

IRSNINSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE

Evaluations dosimétriques de
l'exposition potentielle liée à
l'accumulation naturelle
d'uranium et de thorium
dans les sables de certaines
plages du littoral de
Camargue

RESUME

Ce rapport traite de l'évaluation dosimétrique de l'exposition potentielle à des sables radioactifs découverts en 2000 en deux points du littoral camarguais (Est des phares de Beauduc et de l'Espiguette) où l'activité spécifique du sable peut atteindre plusieurs milliers de Bq.kg⁻¹ pour certains radionucléides des familles radioactives de l'U-238 et du Th-232, et où le débit de dose ambiant peut être plus de dix fois celui habituellement observé. Cette concentration de radioactivité est portée essentiellement par des grains de sable de petite taille (apatites et zircons de taille inférieure à 100 µm). Le premier chapitre étudie la radioactivité du littoral du golfe du Lion et de la Camargue et plus particulièrement celle des deux points en question (cartographie, mesure, identification des radionucléides, caractérisation minéralogique des supports de la radioactivité). Ce chapitre conclut à une origine naturelle des concentrations observées ; les minéraux radioactifs proviennent de l'érosion de roches de différents massifs du bassin rhodanien ; ils ont été transportés par le fleuve et redistribués sur le littoral lors de processus naturels de sédimentation. Le second chapitre s'attache à l'évaluation dosimétrique, en s'appuyant sur des scénarios de fréquentation des lieux par des personnes du public d'une part, et sur l'établissement de la granulométrie des sables et leur solubilisation dans les fluides gastrique et intestinal d'autre part. La dose efficace annuelle, calculée selon des scénarios d'exposition raisonnablement prudents, ne saurait dépasser 1 mSv, principalement due à l'exposition externe au rayonnement γ. Cette dose, de l'ordre de celle due à l'exposition consécutive à 17 mois de résidence à Paris par exemple, n'appelle pas de dispositions particulières.

ABSTRACT

The aim of this report is the assessment of potential exposure to radioactive sands discovered in 2000 in two points of the coast of the Camargue (East of Beauduc and Espiguette lighthouses), where specific activity can reach up to several thousands of Bq.kg⁻¹ for radionuclides of U-238 and Th-232 radioactive families, and environmental dose rate up to ten times of usual natural background. The excess of radioactivity is carried by small particles of sand (apatites and zircons less than 100 µm). First chapter focuses on radioactivity of the coast of the Golfe du Lion and of the Camargue, and more particularly on these two points (cartography, measure, radionuclide identification, mineralogical characterization of particles). This chapter concludes the excess of radioactivity is natural; particles come from several massifs of the Rhône basin, transported by the river and re-distributed on the coast. Second chapter focuses on dosimetric assessment, using reasonable scenarios for the frequenting of these sites by persons of the public in one hand, and drawing up of the sizing of the sands and their solubility in gastric and intestinal fluids in an other hand. The annual effective dose, carefully calculated, is about 1 mSv, mainly due to external exposure to γ rays. Such a dose, of same level as the dose received for 17 months of residence in Paris for example, doesn't involve any particular action.

MOTS-CLES

Sable radioactif, Camargue, dose

LISTE DES PARTICIPANTS

Nom	Organisme
A. THOMASSIN	IRSN/DRPH/SER/UETP
E. BLANCHARDON	IRSN/DRPH/SDI/LEDI
J.-F. BOTTOLIER-DEPOIS	IRSN/DRPH/SDE
P. BOUISSET	IRSN/DEI/STEME/LMRE
X. CAGNAT	IRSN/DEI/STEME/LMRE
V. CHAZEL	IRSN/DRPH/SRBE/LRTOX
I. CLAIRAND	IRSN/DRPH/SDE/LDRI
S. FRELON	IRSN/DRPH/SRBE/LRTOX
R. GURRIARAN	IRSN/DEI/STEME/LMRE
C. HUET	IRSN/DRPH/SDE/LDRI
F. PAQUET	IRSN/DRPH/SRBE/LRTOX
L. POURCELOT	IRSN/DEI/SESURE/LERCM
E. TOURLONIAS	IRSN/DRPH/SRBE/LRTOX

TABLE DES MATIERES

1 INTRODUCTION	2
2 CARACTERISATION DE LA RADIOACTIVITE	2
2.1 CARTOGRAPHIE DE LA RADIOACTIVITE	3
2.1.1 Littoral de Camargue et du golfe du Lion	3
2.1.2 Cartographie de la radioactivité de la plage de Beauduc.....	5
2.1.3 Cartographie du débit de dose des plages de Beauduc et de l’Espiguette.....	8
2.1.4 Répartition de la radioactivité au sein des grains de zircon	9
2.1.5 Processus constitutifs des étendues de « sables noirs radioactifs ».....	10
2.2 ORIGINE DES MINERAUX RADIOACTIFS DES PLAGES DE CAMARGUE	10
2.2.1 Expertise des signatures isotopiques des sables.....	10
2.2.2 Recherche des sources des minéraux des sables	12
3 EVALUATIONS DOSIMETRIQUES	15
3.1 SCENARIOS.....	15
3.1.1 Voies d’atteinte retenues	15
3.1.2 Fréquentation des lieux	16
3.1.3 Scénarios.....	16
3.2 DOSE PAR EXPOSITION EXTERNE	19
3.3 DOSE PAR EXPOSITION INTERNE.....	21
3.3.1 Analyse physico-chimique des échantillons de sable	21
3.3.2 Etude <i>in vitro</i> de la solubilité des sables	27
3.3.3 Calculs dosimétriques	33
3.4 DOSE TOTALE	34
4 CONCLUSION	36
5 REFERENCES	37
ANNEXE 1 : MESURES DANS L’ENVIRONNEMENT	39
ANNEXE 2 : EVALUATIONS DOSIMETRIQUES	43
ANNEXE 3 : SPECTROMETRIE γ	49

1 INTRODUCTION

De nombreuses publications font état d'activités élevées d'uranium et de thorium (de l'ordre de 100 fois l'activité du bruit de fond) sur les plages de nombreux pays : Pays-Bas, Allemagne, Danemark [1] [2], Australie [3] [4], Bangladesh [5] [6], Egypte [7] [8], Inde [9] [10] [11], Vietnam [12], Brésil [13] [14] [15] [16], Mexique [17], Etats-Unis d'Amérique [18] [19] et Afrique du Sud [20]. Dans tous les cas, l'augmentation de la radioactivité est associée à la présence de minéraux lourds porteurs de la radioactivité, tels que les apatites et les zircons [21] [2] [14] [16]. Ces enrichissements importants en radionucléides sont à l'origine d'une augmentation significative du débit de dose, jusqu'à quelques $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ [9] [12] [6] [13] [11].

En certains points des plages du littoral de Camargue, l'activité des sables est comparable à celle dont rendent compte ces publications internationales [22] [23] [24]. La radioactivité des plages de Camargue et les minéraux lourds uranifères et thorifères ont été mis en évidence dans les années 50 [25] [26]. Ainsi, au regard des données de la littérature, les activités du sable de certaines plages de Camargue ne sont pas exceptionnelles et sont connues depuis une cinquantaine d'années.

L'objectif de ce rapport est de faire la synthèse des expertises menées par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) concernant les sables radioactifs de certaines plages de Camargue et d'évaluer la dose associée à l'exposition potentielle à ces sables. Le chapitre 2 s'attache à localiser les zones du littoral de Camargue pour lesquelles les activités sont les plus élevées d'une part, et à comprendre d'où proviennent les minéraux lourds et comment la radioactivité s'est concentrée sur certaines parties du littoral d'autre part. Le chapitre 3 s'attache à évaluer la dose associée à l'exposition du public susceptible de fréquenter les plages où le sable témoigne des plus fortes activités, sur la base de plusieurs scénarios raisonnables. La dose reçue par exposition externe est établie à partir des mesures de débits de dose réalisées sur le terrain, tandis que la dose par exposition interne est établie à partir de la caractérisation radiologique des grains de sable et d'hypothèses quant à leur incorporation.

2 CARACTERISATION DE LA RADIOACTIVITE

Le premier objectif de la caractérisation des « sables noirs radioactifs » des plages de Camargue est la localisation des zones les plus irradiantes. La principale difficulté de cette tâche réside dans l'étendue du rivage camarguais (55 km) par rapport aux surfaces les plus radioactives (bandes de sable de quelques dizaines à quelques centaines de mètres de long). La caractérisation s'appuie sur des mesures *in situ* du débit de dose, sur des mesures de l'activité des sables ainsi que sur la cartographie à plusieurs échelles d'observation : littoral du Golfe du Lion et de la Camargue, profils de plages de quelques centaines de mètres à quelques dizaines de mètres. La connaissance de la répartition de la radioactivité à ces différentes échelles d'observation permet de mieux comprendre comment celle-ci se concentre sur certaines parties de plage. Enfin, les zircons et les apatites qui portent l'essentiel de la radioactivité des sables noirs ont fait l'objet d'analyses spécifiques.

Au-delà de la localisation des zones les plus irradiantes, le second objectif est de connaître l'origine des minéraux lourds porteurs de la radioactivité afin de pouvoir écarter l'hypothèse d'une origine anthropique. En effet, les études menées dans les années 50-60 suggèrent que ces minéraux proviennent de l'érosion des massifs granitiques du bassin-versant du Rhône. Ces études s'appuient essentiellement sur la caractérisation minéralogique des zircons et des apatites.

Pour répondre à ces deux objectifs majeurs, le Laboratoire d'Etude Radioécologique du milieu Continental et Marin (LERCM) de l'IRSN a initié et coordonné un partenariat avec des équipes spécialisées dans des domaines de compétence autres que la radioécologie. Les partenaires étaient :

- le Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement (CEREGE) de l'Université d'Aix-Marseille III pour les études sédimentologiques et la minéralogie,
- le Centre de Géochimie de la Surface (CGS) de l'Université de Strasbourg pour les aspects géochimiques,
- le laboratoire de minéralogie de l'Université de Nice-Côte d'Azur et l'Université d'Hiroshima pour les analyses minéralogiques.

La métrologie nucléaire des sables a été confiée au Laboratoire de Mesure de la Radioactivité dans l'Environnement (LMRE) de l'IRSN (Orsay). La cartographie de l'activité des plages de Camargue et du Golfe du Lion à partir de mesures hélicoptérées a été réalisée par le Commissariat à l'Energie Atomique (CEA/DAM/DASE, Bruyères-le-Châtel).

2.1 CARTOGRAPHIE DE LA RADIOACTIVITE

2.1.1 LITTORAL DE CAMARGUE ET DU GOLFE DU LION

2.1.1.1 CARTOGRAPHIE PAR MESURE DE PRELEVEMENTS

Dans le but d'évaluer l'activité du sable des plages de Camargue et du Golfe du Lion, des mesures des activités de l'uranium et du thorium sont effectuées sur des prélèvements de sable, en tenant compte de travaux précurseurs [27]. Ces mesures sont illustrées sur la figure 1.

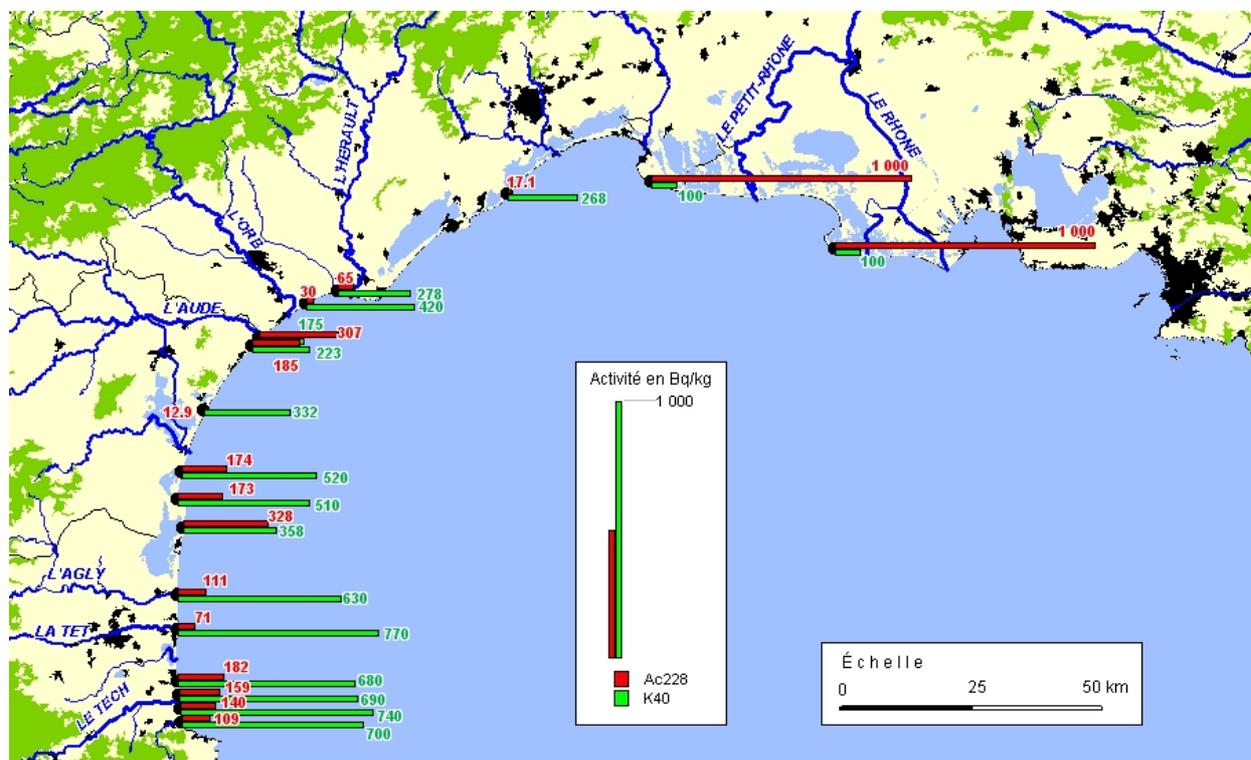


Figure 1 : Activités de Ac-228 (famille de Th-232) et K-40 sur le littoral du golfe du Lion et de la Camargue (mars 2004)

Sur les plages du pourtour du Golfe du Lion, les activités de Ac-228 (famille de Th-232) varient de façon importante, entre 13 et 328 Bq.kg⁻¹. Ces niveaux d'activité sont très inférieurs aux activités maximales mesurées sur certaines plages de Camargue (comme à l'Espiguette, à Beauduc et aux Saintes-Maries-de-la-Mer), où les activités dépassent 1000 Bq.kg⁻¹. En dehors du contexte particulier des plages de Camargue, les activités de l'uranium et du thorium des sables échantillonnés à proximité de l'embouchure de l'Aude sont parmi les plus élevées (94 à 166 Bq.kg⁻¹ et 185 à 307 Bq.kg⁻¹ respectivement). A l'inverse, les fleuves pyrénéens sont caractérisés par des activités en thorium faibles (71 à 182 Bq.kg⁻¹), mais des activités en K-40¹ plus élevées (630 à 770 Bq.kg⁻¹). Les sables prélevés entre l'Aude et les Pyrénées (Grau de Leucate, la Franqui, les salins de la Palme) présentent des activités intermédiaires. Enfin, les plages situées à proximité des embouchures de l'Hérault et de l'Orb sont caractérisées par de faibles activités en thorium (30 à 65 Bq.kg⁻¹).

Sur les plages de Camargue, les activités les plus élevées en U-238² et Th-232³ sont mesurées sur les plages de Beauduc et de l'Espiguette, où elles dépassent 2000 Bq.kg⁻¹. Les sables des plages des Saintes-Maries-de-la-Mer ont une activité plus faible en U-238 (1320 Bq.kg⁻¹). Sur les plages, ces sables radioactifs sont facilement identifiables. Les grains de sable sont très fins et très denses. La teinte est très foncée avec des nuances de couleur rouge foncée à lie de vin et parfois verte, provenant de minéraux lourds. Les reflets métalliques indiquent la présence d'oxydes de fer et de titane. Ces accumulations sédimentaires de minéraux lourds sont appelées placers.

En dehors de ces zones, le sable est plus clair et témoigne d'activités plus faibles (quelques dizaines de Bq.kg⁻¹). Cependant, il ne peut être exclu que très localement (surface de quelques m² à quelques dm², seulement) l'activité dépasse 100 Bq.kg⁻¹, comme c'est le cas à Faraman (640 Bq.kg⁻¹ en U-238).

Le tableau 1 présente les activités des principaux placers radioactifs des plages de Camargue.

Tableau 1 : Activités des principaux placers radioactifs des plages de Camargue

Site	Date	U-238 (Bq.kg ⁻¹)	Th-232 (Bq.kg ⁻¹)
Beauduc	2/11/2002	3820 ± 595	4965 ± 620
Beauduc	11/02/2003	2530 ± 330	3560 ± 915
Espiguette	2/11/2002	3200 ± 400	3670 ± 920
Espiguette	25/2/2003	1410 ± 210	1970 ± 565
Saintes-Maries-de-la-Mer	3/4/2000	1320 ± 130	1500 ± 400
Faraman	11/02/2003	640 ± 60	860 ± 210

2.1.1.2 CARTOGRAPHIE PAR MESURES HELIPORTEES

La cartographie de l'activité des plages du golfe du Lion obtenue par les mesures héliportées est uniforme, ainsi que l'illustre la figure 2. En effet, l'activité en Th-232 des plages avoisine dans la plupart des cas 30 à 50 Bq.kg⁻¹. Seules, deux anomalies sont décelables en Camargue, l'une à l'Est du phare de l'Espiguette et l'autre à l'Est du phare de Beauduc, sur 150 m de longueur environ. A ces endroits, les activités des mesures héliportées atteignent 500 Bq.kg⁻¹ en Th-232.

Ces mesures donnent une assez bonne image du bruit de fond et localisent efficacement les anomalies radioactives de grandes dimensions. Mais, l'inconvénient majeur des mesures héliportées réside dans la faible sensibilité de la

¹ isotope du potassium de nombre de masse 40.

² isotope de l'uranium de nombre de masse 238.

³ isotope du thorium de nombre de masse 232.

cartographie obtenue. En effet, ces mesures ne permettent pas de localiser les anomalies radioactives de petites dimensions, comme aux Saintes-Maries-de-la-Mer (1500 Bq.kg^{-1} en Th-232) ou les élévations des activités mises en évidence à l'embouchure de l'Aude (307 Bq.kg^{-1} en Ac-228), par exemple.

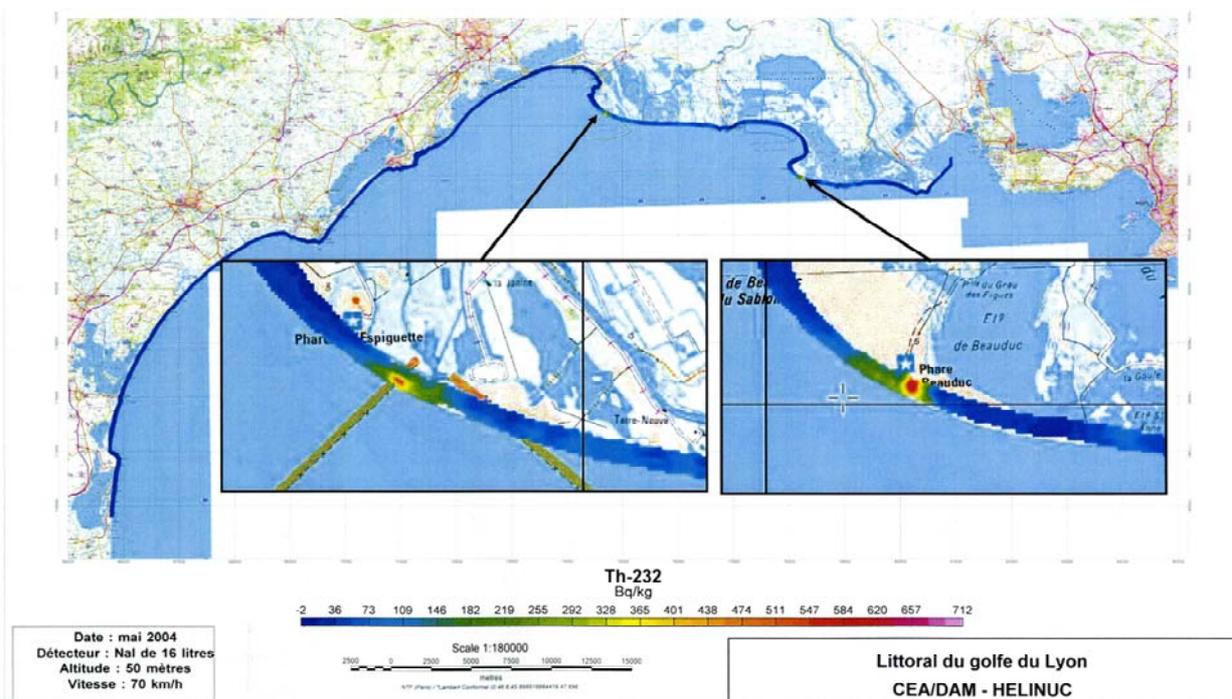


Figure 2 : Cartographie de l'activité en Th-232 des plages du golfe du Lion par mesures hélicoptérées

2.1.2 CARTOGRAPHIE DE LA RADIOACTIVITE DE LA PLAGE DE BEAUDUC

Des prélèvements et des mesures ont été réalisés sur la plage de Beauduc, où les plus fortes activités ont été observées, dans le but de cartographier le placer de Beauduc, mais également de mieux comprendre comment la radioactivité se concentre localement. Ainsi, des échantillons de sable ont été prélevés :

- tous les deux cents mètres le long du rivage (voir photo 1) d'une part
- sur un profil de plage perpendiculaire au rivage, en trois endroits différents et jusqu'à 48 cm de profondeur (voir figure 3) d'autre part.

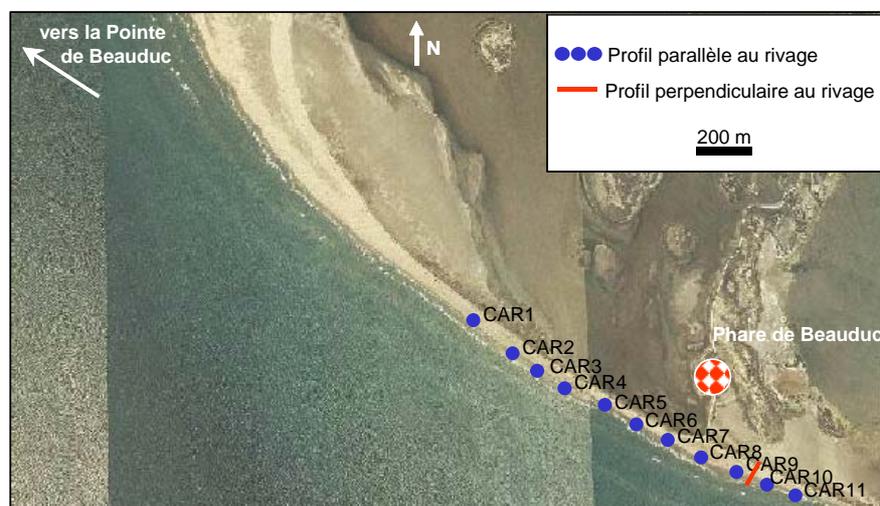


Photo 1 : Profils de prélèvements sur la plage de Beauduc

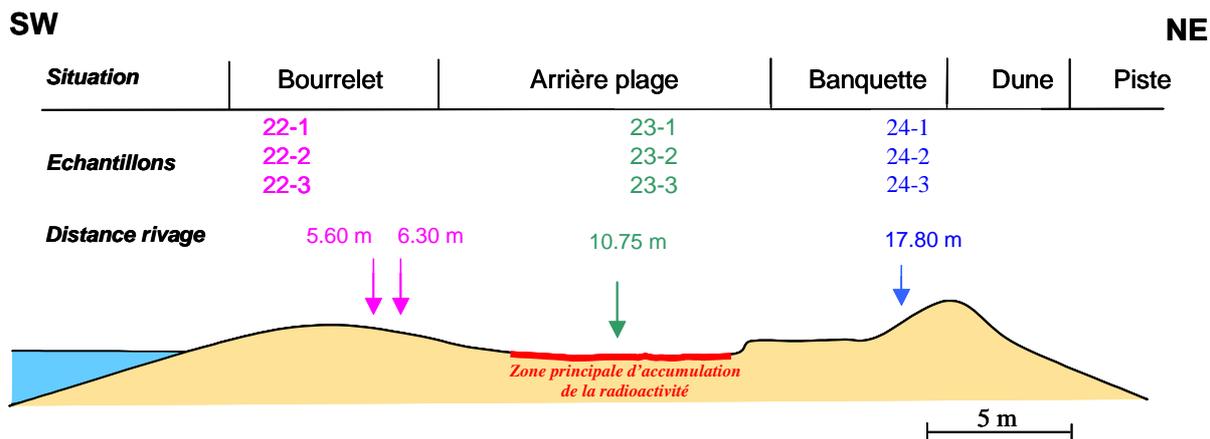


Figure 3 : Profil de prélèvements perpendiculaire au rivage (plage de Beauduc)

En plus de mesures des activités de l'uranium et du thorium, les échantillons de sable ont fait l'objet d'analyses granulométriques, chimiques et de teneur en minéraux lourds.

Le long du rivage, l'activité des sables en Th-234 (entre 10 et 500 Bq.kg⁻¹) est corrélée avec la teneur en minéraux lourds, comme le montre la figure 4.

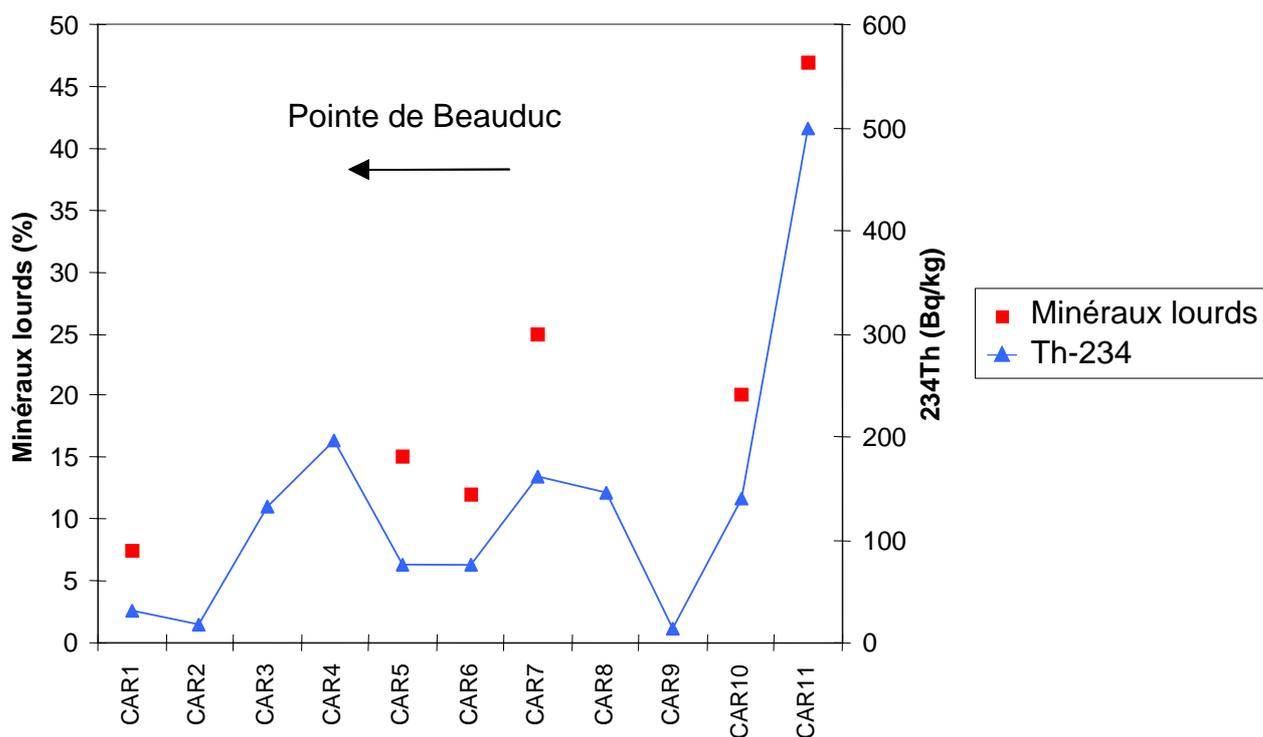


Figure 4 : Activité en Th-234 et concentration en minéraux lourds le long du rivage (plage de Beauduc)

Le tableau 2 présente les activités des radionucléides détectés dans les sables le long du profil perpendiculaire au rivage de la plage de Beauduc.

Tableau 2 : Activités des radionucléides des sables - profil perpendiculaire au rivage (plage de Beauduc)

Echantillons	d (m)	p (cm)	Cs-137 (Bq.kg ⁻¹ sec)	K-40	Famille Th-232			Famille U-238			
					Ac-228	Pb-212	Bi-212	Th-234	Ra-226	Pb-214	Bi-214
					(Bq.kg ⁻¹ sec)			(Bq.kg ⁻¹ sec)			
22-1	5,6	0-12	<0,7	350 ±60	255 ±35	245 ±30	250 ±40	160 ±14	160 ±30	150 ±20	160 ±25
22-2	6,3	12-17	<1,7	105 ±20	1195 ±300	1180 ±105	1215 ±170	700 ±60	790 ±210	700 ±60	735 ±100
22-3	6,3	18-30	<1,4	180 ±30	990 ±125	895 ±80	1010 ±140	585 ±50	685 ±135	600 ±60	640 ±85
22-4	5,6	24-35	<0,8	300 ±45	135 ±35	140 ±15	150 ±25	95 ±10	105 ±10	90 ±10	95 ±15
23-1	10,75	0-8	<2,6	80 ±20	1915 ±480	1940 ±175	1970 ±275	1180 ±100	1410 ±390	1230 ±115	1270 ±170
23-2	10,75	8-25	<1,1	155 ±25	710 ±90	700 ±60	730 ±100	415 ±35	395 ±105	410 ±40	430 ±60
23-3	10,75	28-35	<0,8	275 ±40	210 ±50	205 ±20	210 ±30	140 ±15	160 ±45	135 ±15	140 ±20
24-1	16,8	0-8	<2,3	45 ±15	3470 ±870	3430 ±290	3555 ±490	2240 ±190	2510 ±680	2305 ±215	2380 ±315
24-2	17,8	8-28	<1,7	130 ±20	885 ±220	870 ±75	920 ±130	545 ±45	605 ±125	530 ±50	550 ±75
24-3	17,8	28-48	<1,3	180 ±35	340 ±90	325 ±40	325 ±50	180 ±15	215 ±30	180 ±25	190 ±30

d : distance au rivage ; p : profondeur

Le long du profil perpendiculaire au rivage, les activités sont plus élevées, comprises entre quelques centaines et quelques milliers de Bq.kg⁻¹, comme le montrent les mesures présentées dans le tableau 2.

Le tableau 3 présente la granulométrie⁴ des sables et leur activité en Th-234 en fonction de la taille des grains, pour les deux échantillons 23-1 et 24-1.

Tableau 3 : Activité en Th-234 (Bq.kg⁻¹ sec et %) des échantillons 23-1 et 24-1

Echantillons	Fraction (µm)	Masse (%)	Th-234 (Bq.kg ⁻¹)	(%)
23-1	totale	100	1915 ±480	-
23-4'	>500	0	-	-
23-4	250-500	2	203 ±21	1
23-5	200-250	13	112 ±21	1
23-6	150-200	38	323 ±33	14
23-7	100-150	40	1170 ±120	37
23-8	50-100	7	8400 ±600	47
23-9	20-50	0	-	-
24-1	totale	100	3470 ±870	-
24-4'	>500	0	-	-
24-4	250-500	1	-	-
24-5	200-250	3	105 ±15	1
24-6	150-200	24	266 ±28	3
24-7	100-150	57	1190 ±120	42
24-8	50-100	15	8500 ±800	55
24-9	20-50	0	-	-

⁴ La granulométrie des sables est plus particulièrement détaillée au § 3.3.1.

Au sein des échantillons, les plus fortes activités sont mesurées pour les grains de petite taille. Ainsi, l'activité en Th-234 de la fraction 50-100 μm dépasse 8000 Bq.kg^{-1} [24]. Le bilan montre que cette fraction sableuse ne représente qu'à peine 10 % de la masse de l'échantillon et concentre la moitié de l'activité. Par ailleurs, il existe une forte corrélation ($r^2= 0,88$) entre l'activité des échantillons et leur teneur en sable fin ($< 200 \mu\text{m}$) [24].

Ainsi, la variabilité des activités observées le long des profils étudiés résulterait d'un tri granulométrique des sables. La concentration de la radioactivité, en particulier, provient d'un enrichissement en sable fin ($< 200 \mu\text{m}$), lors du dépôt sur l'arrière plage par les tempêtes, puis au pied de la dune lors de la reprise par le vent.

De plus, l'activité en uranium et en thorium est fonction de la teneur du sable en minéraux lourds (zircon et apatite), porteurs de la radioactivité [24]. Ces minéraux diffèrent des autres minéraux par leur aspect, leur forme et surtout par leur densité (respectivement 3,4 et 5,5). Ceci montre que la formation des placers radioactifs provient du tri des minéraux, en fonction de leur densité, qui induit un enrichissement en minéraux lourds.

La répartition de l'uranium et du thorium le long du profil est fonction de la taille des grains de sable et de leur composition minéralogique, ce qui tend à prouver que les fortes activités en U et Th des plages résultent du tri des grains de sable en fonction de ces deux paramètres.

2.1.3 CARTOGRAPHIE DU DEBIT DE DOSE DES PLAGES DE BEAUDUC ET DE L'ESPIQUETTE

Sur la plage de Beauduc, la surface de sable étudiée est choisie à l'aide d'un radiamètre (SafeSpec NaI) comme étant la plus active de cette zone. Les mesures fines de débit de kerma dans l'air sont effectuées à l'aide d'une chambre d'ionisation de grand volume (Reuter Stockes RSS131 - appareil étalonné COFRAC en juillet 2002). L'hétérogénéité du débit de kerma de la zone étudiée est illustrée sur la figure 5(a) ($0,75$ à $1,47 \mu\text{Gy.h}^{-1}$). Les mesures sont effectuées autour du point central A0 avec une maille de 5 m, toutes les valeurs sont obtenues à une hauteur de 1 m. Une mesure du kerma dans l'air est également effectuée au contact du sol au point A0 avec un débit de kerma de $2,14 \mu\text{Gy.h}^{-1}$ (figure 5(b)).

La fluence d'électrons au contact du sol est mesurée à l'aide d'un détecteur Berthold LB123, dont la réponse au flux photonique est corrigée. Les mesures sont comprises entre $0,14$ et $0,57 \beta.s^{-1}.cm^{-2}$ et illustrées sur la figure 5(b).

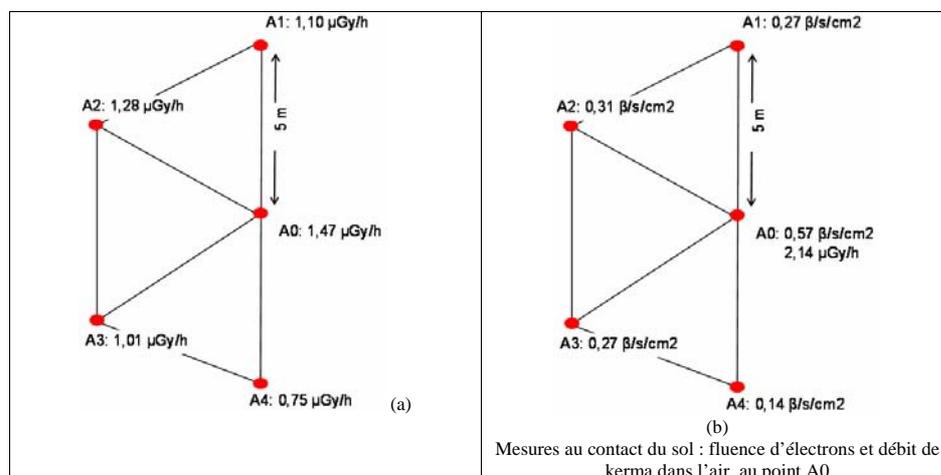


Figure 5 : Plage de Beauduc
 (a) Mesure du débit de kerma dans l'air à une hauteur de 1 m
 (b) Mesures au contact du sol : fluence d'électrons et débit de kerma dans l'air au point A0

Des mesures ont également été effectuées sur la plage de l’Espiguette en suivant un protocole identique. La figure 6 illustre les mesures du débit de kerma dans l’air autour du point le plus actif de la zone d’étude.

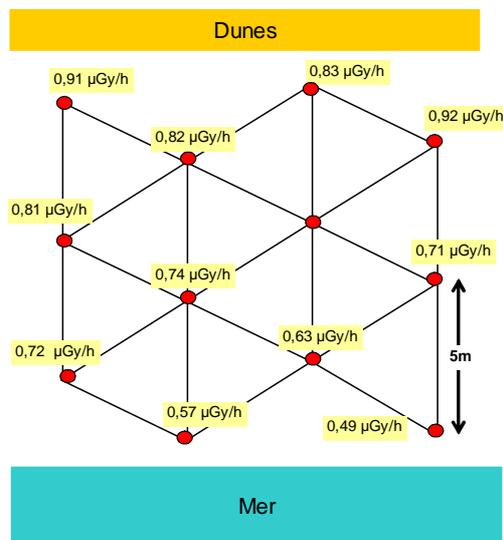


Figure 6 : Plage de l’Espiguette - Mesure du débit de kerma dans l’air à une hauteur de 1 m

2.1.4 REPARTITION DE LA RADIOACTIVITE AU SEIN DES GRAINS DE ZIRCON

Les activités en uranium et en thorium de deux lots de 25 grains de zircon chacun (échantillon 24-1) ont été mesurées à la microsonde électronique (JEOL JXA-8600) de l’Université d’Hiroshima. Ces analyses, illustrées par la photo 2, témoignent des variabilités de l’activité de l’uranium entre les grains et au sein des grains. L’activité de l’uranium au sein des grains n’est pas homogène, puisque la variabilité peut atteindre un facteur cinq. Les activités les plus fréquemment mesurées dans les grains de zircon sont comprises entre 2000 et 5000 Bq.kg⁻¹ (activité moyenne = 5000 Bq.kg⁻¹), mais les valeurs peuvent dépasser 10 000 Bq.kg⁻¹ (10 % des cas).

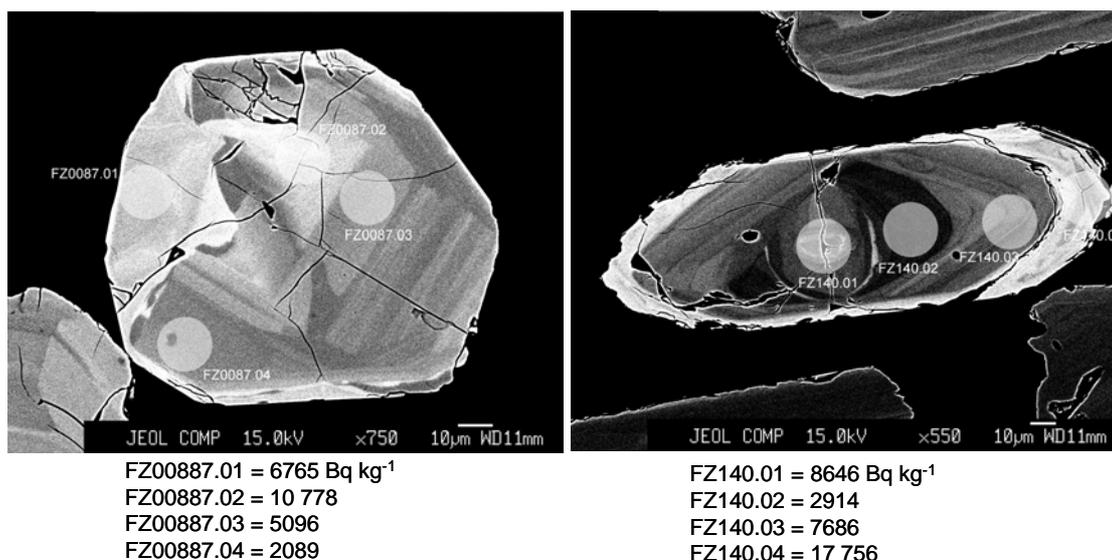


Photo 2 : Analyses des activités de l’uranium de deux grains de zircon

Ces quelques mesures confirment que les grains de zircon figurent parmi les minéraux porteurs de la radioactivité des plages de l’Espiguette et de Beauduc.

2.1.5 PROCESSUS CONSTITUTIFS DES ETENDUES DE « SABLES NOIRS RADIOACTIFS »

La cartographie de la radioactivité à différentes échelles d'observation, telle qu'elle a été présentée précédemment, permet d'apporter des éléments de réponse sur les mécanismes responsables de la concentration de la radioactivité sur certaines plages de Camargue.

Ainsi, la répartition des activités observée le long du profil perpendiculaire au rivage de la plage de Beauduc provient du tri des minéraux, en fonction de leur taille et de leur densité. Seules de fortes vagues (tempêtes) possèdent suffisamment d'énergie pour déposer les minéraux lourds, de forte densité. Par la suite, les sables déposés sont repris par le vent qui, en éliminant les minéraux légers, enrichit encore le sable en minéraux lourds ; ce qui explique les activités les plus élevées, mesurées en pieds de dunes.

A l'est des Pointes sableuses de l'Espiguette et de Beauduc, le trait de côte est en recul d'une dizaine de mètres par an en moyenne, du fait des épisodes de tempête [28]. La redistribution des sédiments côtiers n'est pas homogène le long du littoral, puisque sur certaines parties, on observe un 'engraissement' des plages (formation des flèches sableuses). Bien que l'engraissement de la flèche de Beauduc provienne du démantèlement des plages situées à l'est, il n'y a pas d'augmentation de l'activité dans la direction de la flèche. Bien au contraire, la redistribution des sédiments produit une dilution de l'activité des sables de plage, provenant d'une diminution de la part des minéraux lourds.

La cartographie de la radioactivité du pourtour du golfe du Lion et de la Camargue montre les apports de matériaux radioactifs par les fleuves, puisque des hausses significatives de radioactivité sur les plages situées aux débouchés des fleuves pyrénéens et de l'Aude sont observées. Les fleuves constituent donc une source importante de la radioactivité des plages du golfe du Lion. L'importance des dépôts radioactifs à proximité de l'exutoire du Rhône, en comparaison des fleuves méditerranéens qui débouchent dans le Golfe du Lion, s'explique par la surface du bassin versant rhodanien et la prépondérance des stocks sédimentaires apportés par le Rhône.

2.2 ORIGINE DES MINERAUX RADIOACTIFS DES PLAGES DE CAMARGUE

L'expertise des signatures isotopiques des sables et des signatures minéralogiques des minéraux lourds permet d'appréhender les sources de la radioactivité mesurée en certains points du littoral de Camargue.

2.2.1 EXPERTISE DES SIGNATURES ISOTOPIQUES DES SABLES

L'expertise des activités des sables du profil de Beauduc, présentées dans le tableau 2, permet de mieux comprendre quelle est l'origine de la radioactivité. En effet, la contamination des sables de Beauduc ou de l'Espiguette par les radionucléides d'origine anthropique (comme le Cs-137), provenant du cycle du combustible nucléaires ou des retombées atmosphériques, est extrêmement faible ou, le plus souvent, nulle.

Les radionucléides qui composent les chaînes de désintégration de U-238, Th-232 et U-235 sont en équilibre. Les radionucléides de début d'une chaîne (comme Th-234) présentent des activités égales à ceux de la fin de la chaîne (comme Pb-210) [23] [29]. Ceci permet d'écarter toute action anthropique ou procédé industriel (dissolution, cristallisation, broyage, ...) qui aurait conduit à rompre cet équilibre, comme c'est le cas des sédiments échantillonnés dans le Rhône, en aval de l'exutoire de rejet d'une usine de matériaux réfractaires utilisant des minerais de zircon, qui présentent un déséquilibre du rapport Pb-210/Th-234. De même les structures minérales qui emprisonnent les radionucléides qui composent les chaînes de décroissance de U-238, de Th-232 et de U-235 ne permettent pas le dégazage du radon.

La figure 7 illustre la corrélation entre les activités mesurées en Th-234 et en Pb-210 dans les minéraux lourds des sables de la plage de Beauduc d'une part, et dans les sédiments du Rhône en aval d'une usine de matériaux réfractaires utilisant des minerais de zircon d'autre part.

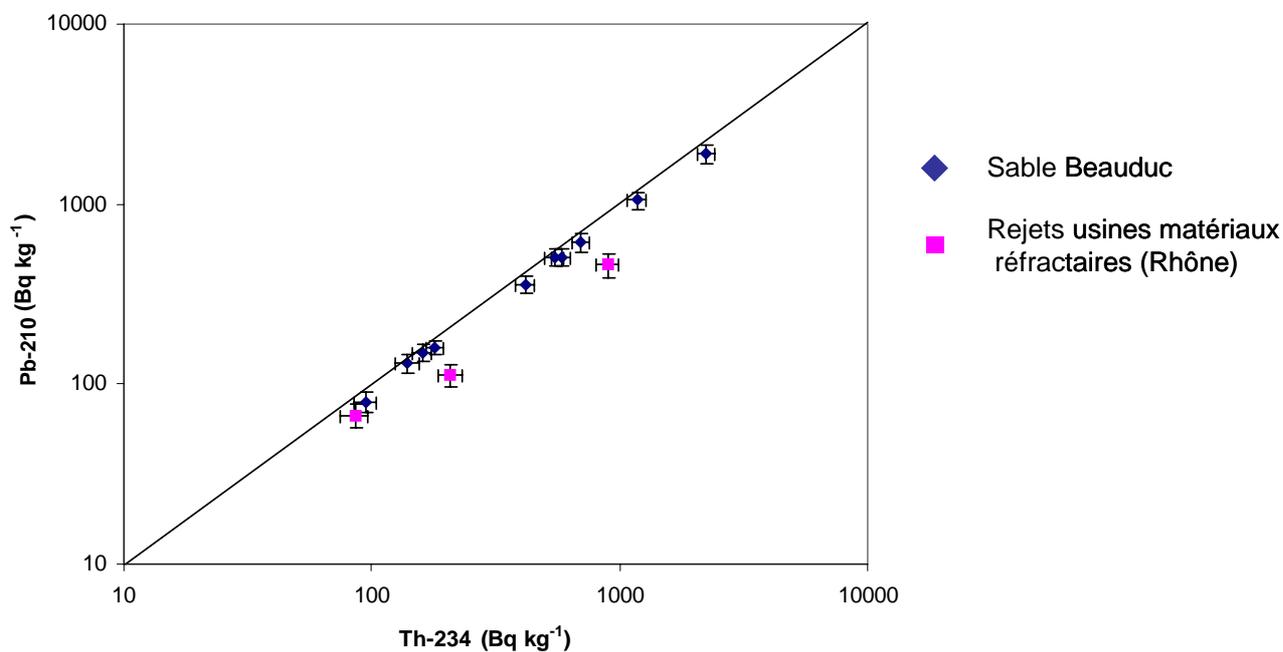


Figure 7 : Activités en Pb-210 et en Th-234 dans les sables de Beauduc et dans des sédiments du Rhône

Ainsi, l'absence de marquage significatif par des radionucléides artificiels et l'équilibre au sein des chaînes de désintégration écartent l'hypothèse d'une radioactivité d'origine anthropique.

En conséquence, la source privilégiée de la radioactivité des plages de Camargue est la source naturelle, c'est-à-dire l'érosion des roches. Cette assertion conduit à la recherche des massifs, qui, au sein du bassin rhodanien, sont les sources des minéraux porteurs de la radioactivité.

2.2.2 RECHERCHE DES SOURCES DES MINÉRAUX DES SABLES

L'attention s'est focalisée sur les apatites et les zircons, minéraux porteurs de la radioactivité, facilement identifiables sous la loupe (voir la photo 3), dont certaines caractéristiques typologiques (forme, couleur, corrosion, etc.) et les teneurs en traces de fission constituent des indicateurs de la source des minéraux. Sur la base de ces critères, les zircons et les apatites de la plage de Beauduc ont donc été comparés à ceux de sources potentielles (massifs granitiques et sédiments de rivières).

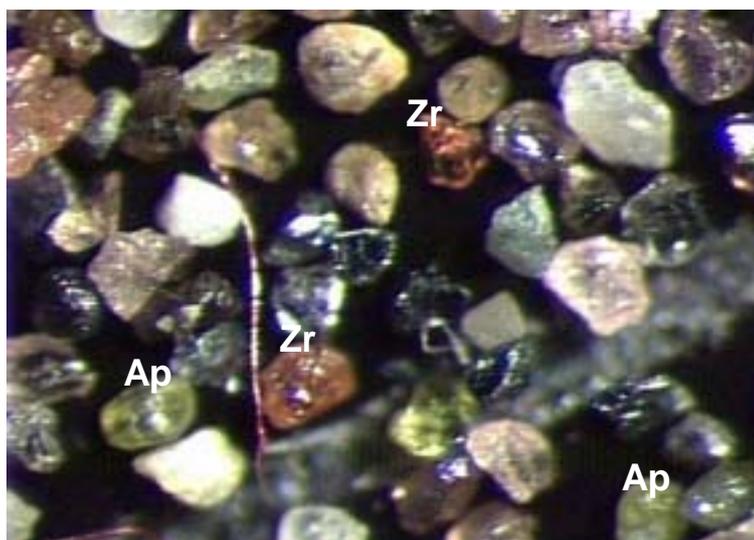


Photo 3 : Apatites (Ap) et zircons (Zr) à la loupe binoculaire (X10)

2.2.2.1 TYPOLOGIE DES ZIRCONS

Les analyses de la typologie des zircons ont été effectuées en collaboration avec le laboratoire de Minéralogie de l'Université de Nice [30]. La détermination de la typologie des zircons repose sur la reconnaissance d'un certain nombre de critères minéralogiques microscopiques (qualité de la forme des cristaux, couleur, présence d'agrégats cristallins, cristaux jumelés, auréoles de croissance, corrosion, excroissance, nucléation) d'une population d'une centaine de grains extraits du sable. La typologie des zircons, illustrée en figure 8, permet de déterminer le massif d'origine des zircons [31] [32].

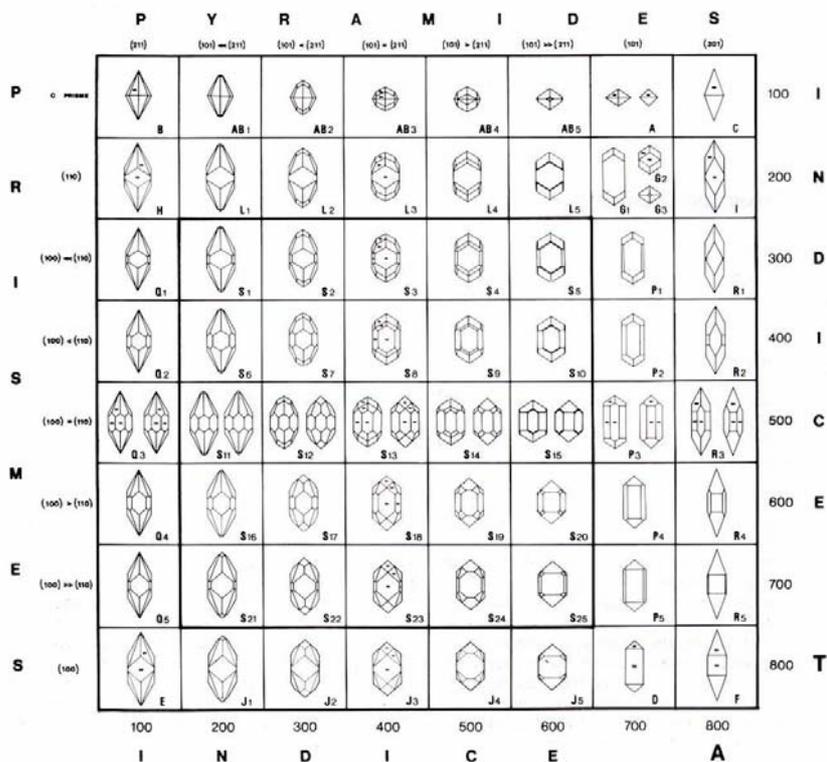


Figure 8 : Typologie des zircons [31]

La figure 9 illustre la distribution par type des zircons de la plage de Beauduc, des sédiments de l'Eyrieux, et des massifs du Velay et du Mont-Blanc [33]. Sur la plage de Beauduc, les zircons majoritaires sont de type S7, S12, S2 et P5. De nombreux zircons se situent entre le type S17 et S20.

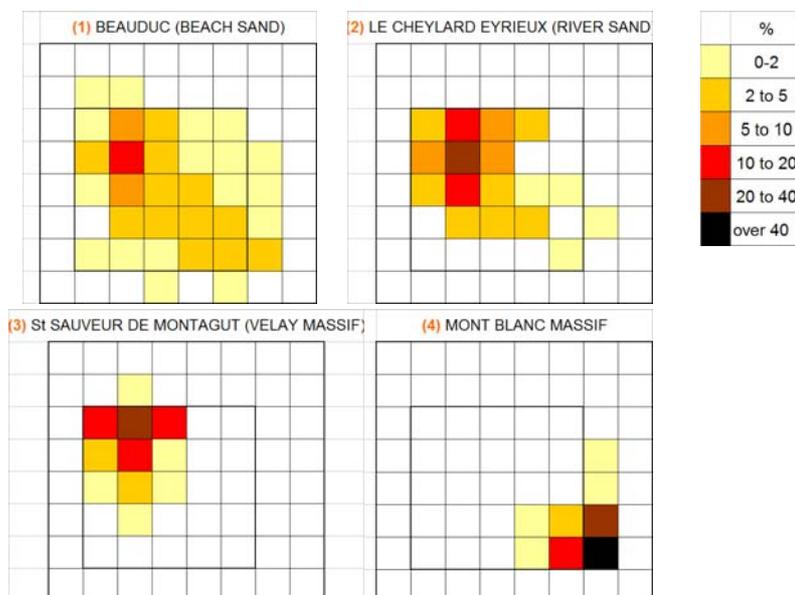


Figure 9 : Distribution des zircons : plage de Beauduc, sédiments de l'Eyrieux, massifs du Velay et du Mt Blanc

Le Massif du Velay et les sédiments de l'Eyrieux sont dominés par les typologies S2, S5, S7, S8 et S12. Donc le Massif du Velay, dont une partie est drainée par l'Eyrieux, est une source potentielle des zircons observés sur les plages de Camargue. Les zircons de types P4-P5, observés dans les sables de Beauduc, proviennent probablement du Massif du Mont-Blanc, dont les zircons sont également de même type.

2.2.2.2 TRACES DE FISSION DES APATITES

La distribution des traces fossiles de fission de l'uranium dans les grains d'apatite, la densité de traces fossiles (nombre de traces/cm² comptées en microscopie optique) et la composition chimique des grains sont des critères qui permettent de différencier les origines des apatites.

Les apatites du placer (échantillon 23-1) se répartissent en trois classes de densité de traces de fission illustrées sur la figure 10 :

- o la première classe, correspondant aux apatites présentant les plus faibles densités de traces de fission ($5,44.10^4 \pm 0,51.10^4$ traces/cm²), comprend 20% des apatites étudiées,
- o la deuxième classe, dont la densité moyenne est de $2,69.10^5 \pm 0,07.10^5$ traces/cm² représente 68% des apatites,
- o la troisième classe, de densité moyenne égale à $1,69.10^6 \pm 0,04.10^6$ traces/cm², contient 11% des apatites.

Les apatites du pied de dune, représentées également sur la figure 10, se répartissent en trois classes de densité moyenne de traces comparables à celles des apatites du placer :

- o la première classe de densité moyenne $5,83.10^4 \pm 2,61.10^4$ traces/cm² comprend 3,3% des apatites, seulement,
- o la deuxième classe de densité moyenne $3,37.10^5 \pm 0,13.10^5$ traces/cm² comprend 80% des apatites,
- o la troisième classe de densité moyenne $3,21.10^6 \pm 0,04.10^6$ traces/cm² comprend 16,7% des apatites.

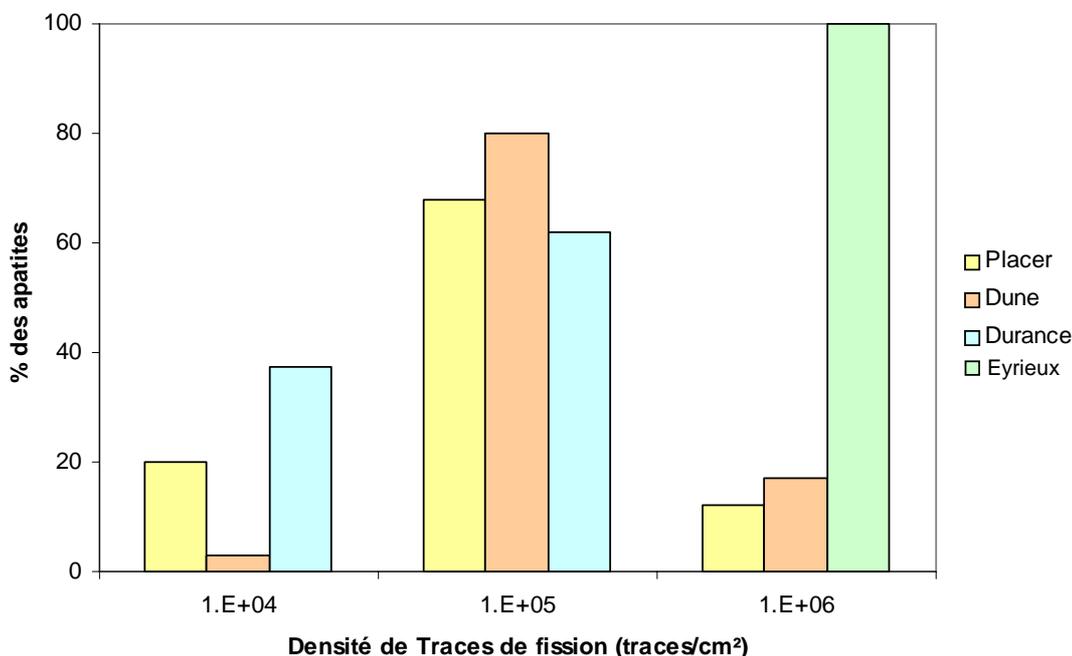


Figure 10 : Distribution des densités moyennes de traces de fission/cm² des apatites de la plage de Beauduc (placer et dune) et de sources potentielles (sédiments de la Durance et de l'Eyrieux)

Les apatites des sédiments de l'Eyrieux et de la Durance ont également été analysées et leur distribution en fonction de la densité de fission a été reportée sur la figure 10. Les densités des traces de fission de ces deux sources sont ainsi confrontées à celles des apatites de la plage de Beauduc (placer et dune). Ainsi :

- les apatites des plages présentant des densités moyennes de traces de fission comprises entre 10^4 et 10^5 traces/cm² (80% des apatites) seraient drainées par la Durance et proviendraient des Alpes du Sud,
- le reste des apatites, soit 20 %, présente des densités moyennes de traces de fission comparables à celles des apatites des sédiments de l'Eyrieux (10^6 traces/cm²).

3 EVALUATIONS DOSIMETRIQUES

Une observation précise des populations fréquentant les lieux nécessiterait des ressources importantes, les lieux étant assez reculés et avec une fréquentation faible et variable selon la période de l'année, l'évaluation dosimétrique de l'exposition des personnes du public est faite en postulant le comportement de personnes sur les lieux. Ainsi, plusieurs scénarios (type de population fréquentant les lieux, distribution d'activité sur les lieux) ont été définis, en considérant les caractéristiques environnementales et radiologiques des lieux (plages de Beauduc et de l'Espiguette).

3.1 SCENARIOS

3.1.1 VOIES D'ATTEINTE RETENUES

Les différentes voies d'atteinte d'un organisme humain dans un environnement radioactif sont :

- l'exposition externe à l'atmosphère,
- l'exposition externe à une surface,
- l'exposition interne par inhalation de l'air de l'atmosphère,
- l'exposition interne par ingestion d'aliments ou de sol ou de sable par inadvertance,
- l'exposition interne par blessure.

En l'occurrence :

- l'exposition externe à l'atmosphère n'est pas retenue. La radioactivité est portée par les grains de zircon et d'apatite du sable chargés en uranium et thorium ; c'est-à-dire des supports trop 'lourds' (densité de 3,4 et 5,5 pour le zircon et l'apatite respectivement) pour être présents dans l'atmosphère des lieux en quantité significative dans des conditions météorologiques (de vent) compatibles avec une fréquentation humaine ; les mesures présentées au § 3.3.1.2 confirment cette assertion. En conséquence, l'exposition externe à l'atmosphère est négligée,
- pour les mêmes raisons, mais aussi parce que la fraction inhalable est très faible (Cf. § 3.3.1.2), l'exposition interne par inhalation de l'air n'est pas retenue,
- il est par ailleurs déraisonnable de considérer une fréquentation assidue des lieux par des personnes blessées susceptibles de se contaminer ; l'exposition interne par blessure n'est pas retenue non plus,
- il y a deux arrières plages contaminées (l'une à l'est du phare de l'Espiguette, l'autre à l'est du phare de Beauduc), d'environ 150 m de longueur pour 10 m de largeur, sur lesquelles la contamination n'est pas homogène. La taille relativement faible des taches de contamination conduit à ne pas retenir l'exposition externe au dépôt associée à la promenade,
- en raison du caractère insoluble des radionucléides piégés dans les zircons et apatites dans l'eau de mer et de la taille de ces minéraux, il est très peu probable qu'ils puissent induire une contamination du milieu aquatique, notamment des organismes marins. Par ailleurs, les échantillons de moules, poissons et

algues prélevés dans le cadre du réseau OPERA (Observatoire PERmanent de la RAdioactivité dans l'environnement) de l'IRSN, ne présentent pas de marquage anormal en Po-210 (descendant de U-238) sur les stations de prélèvements voisines des sites considérés (Cf. Annexe 1). Enfin ces sites ne font pas l'objet d'activités aquacoles, ce qui limite les quantités pêchées à des fins de consommation à de très faibles valeurs. Il n'y a donc pas lieu de considérer une contamination des organismes vivants marins destinés à la consommation humaine associée à cette accumulation d'uranium et de thorium sur les plages de Camargue. En conséquence, il n'y a pas lieu de considérer l'exposition interne par ingestion d'aliments.

En conséquence, seules sont retenues les voies d'atteinte d'exposition externe à la surface des lieux (sable) et d'exposition interne par ingestion par inadvertance de sable.

3.1.2 FREQUENTATION DES LIEUX

Il n'y a pas d'habitation au vrai sens du terme, mais quelques cabanons sont utilisés le week-end par des familles. Comme sur d'autres plages du littoral, il est considéré que des personnes des environs peuvent fréquenter assidûment ces plages. Enfin, des touristes peuvent y passer une partie de leurs vacances.

En conséquence, l'IRSN considère comme raisonnable les fréquentations suivantes pour les lieux considérés :

- fréquentation locale :
 1. habitant des environs fréquentant les lieux pour la détente (promenade, lecture, baignade, pêche des tellines, etc.) quotidienne, mais pas nécessairement tout au long de l'année,
 2. famille utilisant une cabane un certain nombre de week-ends par an (promenade, lecture, baignade, pêche des tellines, sommeil, repos, etc.),
 3. famille des environs fréquentant les lieux pour les loisirs (détente, pique-nique, promenade, lecture, jeux, baignade, pêche des tellines, etc.) avec une fréquence hebdomadaire, pendant une bonne partie de l'année,
- fréquentation touristique :
 4. famille en vacances fréquentant les lieux pour les loisirs (détente, promenade, lecture, jeux, baignade, pique-nique, pêche des tellines, etc.), avec une fréquence quotidienne pendant un mois.

3.1.3 SCENARIOS

A partir des fréquentations des lieux par les populations considérées ci-dessus, l'IRSN a élaboré quatre scénarios : local, villégiature, famille locale, famille touriste.

Les valeurs numériques de certains paramètres nécessaires au calcul des doses sont fixées de manière arbitraire dans le souci de fournir des estimations plutôt élevées. Les valeurs de quantité incorporée de sable (ingestion) sont celles retenues par le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) [34].

3.1.3.1 LOCAL

Les caractéristiques du scénario local sont :

- fréquentation des lieux pour détente, promenade, lecture, jeux, baignade, pêche des tellines, etc.,

- o 60 visites par an, à raison de 4 heures par visite,
- o classes d'âge retenues : adulte et adolescent,
- o valeurs des paramètres de l'exposition à chaque visite - ingestion de sable Q_s (en mg), distribution de l'activité (en h) et position - présentées dans le tableau 4 :

Tableau 4 : Scénario local : ingestion, distribution d'activité et position - pour une visite

Activité	Adulte $Q_s = 1,4 \text{ mg}$		Adolescent $Q_s = 1,4 \text{ mg}$	
	h	position	h	position
Repos (lecture)	2	assise	2	assise
Repos (bain de soleil)	1	couchée	1	couchée
Exercice léger	0,5	debout	0,5	debout
Exercice lourd	0,5	debout	0,5	debout

Les distributions d'activité et la position associée sont arbitraires, mais sont choisies sur la base du raisonnement envisageable.

3.1.3.2 VILLEGATURE

Les caractéristiques du scénario de villégiature sont :

- o fréquentation des lieux en tant que villégiature de fin de semaine, pour loisirs, promenade, lecture, jeux, bains de soleil, pêche des tellines, etc.,
- o 18 visites par an, à raison de 2 jours par visite,
- o classes d'âge retenues : adulte et adolescent,
- o valeurs des paramètres de l'exposition pendant chaque visite - ingestion quotidienne de sable q_s (en mg.j^{-1}), distribution de l'activité (en h.j^{-1}) et position - présentées dans le tableau 5 :

Tableau 5 : Scénario de villégiature : ingestion, distribution d'activité et position - pour un jour

Activité	Adulte $q_s = 1,4 \text{ mg.j}^{-1}$		Adolescent $q_s = 1,4 \text{ mg.j}^{-1}$	
	h.j^{-1}	position	h.j^{-1}	position
Sommeil	8,5	couchée	10	couchée
Repos (lecture)	3,5	assise	3,5	assise
Repos (bain de soleil)	2	couchée	2	couchée
Exercice léger	9,75	debout	7,5	debout
Exercice lourd	0,25	debout	1	debout

Il est à noter que le sommeil ne se fait pas sur le lieu de la contamination car les cabanons ne sont pas situés sur les placers radioactifs.

La distribution *Sommeil / Repos (lecture + bains de soleil) / Exercice léger / Exercice lourd* est déduite des tables B16A et B16B de la publication 66 de la CIPR [35] ; la distribution *Repos (lecture) / Repos (bain de soleil)* est

arbitraire. Dans le cas de l'adulte, ce sont les valeurs de la distribution d'activité des travailleurs sédentaires masculins qui ont été retenues, compte tenu des types d'adultes proposés dans la table B16B de la publication 66 de la CIPR [35].

3.1.3.3 FAMILLE LOCALE

Les caractéristiques du scénario famille locale sont :

- fréquentation des lieux pour loisirs, pique-nique, promenade, lecture, jeux, bains de soleil, pêche des tellines, etc.,
- 13 visites par an, à raison de 6 heures par visite,
- classes d'âge retenues : adulte, adolescent, enfant de 8 à 12 ans, enfant de 3 à 7 ans, enfant de 1 à 2 ans et nourrisson,
- valeurs des paramètres de l'exposition à chaque visite - ingestion de sable Q_s (en mg), distribution de l'activité (en h) et position - présentées dans le tableau 6 :

Tableau 6 : Scénario de famille locale : ingestion, distribution d'activité et position - pour une visite

Activité	Adulte $Q_s = 1,4$ mg		Adolescent $Q_s = 1,4$ mg		Enfant de 8 à 12 ans $Q_s = 2,8$ mg	
	h	position	h	position	h	position
Repos (lecture)	2	assise	2	assise	2	assise
Repos (bain de soleil)	2	couchée	2	couchée	2	couchée
Exercice léger	1,5	debout	1,5	debout	1,5	debout
Exercice lourd	0,5	debout	0,5	debout	0,5	debout

	Enfant de 3 à 7 ans $Q_s = 5,5$ mg		Enfant de 1 à 2 ans $Q_s = 14$ mg		Nourrisson Pas d'ingestion de sable	
	h	position	h	position	h	position
Repos	2	assise	1,5	assise	0	-
Repos	2	couchée	3,5	couchée	4	couchée
Exercice léger	2	debout	1	à 4 pattes	2	couchée
Exercice lourd	0	-	0	-	0	-

Les enfants de 3-7 ans peuvent être considérés couchés à même le sol, tandis que les enfants de 1-2 ans et les nourrissons ne sauraient l'être.

Les distributions d'activité et la position associée sont arbitraires, mais sont choisies sur la base du raisonnablement envisageable.

3.1.3.4 FAMILLE TOURISTE

Les caractéristiques du scénario de famille touriste sont :

- fréquentation des lieux pour loisirs, pique-nique, promenade, lecture, jeux, bains de soleil, etc.,
- 30 visites (un mois) à raison de 8 heures par visite,

- classes d'âge retenues : adulte, adolescent, enfant de 8 à 12 ans, enfant de 3 à 7 ans, enfant de 1 à 2 ans et nourrisson,
- valeurs des paramètres de l'exposition à chaque visite - ingestion de sable Q_s (en mg), distribution de l'activité (en h) et position - présentées dans le tableau 7 :

Tableau 7 : Scénario de famille touriste : ingestion, distribution d'activité et position - pour une visite

Activité	Adulte $Q_s = 1,4$ mg		Adolescent $Q_s = 1,4$ mg		Enfant de 8 à 12 ans $Q_s = 2,8$ mg	
	h	position	h	position	h	position
Repos (lecture)	2	assise	2	assise	2	assise
Repos (bain de soleil)	3	couchée	3	couchée	3	couchée
Exercice léger	2	debout	2	debout	2	debout
Exercice lourd	1	debout	1	debout	1	debout

	Enfant de 3 à 7 ans $Q_s = 5,5$ mg		Enfant de 1 à 2 ans $Q_s = 14$ mg		Nourrisson Pas d'ingestion de sable	
	h	position	h	position	h	position
Repos	3	assise	3	assise	0	-
Repos	3	couchée	4	couchée	6	couchée
Exercice léger	2	debout	1	à 4 pattes	2	couchée
Exercice lourd	0	-	0	-	0	-

Les enfants de 3-7 ans peuvent être considérés couchés à même le sol, tandis que les enfants de 1-2 ans et les nourrissons ne sauraient l'être.

Les distributions d'activité et la position associée sont arbitraires, mais sont choisies sur la base du raisonnement envisageable.

3.2 DOSE PAR EXPOSITION EXTERNE

Les doses dues à l'exposition externe sont calculées à partir des mesures réalisées sur la Plage de Beauduc présentées dans le § 2.1.3. Les valeurs de $1,47 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ et $2,14 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ sont retenues comme débits de kerma photonique dans l'air, respectivement à 1 mètre du sol et au contact du sol ; ces débits de kerma dans l'air ont été mesurés au point A0, point le plus actif du placar radioactif (voir figure 5). La valeur de fluence électronique au sol de $0,57 \beta\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{cm}^{-2}$, mesurée en ce même point, est également retenue.

La dose efficace due à l'exposition aux photons est calculée en utilisant les coefficients de conversion issus de la publication de Saito et al. [36] qui permettent de convertir une valeur de kerma dans l'air (en Gy) en une dose efficace (en Sv) pour certains radionucléides présents à l'état naturel dans le sol en fonction de la posture de l'individu.

Le tableau 8 présente les valeurs de ces coefficients de conversion de kerma dans l'air en dose efficace E.

Tableau 8 : Coefficient de conversion dose efficace/kerma dans l'air

	E / kerma dans l'air (Sv.Gy ⁻¹)		
	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K
Debout	0,672	0,695	0,709
Etendu sur le dos	0,644	0,679	0,686
Etendu sur le ventre	0,745	0,773	0,783

Compte tenu qu'il n'est pas possible de discriminer la part des différents radionucléides dans les mesures de débit de kerma, l'IRSN retient la valeur de 0,7 Sv.Gy⁻¹ comme coefficient de conversion moyen de kerma photonique dans l'air en dose efficace pour la position debout. Pour la même raison d'une part, et comme il n'est pas possible de préciser la position des personnes étendues sur le sol de la plage pour un bain de soleil (sur le dos ou sur le ventre) d'autre part, l'IRSN retient la valeur de 0,77 Sv.Gy⁻¹, considérée prudente, comme coefficient de conversion moyen de kerma photonique dans l'air en dose efficace pour la position couchée. Cette dernière valeur est également utilisée pour la position assise.

L'exposition aux électrons est calculée en utilisant les coefficients de conversion de fluence électronique en dose absorbée issus de la publication 74 de la CIPR [37]. Le coefficient de dose absorbée à la peau, donné par unité de fluence en fonction de l'énergie des électrons, est maximal pour des électrons de 0,6 MeV et vaut 171 pGy.cm².

La valeur maximale de la fluence électronique étant de 0,57 β.s⁻¹.cm⁻² au sol, il s'ensuit que le débit de dose maximal dû aux électrons au point A0 est nécessairement inférieur à 0,35 μGy.h⁻¹. Cette valeur est très faible devant le débit de kerma photonique dans l'air au sol au point A0 (2,14 μGy.h⁻¹). Cette estimation, assortie du fait que les électrons ont un parcours limité dans l'air, montre que l'exposition aux électrons est très faible et peut être considérée comme négligeable devant l'exposition aux photons. Toutefois, par souci d'approche prudente, les calculs de la dose efficace due à l'exposition externe aux électrons sont réalisés avec la valeur maximale de la fluence électronique de 0,57 β.s⁻¹.cm⁻² au sol, pour les positions proches du sol des individus exposés.

Les résultats détaillés des calculs de dose par exposition externe aux photons et aux électrons pour chaque scénario sont présentés en Annexe 2, en fonction de chaque classe d'âge et de chaque activité.

Le tableau 9 présente les doses efficaces dues à l'exposition externe pour chaque scénario et en fonction de la classe d'âge.

Tableau 9 : Dose due à l'exposition externe aux photons et aux électrons (mSv)

Scénario	Adulte	Adolescent 13 - 17ans	Enfant 8 - 12 ans	Enfant 3 - 7 ans	Enfant 1 - 2 ans	Nourrisson
Local	0,42	0,42				
Villégiature	0,77	0,71				
Famille locale	0,13	0,13	0,13	0,13	0,16	0,15
Famille touriste	0,39	0,39	0,39	0,42	0,47	0,47

Les résultats du tableau 9 montrent que :

- pour les adultes et les adolescents, la dose efficace annuelle maximale due à l'exposition externe est de l'ordre de 0,8 mSv pour le scénario villégiature,
- pour les enfants, la dose efficace annuelle maximale due à l'exposition externe est de l'ordre de 0,4 à 0,5 mSv pour le scénario famille touriste,
- les doses efficaces annuelles calculées reflètent principalement le temps passé sur le placier radioactif considéré dans chaque scénario ; la sensibilité à la classe d'âge est secondaire.

A titre d'éléments de comparaison, le tableau 10 présente quelques exemples d'exposition externe conduisant à une dose efficace de 1 mSv.

Tableau 10 : Exemples d'exposition externe conduisant à une dose efficace égale à 1 mSv.

Exemple	Origine du rayonnement
17 mois de résidence à Paris	tellurique, cosmique
9 mois de résidence dans le Limousin	tellurique, cosmique
7 allers-retours Paris-Tokyo en avion	cosmique
5 radiographies du thorax	appareil médical

3.3 DOSE PAR EXPOSITION INTERNE

La dose par exposition interne résulte de l'incorporation (ingestion, inhalation) de matières radioactives par l'individu exposé. Cette dose n'est correctement estimée que si l'incorporation d'une part, et la solubilité des matières incorporées d'autre part sont correctement estimées. Si les données sur l'incorporation de l'uranium et du thorium sous la forme de sable sont fixées par le scénario, leur solubilité dans les fluides pulmonaire, gastrique et intestinal est inconnue pour cette forme. Ce paramètre est pourtant essentiel, car il permet de calculer la quantité de radionucléides entrant dans le sang à partir des poumons et du tractus gastro-intestinal (estomac, puis intestins), ainsi que la répartition des matières radioactives incorporées dans les différentes parties du corps humain, puis d'en déduire les doses recherchées. Les paragraphes ci-dessous expliquent comment est établie la solubilité de l'uranium et du thorium du sable des placiers radioactifs de la plage de Beauduc par l'IRSN à l'aide de tests *in vitro*, permettant ensuite le calcul de la dose par exposition interne.

3.3.1 ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE DES ECHANTILLONS DE SABLE

Une analyse physico-chimique préalable aux tests *in vitro* des sables est nécessaire, permettant de définir la taille et la nature chimique des grains des fractions analysées, leur surface spécifique et la composition des phases en présence.

3.3.1.1 METHODE

La préparation des fractions à analyser, puis leur analyse est un procédé long et complexe. En conséquence, un seul échantillon fait l'objet de l'analyse physico-chimique complète. L'échantillon 24-1 prélevé sur la plage de Beauduc est retenu pour cette analyse, car c'est un sable présentant les activités en uranium et en thorium les

plus élevées, ayant subi et pouvant subir une reprise éolienne puisqu'il a été prélevé en pied de dune. Il est de ce fait plus susceptible d'être incorporé qu'un sable moins fin. Ce sable est donc choisi pour être représentatif des sables susceptibles d'être incorporés.

L'échantillon 23-1 de cette même plage a également fait l'objet de certaines de ces analyses.

La granulométrie du sable prélevé a été étudiée selon deux approches complémentaires. Une première approche a consisté à analyser les grains en compteur à particules. Une seconde approche a consisté en un tamisage du sable sur divers filtres et en une analyse des fractions obtenues. Pour ce faire, un tamisage pendant 3 jours de l'échantillon 24-1 a été effectué sur table vibrante avec un tamis métallique porteur de différentes mailles : 1 mm, 250 μm , 200 μm , 150 μm , 125 μm , 40 μm (voir la figure 11). Après tamisage, les fractions recueillies ont été pesées et leur radioactivité a été déterminée.

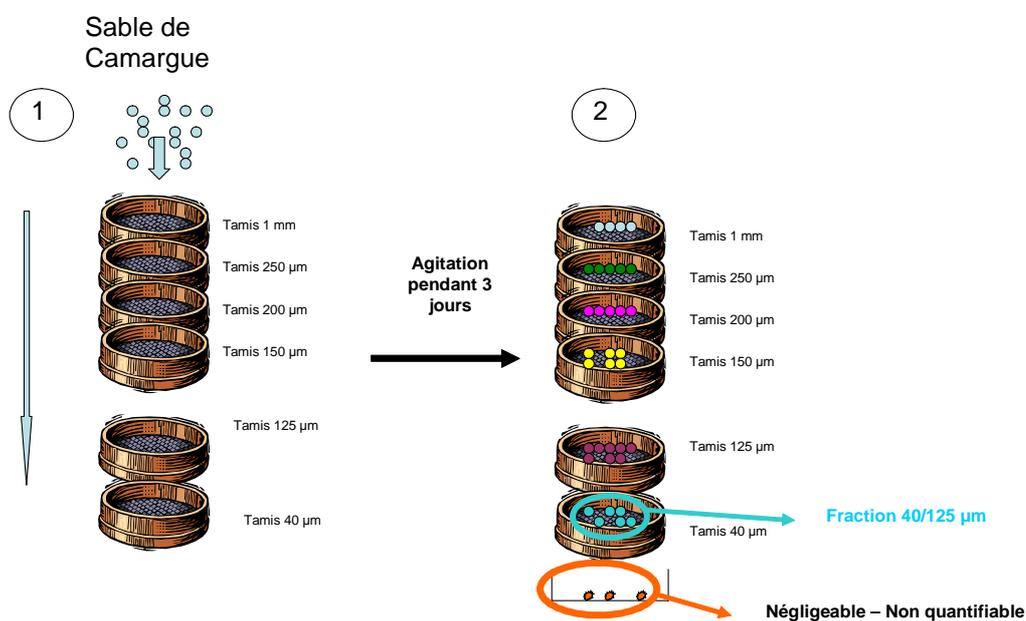


Figure 11 : Préparation des fractions de sable à analyser

Analyse des différentes fractions : des analyses de différentes fractions obtenues par tamisage ont été effectuées en microscopie électronique et en diffraction X. Ces analyses ont permis de définir la taille, la forme et la composition du sable testé.

Spectrométrie γ des sables totaux : les activités de l'uranium et du thorium dans les sables des échantillons 23-1 et 24-1 de la plage de Beauduc ont été déterminées par spectrométrie γ au LMRE.

3.3.1.2 RESULTATS

Concentration atmosphérique : la concentration dans l'air des particules de sable est mesurée par vent fort (plus de 100 km.h⁻¹), donc en situation extrême. Les mesures donnent des valeurs de concentrations atmosphériques de sable comprises entre 5 et 23 mg.m⁻³, soit des activités volumiques comprises entre 4,8 et 17 mBq.m⁻³ pour le Th-234, et entre 8,3 et 30 mBq.m⁻³ pour l'Ac-228.

Granulométrie : la taille des grains de sable, étudiée par compteur de particule et par tamisage est illustrée par la figure 12 qui présente les distributions granulométriques des sables des échantillons 23-1 et 24-1 de la plage de Beauduc (diamètre en fonction du volume).

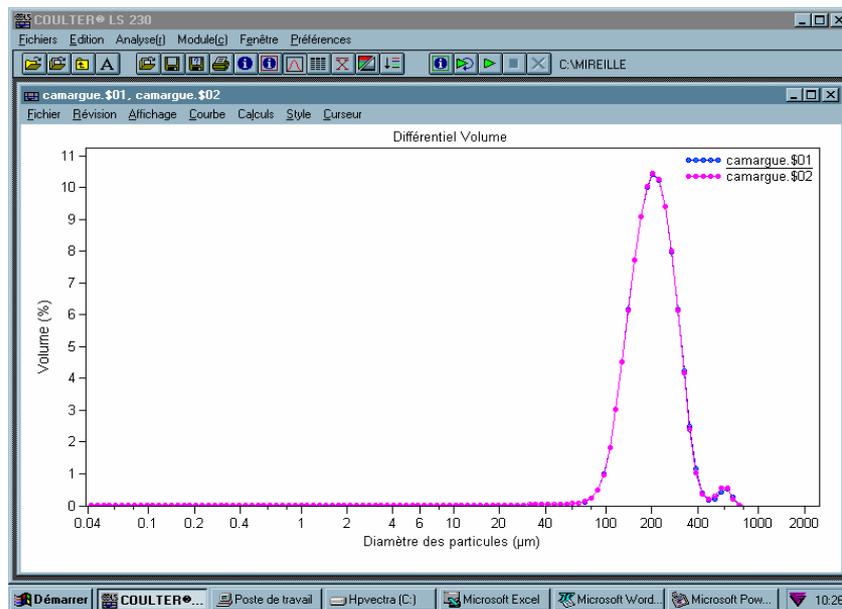


Figure 12 : Distribution granulométrique en volume

La figure 12 montre que les grains de sable de diamètre compris entre 80 et 400 µm contribuent majoritairement au volume du sable.

La distribution en masse de l'échantillon 24-1 est présentée dans le tableau 11.

Tableau 11 : Distribution en masse des grains de sable de l'échantillon 24-1

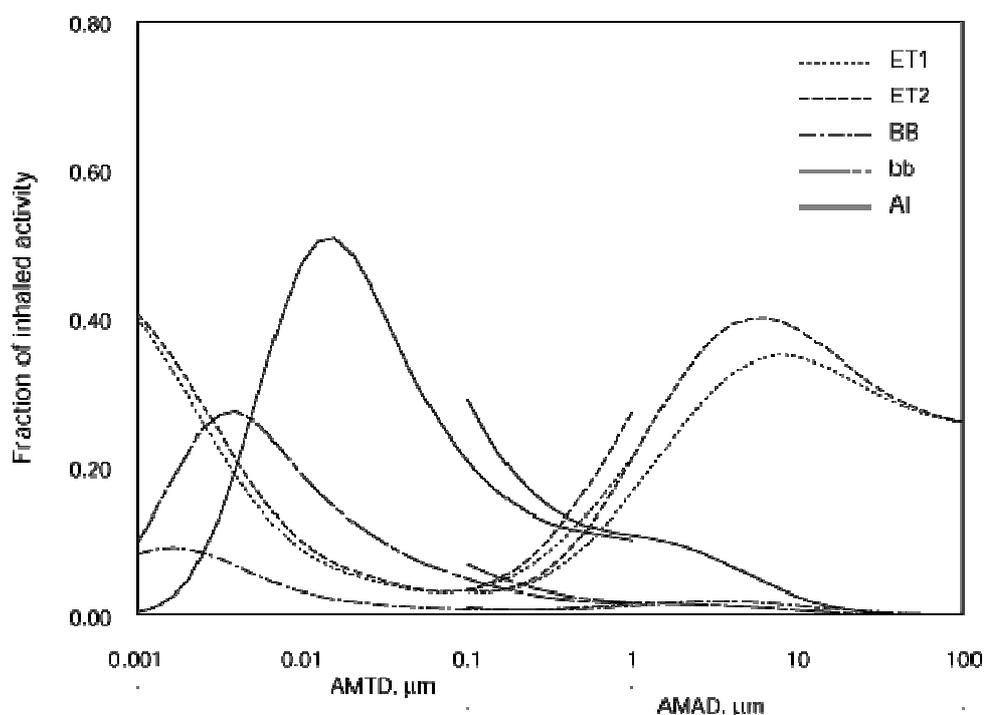
Taille des grains (µm)	Distribution (%)
< 20	0
50-20	0,002
100-50	15,4
150-100	56,8
200-150	24,4
200-250	3,14
250-500	0,28
> 500	0

Les analyses menées à l'aide du compteur de particules sont confirmées par les expériences de tamisage. Après filtration, les fractions obtenues après passage sur le dernier tamis (40 μm) étaient trop faibles en volume et en masse pour pouvoir être analysées.

Choix des fractions à analyser :

Ingestion : l'ingestion de grains de sable est en général accidentelle, pouvant découler de l'ingestion de nourriture souillée, de déglutition de particules apportées dans la bouche par le vent, voire chez les enfants, d'une ingestion volontaire. Dans tous les cas, elle concerne le sable dans son ensemble, notamment toute sa distribution granulométrique. Le sable utilisé pour les simulations d'ingestion a donc été issu d'une fraction aliquote non traitée.

Inhalation : dans le cas de l'inhalation, les particules se distribuent dans le pharynx, les bronches, les bronchioles ou les alvéoles pulmonaires en fonction de leur diamètre. La figure 13 ([38], à partir de la publication 66 de la CIPR [35]) illustre la distribution des particules inhalées en fonction de leur diamètre aérodynamique ou thermodynamique dans les différentes régions de l'appareil respiratoire. Cette figure montre que les aérosols de diamètre aérodynamique médian en activité (DAMA) supérieur à 30-50 μm ne pénètrent pratiquement pas dans les bronches (BB) et les bronchioles (bb). Ces particules restent dans les régions extra-thoraciques (partie antérieure du nez -ET1 - et partie postérieure du nez, larynx, pharynx et bouche - ET2- et sont généralement éliminées par simple mouchage pour la région ET1 ou par déglutition vers le tractus gastro-intestinal pour la région ET2.



AMTD : Diamètre thermodynamique médian en activité. AMAD : diamètre aérodynamique médian en activité. ET1 : Région anatomique correspondant à la partie antérieure du nez. ET2 : Région anatomique correspondant à la partie postérieure du nez, au larynx, pharynx et à la bouche. BB : région bronchique. bb : région des bronchioles. Al : région alvéolaire des poumons.

Figure 13 : Dépôt de particules dans l'appareil respiratoire, en fonction de leur granulométrie

Ces éléments, associés aux résultats de l'échantillon 24-1, montrent que celui-ci contient donc très peu de petites particules susceptibles d'être inhalées ; il n'y a en effet que 0,002% des particules dont la taille est comprise entre 20 et 50 μm et un pourcentage négligeable (non quantifié par pesée) de particules de diamètre inférieur à 20 μm . Dans ces conditions, le risque par inhalation est négligeable et ne sera pas traité dans ce document.

Observation en microscopie électronique à balayage des grains de sable (fraction 40-125 μm) : des grains de la fraction 40/125 μm sont observés avec un microscope électronique à balayage (MEB) - photos 4, 5 et 6. Ils sont de formes variées, arrondies ou plus anguleuses. Une observation à l'aide d'un détecteur d'électrons rétrodiffusés permet de mettre en évidence des zones très claires à la surface de certains grains correspondant à des éléments de forte masse atomique.

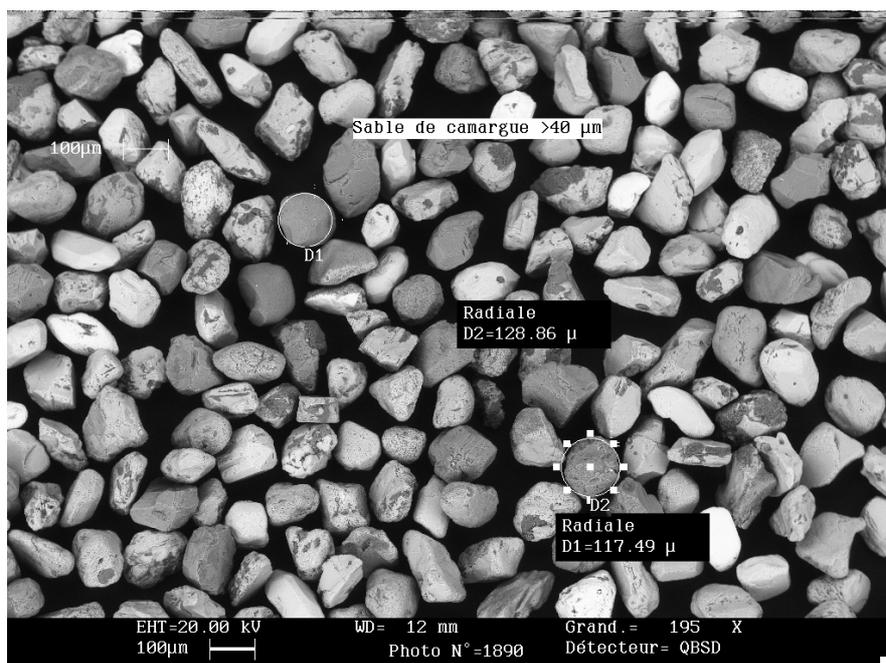


Photo 4
Grains de la fraction 40-125 μm
Observation au MEB

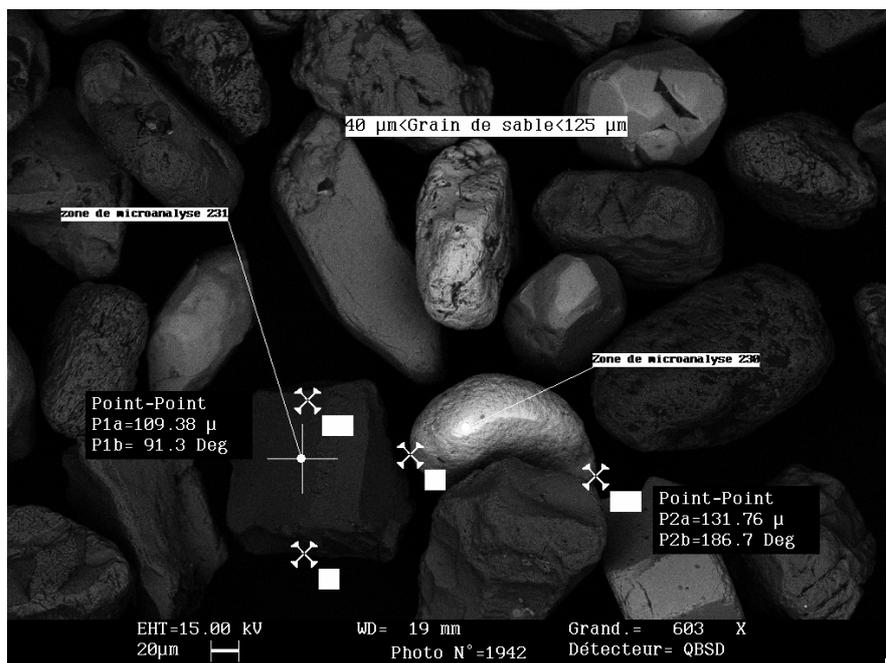


Photo 5
Grains de la fraction 40-125 μm
Zones de microanalyse associées
Observation au MEB

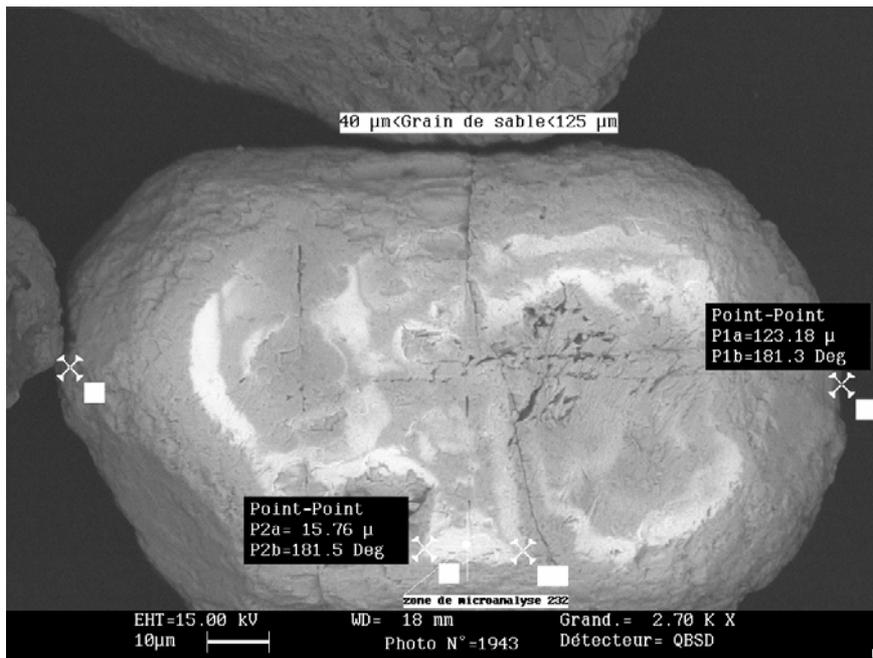


Photo 6
Grain de la fraction 40-125 μm
Observation au MEB

L'analyse X associée permet de déceler dans ces zones la présence de thorium (zones de microanalyses n°230 - photo 5 - et 232 - photo 6), alors que les zones plus foncées en étaient dépourvues (zone de microanalyse n°231 - photo 5). Du cérium, du fer, du calcium, du lanthane, du phosphore, du magnésium et du silicium sont également présents. Les figures 14,15 et 16 illustrent cette analyse X de la fraction 40/125 μm.

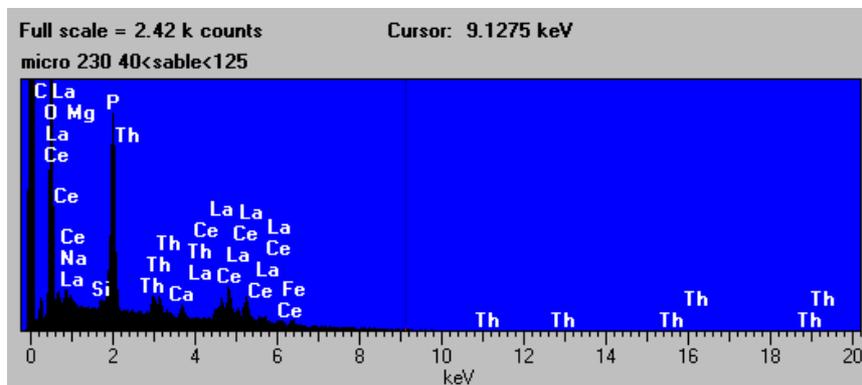


Figure 14
Analyse X des grains
Fraction 40-125 μm
Zone de microanalyse n° 230

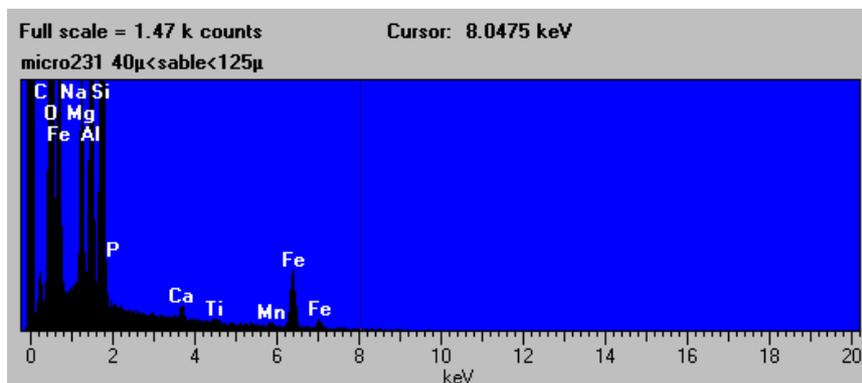


Figure 15
Analyse X des grains
Fraction 40-125 μm
Zone de microanalyse n° 231

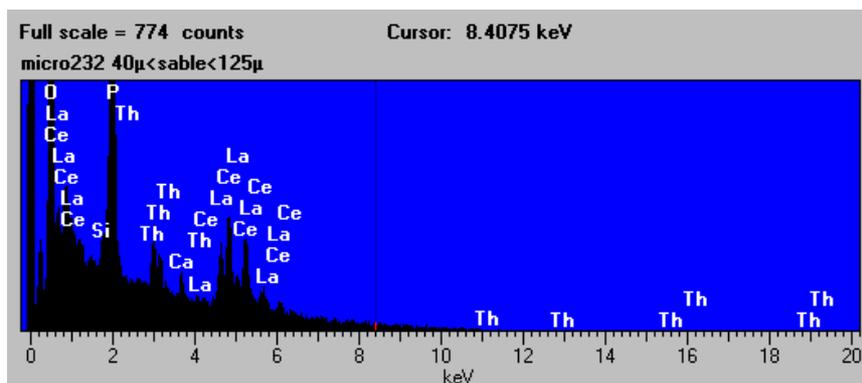


Figure 16
 Analyse X des grains
 Fraction 40-125 μm
 Zone de microanalyse n° 232

Spectrométrie γ : les activités du Th-232 et de l’U-238 dans l’échantillon 23-1, mesurées par spectrométrie γ , sont égales à 1900 et 1200 Bq.kg⁻¹ respectivement. Les activités du Th-232 et de l’U-238 dans l’échantillon 24-1 sont égales à 3400 et 2300 Bq.kg⁻¹ respectivement.

3.3.2 ETUDE *IN VITRO* DE LA SOLUBILITE DES SABLES

Etant donné que l’exposition interne par inhalation de sable contenu dans l’atmosphère a été écartée, seule l’étude *in vitro* de la solubilité des sables dans les fluides digestifs est présentée.

3.3.2.1 METHODE

Test de dissolution dans des milieux simulant les fluides gastrique et intestinal : toute la distribution granulométrique du sable étant concernée par l’ingestion, c’est le sable total de l’échantillon 24-1 qui fait l’objet du test. Le but du test est de déterminer la fraction soluble susceptible d’être absorbée au niveau intestinal après ingestion en utilisant des modèles *in vitro* décrits dans la littérature [39] [40] [41] [42] [43] [44]. Deux conditions de pH sont utilisées pour le premier jus stomacal, à savoir 1,6 et 4, représentant respectivement le pH des fluides gastriques d’une personne à jeun ou après un repas ; chaque condition a fait l’objet de 5 échantillons (le mode opératoire est illustré par la figure 17).

40 mL de jus gastrique, dont la composition chimique est présentée dans le tableau 12 sont ajoutés à 0,4 g de sable. Le mélange est placé à 37°C et agité pendant 105 minutes. Des prélèvements sont effectués à 30, 60 et 105 minutes et conservés à 4°C pour dosage ultérieur par ICP-MS⁵. Le temps maximal d’incubation (105 minutes) est choisi en fonction du temps moyen de transit des aliments dans l’estomac [45].

⁵ ICP-MS : Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, spectrométrie de masse avec ionisation par plasma à couplage inductif, permettant l’analyse multi-élémentaire par séparation, identification et quantification des éléments constitutifs d’un échantillon en fonction de leur masse. Cette technique instrumentale utilise une torche à plasma d’argon fonctionnant entre 6 et 10 000 °C (délivrant une énergie suffisante pour vaporiser, dissocier, atomiser et ioniser la plupart des éléments) qui génère les ions, et un spectromètre de masse quadripolaire qui sépare les ions en fonction de leur masse et de leur charge.

Tableau 12 : Composition du jus gastrique

Jus Gastrique (pH = 1,6 ou 4)	composition
NaCl	25 mmol.L ⁻¹
KCl	14 mmol.L ⁻¹
NaHCO ₃	25 mmol.L ⁻¹
CaCl ₂ , 2H ₂ O	1 mmol.L ⁻¹
MgCl ₂ , 6H ₂ O	0,5 mmol.L ⁻¹
KH ₂ PO ₄	0,9 mmol.L ⁻¹
Pepsine	1,25 g.L ⁻¹
Citrate	0,50 g.L ⁻¹
Malate	0,50 g.L ⁻¹
Acide lactique	6,2 mmol.L ⁻¹
Acide acétique	8,7 mmol.L ⁻¹

La solution est ensuite neutralisée par une solution de bicarbonate, puis additionnée de 4 mL de jus intestinal concentré 10 fois (composition présentée dans le tableau 13). La solution obtenue permet de simuler les concentrations moyennes retrouvées dans les jus intestinaux.

Tableau 13 : Composition du jus intestinal

Jus Intestinal (pH = 7)	composition
NaCl	1,25 mmol.L ⁻¹
NaHCO ₃	82 mmol.L ⁻¹
NaHPO ₄	44 mmol.L ⁻¹
KCl	48 mmol.L ⁻¹
CaCl ₂ , 2H ₂ O	20 mmol.L ⁻¹
MgCl ₂ , 6H ₂ O	5 mmol.L ⁻¹
Sels de bile	17,5 g.L ⁻¹
Pancréatine	5 g.L ⁻¹

La solution est ensuite incubée à 37°C et agitée pendant 3 h (temps de transit moyen dans l'intestin grêle). De la même façon que précédemment, des prélèvements sont effectués à 0, 90 et 180 minutes, conservés à 4°C pour dosage ultérieur par ICP-MS. Les échantillons sont ensuite centrifugés (2100 g⁶, 10 minutes). Le culot de sable est rincé à l'eau désionisée, centrifugé à nouveau et conservé pour analyse en spectrométrie γ . Les deux surnageants de rinçage sont rassemblés, leur volume est mesuré et ils sont conservés pour analyse à l'ICP-MS.

⁶ g : accélération de la pesanteur ; prise comme unité d'accélération.

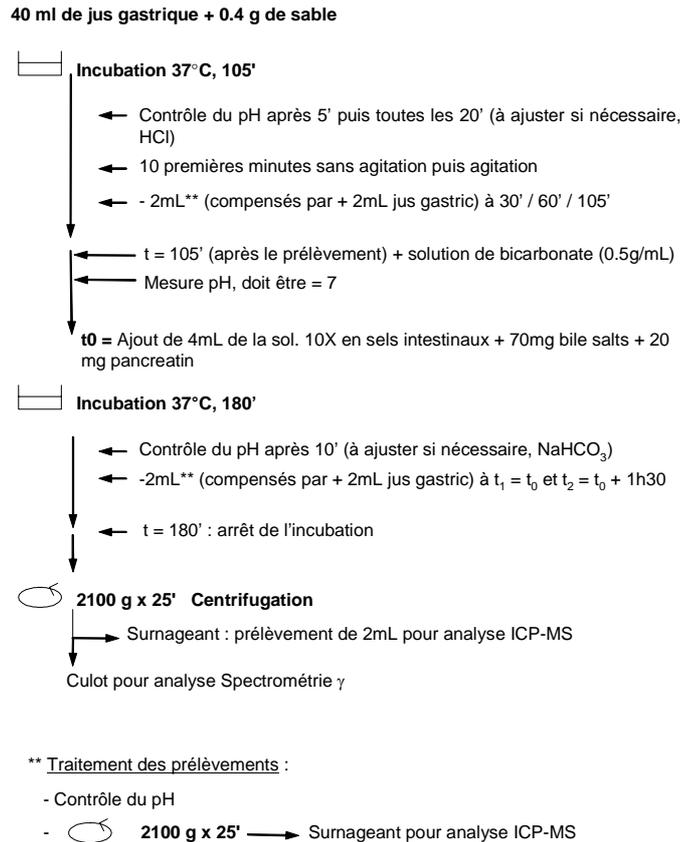


Figure 17 : Mode opératoire utilisé pour le test in vitro de solubilité gastrique et intestinale.

3.3.2.2 ANALYSES

Spectrométrie γ : les échantillons de sable des tests de dissolution dans les fluides gastrique et intestinal après traitement (résidus) sont analysés par spectrométrie gamma, avec des temps de comptage entre 7500 et 239000 s.

Mesures ICP-MS : les analyses ICP-MS sont réalisées comme analyses complémentaires quand la mesure de radioactivité en spectrométrie γ est insuffisante. Les échantillons de solutions de suc reconstitués (gastrique et intestinal) sont analysés sans minéralisation préalable après dilution au 1/100^{ème} dans de l'acide nitrique ultra pur 2%. Un étalon interne de Bi-209 est ajouté dans toutes les solutions préparées ; sa concentration finale est de 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Cinq solutions étalons de calibrage à 0, 0,01, 0,05, 0,1, 0,5, $\mu\text{g.L}^{-1}$ sont préparées par dilutions de solutions étalons 1 mg.L^{-1} d'uranium et de thorium dans de l'acide nitrique ultra pur 2%.

3.3.2.3 RESULTATS DE LA SOLUBILITE GASTRIQUE ET INTESTINALE DES SABLES DE CAMARGUE

Spectrométrie γ : la détermination des activités de l'U-238, du Th-232 et de leurs descendants après digestion gastrique et intestinale selon le protocole décrit au § 3.3.2.1 est faite par spectrométrie γ . Deux lots (lot 1 et lot 2) de cinq échantillons de sable chacun (A, B, C, D, E) sont traités. Les échantillons du lot 1 correspondent à du sable mélangé à du jus gastrique de pH égal à 1,6, puis à du jus intestinal (pH égal à 7), simulant l'absorption de sable par le tractus gastro-intestinal d'un individu à jeun. Les échantillons du lot 2 correspondent à du sable mélangé à du jus gastrique de pH égal à 4, puis à du jus intestinal (pH égal à 7), simulant l'absorption de sable par le tractus gastro-intestinal d'un individu après son repas.

L'activité de chaque descendant dans chaque échantillon de sable analysé a été rapportée à la masse de sable correspondant ; les données brutes sont données en Annexe 3. L'activité moyenne des échantillons A-E a été calculée et est présentée par condition et par descendant, en Bq.kg⁻¹, dans le tableau 14. Un échantillon de sable non traité par dissolution dans le jus gastrique ou intestinal, nommé témoin est analysé pour avoir une référence.

Tableau 14 : Activité des descendants de Th-232 et U-238, après digestion gastrique et intestinale

Famille	Radionucléide		Activité moyenne \pm Incertitude (Bq.kg ⁻¹)
Th-232	Ac-228	Témoin	2480 \pm 200
		sable lot 1	2920 \pm 294
		sable lot 2	2743 \pm 206
	Pb-212	Témoin	2700 \pm 180
		sable lot 1	3105 \pm 215
		sable lot 2	3010 \pm 196
	Bi-212	Témoin	2500 \pm 230
		sable lot 1	3018 \pm 387
		sable lot 2	3053 \pm 246
	Tl-208	Témoin	925 \pm 70
		sable lot 1	1070 \pm 108
		sable lot 2	1050 \pm 74
U-238	Th-234	Témoin	1590 \pm 160
		sable lot 1	1930 \pm 268
		sable lot 2	1846 \pm 164
	Pb-214	Témoin	1820 \pm 150
		sable lot 1	2044 \pm 185
		sable lot 2	2033 \pm 162
	Bi-214	Témoin	1710 \pm 130
		sable lot 1	2067 \pm 208
		sable lot 2	1892 \pm 140
	Pb-210	Témoin	1300 \pm 150
		sable lot 1	1355 \pm 244
		sable lot 2	1334 \pm 136

Bilan

Dans les deux familles, celle de l'U-238 et celle de Th-232, l'équilibre séculaire semble s'être maintenu pendant les digestions gastrique et intestinale. Il est donc raisonnable d'en déduire l'activité des deux têtes de famille après les digestions gastrique et intestinale : 1707 \pm 147 Bq.kg⁻¹ sable pour l'U-238 et 2560 \pm 203 Bq.kg⁻¹ sable pour le Th-232, ce qui correspond aux masses de 138,8 \pm 11,9 mg.kg⁻¹ sable pour l'U-238 et 621,4 \pm 49 mg.kg⁻¹ sable pour le Th-232.

Toutefois, les activités de l'U-238, du Th-232 et de leurs descendants après digestion gastrique et intestinale semblent être plus importantes (aux incertitudes près) qu'avant digestion. Ceci met en évidence que les radionucléides présents dans le sable sont très peu solubles dans ces milieux et que cette solubilité ne peut pas être estimée par spectrométrie γ .

Mesures ICP-MS : dans le but de préciser les quantités réellement dissoutes, des mesures plus sensibles sont effectuées par ICP-MS. Durant l'expérience de dissolution des sables dans les sucs gastrique et intestinal, des prélèvements sont effectués à 30, 60 et 105 minutes après le début de la simulation gastrique, puis au début de la simulation intestinale, 90 et 180 minutes plus tard.

Après analyse à l'ICP-MS de ces différents prélèvements, les quantités cumulées d'uranium et de thorium sont calculées à chaque instant de prélèvement et moyennées pour les 5 échantillons de chaque condition de pH gastrique. Les proportions solubilisées d'uranium et de thorium par rapport à la quantité initiale de ces deux éléments dans le sable sont calculées pour chaque instant de prélèvement. Les figures 18 et 19 illustrent respectivement les résultats obtenus de la solubilisation du Th-232 et de l'U-238 dans les sucs gastrique et intestinal, en fonction du temps et pour les deux conditions de pH gastrique.

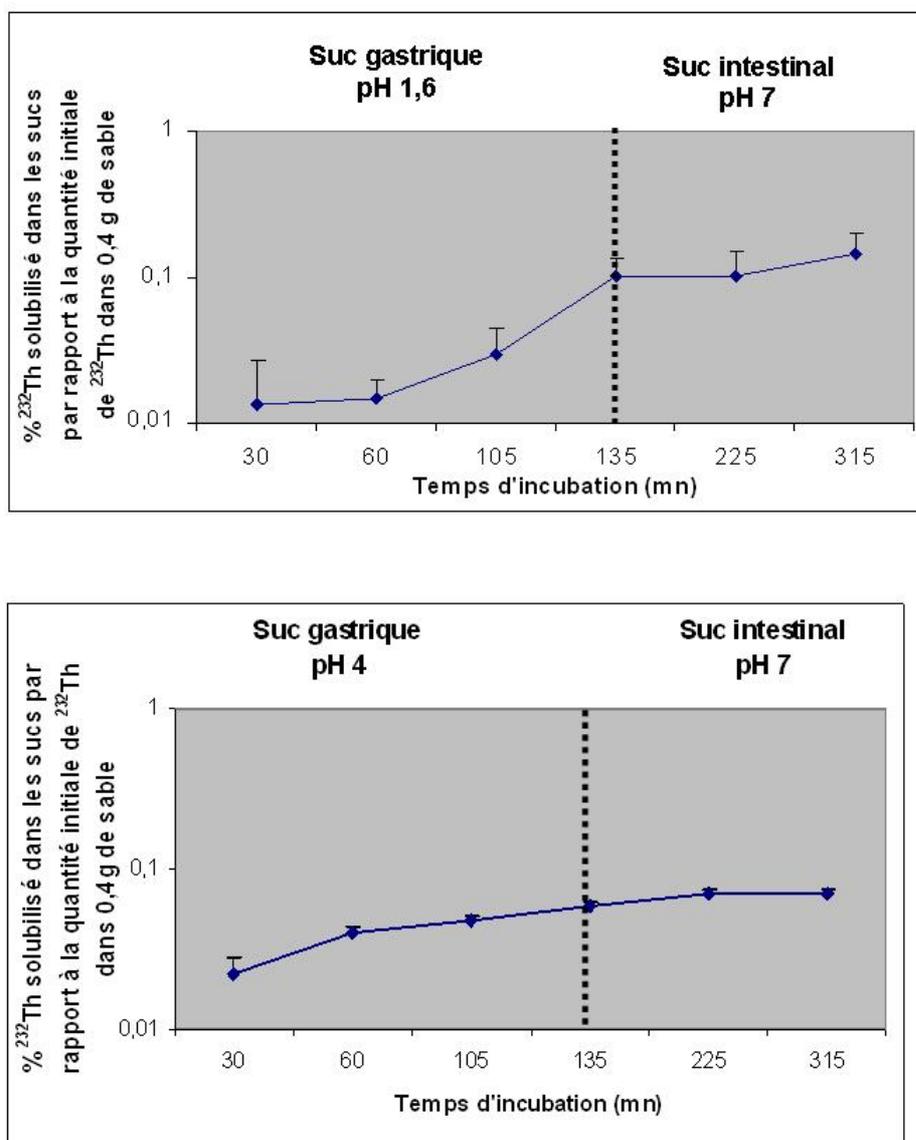


Figure 18 : Solubilisation du Th-232 dans les sucs gastrique et intestinal en fonction du temps

L'évolution temporelle de la solubilisation du Th-232 varie légèrement suivant que le suc gastrique est à pH 1,6 ou pH 4. Cependant, le pourcentage final solubilisé, 0,14% pour le pH 1,6 et 0,07% pour le pH 4, est faible dans les deux cas. Pour 0,4 g de sable total ingéré, cela correspond à un maximum de 0,36 µg de Th-232 solubilisé.

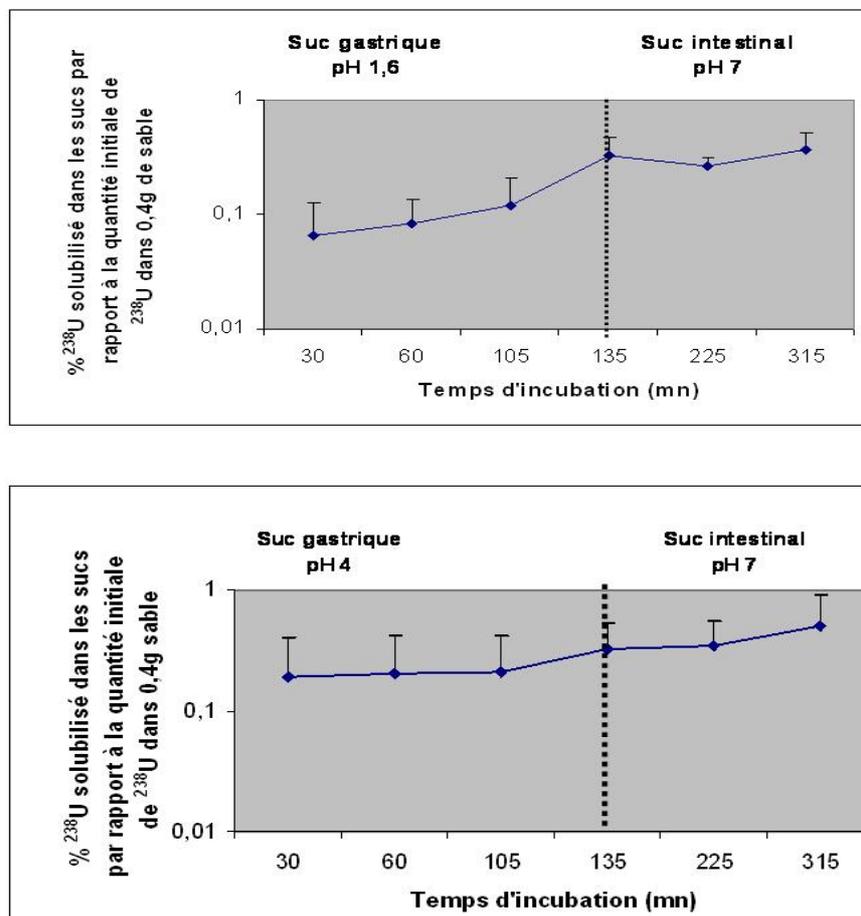


Figure 19 : Solubilisation de l'U-238 dans les sucs gastrique et intestinal en fonction du temps

L'évolution temporelle de la solubilisation de l'U-238 est similaire pour les deux conditions de pH gastrique. Le pourcentage final solubilisé est de 0,37% pour la condition de pH 1,6 et 0,49% pour la condition de pH 4. Cela correspond, pour 0,4 g de sable total ingéré, à environ 0,25 µg d'U-238 solubilisé.

Synthèse : La solubilité de Th-232 et de U-238 dans les sucs gastrique et intestinal est présentée dans le tableau 15. Dans les deux cas de conditions de pH gastrique étudiées, la solubilité du Th-232 est plus faible que celle de l'U-238. Dans les deux cas, ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans la littérature pour du Th-232 et de l'U-238 portés par des cristaux de monazite [46].

Tableau 15 : Solubilité gastrique et intestinale du Th-232 et de l'U-238, selon le pH gastrique (en %)

	pH 1,6	pH 4
Th-232	0,14 ± 0,06	0,07 ± 0,01
U-238	0,37 ± 0,14	0,50 ± 0,42

Ces résultats montrent que les solubilités de l'uranium et du thorium sont très faibles ($\leq 0,5 \%$) dans les fluides gastrique et intestinal.

3.3.3 CALCULS DOSIMETRIQUES

Outre les arguments évoqués au § 3.1.1 pour ne pas calculer les doses reçues par des personnes exposées aux sables présents dans l'atmosphère, la distribution en volume des grains de sable (Cf. § 3.3.1.2) montre que la fraction inhalable du sable (grains de diamètre inférieur à $50 \mu\text{m}$) est négligeable et confirme la pertinence de ne pas calculer de dose efficace associée à l'exposition interne par inhalation.

En revanche, les scénarios d'occupation du site présentés au paragraphe § 3.1.3 conduisent à envisager l'ingestion de sable dans des quantités dépendant du scénario retenu et de l'âge de la personne exposée ; le tableau 16 présente ces quantités, reprises des tableaux 4, 5, 6 et 7.

Tableau 16 : Quantité annuelle de sable ingérée (mg/an)

	Scénario			
	Local	Villégiature	Famille locale	Famille touriste
adulte	84	50	18	42
adolescent	84	50	18	42
8-12 ans			36	84
3-7 ans			72	165
1-2 ans			182	420
nourrisson			0	0

La caractérisation de la solubilité de l'échantillon de sable 24-1 (Cf. § 3.3.2.3) permet de faire l'hypothèse de fractions absorbées de l'activité ingérée, $f_1 = 0,0037$ à jeun et $f_1=0,005$ après un repas pour l'U-238 et tous ses descendants d'une part, et $f_1= 0,0014$ à jeun et $f_1= 0,0007$ après un repas pour le Th-232 et tous ses descendants d'autre part.

L'activité spécifique de cet échantillon est de $2,3 \text{ Bq.g}^{-1}$ en U-238 et $3,4 \text{ Bq.g}^{-1}$ en Th-232 (Cf. § 3.3.1.2).

La dose efficace engagée suite à l'ingestion de sable de l'échantillon 24-1 par un individu de référence à jeun ou après un repas, selon les quantités présentées dans le tableau 16, et en supposant l'équilibre séculaire des chaînes de filiation radioactive du Th-232 et de l'U-238 (seule la dose due à l'ingestion de thoron et de radon est négligée) est calculée à l'aide des modèles dosimétriques de la CIPR [47] et du logiciel DCAL (Oak Ridge National Laboratory, USA, [48]). Les résultats sont présentés dans le tableau 17.

Tableau 17 : Dose efficace annuelle engagée suite à l'ingestion de sable de l'échantillon 24-1 ($\mu\text{Sv}/\text{an}$)

	Local		Villégiature		Famille locale		Famille touriste	
	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)
adulte	0,5	0,6	0,3	0,3	0,1	0,1	0,3	0,3
adolescent	0,6	0,6	0,4	0,4	0,1	0,1	0,3	0,3
8-12 ans					0,3	0,3	0,7	0,7
3-7 ans					0,7	0,8	1,7	1,8
1-2 ans					2,6	2,8	6,0	6,4
nourrisson					0	0	0	0

(a) après un repas (b) à jeun

Ainsi que le montrent les résultats du tableau 17, la sensibilité de la dose efficace engagée par ingestion au fait que l'individu est à jeun ou non est secondaire.

3.4 DOSE TOTALE

Le tableau 18 présente la synthèse des évaluations précédentes, ainsi que le calcul de la dose efficace totale, pour les différents scénarios considérés.

Tableau 18 : Dose efficace annuelle (mSv)

Scénario	Classe d'âge	Dose par exposition		Dose totale
		externe	interne	
Local	Adulte	0,42	0,0006	0,42
	Adolescent de 13 à 17 ans	0,42	0,0006	0,42
Villégiature	Adulte	0,77	0,0003	0,77
	Adolescent de 13 à 17 ans	0,71	0,0004	0,71
Famille locale	Adulte	0,13	0,0001	0,13
	Adolescent de 13 à 17 ans	0,13	0,0001	0,13
	Enfant de 8 à 12 ans	0,13	0,0003	0,13
	Enfant de 3 à 7 ans	0,13	0,0008	0,13
	Enfant de 1 à 2 ans	0,16	0,0028	0,16
	Nourrisson	0,15	0	0,15
Famille touriste	Adulte	0,39	0,0003	0,39
	Adolescent de 13 à 17 ans	0,39	0,0003	0,39
	Enfant de 8 à 12 ans	0,39	0,0007	0,39
	Enfant de 3 à 7 ans	0,42	0,0018	0,42
	Enfant de 1 à 2 ans	0,47	0,0064	0,48
	Nourrisson	0,47	0	0,47

Ainsi, la dose efficace annuelle susceptible d'être atteinte est de l'ordre de 0,8 mSv au maximum ; elle est peu sensible à l'âge de l'individu exposé. Dans tous les cas, la dose efficace reçue par exposition externe prédomine largement sur la dose efficace par exposition interne. Ainsi, les valeurs de dose efficace annuelle reflètent-elles principalement le temps passé sur les placers radioactifs.

CONCLUSION

Sur le littoral du golfe du Lyon et de la Camargue, les plus fortes activités en U et Th sont observables sur deux plages localisées à l'Est des Pointes de Beauduc et de l'Espiguette. Les débits de dose qui y sont mesurés à 1 m du sol sont de l'ordre de $1 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, soit 10 fois plus que l'ambiance radiologique naturelle habituelle. Sur les profils de ces plages, les accumulations des minéraux lourds proviennent du tri des grains de sable en fonction de la taille, de la forme et de la densité des espèces minérales. Ainsi, les sables les plus fins, les plus riches en minéraux lourds, attestent des activités les plus importantes ($> 1000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$). L'hétérogénéité observée au sein des échantillons de sable atteste sans ambiguïté que le tri des zircons de petite taille (63-125 μm) par les vagues et le vent peut augmenter l'activité jusqu'à $6000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Les signatures des isotopes des chaînes de l'uranium et du thorium attestent du marquage des sables par l'uranium naturel. Donc, à défaut de sources anthropiques, la source privilégiée des minéraux est la source naturelle, c'est à dire l'érosion des massifs granitiques. La recherche des massifs, qui, au sein du bassin rhodanien, constituent les sources des zircons et des apatites, a nécessité la mise en œuvre de techniques minéralogiques de pointe, telles que la typologie et les traces de fission des minéraux. Ainsi, les zircons proviennent majoritairement des massifs du Velay (Massif-Central) et du Mont-Blanc. Les apatites sont issues principalement des Alpes et, dans une moindre mesure, du Massif du Velay.

Afin de fournir des éléments d'appréciation du risque d'exposition aux rayonnements associé à la fréquentation des lieux par le public, l'IRSN a réalisé une caractérisation radiologique fine de ces sables radioactifs, en effectuant une cartographie des débits de kerma et des fluences électroniques, ainsi que des prélèvements de sable dans les sables et dans l'atmosphère.

A l'aide de moyens sophistiqués (microscopie électronique à balayage, diffractométrie, spectrométrie γ , ICP-MS), la distribution granulométrique des sables ainsi que la solubilisation de l'U-238, du Th-232 et de leurs descendants dans les fluides gastrique et intestinal ont été établies expérimentalement.

Avec ces informations, l'IRSN a réalisé une évaluation dosimétrique en considérant quatre scénarios prudents d'exposition des personnes du public susceptibles de fréquenter les lieux : loisirs d'un habitant des environs, villégiature (cabanon de pêcheur), loisirs d'une famille locale, utilisation balnéaire par une famille de touristes. En ne retenant que les voies d'atteinte pertinentes, à savoir l'exposition externe au sol et l'exposition interne par ingestion de sable par inadvertance (l'exposition interne par inhalation est négligeable tant par la faible quantité de sable présent dans l'atmosphère que parce que la fraction inhalable de tels sables est très faible), la dose efficace annuelle susceptible d'être atteinte par une personne du public dans les conditions des scénarios envisagés ne saurait dépasser 1 mSv. Cette dose est principalement la conséquence de l'exposition externe et dépend principalement de la durée de présence des individus sur les lieux. Une telle dose correspond approximativement à celle due à l'exposition consécutive à 17 mois de résidence à Paris ou à 9 mois dans le Limousin. A moins d'imaginer des comportements individuels très exceptionnels, ce niveau d'exposition n'appelle pas de dispositions particulières.

5

REFERENCES

- [1] DE MEIJER R. J. AND DONOGHUE J. F. (1995) Radiometric fingerprinting of sediments on the dutch, german and danish coasts. *Quaternary International* 26, 43-47.
- [2] DE MEIJER R. J. (1998). Heavy minerals: from Edelstein to Einstein. *Journal of Geochemical Exploration* 62 (1), 81-103
- [3] DE MEIJER R. J., JAMES I. R., JENNINGS P. J., KOEYERS J. E. (2001) Cluster analysis of radionuclide concentrations in beach sand. *Applied Radiation and Isotopes* 54, 535-542.
- [4] HOU B., FRAKES L. A., ALLEY N. F. AND HEITHERSAY P. (2003) Evolution of beach placer shorelines and heavy-mineral deposition in the eastern Eucla Basin, South Australia. *Australian Journal of Earth Sciences* 50, 955-965.
- [5] KHAN M. A. H. AND HOWDURY M. S. (2003) The measurement of radon working levels at a mineral separation pilot plant in Cox's Bazar, Bangladesh. *Health Physics* 85, 466-470.
- [6] ALAM N. M., CHOWDURY M. S., KAMAL M., GHOSE S., ISLAM N. M., MUSTAFA M. N., MIAH M. M. H. AND ANSARY M. (1999) The ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K activities in beach sand minerals and beach soils of Cox's Bazar, Bangladesh. *Journal of Environmental. Radioactivity* 46, 243-250.
- [7] FRIHY O. E. AND DEWIDAR K. M. (1993) Influence of shoreline erosion and accretion on texture and heavy mineral compositions of beach sands of the Burullus coast, north- central Nile Delta, Egypt. *Marine Geology* 114 (1-2), 91-104.
- [8] FRIHY O. E., LOTFY M. F. AND KOMAR P. D. (1995) Spatial variations in heavy minerals and patterns of sediment sorting along the Nile Delta, Egypt. *Sedimentary Geology* 97 (1-2), 33-41
- [9] RADHAKRISHNA A. P., SOMASHEKARAPPA H. M., NARAYANA Y. AND SIDDAPPA K. (1993) New Natural Background Radiation Area on the Southwest Coast of India. *Health Physics* 65, 390-395.
- [10] NARAYANA Y., RADHAKRISHNA A. P., SOMASHEKARAPPA H. M., KARUNAKARA N., BALAK K. M., BALAKRISHNA K. AND M., SIDDAPPA K. (1995) Distribution and enrichment of radionuclides in the newly discovered high background area in Ullal on the southwest coast of India. *Health Physics* 69, 178-186.
- [11] MOHANTY A. K., SENGUPTA D., DAS S. K., VIJAYAN V. AND SAHA S.K. (2004) Natural radioactivity in the newly discovered high background radiation area on the eastern coast of Orissa. *India Radiation Measurements* 38 (2), 153-165.
- [12] VAN DUONG P., TSCHEURLOVITS M., BUCHTELA K. AND DIEN P. Q. (1996) Enrichment of radioactive materials in sand deposits of Vietnam as a result of mineral processing. *Environment International* 22, Issue SUPPL.1.
- [13] FREITAS A. C. AND ALENCAR A. S. (2004) Gamma dose rates and distribution of natural radionuclides in sand beaches—Ilha Grande, Southeastern Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity* 75 (2), 211-223.
- [14] MALANCA A., DE PIERI R. AND GAZZOLA A. (1998) Radiogenic heavy minerals in Brazilian beach sand. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 230, 257-260.
- [15] COSTA DE MOURA J., WALLFASS C. M. AND BOSSEW P. (2002) Health hazards of radioactive sands along the coast of Espírito Santo/Brazil. *Neues Jahrbuch fur Geologie und Palaontologie - Abhandlungen* 225 (1), 127-136
- [16] COELHO F. D. S., COUCEIRO P. R. D. C., LOPES A. L. AND FABRIS J. D. (2005) Iron oxides and monazite from sands of two beaches in Espírito Santo, Brazil. *Quimica Nova* 28 (2), 233-237.
- [17] CARRANZA-EDWARDS A., CENTENO-GARCÍA E., ROSALES-HOZ L. AND LOZANO-SANTA CRUZ R. (2001) Provenance of beach grey sands from western México. *Journal of South American Earth Sciences* 14 (3), 291-305
- [18] LAYMON C., LAKATOS S., WARD T., HARBOTTLE G. AND LIN W.-J. (1994) Radionuclides in late Wisconsinan and recent sediments of eastern Long Island, New York. *Northeastern Geology* 16, 194-201
- [19] DONOGHUE J. F. AND GREENFIELD M. B. (1991) Radioactivity of heavy mineral sands as an indicator of coastal sand transport processes. *Journal of Coastal Research* 7 (1), 189-201
- [20] MACDONALD W. G. AND ROZENDAAL A. (1995) The Geelwal Karoo heavy mineral deposit: a modern day beach placer. *Journal of African Earth Sciences* 21, 187-200.
- [21] HASSAN A. M., ABDEL-WAHAB M., NADA A., EL-DINE N. W. AND KHAZBAK A. (1997) Determination of uranium and thorium in Egyptian monazite by gamma-ray spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes* 48 (1), 149-152.
- [22] Anomalies radiologiques sur certaines plages aux abords des Saintes Maries-de-la-mer et à l'est de l'Espiguette, Communiqué de presse CRIL-RAD, 3 avril 2000
- [23] LOUVAT D., CALMET D., ARNAUD M., THEBAULT H., CHARMASSON S., ROMMENS C., BOUISSET P. ET BARKER E. (2000), Niveau radiologique des dépôts sédimentaires récents localisés sur les plages du littoral camarguais. Rapport IPSN DPRE/SERNAT/2000-09, 10 p.
- [24] VASSAS C., POURCELOT L., VELLA C., CARPENA J., PUPIN J.-P., BARKER E. AND GUILLOT L. (2006) Mechanisms of enrichment of natural radioactivity in Camargue sand beaches. *Journal of Environmental Radioactivity* 91, 146-159.
- [25] RIVIERE A. ET VERNHET S. (1955) Intérêt sédimentologique de la mesure des radioactivités naturelles. *Compte Rendus à l'Académie des Sciences* 241, p.964-966.

- [26] DUBOUL-RAZAVET C. (1956) Contribution à l'étude géologique et sédimentologique du delta du Rhône. In *Mémoire de la Société Géologique de France* 76, 234 p.
- [27] RIVIERE A. ET VERNHET S. (1966) Contribution à l'étude des rivages du golfe du Lion, signification sédimentologique des radioactivités naturelles. *Cahiers océanographique* XVIII, 857-897.
- [28] SABATIER F. (2001) Fonctionnement et dynamiques morpho-sédimentaires du littoral du delta du Rhône. Thèse université Aix-Marseille III, 273 p.
- [29] POURCELOT L., BARKER E., CARPENA J., CHARMASSON S., GAUTHIER-LAFAYE F., LOUVAT D., MARQUET J., PUPIN J.-P., VASSAS C. ET VELLA C. (2003) Radioactivité des sables du littoral camarguais : origine et évolution, 1^{er} état d'avancement - juin 2003. Rapport IRSN DEI/SESURE/2003-01, 19 p.
- [30] VASSAS C. (2003) Caractérisation chimique, sédimentaire et minéralogique des placers de minéraux lourds en Camargue. Rapport de stage IUP DENTES. Université de Provence Marseille.
- [31] PUPIN J.-P. (1980) Zircon and granite petrology. *Contributions to Mineralogy and Petrology* 73, 207-220.
- [32] PUPIN J.-P. ET PERSOZ F. (1999) Le zircon, marqueur de mélanges magmatiques à l'origine de granites de l'association subalcaline ferro-potassique in Académie des sciences, Elsevier, Paris, 328 p., pp 9-16.
- [33] VASSAS C. (2004) Radioactivité des sables de plages de Camargue : un nouveau marqueur des origines et dynamiques sédimentaires. DEA Géosciences de l'Environnement Université Aix-Marseille III.
- [34] Estimation des doses et du risque de leucémie associée, Rapport détaillé du GT4 - Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Volume 4, juillet 1999
- [35] International Commission on Radiological Protection (1996). Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66. Annals of the ICRP 24 (1-3). Pergamon Press, Oxford.
- [36] SAITO K., PETOUSSI-HENSS N. AND ZANKL M. (1998) Calculation of the effective dose and its variation from environmental gamma ray sources. *Health Physics* 74 (6), 698-706.
- [37] International Commission on Radiological Protection (1996). Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication 74. Annals of the ICRP 26 (3). Pergamon Press, Oxford.
- [38] ICRP Supporting Guidance 3. Guide for the practical Application of the ICRP Human Respiratory Tract Model. Annals of the ICRP 32 (1-2). Pergamon Press, Oxford, 2002.
- [39] HAMEL S. C., BUCKLEY B. AND LIOY P. J. (1998) Bioaccessibility of metals in soils for different liquid to solid ratios in synthetic gastric fluid. *Environmental Science Technology* 32, 358-362.
- [40] MERCIER G., DUCHESNE J. AND CARLES-GIBERGUES A. (2002) [A new in vitro test to simulate gastric absorption of copper, lead, tin and zinc from polluted soils]. *Environmental Science Technology* 23, 121.
- [41] RUBY M. V., DAVIS A., KEMPTON J. H., DREXLER J. W. AND BERGSTROM P. D. (1992) Lead bioavailability: dissolution kinetics under simulated gastric conditions. *Environmental Science Technology* 26, 1242-1248.
- [42] RUBY M. V., DAVIS A., LINK T. E., SCHOOF R., CHANEY R. L., FREEMAN G. B. AND BERGSTROM P. D. (1993) Development of an in vitro screening test to evaluate the in vivo bioaccessibility of ingested mine-waste lead. *Environmental Science Technology* 27, 2870-2877.
- [43] RUBY M. V., DAVIS A., SCHOOF R., EBERLE S. AND SELLSTONE C. M. (1996) Estimation of Lead and Arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environmental Science Technology* 30, 422-430.
- [44] RUBY M. V., SCHOOF R., BRATTIN W., GOLDADE M., POST G., HARNOIS M., MOSBY D. E., CASTEEL W., BERTI W., CARPENTIER M., EDWARDS D., CRAGIN D. AND CHAPPEL W. (1999) Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment. *Environmental Science Technology* 33, 3697-3705.
- [45] ICRP Human Alimentary Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 100. Annals of the ICRP 36 (1-2). Pergamon Press, Oxford, 2006.
- [46] TWINING J., MCGLINN P. AND HART K. (1993) The solubility of thorium and uranium from respirable monazite bearing dust in simulated lung and gut fluids. *Radiation Protection in Australia* 11, 149.
- [47] International Commission on Radiological Protection (1996). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. ICRP Publication 72. Annals of the ICRP 26 (1). Pergamon Press, Oxford.
- [48] ECKERMAN K. F., LEGETT R. W., CRISTY M., NELSON C. B., RYMAN J. C., SJOREEN A. L. AND WARD R. C. DCAL: User's Guide to the DCAL System. ORNL/TM-2001/190. Oak Ridge National Laboratory.

ANNEXE 1 : MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT

Réseau OPERA de l'IRSN

Station de prélèvement de Wimereux (Pas-de-Calais)

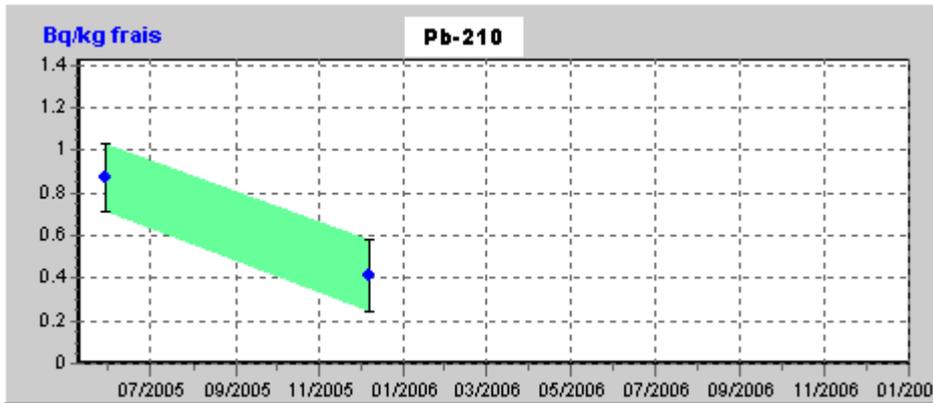


Figure 20 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

Station de prélèvement de Concarneau (Finistère)

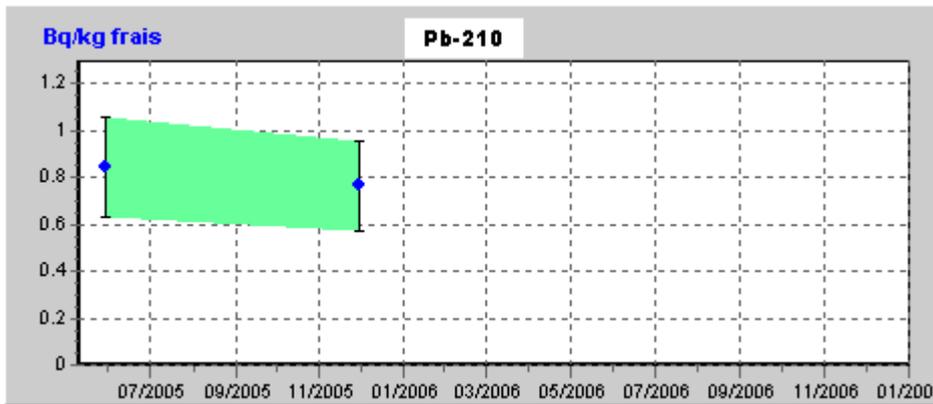


Figure 21 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

Station de prélèvement de Banyuls (Pyrénées-Orientales)

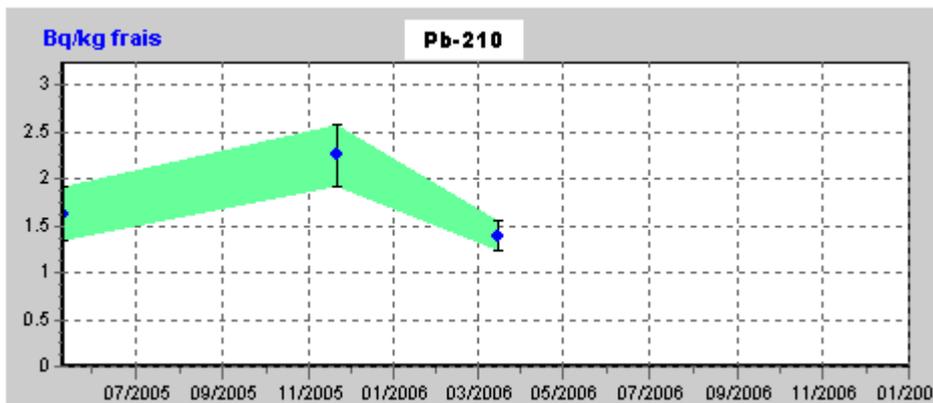


Figure 22 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

ANNEXE 1 (SUITE) : MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT

Réseau OPERA de l'IRSN

Station de prélèvement de Sète (Hérault)

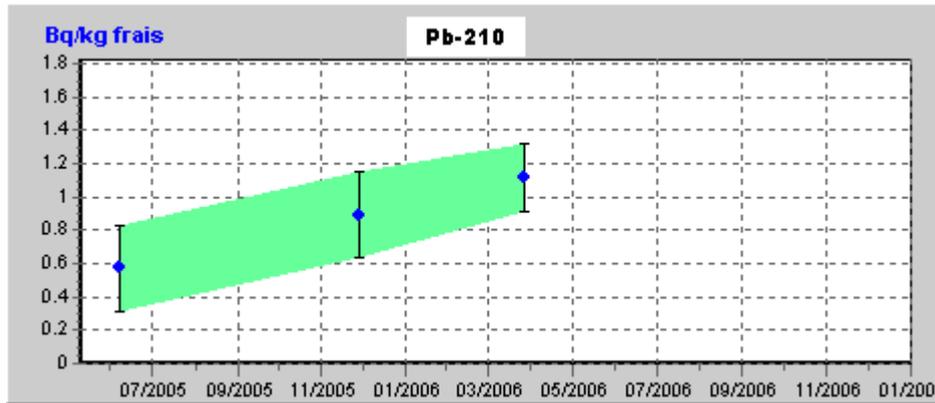


Figure 23 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

Station de prélèvement de Saintes Maries de la Mer (Bouches-du-Rhône)

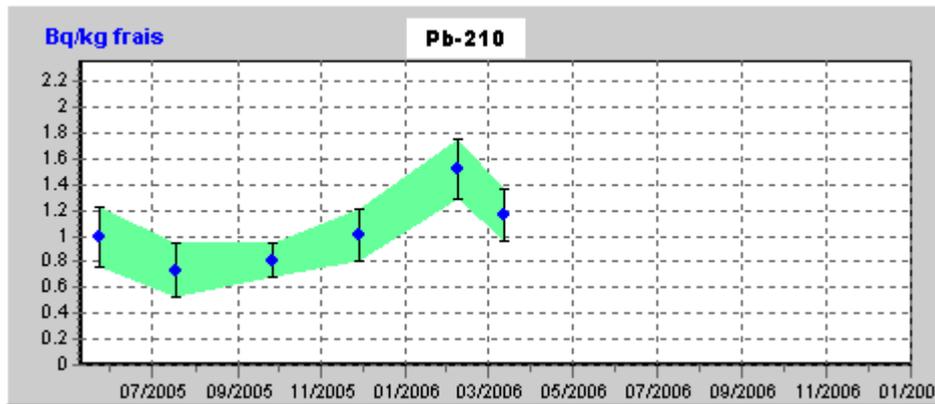


Figure 24 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

Station de prélèvement de Faraman (Bouches-du-Rhône)

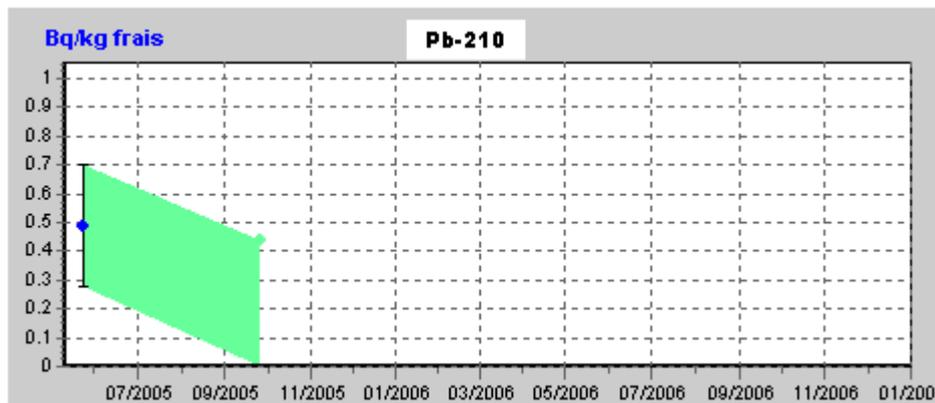


Figure 25 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

ANNEXE 1 (SUITE) : MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT

Réseau OPERA de l'IRSN

Station de prélèvement de Port Saint Louis du Rhône (Bouches-du-Rhône)

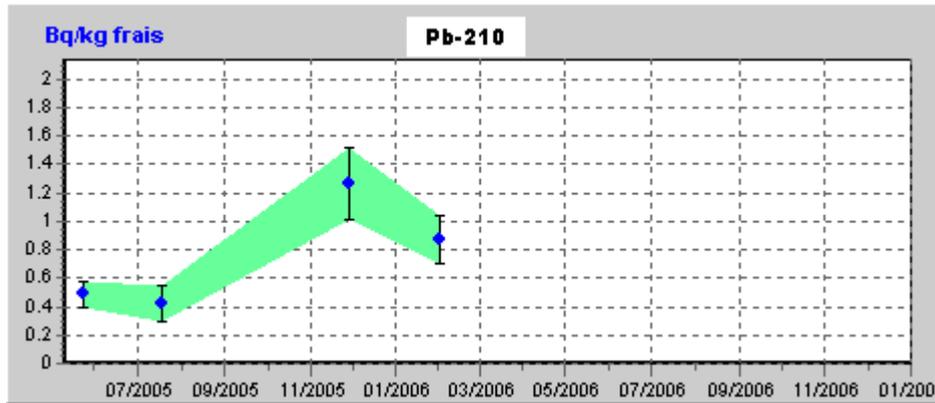


Figure 26 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

Station de prélèvement de La Seyne sur Mer (Var)

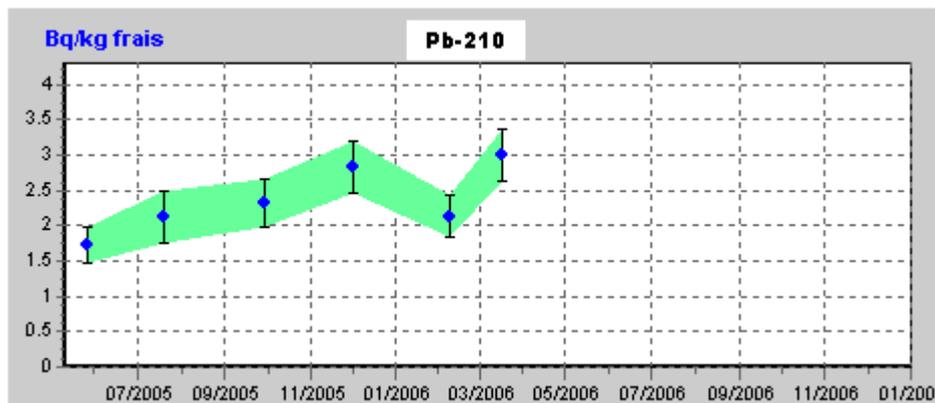


Figure 27 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

Station de prélèvement de Nice (Alpes-Maritimes)

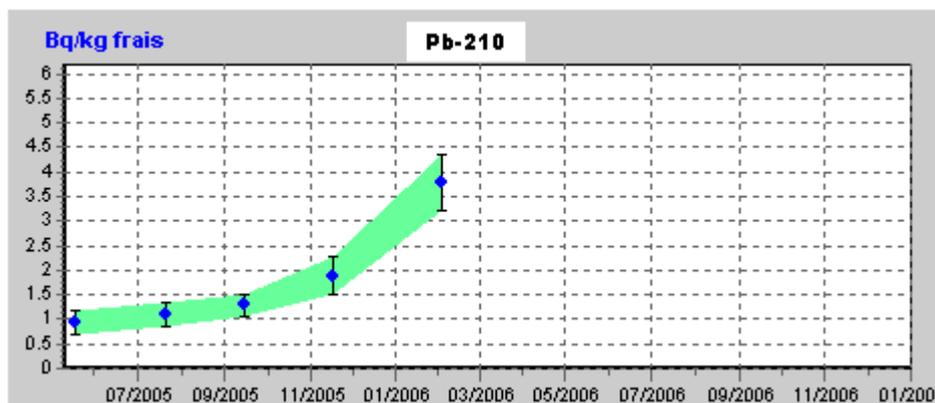


Figure 28 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

ANNEXE 1 (SUITE) : MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT

Réseau OPERA de l'IRSN

Station de prélèvement de Bonifacio (Corse-du-Sud)

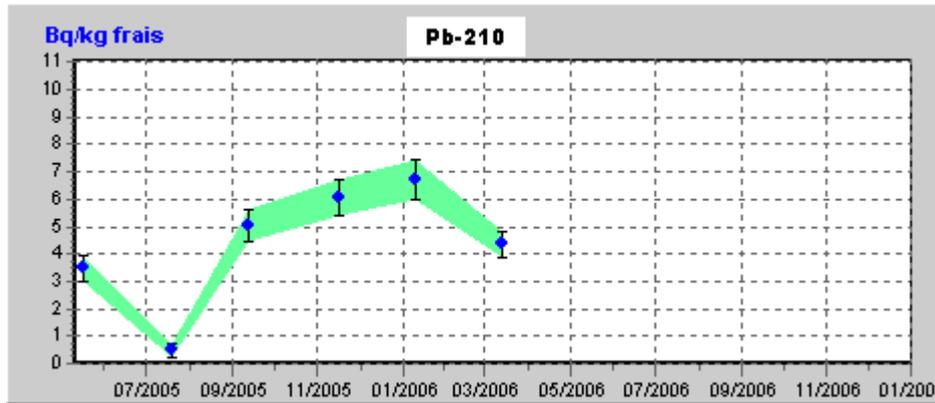


Figure 29 : Evolution temporelle de la concentration en Pb-210 (descendant de U-238) dans les moules

ANNEXE 2 : EVALUATIONS DOSIMETRIQUES

A/ Exposition aux photons

Tableau 19 : Scénario local

Adulte et Adolescent					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)
Repos (lecture)	assise	2	60	2,14	0,20
Repos (bain de soleil)	couchée	1	60	2,14	0,10
Exercice léger	debout	0,5	60	1,47	0,03
Exercice lourd	debout	0,5	60	1,47	0,03
				Total	0,36

Tableau 20 : Scénario villégiature

Adulte					
	Position	Nombre d'heures par jour	Nombre de jours par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)
Sommeil	couchée	8,5	36	0	0
Repos (lecture)	assise	3,5	36	2,14	0,21
Repos (bain de soleil)	couchée	2	36	2,14	0,12
Exercice léger	debout	9,75	36	1,47	0,36
Exercice lourd	debout	0,25	36	1,47	0,01
				Total	0,70
Adolescent					
	Position	Nombre d'heures par jour	Nombre de jours par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)
Sommeil	couchée	10	36	0	0
Repos (lecture)	assise	3,5	36	2,14	0,21
Repos (bain de soleil)	couchée	2	36	2,14	0,12
Exercice léger	debout	7,5	36	1,47	0,28
Exercice lourd	debout	1	36	1,47	0,04
				Total	0,64

ANNEXE 2 (SUITE)

Evaluations dosimétriques

Tableau 21 : Scénario famille locale

Adulte, Adolescent et Enfant entre 8 et 12 ans					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)
Repos (lecture)	assise	2	13	2,14	0,04
Repos (bain de soleil)	couchée	2	13	2,14	0,04
Exercice léger	debout	1,5	13	1,47	0,02
Exercice lourd	debout	0,5	13	1,47	0,01
Total					0,11
Enfant entre 3 et 7 ans					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)
Repos	assise	2	13	2,14	0,04
Repos	couchée	2	13	2,14	0,04
Exercice léger	debout	2	13	1,47	0,02
Exercice lourd	-	0	13	0	0,00
Total					0,11
Enfant entre 1 et 2 ans					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)
Repos	assise	1,5	13	2,14	0,03
Repos	couchée	3,5	13	2,14	0,07
Exercice léger	à 4 pattes	1	13	2,14	0,02
Exercice lourd	-	0	13	0	0,00
Total					0,13
Nourrisson					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)
Repos	-	0	13	0	0,00
Repos	couchée	4	13	2,14	0,09
Exercice léger	couchée	2	13	2,14	0,04
Exercice lourd	-	0	13	0	0,00
Total					0,12

ANNEXE 2 (SUITE)

Evaluations dosimétriques

Tableau 22 : Scénario famille touriste

Adulte et Adolescent					
Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)	
Repos (lecture)	assise	2	30	2,14	0,10
Repos (bain de soleil)	couchée	3	30	2,14	0,15
Exercice léger	debout	2	30	1,47	0,06
Exercice lourd	debout	1	30	1,47	0,03
Total				0,34	
Enfant entre 8 et 12 ans					
Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)	
Repos (lecture)	assise	2	30	2,14	0,10
Repos (bain de soleil)	couchée	3	30	2,14	0,15
Exercice léger	debout	2	30	1,47	0,06
Exercice lourd	debout	1	30	1,47	0,03
Total				0,34	
Enfant entre 3 et 7 ans					
Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)	
Repos	assise	3	30	2,14	0,15
Repos	couchée	3	30	2,14	0,15
Exercice léger	debout	2	30	1,47	0,06
Exercice lourd	-	0	30	0	0,00
Total				0,36	
Enfant entre 1 et 2 ans					
Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)	
Repos	assise	3	30	2,14	0,15
Repos	couchée	4	30	2,14	0,20
Exercice léger	à 4 pattes	1	30	2,14	0,04
Exercice lourd	-	0	30	0	0,00
Total				0,39	
Nourrisson					
Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Débit de kerma dans l'air ($\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$)	Dose efficace annuelle (mSv)	
Repos	-	0	30	0	0,00
Repos	couchée	6	30	2,14	0,30
Exercice léger	couchée	2	30	2,14	0,09
Exercice lourd	-	0	30	0	0,00
Total				0,39	

ANNEXE 2 (SUITE)

Evaluations dosimétriques

B / Exposition aux électrons

Tableau 23 : Scénario local

Scénario 1 : Adulte et Adoléscent					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta \cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos (lecture)	assise	2	60	0,57	0,04
Repos (bain de soleil)	couchée	1	60	0,57	0,02
Exercice léger	debout	0,5	60	0	0,00
Exercice lourd	debout	0,5	60	0	0,00
Total					0,06

Tableau 24 : Scénario villégiature

Adulte					
	Position	Nombre d'heures par jour	Nombre de jours par an	Fluence électronique ($\beta \cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Sommeil	couchée	8,5	36	0	0
Repos (lecture)	assise	3,5	36	0,57	0,04
Repos (bain de soleil)	couchée	2	36	0,57	0,03
Exercice léger	debout	9,75	36	0	0,00
Exercice lourd	debout	0,25	36	0	0,00
Total					0,07
Adoléscent					
	Position	Nombre d'heures par jour	Nombre de jours par an	Fluence électronique ($\beta \cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Sommeil	couchée	10	36	0	0
Repos (lecture)	assise	3,5	36	0,57	0,04
Repos (bain de soleil)	couchée	2	36	0,57	0,03
Exercice léger	debout	7,5	36	0	0,00
Exercice lourd	debout	1	36	0	0,00
Total					0,07

ANNEXE 2 (SUITE)

Evaluations dosimétriques

Tableau 25 : Scénario famille locale

Adulte, Adolescent et Enfant entre 8 et 12 ans					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta.s^{-1}.cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos (lecture)	assise	2	13	0,57	0,01
Repos (bain de soleil)	couchée	2	13	0,57	0,01
Exercice léger	debout	1,5	13	0	0,00
Exercice lourd	debout	0,5	13	0	0,00
Total					0,02
Enfant entre 3 et 7 ans					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta.s^{-1}.cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos	assise	2	13	0,57	0,01
Repos	couchée	2	13	0,57	0,01
Exercice léger	debout	2	13	0	0,00
Exercice lourd	-	0	13	0	0,00
Total					0,02
Enfant entre 1 et 2 ans					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta.s^{-1}.cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos	assise	1,5	13	0,57	0,01
Repos	couchée	3,5	13	0,57	0,02
Exercice léger	à 4 pattes	1	13	0,57	0,00
Exercice lourd	-	0	13	0	0,00
Total					0,03
Nourrisson					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta.s^{-1}.cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos	-	0	13	0	0,00
Repos	couchée	4	13	0,57	0,02
Exercice léger	couchée	2	13	0,57	0,01
Exercice lourd	-	0	13	0	0,00
Total					0,03

ANNEXE 2 (SUITE)

Evaluations dosimétriques

Tableau 26 : Scénario famille touriste

Adulte et Adolescent					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta \cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos (lecture)	assise	2	30	0,57	0,02
Repos (bain de soleil)	couchée	3	30	0,57	0,03
Exercice léger	debout	2	30	0	0,00
Exercice lourd	debout	1	30	0	0,00
Total					0,05
Enfant entre 8 et 12 ans					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta \cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos (lecture)	assise	2	30	0,57	0,02
Repos (bain de soleil)	couchée	3	30	0,57	0,03
Exercice léger	debout	2	30	0	0,00
Exercice lourd	debout	1	30	0	0,00
Total					0,05
Enfant entre 3 et 7 ans					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta \cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos	assise	3	30	0,57	0,03
Repos	couchée	3	30	0,57	0,03
Exercice léger	debout	2	30	0	0,00
Exercice lourd	-	0	30	0	0,00
Total					0,06
Enfant entre 1 et 2 ans					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta \cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos	assise	3	30	0,57	0,03
Repos	couchée	4	30	0,57	0,04
Exercice léger	à 4 pattes	1	30	0,57	0,01
Exercice lourd	-	0	30	0	0,00
Total					0,08
Nourrisson					
	Position	Nombre d'heures par visite	Nombre de visites par an	Fluence électronique ($\beta \cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$)	Dose absorbée (mGy)
Repos	-	0	30	0	0,00
Repos	couchée	6	30	0,57	0,06
Exercice léger	couchée	2	30	0,57	0,02
Exercice lourd	-	0	30	0	0,00
Total					0,08

ANNEXE 3 : SPECTROMETRIE γ

Spectrométrie γ sur les sables après dissolution dans les sucs gastrique et intestinal

Les mesures ont été effectuées par le Laboratoire de Mesure de la Radioactivité dans l'Environnement (LMRE) de l'IRSN. Les échantillons ont été comptés entre 7500 et 239000 s.

L'activité de chaque échantillon de sable analysé a été rapportée à la masse de sable correspondant et est présentée, en Bq.kg^{-1} , dans les tableaux suivants.

Tableau 27 : Activité des principaux descendants de la famille du Th-232, évaluée par spectrométrie gamma sur du sable après digestion gastrique et intestinale

		Activité \pm Incertitude (Bq.kg^{-1})
		Ac-228
Témoin (sable non traité)		2480 \pm 200
pH 1,6	A	2560 \pm 290
	B	3300 \pm 260
	C	2380 \pm 350
	D	3000 \pm 350
	E	3360 \pm 220
Moyenne pH 1.6		2920 \pm 294
pH 4	A	3290 \pm 250
	B	2920 \pm 220
	C	2950 \pm 220
	D	2270 \pm 180
	E	2285 \pm 160
Moyenne pH 4		2743 \pm 206
		Pb-212
Témoin (sable non traité)		2700 \pm 180
pH 1,6	A	2700 \pm 200
	B	3425 \pm 220
	C	2640 \pm 200
	D	3130 \pm 225
	E	3630 \pm 230
Moyenne pH 1.6		3105 \pm 215
pH 4	A	3650 \pm 240
	B	3350 \pm 220
	C	3140 \pm 200
	D	2450 \pm 160
	E	2460 \pm 160
Moyenne pH 4		3010 \pm 196

ANNEXE 3 (SUITE)

Tableau 27 (suite) : Activité des principaux descendants de la famille du Th-232, évaluée par spectrométrie gamma sur du sable après digestion gastrique et intestinale

Echantillon		Activité \pm Incertitude (Bq.kg ⁻¹)
		Bi-212
Témoïn (sable non traité)		2500 \pm 230
pH 1,6	A	2850 \pm 420
	B	3250 \pm 300
	C	2130 \pm 480
	D	3200 \pm 500
	E	3660 \pm 236
Moyenne pH 1.6		3018 \pm 387
pH 4	A	3600 \pm 290
	B	3300 \pm 270
	C	3300 \pm 260
	D	2550 \pm 230
	E	2515 \pm 180
Moyenne pH 4		3053 \pm 246
		TI-208
Témoïn (sable non traité)		925 \pm 70
pH 1,6	A	1010 \pm 110
	B	1200 \pm 90
	C	850 \pm 130
	D	1030 \pm 130
	E	1260 \pm 80
Moyenne pH 1.6		1070 \pm 108
pH 4	A	1300 \pm 100
	B	1130 \pm 80
	C	1100 \pm 80
	D	850 \pm 50
	E	870 \pm 60
Moyenne pH 4		1050 \pm 74

ANNEXE 3 (SUITE)

Tableau 28 : Activité des principaux descendants de la famille de l'U-238, évaluée par spectrométrie gamma sur du sable après digestion gastrique et intestinale

Echantillon		Activité \pm Incertitude (Bq.kg ⁻¹)
		Th-234
Témoin (sable non traité)		1590 \pm 160
pH 1,6	A	1680 \pm 300
	B	2300 \pm 160
	C	1550 \pm 370
	D	1860 \pm 360
	E	2260 \pm 150
Moyenne pH 1.6		1930 \pm 268
pH 4	A	2050 \pm 190
	B	2000 \pm 180
	C	2230 \pm 190
	D	1460 \pm 150
	E	1490 \pm 110
Moyenne pH 4		1846 \pm 164
		Pb-214
Témoin (sable non traité)		1820 \pm 150
pH 1,6	A	1770 \pm 175
	B	2350 \pm 180
	C	1650 \pm 200
	D	2130 \pm 220
	E	2320 \pm 150
Moyenne pH 1.6		2044 \pm 185
pH 4	A	2415 \pm 190
	B	2200 \pm 180
	C	2240 \pm 180
	D	1700 \pm 130
	E	1610 \pm 130
Moyenne pH 4		2033 \pm 162
		Bi-214
Témoin (sable non traité)		1710 \pm 130
pH 1,6	A	1800 \pm 200
	B	2185 \pm 170
	C	1560 \pm 230
	D	2330 \pm 260
	E	2460 \pm 180
Moyenne pH 1.6		2067 \pm 208
pH 4	A	2270 \pm 170
	B	1980 \pm 150
	C	2100 \pm 150
	D	1560 \pm 120
	E	1550 \pm 110
Moyenne pH 4		1892 \pm 140

ANNEXE 3 (SUITE)

Tableau 28 (suite) : Activité des principaux descendants de la famille de l'U-238, évaluée par spectrométrie gamma sur du sable après digestion gastrique et intestinale

Echantillon	Activité \pm Incertitude (Bq.kg ⁻¹)	
	Pb-210	
Témoin (sable non traité)	1300 \pm 150	
pH 1,6	A	1285 \pm 280
	B	1360 \pm 170
	C	1175 \pm 340
	D	1225 \pm 290
	E	1730 \pm 140
Moyenne pH 1.6	1355 \pm 244	
pH 4	A	1575 \pm 170
	B	1370 \pm 120
	C	1550 \pm 160
	D	1065 \pm 130
	E	1110 \pm 100
Moyenne pH 4	1334 \pm 136	