *Sci. Total Environ.* **155**: 87-104.
- Nozaki, Y., F. Dobashi, Y. Kato, et Y. Yamamoto. 1998. Distribution of Ra isotopes and the ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po balance in surface seawaters of the mid Northern Hemisphere. *Deep-Sea Res.* **45**: 1263-1284.

- Ozden, B., A. Ugur, T. Esetlili, B. C. Esetlili et Y. Kurucu. 2013. Assessment of the effects of physical-chemical parameters on Po-210 and Pb-210 concentrations in cultivated and uncultivated soil from different areas. *Geoderma* **192**: 7-11.
- Paquet, F., J. L. Poncy, G. J. Ham, S. L. Prosser et J. D. Harrison. 1998. Transfer of polonium, neptunium, plutonium and americium to the primate fetus. *Radiation Protection Dosimetry* **79**: 303-306.
- Pentreath, R. J., N.B. Lovett, B. R. Harvey et R. D. Ibbett. 1979. Alpha-emitting nuclides in commercial fish species caught in the vicinity of Windscale, United Kingdom, and their radiological significance to man. pp.227-245. In: 'Proc. Int. Symp. IAEA on Biological Implications of Radionuclides Released from Nuclear Industries'. IAEA, Vienna, IAEA-SM-23711.
- Pereira, W. d. S., A. Kelecom, R. d. C. dos Santos Gouvea et D. de Azevedo Py Junior. 2008. Analysis of the body distribution of absorbed dose in the organs of three species of fish from Sepetiba Bay. *Dans: Natural Radiation Environment. Éditeurs: A. S. Paschoa and F. Steinhausler.* **1034**: 397-400.
- Persson, B. R. R. et E. Holm. 2011. Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review. *Journal of Environmental Radioactivity* **102**: 420-429.
- Pietrzakflis, Z. et M. Skowronskasmolak. 1995. Transfer of Pb-210 and Po-210 to plants via root-system and aboveground interception. *Sci. Total Environ.* **162**: 139-147.
- PietrzakFlis, Z., E. Chrzanowski et S. Dembinska. 1997. Intake of Ra-226, Pb-210 and Po-210 with food in Poland. *Sci. Total Environ.* **203**: 157-165.
- Pollard, D., T. P. Ryan et A. Dowdall. 1998. The dose to Irish seafood consumers from Po-210. *Radiation Protection Dosimetry* **75**: 139-142.
- Raja, P. et P. S. Hameed. 2010. Study on the Distribution and Bioaccumulation of Natural Radionuclides, Po-210 and Pb-210 in Parangipettai Coast, South East Coast of India. *Indian Journal of Marine Sciences* **39**: 449-455.
- Rayno, D. R. 1983. Estimated dose to man from uranium milling via the beef milk food-chain pathway. *Sci. Total Environ.* **31**: 219-241.
- Rencova, J., V. Svoboda, R. Holusa, V. Volf, M. M. Jones et P. K. Singh. 1997. Reduction of subacute lethal radiotoxicity of polonium-210 in rats by chelating agents. *Int. J. Radiat. Biol.* **72**: 341-348.
- Ruelas-Inzunza, J., M. F. Soto-Jimenez, A. C. Ruiz-Fernandez, H. Bojorquez-Leyva, H. Perez-Bernal et F. Paez-Osuna. 2012. Po-210 Activity and Concentrations of Selected Trace Elements (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Muscle Tissue of Tunas *Thunnus albacares* and *Katsuwonus pelamis* from the Eastern Pacific Ocean. *Biol. Trace Elem. Res.* **149**: 371-376.
- Ryan, T. P., A. M. Dowdall, A. T. McGarry, D. Pollard et J. D. Cunningham. 1999. Po-210 in *Mytilus edulis* in the Irish marine environment. *Journal of Environmental Radioactivity* **43**: 325-342.
- Saito, R. T. et I. I. L. Cunha. 1997. Analysis of Po-210 in marine samples. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* **220**: 117-119.
- Saito, R. T., I. I. L. Cunha, R. C. L. Figueira et M. G. Tessler. 2003. Pb-210 and Po-210 levels in sediments, water, and bioindicators in the Cananeia-Iguape estuary - Sao Paulo - Brazil. *Czechoslovak Journal of Physics* **53**: A75-A81.

- Samuels, L. D., V. R. Hunt, J. B. Little et E. P. Radford. 1964. Gonadal exposure to polonium-210 in man + in mouse. *Genetics* **50**: 282-283.
- Santé Canada, 2009, Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Document technique-Paramètres radiologiques. Récupéré de : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/radiological_para-radiologiques/index-fra.php
- Seiler, R. L. et J. L. Wiemels. 2012. Occurrence of Po-210 and Biological Effects of Low-Level Exposure: The Need for Research. *Environ. Health Perspect.* **120**: 1230-1237.
- Sert, E., A. Ugur, B. Ozden, M. M. Sac et B. Camgoz. 2011. Biomonitoring of Po-210 and Pb-210 using lichens and mosses around coal-fired power plants in Western Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity* **102**: 535-542.
- Shaheed, K., S. S. N. Somasundaram, P. S. Hameed et M. A. R. Iyengar. 1997. A study of polonium-210 distribution aspects in the riverine ecosystem of Kaveri, Tiruchirappalli, India. *Environ. Pollut.* **95**: 371-377.
- Shami, S. G., L. A. Thibodeau, A. R. Kennedy et J. B. Little. 1982. Proliferative and morphological-changes in the pulmonary epithelium of the syrian golden-hamster during carcinogenesis initiated by Po-alpha-Po-210 alpha-radiation. *Cancer Research* **42**: 1405-1411.
- 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. *Journal of Environmental Radioactivity* **99**: 1825-1828.
- Skipperud, L., A. G. Jorgensen, L. S. Heier, B. Salbu et B. O. Rosseland. 2013. Po-210 and Pb-210 in water and fish from Taboshar uranium mining Pit Lake, Tajikistan. *Journal of Environmental Radioactivity* **123**: 82-89.
- Skuterud, L., J. P. Gwynn, E. Gaare, E. Steinnes et K. Hove. 2005. Sr-90, Po-210 and Pb-210 in lichen and reindeer in Norway. *Journal of Environmental Radioactivity* **84**: 441-456.
- Skwarzec, B. 1988. Accumulation of Po-210 in selected species of baltic fish. *Journal of Environmental Radioactivity* **8**: 111-118.
- Skwarzec, B. et R. Bojanowski. 1988. Po-210 content in sea-water and its accumulation in southern baltic plankton. *Marine Biology* **97**: 301-307.
- Skwarzec, B. et L. Falkowski. 1988. Accumulation of Po-210 in baltic invertebrates. *Journal of Environmental Radioactivity* **8**: 99-109.
- Skwarzec, B. 1997. Polonium, uranium and plutonium in the southern Baltic Sea. *Ambio* **26**: 113-117.
- Skwarzec, B. et A. Jakusik. 2003. Po-210 bioaccumulation by mushrooms from Poland. *Journal of Environmental Monitoring* **5**: 791-794.
- Skwarzec, B., J. U. Ulatowski, D. I. Struminska et J. Falandysz. 2003. Polonium Po-210 in the phyto-benthos from Puck Bay. *Journal of Environmental Monitoring* **5**: 308-311.
- Skwarzec, B. et J. Fabisiak. 2007. Bioaccumulation of polonium Po-210 in marine birds. *Journal of Environmental Radioactivity* **93**: 119-126.
- Skwarzec, B. et M. Prucnal. 2007. Accumulation of polonium Po-210 in tissues and organs of deer carvidae from Northern Poland. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* **42**: 335-341.
- Skwarzec, B., D. I. Struminska-Parulska, A. Borylo et K. Kabat. 2012. Polonium, uranium and plutonium radionuclides in aquatic and land ecosystem of Poland. *J. Environ. Sci. Health Part A-Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.* **47**: 479-496.

- Soremark, R. et V. R. Hunt. 1966. Autoradiographic studies of distribution of polonium-210 in mice after a single intravenous injection. *International Journal of Radiation Biology and Related Studies in Physics Chemistry and Medicine* **11**: 43-50.
- Stannard, J. N. 1964. Distribution and excretion of polonium-210 .I. Comparison of oral and intravenous routes in rat. *Radiat Res Suppl.* **5** : 49-59.
- Stannard, J. N. et F. A. Smith. 1964. Distribution and excretion of polonium-210 .X. species comparison. *Radiat Res Suppl.* **5** : 166-174.
- Stepnowski, P. et B. Skwarzec. 1999. The bioaccumulation of Po-210 and Pb-210 in the southern Baltic organisms. *Czechoslovak Journal of Physics* **49**: 205-209.
- Stepnowski, P. et B. Skwarzec. 2000a. Tissue and subcellular distributions of Po-210 in the crustacean *Saduria entomon* inhabiting the southern Baltic Sea. *Journal of Environmental Radioactivity* **49**: 195-199.
- Stepnowski, P. et B. Skwarzec. 2000b. A comparison of Po-210 accumulation in molluscs from the southern Baltic, the coast of Spitsbergen and Sasek Wielki Lake in Poland. *Journal of Environmental Radioactivity* **49**: 201-208.
- Stewart, G. M. et N. S. Fisher. 2003a. Bioaccumulation of polonium-210 in marine copepods. *Limnol. Oceanogr.* **48**: 2011-2019.
- Stewart, G. M. et N. S. Fisher. 2003b. Experimental studies on the accumulation of polonium-210 by marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* **48**: 1193-1201.
- Strok, M. et B. Smodis. 2011. Levels of Po-210 and Pb-210 in fish and molluscs in Slovenia and the related dose assessment to the population. *Chemosphere* **82**: 970-976.
- Suriyanarayanan, S., G. M. Brahmanandhan, J. Malathi, S. R. Kumar, V. Masilamani, P. S. Hameed et S. Selvasekarapandian. 2008. Studies on the distribution of Po-210 and Pb-210 in the ecosystem of Point Calimere Coast (Palk Strait), India. *Journal of Environmental Radioactivity* **99**: 766-771.
- Suriyanarayanan, S., G. M. Brahmanandhan, K. Samivel, S. Ravikumar et P. S. Hameed. 2010. Assessment of Po-210 and Pb-210 in marine biota of the Mallipattinam ecosystem of Tamil Nadu, India. *Journal of Environmental Radioactivity* **101**: 1007-1010.
- Swift, D. J., D. L. Smith, D. J. Allington et M. J. Ives. 1994. The ²¹⁰Po content of north-sea edible crab, cancer-pagurus L, and common shrimp, crangon-crangon L and the potential radiological impact. *Journal of Environmental Radioactivity* **23**: 213-230.
- Theng, T. L., Z. Ahmad et C. A. Mohamed. 2004. Activity concentrations of Po-210 in the soft parts of cockle (*Anadara granosa*) at Kuala Selangor, Malaysia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* **262**: 485-488.
- 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 Phys.* **88**: 423-438.
- Thomas, P. A. 1994. Dosimetry of Po-210 in humans, caribou, and wolves in northern Canada. *Health Phys.* **66**: 678-690.
- 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. 2000a. Radionuclides in the terrestrial ecosystem near a Canadian uranium mill - Part I: Distribution and doses. *Health Phys.* **78**: 614-624.

- Thomas, P. A. 2000b. Radionuclides in the terrestrial ecosystem near a Canadian uranium mill - Part II: Small mammal food chains and bioavailability. *Health Phys.* **78**: 625-632.
- Uddin, S., A. N. Al-Ghadban, M. Behbehani, A. Aba, A. Al Mutairi et Q. Karam. 2012. Baseline concentration of Po-210 in Kuwait's commercial fish species. *Marine Pollution Bulletin* **64**: 2599-2602.
- Uddin, S. et M. Bebehani. 2014. Bioaccumulation of Po-210 in common gastropod and bivalve species from the northern Gulf. *Ecotox. Environ. Safe.* **104**: 132-135.
- Ugur, A., B. Ozden, M. M. Sac et G. Yener. 2003. Biomonitoring of Po-210 and Pb-210 using lichens and mosses around a uraniumiferous coal-fired power plant in western Turkey. *Atmos. Environ.* **37**: 2237-2245.
- UNSCEAR. 2000. Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly of the United Nations with Scientific Annexes, United Nations sales publication E.00.IX.3, New York.
- Vaaramaa, K., D. Solatie et L. Aro. 2009. Distribution of Pb-210 and Po-210 concentrations in wild berries and mushrooms in boreal forest ecosystems. *Sci. Total Environ.* **408**: 84-91.
- Vandenhove, H., G. Olyslaegers, N. Sanzharova, O. Shubina, E. Reed, Z. Shang et H. Velasco. 2009. Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po. *Journal of Environmental Radioactivity* **100**: 721-732.
- Waska, H., S. Kim, G. Kim, M. R. Kang et G. B. Kim. 2008. Distribution patterns of chalcogens (S, Se, Te, and Po-210) in various tissues of a squid, *Todarodes pacificus*. *Sci. Total Environ.* **392**: 218-224.
- Waska, H., G. Kim et G. B. Kim. 2013. Comparison of S, Se, and Po-210 Accumulation Patterns in Common Squid *Todarodes pacificus* from the Yellow Sea and East/Japan Sea. *Ocean Sci. J.* **48**: 215-224.
- 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.
- Yamamoto, M., T. Abe, J. Kuwabara, K. Komura, K. Ueno et Y. Takizawa. 1994. Po-210 and pb-210 in marine organisms - intake levels for Japanese. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry-Articles* **178**: 81-90.
- Yuile, C. L., H. L. Berke et T. Hull. 1967. Lung cancer following polonium-210 inhalation in rats. *Radiation Research* **31**: 760-774.

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

**Centre d'expertise
en analyse
environnementale**

Québec 