

Commission de Recherche et d'Information Indépendantes sur la Radioactivité

Rapport N° 17-34

SUIVI DE LA CONTAMINATION RADIOACTIVE DES SOLS EN RHONE ALPES

**Etude réalisée par le laboratoire de la CRIIRAD avec le soutien de la
Région Rhône Alpes**

Date des missions de terrain : de juin à décembre 2015

Date de finalisation du rapport : Avril 2017

Responsable d'étude : **Marion JEAMBRUN**, Docteur en géochimie.

Rédaction du rapport : **Marion JEAMBRUN** et **Bruno CHAREYRON**, Ingénieur en physique nucléaire.

Responsable missions de terrain : **Christian COURBON**, Technicien spécialisé.



Analyses par spectrométrie gamma : **Stéphane PATRIGEON**, Technicien métrologue.

Préparations des échantillons : **Jocelyne RIBOUËT**, Technicienne de laboratoire et **Sara ORTUNO**, assistante préparatrice.

LABORATOIRE DE LA CRIIRAD
29 cours Manuel de Falla, 26000 Valence
☎ 04 75 41 82 50 📠 04 75 81 26 48
<http://www.criirad.org> laboratoire@criirad.org

Note : La réalisation de cette étude a bénéficié du soutien financier de la Région Rhône-Alpes (projets « Sols » dans le cadre de la convention pluriannuelle d'objectifs 2014-2016) signée avec la CRIIRAD. Une partie du travail d'analyse est effectuée sur fonds propres de la CRIIRAD c'est-à-dire grâce au soutien de ses adhérents.



	Emetteur	Approbateur
Nom	Marion JEAMBRUN	Bruno CHAREYRON
Fonction	Responsable d'étude	Directeur du laboratoire
Date	25/04/17	25/04/17
Signature		

REMERCIEMENTS

Ce travail a été possible grâce à la participation bénévole du géologue André Paris, de Jacques Redoux et de Michel Liogier, administrateurs de la CRIIRAD, qui ont contribué à la réalisation des prélèvements.

Merci à Gianni Nocchi, stagiaire à la CRIIRAD de juillet à octobre, qui a apporté une grande aide pour la réalisation des carottages, la préparation des échantillons et la recherche bibliographique.

Merci également à Sara Ortuno pour sa contribution à la réalisation des préparations d'échantillons.

Enfin un grand merci à Corinne Castanier pour ses nombreux conseils, son aide et ses avis précieux.

SOMMAIRE

1	INTRODUCTION	1
1.1	LA DESINFORMATION EN FRANCE SUITE A LA CATASTROPHE DE TCHERNOBYL EN 1986.....	1
1.2	LES VERITABLES NIVEAUX DE CONTAMINATION	3
1.3	LES NIVEAUX DE CONTAMINATION EN CESIUM 137 EN REGION RHONE ALPES	6
2	OBJECTIFS DE L'ETUDE DE SUIVI	10
3	PRELEVEMENTS	10
3.1	CHOIX DES STATIONS.....	10
3.2	REALISATION DES PRELEVEMENTS ET DES MESURES DE TERRAIN	12
4	PREPARATION DES ECHANTILLONS POUR ANALYSE PAR SPECTROMETRIE GAMMA.....	13
5	LA RADIOACTIVITE NATURELLE DANS LES SOLS DE RHONE ALPES	13
6	ETAT ACTUEL DE LA CONTAMINATION DES SOLS DE RHONE ALPES	16
6.1	LE CESIUM 134.....	16
6.2	LE CESIUM 137.....	17
6.2.1	REPARTITION DU CESIUM 137 EN FONCTION DE LA PROFONDEUR.....	17
6.2.2	FACTEURS DE DEPERDITION	21
6.2.3	EVOLUTION DES PROFILS.....	23
7	NIVEAUX DE CONTAMINATION DES POINTS D'ACCUMULATION	25
7.1	ACCUMULATION AU PIED DES HETRES.....	25
7.2	LES PHENOMENES DE DRAINAGE EN FOND DE DOLINES EN MILIEU KARSTIQUE.	26
7.3	LA REDISTRIBUTION DU MANTEAU NEIGEUX (EFFET DU VENT) ET DES EAUX DE FONTE EN ALTITUDE	26
8	CONTRIBUTION DU CESIUM 137 A L'EXPOSITION EXTERNE	27
8.1	METHODE	27
8.2	RESULTATS.....	28
9	CONCLUSION	29
	ANNEXE 1 DESCRIPTION DES MESURES DE TERRAIN	31
	ANNEXE 2 CHAINES DE DESINTEGRATION RADIOACTIVE DES TROIS FAMILLES DE RADIONUCLEIDES NATURELS	32
	ANNEXE 3 PRINCIPE DE LA MESURE PAR SPECTROMETRIE GAMMA ET CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DE LA CHAINE DE COMPTAGE.....	35
	ANNEXE 4 FICHES INDIVIDUELLES DE PRELEVEMENT ET DE RESULTATS	37
	MALAFRETAZ (01)	38
	SEMNOZ (74).....	42
	ST GENEST MALIFAUZ (42)	46
	ST JEAN DE MOIRANS (38)	50
	VASSIEUX EN VERCORS (26).....	54
	FOND D'URLE (26).....	61
	COL DES LIMOUCHES (26)	65

1 Introduction

L'année 2016 est marquée par la commémoration du trentième anniversaire de la catastrophe de Tchernobyl. Trente ans ont passé depuis que les rejets massifs de radionucléides ont touché le territoire français, soit la période radioactive¹ du césium 137, radionucléide encore présent aujourd'hui dans les sols français². L'activité du césium 137 mesurée dans les sols est donc théoriquement réduite de moitié par rapport à 1986. A cette date anniversaire clé, le laboratoire de la CRIIRAD a donc souhaité établir un état des lieux de la contamination des sols en région Rhône Alpes.

Cette étude s'inscrit dans la continuité des évaluations conduites par le laboratoire de la CRIIRAD depuis la mise au point, en 1987, du protocole de prélèvement de sol par carottage qui permet de rendre compte de la distribution verticale de la contamination, d'évaluer la migration en profondeur des radionucléides et de reconstituer les activités surfaciques. Ce protocole a permis à la CRIIRAD de révéler l'ampleur des retombées de Tchernobyl en France.

1.1 La désinformation en France suite à la catastrophe de Tchernobyl en 1986

Dans la nuit du 25 au 26 avril 1986, le réacteur numéro 4 de la centrale nucléaire de Tchernobyl explose, projetant des quantités colossales de produits radioactifs à plus de 2 000 m d'altitude. Les rejets radioactifs restent massifs 10 jours durant, jusqu'au 5 mai, provoquant une contamination extrêmement intense, étendue et complexe, avec des variations fonction notamment de la distance, des directions des vents et des précipitations.

En France, la protection des populations contre les dangers des rayonnements ionisants est à la charge du SCPRI (Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants), un service qui dépend du ministère de la santé. Le directeur de ce service, le Pr Pierre Pellerin, publie le 29 avril un premier communiqué qui illustre parfaitement le discours tenu par les services officiels pendant toute la période de crise :

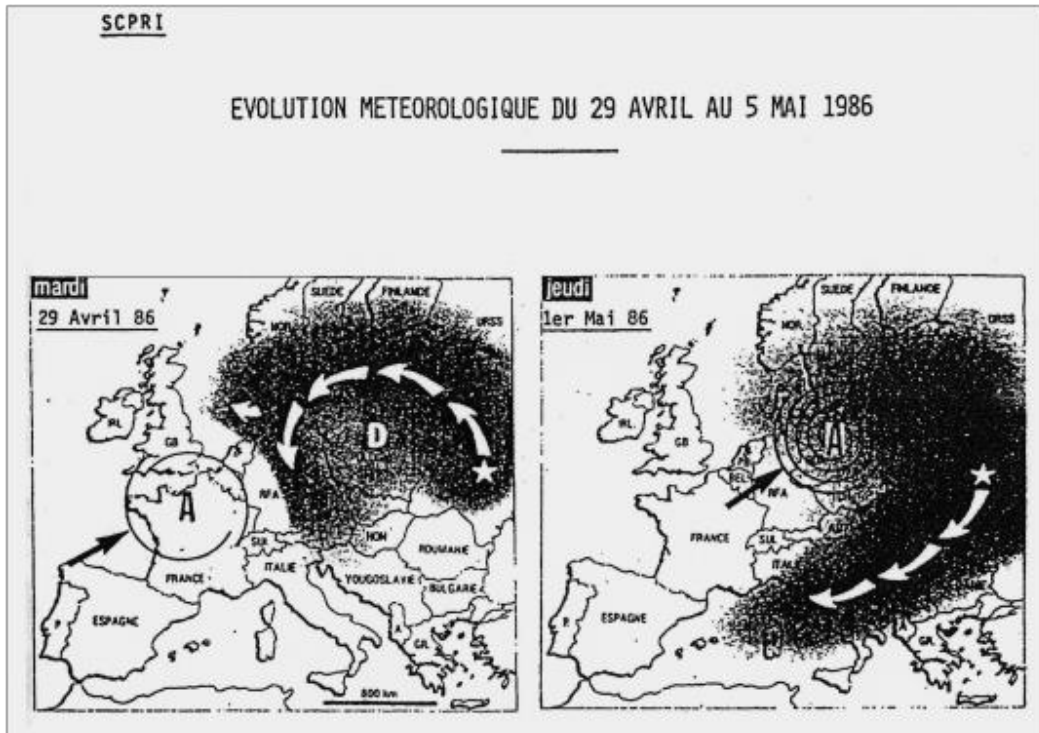
*« Un accident sérieux s'est produit vraisemblablement samedi 26 avril en URSS (...) à 150 km au nord de Kiev. Il s'agit d'une **zone peu peuplée** et ce n'est que dans un rayon de **moins de 25 km vers le nord** que l'on **pourrait éventuellement relever des expositions significatives**. (...) En ce qui concerne les populations, il y a certes un problème d'hygiène publique, mais **pas de réel danger, et certainement pas plus loin que 10 à 20 km au nord de la centrale**. Il s'agit d'une fuite au moins équivalente à celle du réacteur UK de Windscale, dont la seule conséquence avait été la consommation du lait différée. Ceci montre bien que **les populations, localement, ne courent aucun risque**. »*

*« **En tout état de cause, la radioactivité susceptible de revenir en Europe occidentale, avec un certain délai à la suite de cet accident ne peut en aucun cas, compte tenu de la dilution, présenter de risque pour la santé publique.** »*

Alors que les médias reprennent le communiqué du SCPRI, les panaches radioactifs viennent de franchir les frontières de la France. Le secret est total : la population se croit protégée par un bouclier anticyclonique (voir Carte 1). Dans la nuit du 30 avril au 1^{er} mai, poussé par un journaliste de l'AFP qui lui apprend que le laboratoire de radioécologie de Monaco va annoncer que le nuage radioactif a atteint la principauté, le SCPRI reconnaît finalement « *une légère hausse de la radioactivité atmosphérique, non significative pour la santé publique* ». La communication officielle fluctue entre l'absence totale d'impact et l'élévation non significative. Le communiqué publié le 6 mai par le ministre de l'agriculture résume parfaitement la situation : « *Le territoire français, en raison de son éloignement, a été **totalement épargné** par les retombées de radionucléides consécutives à l'accident de la centrale de Tchernobyl. A aucun moment les **hausse observées** de radioactivité n'ont posé le moindre problème d'hygiène publique* ».

¹ La période radioactive est le temps nécessaire pour que l'activité soit divisée par 2. Après 2 périodes, l'activité est divisée par 4 ; après 3 périodes par 8 ; après 4 périodes par 16, etc.

² Une vingtaine de produits radioactifs étaient présents dans les retombées en 1986, mais du fait de leur courte période radioactive (de quelques jours à 2 ans) ces radionucléides ne sont plus présents dans les sols aujourd'hui.

Carte 1³

Le 8 mai 1986, le SCPRI publie la première carte de contamination des sols. A cette date, la quasi-totalité du dépôt s'est produite : les chiffres devraient donc être représentatifs de l'impact de Tchernobyl sur la France. Officiellement, le **dépôt moyen total** sur le territoire français est estimé à **407 Bq/m²** (ce chiffre inclut les 6 radionucléides principaux sur la vingtaine de produits radioactifs présents dans les retombées : iode 131, tellure 132, ruthénium 103, baryum 140, césium 137, césium 134). Sur l'ensemble du territoire, le dépôt moyen de **césium 137**, radionucléide dont la période radioactive est de 30 ans, est évalué à **8,5 Bq/m²**, soit 2,1% du total. Une carte par région, établie une semaine plus tard, permet d'estimer à **22 Bq/m²** le dépôt moyen de césium 137 sur les **sols de la région Rhône Alpes**.

Officiellement, la contamination est donc très faible. Aucune mesure n'est prise pour limiter les incorporations de radioactivité par les populations. Bien au contraire, les autorités insistent sur l'inutilité de toute action de protection, y compris pour les enfants et les femmes enceintes. Dans les communiqués qui se succèdent de fin avril à fin mai, et au-delà, une phrase clef revient systématiquement : « ***Il faudrait imaginer des élévations dix mille à cent mille fois plus importantes pour que commencent à se poser des problèmes significatifs d'hygiène publique*** ».

³ Cartes extraites du communiqué récapitulatif du SCPRI du 2 juin 1986, intitulé « Accident de Tchernobyl » et signé « Pr Pierre Pellerin, Directeur du SCPRI. »

1.2 Les véritables niveaux de contamination

Face aux mensonges des institutions de l'Etat, le groupe de scientifiques et de citoyens qui va créer la CRIIRAD se mobilise dès les jours qui suivent l'accident. Ils prélèvent divers échantillons et les confient pour analyse à l'Institut de Physique Nucléaire de Lyon (IPNL). Au vu des niveaux de contamination, ils multiplient les réunions d'information dans le but d'alerter sur la réalité de la contamination et sur la nécessité – et l'urgence – de prendre des mesures de protection.

Dès lors que la CRIIRAD dispose (fin 1986) de son propre laboratoire d'analyse, l'établissement des véritables niveaux de retombées fait partie de ses priorités. Une première carte de France théorique de la contamination est établie à partir des trajectoires des panaches radioactifs et de la pluviosité des cinq premiers jours de mai 1986⁴. Des corrélations sont constatées avec les niveaux de contamination de certains bio-indicateurs, notamment le thym.

A l'automne 1987, est mise au point, en collaboration avec l'Institut de Physique Nucléaire de Lyon, la technique de **prélèvement de sol par carottage de 5 cm d'épaisseur sur 40 cm de profondeur**. Cette méthodologie permet de restituer la répartition verticale de la contamination (et de renseigner sur la migration du césium), de calculer les activités surfaciques cumulées et de reconstituer *a posteriori* les dépôts de Tchernobyl. Cette reconstitution est possible grâce à la présence dans l'environnement du césium 134, isotope radioactif du césium de période courte (2,06 ans) présent dans les rejets de l'accident de Tchernobyl⁵.

Le laboratoire de la CRIIRAD s'est alors basé sur le rapport isotopique du césium ($^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$) estimé par le Dr Schwartz du laboratoire du CNRS de Strasbourg qui a réalisé des mesures par spectrométrie gamma sur un prélèvement d'air⁷. **Le rapport $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ apparaît ainsi égal à 2.** Ce rapport est cohérent avec les données publiées par d'autres chercheurs d'Angleterre et d'Irlande (tableau 1) et avec le rapport utilisé par l'IRSN de $2,00 \pm 0,17$ (Renaud et al., (1999-a)⁸).

⁴ La CRIIRAD a acheté ces données à la Météorologie nationale pour l'ensemble des stations françaises.

⁵ Les essais militaires atmosphériques perpétrés par les Etats-Unis (à partir de 1945), l'Union Soviétique (1949), le Royaume Uni (1952), la France (1960) et enfin la Chine (1964) ont engendré des retombées radioactives sur l'ensemble des deux hémisphères dont les principaux radionucléides sont ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{95}Zr , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{54}Mn et ^{55}Fe (UNSCEAR, (2000))⁶. Le césium 134 n'est pas mentionné dans cette liste. Par ailleurs, la plupart des essais ont été réalisés entre 1945 et 1963 (441 essais). 18 ans, soit 9 périodes du césium 134 se sont ainsi écoulés avant que ne soit rejeté le césium 134 de Tchernobyl. Sa présence dans les sols en 1987 était donc entièrement imputable à Tchernobyl et constituait ainsi un marqueur spécifique.

⁶ United Nations. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Sources. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations sales publications E.00.IX.3. United Nations, New York, 2000.

⁷ Prélèvement d'air du 30 avril 1986 à 16 h au 2 mai 1986 à 9 h.

⁸ Renaud, P., Beaugelin-Seiller, K., Maubert, H., Ledenvic, P., 1999-a. Les retombées en France de l'accident de Tchernobyl. *EDP Sciences*, 146 p.

Tableau 1 : Rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ dans l'air et l'eau de pluie prélevé au nord de l'Angleterre et de l'Irlande avant le 7 mai 1986.

Nature de l'échantillon	N*	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$		Références
		Moyenne	Gamme de valeurs	
Air	39	0,54	0,36 – 0,80	DOE (1986) ⁹
	-	0,50		Cunningham et al. (1987) ¹⁰
	2	0,53	0,46 – 0,61	Cambray et al. (1987) ¹¹
Pluie	24	0,56	0,42 – 0,91	DOE (1986) ⁹
	5	0,53	0,47 – 0,55	Cambray et al. (1987) ¹¹
Lait de vache	156	0,59	0,39 – 0,93	Wright et al. (2003) ¹²
Herbe	-	0,55		Howard and Beresford (1989) ¹³

*N : nombre d'analyses ayant permis l'établissement de la moyenne.

De 1987 à 1988, une trentaine de sites sont évalués par la CRIIRAD. Les résultats permettent de documenter les ordres de grandeurs de la contamination et de confirmer que le tiers oriental de la France, de la Corse à l'Alsace-Lorraine, fait partie des régions les plus touchées de l'Europe occidentale. Les résultats montrent l'importance des retombées de Tchernobyl : en Corse, dans les Alpes-de-Haute-Provence, dans le Jura et dans le Bas Rhin, certains sites ont reçu des dépôts de **césium 137** supérieurs à 30 000 Bq/m² (32 000 Bq/m² à Strasbourg). Les **dépôts d'iode 131** étant 5 à 10 fois supérieurs aux dépôts de césium 137, ils ont dépassé **150 000 Bq/m²**, voire **300 000 Bq/m²**. En lessivant les panaches radioactifs, la pluie de fin avril à début mai 1986 a joué un rôle majeur dans l'intensification des dépôts. Les premiers résultats suggèrent que la pluie a pu multiplier par 10 les activités surfaciques par rapport aux régions n'ayant pas subi de précipitations : les « moyennes régionales » établies par le SCPRI sur la base d'un seul prélèvement n'ont donc aucun sens.

La CRIIRAD a alors sollicité les collectivités territoriales afin d'établir des cartes de contamination représentatives. Il fallait aller vite car, à terme, la disparition progressive du césium 134 (dont la période radioactive est de 2,06 ans) ne permettrait plus de distinguer le césium 137 de Tchernobyl du césium 137 antérieur. Ce travail a permis d'établir une carte des retombées en césium 137 de Tchernobyl sur la base de **152 carottages** réalisés de **1987 à 1993** (carte 2, page suivante). Cette carte a constitué à l'époque un outil très important pour démontrer l'intensité des dépôts de césium 137 de Tchernobyl et leur variabilité spatiale en fonction de la trajectoire des masses d'air contaminé et de l'intensité des précipitations. Ces éléments, d'abord niés par les autorités ont finalement été confirmés par les travaux ultérieurs de l'IPSN et de l'IRSN¹⁴.

⁹ Department of the Environment, 1986. Levels of radioactivity in the UK from the accident at Chernobyl USSR, on 26 April 1986. *A compilation of results of environmental measurements in the UK*. HMSO. London.

¹⁰ Cunningham, J. D., MacNeill, G., Pollard, D., 1987. Chernobyl its effect on Ireland. *Nuclear Energy Board*, Dublin. 60 pp.

¹¹ Cambray, R. S., Cawse, P. A., Garland, J. A., Gibson, J. A. B., Johnson, P., Lewis, G. N. J., Newton, D., Salmon, L., Wade, B. O, 1987. Observations on Radioactivity, from the Chernobyl Accident, AERE-R 12462, AERE, Harwell.

¹² Wright, S.M., Smith, J.T., Beresford, N.A., Scott, W.A., 2003. Prediction of changes in areas in west Cumbria requiring restrictions on the movement and slaughter of sheep following the Chernobyl accident using a Monte-Carlo approach. *Radiation and Environmental Biophysics* **42**, 41-47.

¹³ Howard, B.J., Beresford, N.A., 1989. Chernobyl radiocaesium in an upland sheep farm ecosystem. *British Veterinary Journal*, **145**, 212-219.

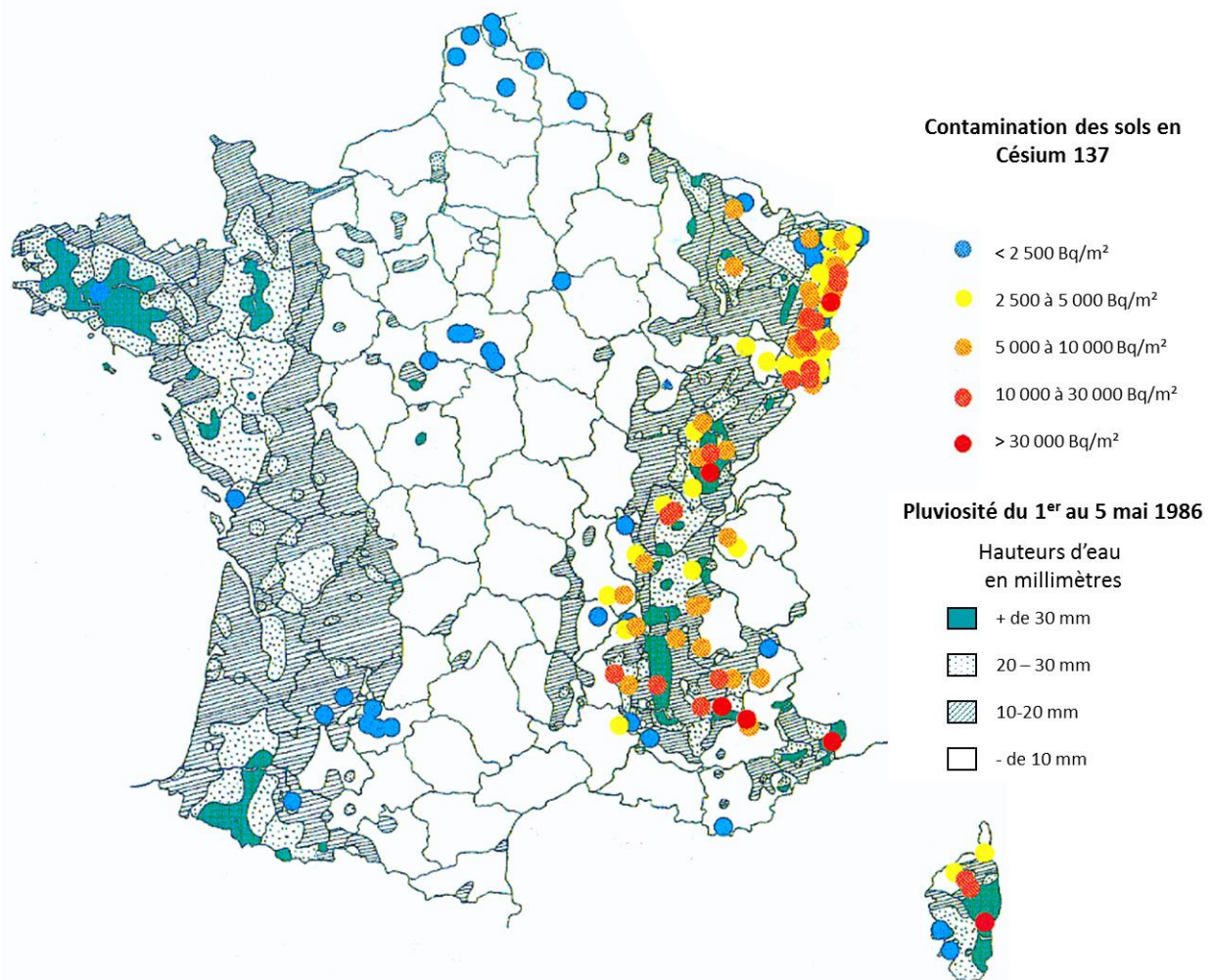
¹⁴ Renaud, P., Métivier, J.M., 2000. Caractérisation des zones de France Métropolitaines les plus touchées par les retombées de l'accident de Tchernobyl. *Rapport IRSN/SERNAT*, 2000-33.

Renaud, P., Beaugelin, K., Maubert, H., Ledencic, P., 1999. Les retombées en France de l'accident de Tchernobyl, EDP Sciences, Les Ulis.

Renaud, P., Métivier, J.M., Morello, M., 2001. Modélisation de la répartition spatiale du ^{137}Cs dans la basse vallée du Rhône, Rapport IRSN/SERNAT 2001-17.

Renaud, P., Pourcelot, L., Métivier, J.M., Morello, M., 2003. Mapping of ^{137}Cs deposition over eastern France 16 years after the Chernobyl accident. *Science of The Total Environment*, **309**, 257-26.

Carte 2 : Retombées de Tchernobyl en césium 137 sur le territoire français
(activité surfacique du césium 137 ramenée à mai 1986 et exprimée en Bq/m²).

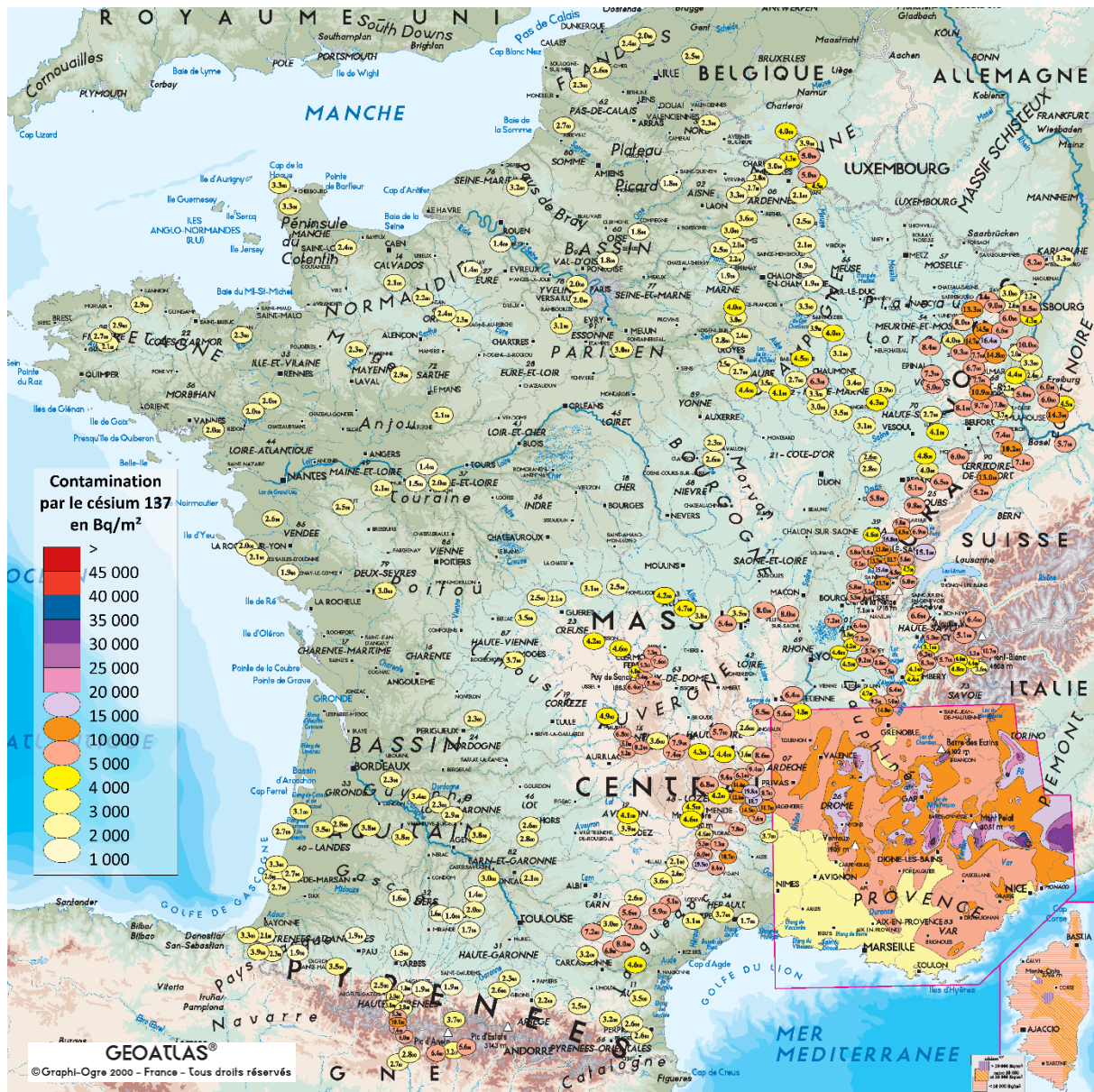


En 2002, la CRIIRAD et le géologue indépendant André Paris ont publié un [atlas de la contamination](#)¹⁵ résiduelle des sols sur le territoire français et une partie de l'Europe. Une partie du travail réalisé dans le cadre de l'élaboration de l'atlas a consisté à mettre au point une méthodologie de terrain permettant d'estimer à partir de mesures *in situ* au moyen d'un spectromètre portable l'activité résiduelle surfacique du césium 137 exprimée en Bq/m². La calibration du spectromètre portable a été réalisée en comparant les mesures *in situ* des sols notablement contaminés par le césium 137 et les résultats des mesures de carottage effectuées par le laboratoire de la CRIIRAD. La mesure *in situ*, de par sa simplicité et sa rapidité de mise en œuvre, présente l'avantage de pouvoir multiplier le nombre de mesures et donc de pouvoir mettre en évidence le degré de variabilité du niveau de contamination.

Entre 1999 et 2000, le géologue André Paris a ainsi sillonné le territoire Français et une partie de l'Europe avec son spectromètre portable afin de rendre compte de la contamination résiduelle en césium 137 dans les sols (Césium 137 de Tchernobyl et des essais nucléaires atmosphériques confondus). Ces prospections ont permis la publication d'une cartographie détaillée du territoire français et notamment de la partie sud-est (carte 3, page suivante).

¹⁵ CRIIRAD et Paris, A., 2002. Contaminations radioactives : atlas France et Europe, Editions Yves Michel.

Carte 3 : Niveaux de contamination par le césium 137 du sol superficiel en 1999-2000 (en Bq/m²) obtenus par mesures *in situ* au moyen d'un spectromètre portable.



1.3 Les niveaux de contamination en césium 137 en région Rhône Alpes

Sur la **région Rhône-Alpes**, une **trentaine de carottages** ont été effectués dans le cadre des campagnes conduites par le laboratoire de la CRIIRAD de 1987 à 1992 (Ain, Ardèche, Drôme, Isère, Loire, Rhône, Haute-Savoie). L'activité surfacique du césium 137 mesurée sur chaque site (en Bq/m², ramenée à mai 1986) est présentée dans le tableau 2, page suivante.

Les activités du **césium 137 total** (Tchernobyl et part antérieure) sont comprises entre **7 461 Bq/m²** pour Boulieu-les-Annonay (07) et **33 180 Bq/m²** pour Malafretaz (01).

La part de **césium 137** imputable à **Tchernobyl** est extrêmement variable d'un site à l'autre et est comprise entre 12% pour Le Bessat (42) avec **910 Bq/m²** et 79% pour Félines sur Rimandoule (26) avec **18 780 Bq/m²**. Elle correspond en moyenne à 46% du césium 137 total mesuré dans les sols de la région Rhône Alpes.

Tableau 2 : Activité surfacique du césium 137 issu des retombées de Tchernobyl, des retombées antérieures et du césium 137 total exprimée en Bq/m² et ramenée à mai 1986.

Localités	Département	Date de prélèvement	Césium 137 total (Bq/m ²)	Césium 137 antérieur (Bq/m ²)	Césium 137 de Tchernobyl (Bq/m ²)
Malafretaz	01	16/02/1990	33 180	20 371	12 809
Attignat	01	16/02/1990	18 917	8 858	10 059
Belley	01	22/04/1992	18 034	8 403	9 631
Jayat	01	16/02/1990	14 231	9 763	4 468
Bregnier-Cordon	01	22/04/1992	10 255	6 212	4 043
Vézizieu	01	05/04/1990	10 655	7 841	2 814
St-Benoit	01	22/04/1992	9 873	7 221	2 652
Mirabel	07	20/01/1989	22 670	10 410	12 260
St-Désirat	07	03/01/1989	12 995	4 995	8 000
Viviers	07	17/11/1988	10 295	2 405	7 890
Satillieu	07	07/12/1989	10 324	5 351	4 973
St-Clair	07	07/12/1989	9 523	5 092	4 431
Annonay	07	03/01/1989	7 760	3 620	4 140
Boulieu-les-Annonay	07	07/12/1989	7 461	5 396	2 065
Félines sur Rimandoule*	26	08/11/1987	23 870	5 090	18 780
St-Laurent-en-Royans	26	04/04/1988	10 370	3 390	6 980
Tullins	38	17/05/1990	18 075	8 201	9 874
St-Jean-de-Moirans	38	17/05/1990	11 504	4 254	7 250
Voreppe	38	17/05/1990	13 805	8 150	5 655
St-Martin-de-Clelles	38	06/12/1987	7 770	2 270	5 500
Malville	38	06/04/1990	11 521	7 904	3 617
St-Genest-Malifaux**	42	26/01/1988	17 070	12 890	4 180
Le Bessat**	42	13/01/1988	7 810	6 900	910
St-Priest	69	19/11/1990	16 979	8 817	8 162
Fontaines-sur-Saône	69	19/09/1989	10 780	5 967	4 813
Beaujeu	69	27/05/1991	9 721	7 391	2 330
Usinens	74	15/10/1988	11 880	4 260	7 620
Semnoz	74	15/10/1988	15 030	10 780	4 250

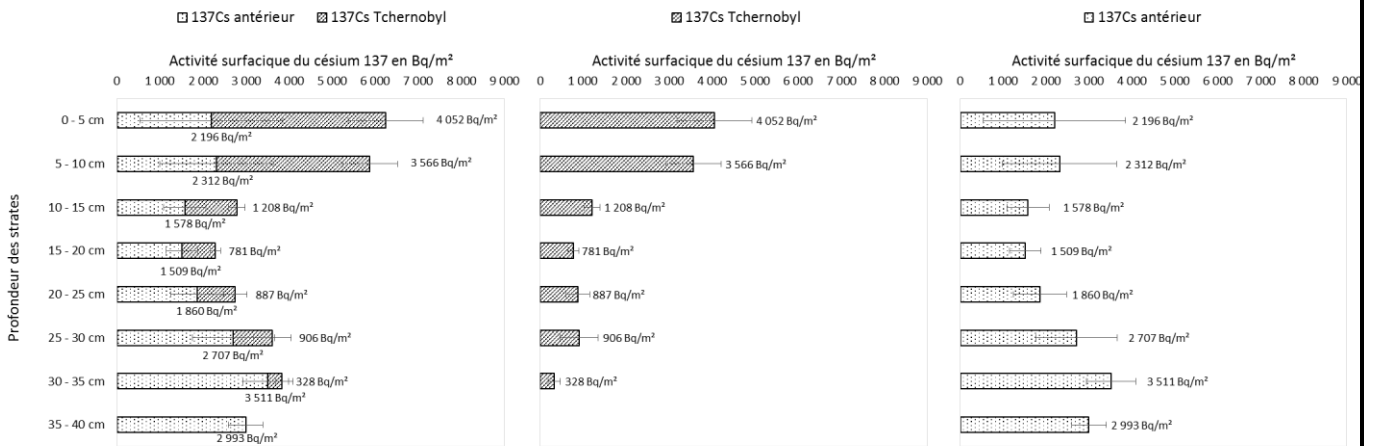
*Les résultats présentés correspondent à la moyenne des résultats de deux carottages de surface de 0 à 15 cm de profondeur.

**Les résultats présentés sont basés sur l'analyse d'une seule carotte qui comprend une strate superficielle composée d'humus en plus des strates de 0 à 40 cm de profondeur.

La répartition du césium 137 de Tchernobyl et du césium 137 provenant de contaminations antérieures est représentée pour les sites objet du présent suivi sur la figure 1 ci-dessous (les activités surfaciques du césium 137 sont ramenées à la date de prélèvements). Pour le suivi de 2015, ces sites ont fait l'objet d'un nouvel échantillonnage.

Figure 1 : Répartition du césium 137 de Tchernobyl et du césium 137 antérieur (activités exprimées aux dates de prélèvement).

Malafretaz (01)
prélèvement le 16/02/1990



Semnoz (74)
prélèvement le 15/10/1988

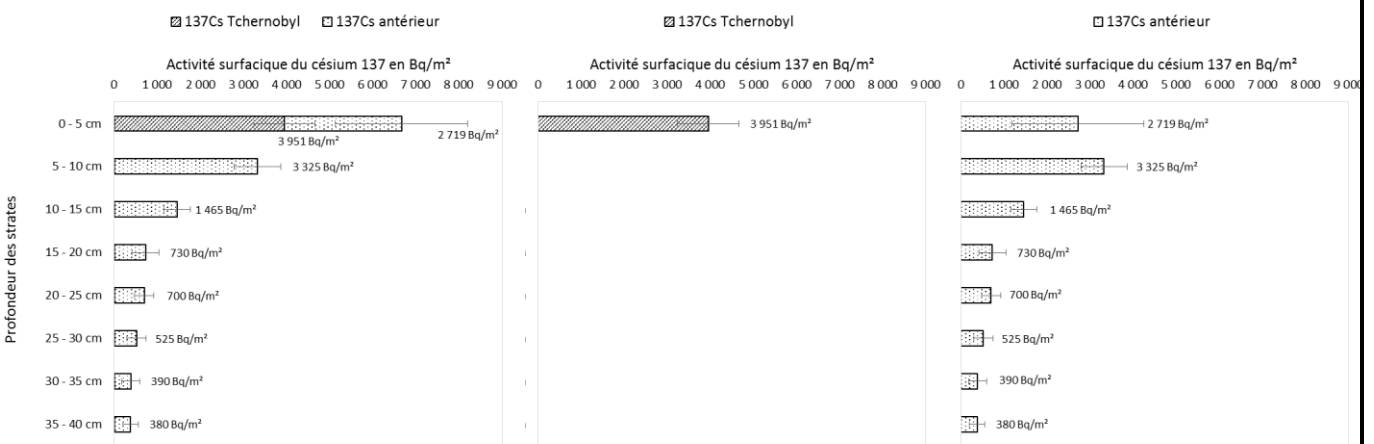
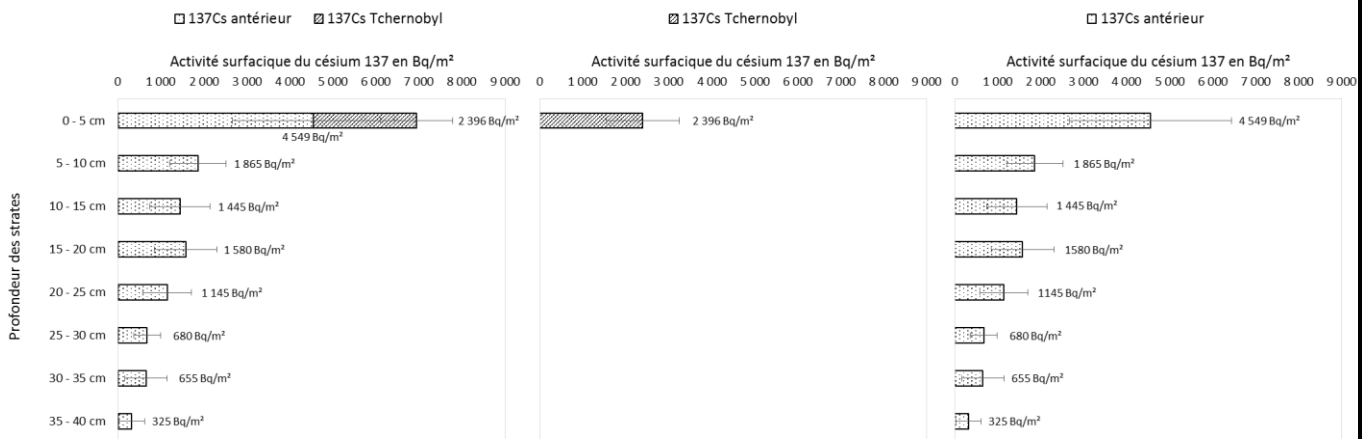
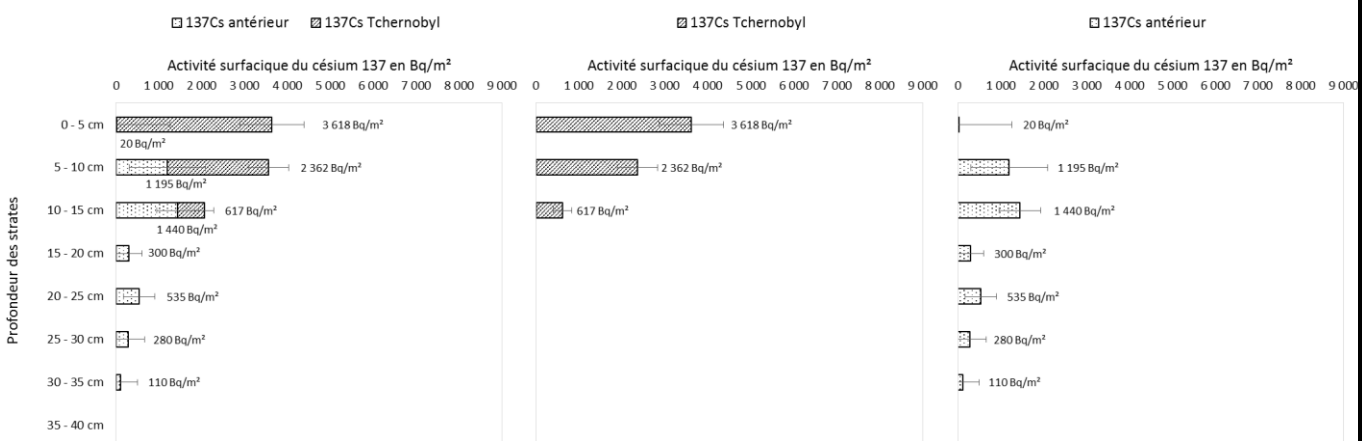


Figure 1 (suite) : Répartition du césium 137 de Tchernobyl et du césium 137 antérieur (activités exprimées aux dates de prélèvement).

St Genest Malifaux (42)
prélèvement le 26/01/1988



St Jean de Moirans (38)
prélèvement le 17/05/1990



Le césium 137 de Tchernobyl est principalement réparti sur les strates de surface, en particulier pour les sols de Semnoz et de St Genest Malifaux, prélevés en 1988, où il est uniquement mesuré dans la strate de 0 à 5 cm. Il semblerait que pour les sols prélevés plus tardivement en 1990, le césium 137 de Tchernobyl ait eu le temps de migrer dans les strates plus profondes (jusqu'à 15 cm pour St Jean de Moirans et jusqu'à 35 cm pour Malafretaz).

Le césium 137 provenant des contaminations antérieures est réparti sur l'ensemble du profil de sol. A l'exception de Malafretaz, la majorité du césium 137 des essais nucléaires est contenu dans les 20 premiers centimètres (de 76% pour St Jean de Moirans à 81% pour Semnoz). Pour Malafretaz, la valeur est de 41%.

On observe également pour la plupart des sols, excepté pour St Genest Malifaux, une déperdition en césium 137 des essais nucléaires dans la première strate au profit des strates suivantes.

De nombreux paramètres physico-chimiques sont susceptibles d'influencer la migration verticale du césium dans le sol : la composition minéralogique du sol, son humidité, le pH, le taux de matière organique, la teneur en argile, la capacité d'échange cationique, *etc.* (Bilo et al., 1993¹⁶ ; Shenber et Eriksson, 1993¹⁷ ; Bunzl et al., 1994¹⁸ ; Shand et al., 1994¹⁹ ; Hird et al., 1995²⁰ ; CRIIRAD, 2001²¹). Toutefois, les profils observés pour le césium 137 de Tchernobyl et le césium 137 antérieur sont similaires à ceux mis en évidence par Bunzl et al. (1994)¹⁸ et Schimmack et Schultz (2006)²² dans leurs études.

2 Objectifs de l'étude de suivi

L'étude de suivi de la contamination des sols en Rhône Alpes répond à un triple objectif :

- Déterminer le niveau de **contamination résiduelle en césium 137** des sols. La période physique du césium 137 étant de 30 ans, l'activité liée aux retombées de Tchernobyl a donc théoriquement diminué d'un facteur proche de 2.
- Déterminer les profils de répartition du césium 137 en fonction de la profondeur dans le sol et comparer le niveau de contamination résiduelle en 2015 aux niveaux mesurés lors de la première campagne afin d'estimer le **taux de « disparition » du césium 137 au cours du temps**. En effet, outre la décroissance physique des radionucléides en fonction de leur période physique, une partie de la contamination peut disparaître *via* divers mécanismes de transfert (érosion, lessivage, migration en profondeur dans le sol, influence de la faune, des activités humaines, *etc.*).
- Disposer **d'un état de référence** de la radioactivité naturelle et de la contamination en émetteurs gamma artificiels dans les sols, qui tienne compte des contaminations potentielles intervenues depuis 1986 (par exemple les retombées de Fukushima). En cas de contaminations futures, il est important de disposer d'un état de référence actualisé qui permet, par comparaison, d'évaluer leur impact.

3 Prélèvements

3.1 Choix des stations

Afin de rendre compte au mieux de la contamination liée à l'accident de Tchernobyl, la CRIIRAD s'était efforcée de retenir, pour ses premières campagnes de carottage, des terrains devant satisfaire aux critères suivants :

- Terrain plat.
- Terrain n'ayant pas subi de remaniement depuis l'accident de Tchernobyl.
- Terrain dégagé, dépourvu de végétation pérenne.
- Terrain non soumis aux prélèvements de végétation (ni cultivé, ni pâturé).

¹⁶ Bilo, M., Steffens, W., Fuhr, F., Pfeffer, K.H., 1993. Uptake of ^{134/137}Cs in soil by Cereals as a function of several soil parameters of three soil types in upper Swabia and North Rhine-Westphalia (FRG). *Journal of Environmental Radioactivity*, **19**, 25-39.

¹⁷ Shenber, M.A., Eriksson, A., 1993. Sorption behavior of caesium in various soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, **19**, 41-51.

¹⁸ Bunzl, K., Förster, H., Kracke, W., Schimmack, W., 1994. Residence times of fallout ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²³⁸Pu, ²⁴¹Am and ¹³⁷Cs in the upper horizons of an undisturbed grassland soil. *Journal of Environmental Radioactivity*, **22(1)**, 11-27.

¹⁹ Shand, C.A., Cheshire, M.V., Smith, S., Vidal, M., Rauret, G., 1994. Distribution of radiocaesium in organic soil. *Journal of Environmental Radioactivity*, **23(3)**, 285-302.

²⁰ Hird, A.B., Rimmer, D.L., Livens, F.R., 1995. Total caesium-fixing potentials of acid organic soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, **26(2)**, 103-118.

²¹ CRIIRAD, 2001. Bilan des retombées de Tchernobyl dans les sols de la région Alsace. Rapport CRIIRAD 99-11.

²² Schimmack, W., Schultz, W., 2006. Migration of fallout radiocaesium in a grassland soil from 1986 to 2001. Part I: activity-depth profiles of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs. *Science of the Total Environment*, **368**, 853-862.

Il s'agissait d'exclure les prélèvements en zone d'accumulation (point bas, sous-sol forestier, etc.) et de déperdition des radionucléides (point haut, zone cultivée avec retrait de la végétation) de façon à obtenir des conditions de « bonne conservation » des dépôts de 1986.

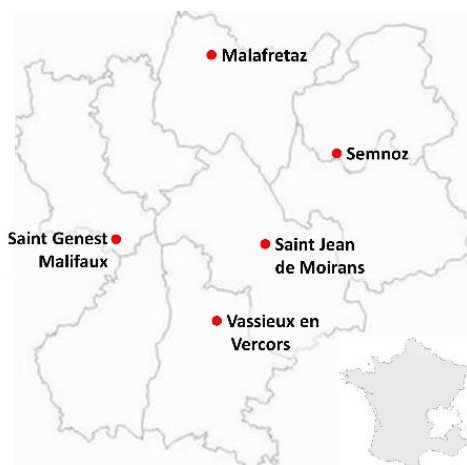
Afin de réaliser un suivi de la contamination en césium 137, près de 30 ans après les retombées de Tchernobyl, et afin d'évaluer la répartition du césium résiduel au sein du sol, le choix s'est porté sur des sites ayant déjà fait l'objet de carottage de sol par le passé.

Ainsi, après étude des profils de sols prélevés de 1987 à 1992, plusieurs sites ont été retenus selon l'activité surfacique totale en césium 137 (supérieure à 10 000 Bq/m²) et sa répartition dans le profil de sol. Il a également été fait le choix de sélectionner si possible un site par département.

Toutes les caractéristiques n'ont cependant pas pu être conservées au cours du temps (secteur devenu constructible, parcelle ayant été cultivée ou pâturée, etc.). 4 sites étudiés de 1987 à 1992 ont ainsi fait l'objet d'un suivi et sont présentés sur la carte 4.

Le site de Vassieux en Vercors présente la particularité d'avoir été étudié dans le cadre de l'élaboration de l'Atlas. Deux carottages de sol avaient été effectués en novembre 2000 dans ce but, l'un en milieu forestier, l'autre sur pelouse naturelle. Les niveaux mesurés en césium 137 total étant importants (20 181 Bq/m² pour le site sur pelouse et 23 414 Bq/m² pour le site en milieu forestier), il a été décidé de réaliser un suivi de la contamination sur ces sites. Par ailleurs, des points d'accumulation de contamination en césium 137 avaient été mis en évidence sur le plateau du Vercors, lors de la réalisation des mesures de spectrométrie gamma *in situ* par André Paris (fonds de doline, pieds de hêtres). Des prélèvements de sol au niveau de ces points chauds ont été réalisés afin de rendre compte de l'évolution de la contamination dans les milieux propices à l'accumulation. Les résultats obtenus pour ces prélèvements seront traités au chapitre 7.

Carte 4 : Localisation des sites de prélèvements retenus en région Rhône Alpes



L'emplacement précis des sites échantillonnés lors des premières campagnes de prélèvement a été recherché à partir des fiches et documents de prélèvements conservés dans les archives de la CRIIRAD. A l'époque, les coordonnées GPS des sites n'avaient pu être relevées, seule la dénomination des sites apparaît sur les fiches ou documents de prélèvements. Le nom des sites a été recherché sur le site www.geoportail.gouv.fr afin de vérifier à partir des photos aériennes, des cartes IGN, du cadastre et grâce à la fonction « remonter le temps », l'absence de remaniement des terrains depuis 1986 sur les sites choisis.

Les explications détaillées du travail ayant permis de localiser les sites de prélèvement sont présentées, pour chaque site, en annexe 4.

3.2 Réalisation des prélèvements et des mesures de terrain

Sur les sites de prélèvement, les opérations suivantes ont été effectuées :

- Relevé des coordonnées GPS et photographie du site.
- Mesure du débit d'équivalent de dose et du flux de rayonnement gamma au contact et à un mètre du sol (cf. annexe 1).
- Réalisation d'une mesure par spectrométrie gamma au moyen d'un spectromètre portable posé au contact du sol au centre des 3 points de carottage, afin d'établir une corrélation entre la mesure *in situ* et les activités surfaciques en césium 137 déterminées à partir de mesure en laboratoire (cf. annexe 1).
- Réalisation d'un carottage en 3 points et recueil des différentes strates.

Le prélèvement par carottage a été réalisé avec le même type de matériel que lors des premières campagnes de carottage (tube de carottage de 68 mm de diamètre, voir photo 1).

Les trois points de carottages se situent, dans la mesure du possible, au sommet d'un triangle équilatéral de 1 mètre de côté (photo 2).

La partie aérienne de la végétation présente est retirée au préalable en prenant soin de conserver la partie racinaire.

Les prélèvements sont ensuite réalisés par tranche de 5 cm pour les deux premiers horizons (horizons de 0 à 5 cm et de 5 à 10 cm) et par tranche de 10 cm pour les horizons suivants, jusqu'à la profondeur de 50 cm.

Lorsque la présence de cailloux ou de roches empêchait le prélèvement d'une carotte jusqu'à la profondeur requise un nouveau point de carottage a été systématiquement recherché dans un secteur d'un mètre autour des points de carottage déjà prélevés. Ainsi, sur certains sites étudiés, plus de 6 tentatives ont été effectuées avant d'obtenir trois carottes jusqu'à la profondeur de 50 cm.

Pour les sites de Vassieux en Vercors (milieu forestier et pelouse naturelle), la roche mère étant trop affleurante, la profondeur de sol prélevé a été contrainte à 30 cm.

Pour le site de St Jean de Moirans, la société AREA propriétaire du terrain a souhaité restreindre la profondeur du prélèvement à 40 cm (profondeur maximale des travaux considérés comme sans impact sur les réseaux et canalisation enterrés).

Les échantillons sont enfin conditionnés individuellement par strate et par point de carottage (photo 3).

Photo 1



Photo 2

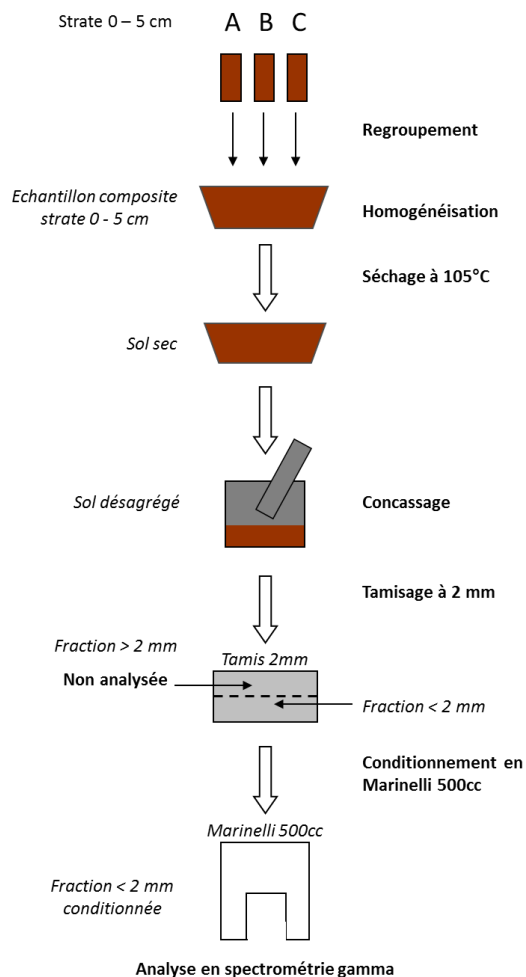


Photo 3



4 Préparation des échantillons pour analyse par spectrométrie gamma

Figure 2 : Schéma explicatif du traitement des échantillons de sol du carottage en trois points.



A l'arrivée au laboratoire, les échantillons de sol font l'objet d'un contrôle radiométrique au moyen d'un scintillomètre à cristal d'iodure de sodium (NaI), type SPP2 de la marque SAPHYMO. Ils sont ensuite pesés et les échantillons correspondant à une même strate sont contrôlés visuellement.

Les trois carottes de sol sont alors regroupées et homogénéisées par strate. Chaque strate est ensuite soumise à une dessiccation à l'étuve à 105°C jusqu'à l'obtention d'une masse constante. Les strates sont ensuite concassées dans un mortier métallique afin de désagglomérer les mottes de terre à l'aide d'un pilon. Les racines fines présentes dans les premières strates sont mixées ou coupées aux ciseaux, puis sont réintégrées à l'échantillon. Les racines ligneuses ainsi que les cailloux les plus grossiers sont retirés de l'échantillon après avoir ôté la terre présente à leur surface par friction du pilon sur les cailloux et les racines. La masse de cailloux et de racines est scrupuleusement consignée. Le reste de l'échantillon est concassé jusqu'à ce que la totalité de l'échantillon passe au travers d'un tamis de mailles de 2 mm. Cette fraction inférieure à 2 mm est soigneusement homogénéisée et est conditionnée en géométrie Marinelli (500 cc), si la quantité d'échantillon le permet (à défaut en Pétri), pour l'analyse par spectrométrie gamma.

L'analyse par spectrométrie gamma permet de détecter et de quantifier de nombreux radionucléides naturels (potassium 40, béryllium 7, descendants de l'uranium 238, du thorium 232 et de l'uranium 235, cf. annexe 2) et artificiels (césium 137, césium 134, cobalt 60, iode 131, américium 241, etc.). Le principe de la mesure ainsi que les caractéristiques techniques de la chaîne de spectrométrie gamma sont décrits en annexe 3.

5 La radioactivité naturelle dans les sols de Rhône Alpes

Les résultats des analyses des carottages de sol par spectrométrie gamma sont détaillés par site en annexe 4.

Les principaux résultats, exprimés en Bq/kg sec, concernant les radionucléides naturels dans les 6 strates de sol (4 strates pour les sols prélevés à Vassieux en Vercors, 5 strates pour les sols prélevés à St Jean de Moirans) sont regroupés dans le tableau 3.

Tableau 3 : Activités moyennes des radionucléides naturels sur les différents sites de prélèvement (exprimées en Bq/kg sec).

Site de prélèvement	Uranium 238 (Thorium 234)	Radium 226 (Plomb et bismuth 214)	Plomb 210	Uranium 235	Thorium 232 (Actinium 228)	Radium 224 (plomb 212)	Potassium 40
Malafretaz	39 ± 8	39 ± 5	44 ± 8	< 3,9	44 ± 6	44 ± 5	282 ± 36
Semnoz	64 ± 13	90 ± 11	82 ± 15	< 2,9	51 ± 8	51 ± 6	385 ± 53
St Genest Malifaux	63 ± 12	65 ± 8	76 ± 13	< 4,0	52 ± 7	52 ± 6	1 009 ± 115
St Jean de Moirans	39 ± 9	39 ± 5	47 ± 10	< 4,0	47 ± 7	47 ± 6	583 ± 73
Vassieux pelouse	42 ± 12	118 ± 14	90 ± 17	< 4,1	45 ± 8	46 ± 6	118 ± 26
Vassieux sol forestier	48 ± 14	120 ± 15	116 ± 21	< 5,4	34 ± 7	38 ± 5	194 ± 40

Les données présentées correspondent à la moyenne pondérée des activités mesurées sur toutes les strates du sol. L'incertitude associée est également pondérée.

Sur les différents sites étudiés, les activités massiques du **potassium 40** sont inférieures à la valeur médiane de l'écorce terrestre de 400 Bq/kg (UNSCEAR, 2000²³) à l'exception de St Genest Malifaux et de St Jean de Moirans qui présentent une activité moyenne supérieure (1 009 ± 115 Bq/kg sec et 583 ± 73 Bq/kg sec respectivement) mais compatible avec les gammes d'activités mesurées en Europe.

Les radionucléides des chaînes de **l'uranium 238** et du **thorium 232** présentent des activités supérieures aux valeurs médianes de l'écorce terrestre (35 et 30 Bq/kg pour ²³⁸U et ²³²Th respectivement, UNSCEAR (2000)) mais sont compatibles avec les gammes de variabilité présentées par l'UNSCEAR.

Pour les sites de Semnoz et de Vassieux en Vercors, la chaîne de désintégration de l'uranium 238 présente un enrichissement en **radium 226** par rapport au thorium 234 sur l'ensemble des strates (rapport moyen ²²⁶Ra/²³⁴Th de 1,4 pour Semnoz, 2,8 pour Vassieux sur pelouse et de 2,4 pour Vassieux en milieu forestier). Cet excès de radium par rapport à l'uranium n'est pas rare et plusieurs recherches ont permis de mettre en évidence différents phénomènes responsables de cet excès : précipitation/dissolution, recul alpha, diffusion, effet Szilard-Chalmers (Ivanovich, 1994²⁴ ; Zielinski et al., 1986²⁵ ; Levinson et al., 1984²⁶ ; Landstrom et Sundblad, 1986²⁷).

Les profils d'activité du **plomb 210** en fonction de la profondeur sont présentés sur la figure 3.

²³ UNSCEAR (2000). SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION Volume I : SOURCES.

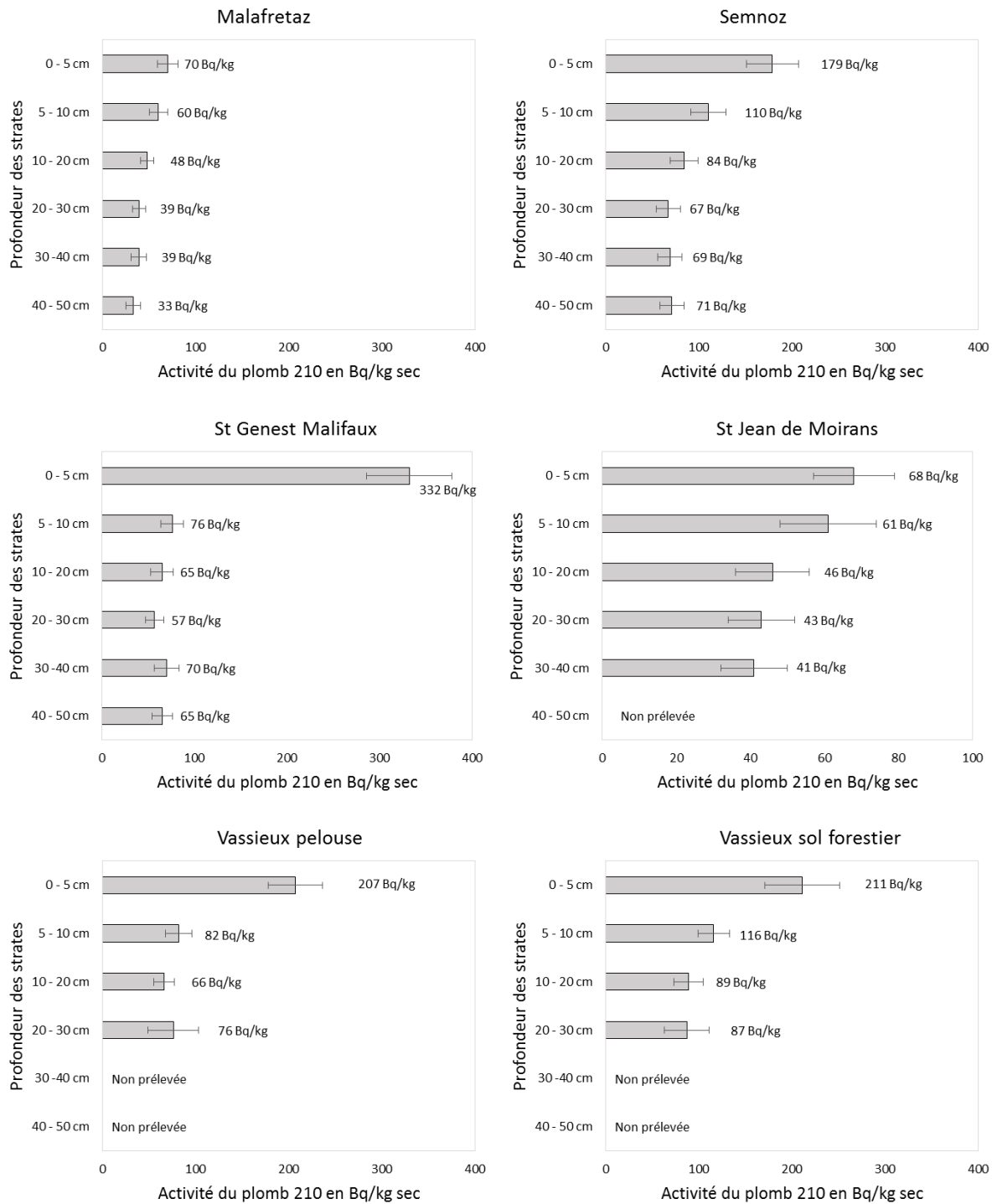
²⁴ Ivanovich, M (1994). Uranium series disequilibrium : Concepts and applications. *Radiochimica Acta*, 64, 81-94.

²⁵ Zielinski, R. A., Bush, C. A., Rosholt, J. N. (1986). Uranium series disequilibrium in a young surficial uranium deposit, northeastern Washington, USA. *Applied Geochemistry*, 1, 503-511.

²⁶ Levinson, A. A., Bland, C. J., Dean, J. R. (1984). Uranium series disequilibrium in young surficial uranium deposits in southern British Columbia. *Canadian Journal of Earth Science*, 21, 559-566.

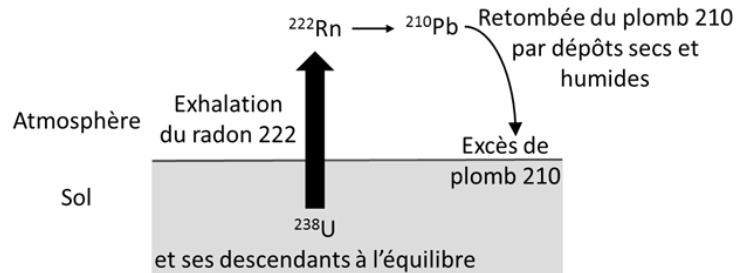
²⁷ Landstrom, O., and Sundblad, B. (1986). Migration of thorium, uranium, radium and ¹³⁷Cs in till soils and their uptake in organic matter and peat. *Studsvik Energiteknik AB Report No. SKB-TR-86.24*. 2-15.

Figure 3 : Activité du plomb 210 en fonction de la profondeur des strates prélevées (en Bq/kg sec).



NB : l'ordonnée n'est pas représentée à l'échelle, les deux strates de surface ne faisant que 5 cm de profondeur, les suivantes 10 cm.

L'apport de plomb 210 d'origine atmosphérique est visible sur tous les profils et en particulier sur le sol prélevé en milieu forestier à St Genest Malifaux. Ce phénomène d'excès en plomb 210 dans les horizons de surface, déjà observé par de nombreux scientifiques (Greeman & Rose, 1990²⁸ ; Von Gunten *et al.*, 1996²⁹) provient de l'existence du radon 222 gazeux, descendant de l'uranium 238. Ce radionucléide gazeux va migrer des sols vers l'atmosphère et va donner naissance lors de sa désintégration à des radionucléides solides³⁰, notamment le plomb 210, qui vont se redéposer à la surface du sol et ainsi enrichir les horizons de surface (voir schéma ci-contre).

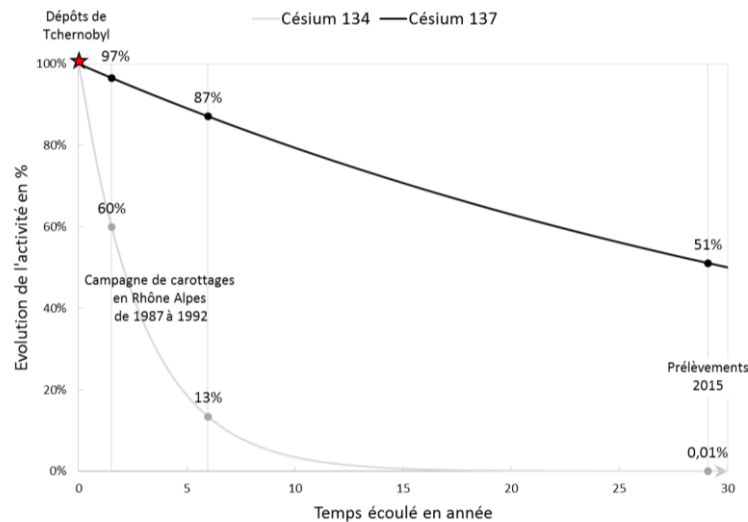


6 Etat actuel de la contamination des sols de Rhône Alpes

6.1 Le césium 134

Le césium 134 n'a été détecté dans aucune des strates prélevées sur les différents sites. Compte tenu de sa période radioactive relativement courte (2,06 ans) la quantité de césium 134 susceptible d'être encore présente dans les sols correspond à 0,01% du césium 134 déposé lors des retombées de Tchernobyl (figure 4).

Figure 4 : Evolution de l'activité des césiums 134 et 137 au cours du temps selon la loi générale de décroissance radioactive³¹.



²⁸ Greeman, D., & Rose, A. (1990). Form and behaviour of radium, uranium and thorium in central Pennsylvania soils derived from dolomite. *Geophysical Research Letters*, 17, p. 833.

²⁹ Von Gunten, H. R., Surbeck, H., & Rössler, E. (1996). Uranium Series Disequilibrium and High Thorium and Radium Enrichments in Karst Formations. *Environmental Science and Technology*, 30, p. 1268.

³⁰ La plupart de ces radionucléides solides ont des périodes radioactives de l'ordre de la micro seconde à la minute (cf. annexe 2).

³¹ Loi générale de décroissance $A_t = A_0 \cdot e^{-\frac{\ln(2)}{T} \cdot t}$, où A_t est l'activité au temps t , A_0 l'activité initiale, t le temps écoulé et T la demi-vie du radionucléide (ln correspond à la fonction logarithme népérien).

La catastrophe nucléaire de Fukushima a conduit, à partir du 12 mars 2011, à des rejets massifs de radionucléides artificiels, dont les césiums 134 et 137, l'iode 131, etc. Les masses d'air contaminé ont atteint le territoire français durant la 4^{ème} semaine du mois de mars 2011. Dans les retombées analysées sur le territoire français, le radionucléide prépondérant était l'iode 131, de période courte (8 jours).

A partir de la hauteur des précipitations (en mm) donnée par Météo France et de l'activité en iode 131 (en Bq/l) des eaux de pluie analysées par le [laboratoire de la CRIIRAD](#), les dépôts au sol associés à la pluie (dépôts humides) ont pu être calculés. Les activités surfaciques en iode 131, s'étendent de quelques Bq/m² à une centaine de Bq/m². L'activité des césiums 134 et 137 dans les masses d'air étant 10 à 100 fois plus faible, l'ordre de grandeur des dépôts de césium n'excéderait pas une dizaine de Bq/m². A la date des prélèvements de sol pour cette étude, 4 ans se sont écoulés depuis les dépôts liés aux retombées de Fukushima (soit environ 2 périodes du césium 134), l'activité du césium 134 potentiellement présent dans les sols correspond à moins de 25 % du césium 134 total déposé. Les seuils de détection obtenus dans cette étude (de < 3 à < 31 Bq/m²) ne permettent pas de détecter le césium 134 de Fukushima. Or, sans ce marqueur, il n'est pas possible de discriminer le césium 137 provenant des retombées de Fukushima du césium 137 antérieur.

6.2 Le césium 137

Le césium 137 est détecté sur chacun des sites étudiés lors de la présente étude. Sur certains sites cependant des teneurs inférieures aux limites de détection ont été obtenues sur les strates les plus profondes. Les valeurs mesurées s'étendent ainsi de < 0,1 Bq/kg sec pour la strate de 40 à 50 cm de St Genest Malifaux à **187 ± 23 Bq/kg sec** pour la strate de 0 à 5 cm de **Vassieux en Vercors** (milieu forestier).

Les analyses par spectrométrie gamma permettent d'obtenir l'activité massique du césium 137 dans les sols (exprimée en Bq/kg sec). Afin d'interpréter les résultats en terme de contamination surfacique, l'activité massique est convertie en activité surfacique selon l'équation suivante :

$$A_{\text{surfacique}} \text{ (Bq/m}^2\text{)} = \frac{A_{\text{massique}} \text{ (Bq/kg)} \times m \text{ (kg)}}{S \text{ (m}^2\text{)}}$$

Où m est la masse totale d'échantillon inférieure à 2 mm³², et S la surface de prélèvement qui correspond à trois fois la surface du carottier de 0,068 m de diamètre.

6.2.1 Répartition du césium 137 en fonction de la profondeur

La figure 5, pages suivantes, présente les activités surfaciques du césium 137 exprimées à la date du prélèvement en fonction de la profondeur.

Afin d'étoffer le lot de données disponibles pour cette étude de la répartition actuelle du césium 137 en fonction de la profondeur, les 7 carottages de sol effectués dans le cadre de la gestion du réseau de balises atmosphériques du laboratoire de la CRIIRAD³³ ont été inclus dans ce paragraphe.

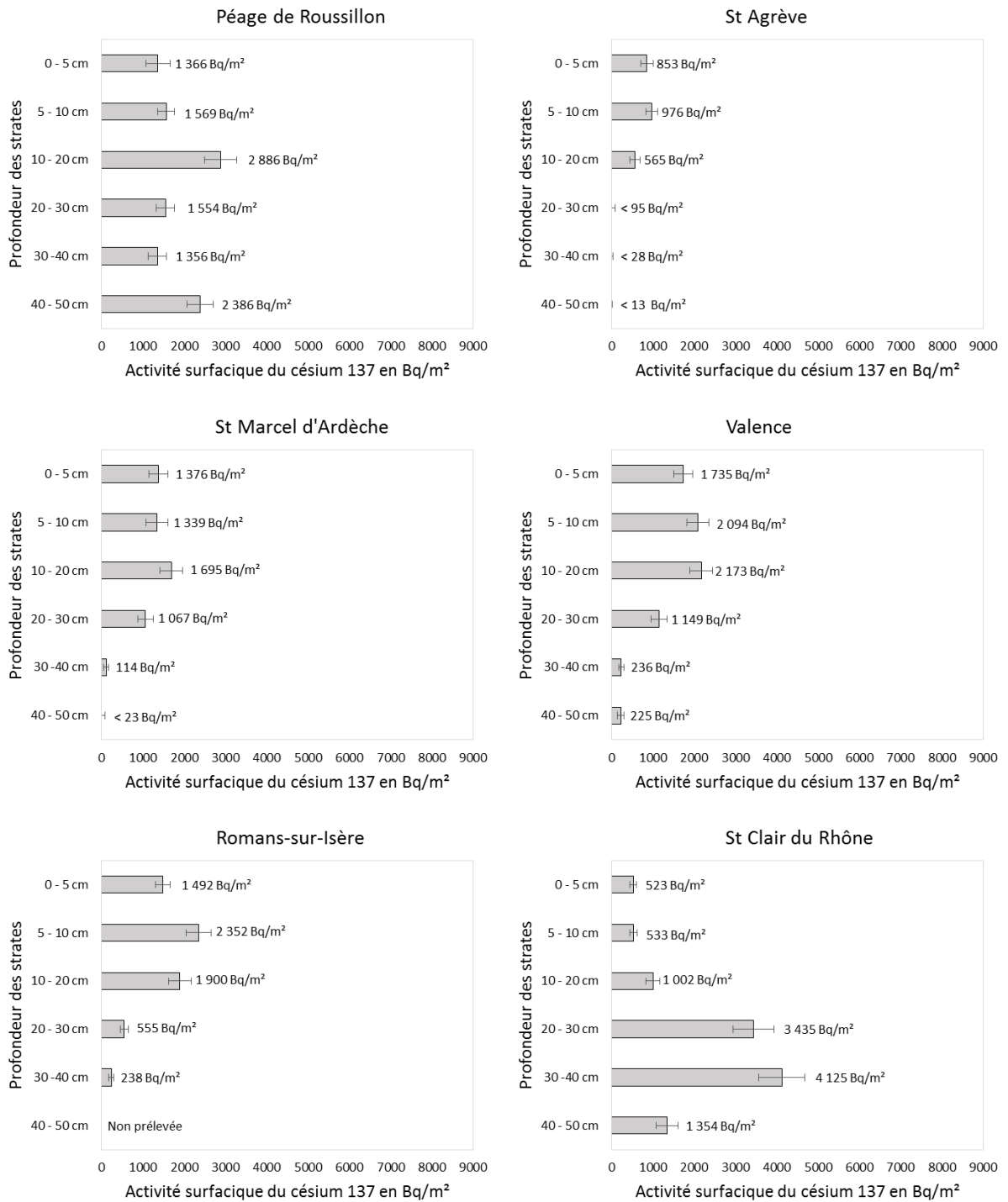
En effet, dans le cadre du fonctionnement de ce réseau d'alerte, le laboratoire de la CRIIRAD a réalisé en 2014 et 2015 des carottages de sol à proximité de chaque station de surveillance (Péage de Roussillon (38), St Agrève (07) et St Marcel d'Ardèche (07) en 2014 et Valence (26), Romans (26), St Clair du Rhône (38) et Montélimar (26) en 2015).

³² On considère pour ce calcul que les cailloux n'ont adsorbé qu'une quantité négligeable de césium 137 à leur surface. Des vérifications de cette hypothèse ont été effectuées par des tests spécifiques lors de la mise au point du protocole de prélèvement.

³³ Le laboratoire de la CRIIRAD gère, en partenariat avec les collectivités locales :

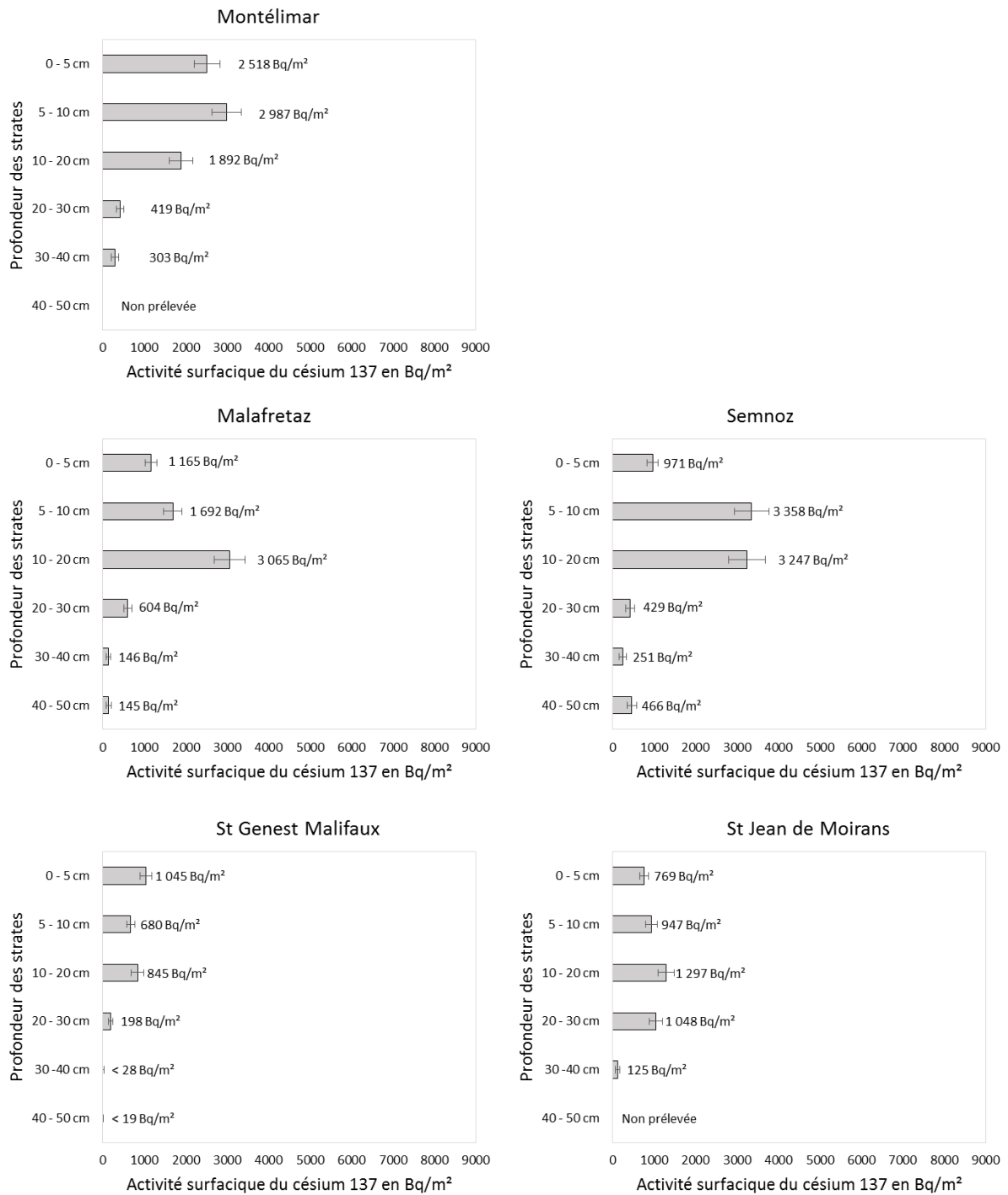
- Un réseau de balises de mesure en continu de la **radioactivité atmosphérique dans la Drôme**. Ces balises sont situées à Valence, Romans et Montélimar. Le réseau est co-financé par le Conseil Général de la Drôme, la Ville de Romans, la Communauté d'Agglomération de Valence Romans Sud Rhône Alpes, le réseau Montilien et le Conseil Régional Rhône-Alpes.
- Une balise **atmosphérique** et une balise **aquatique**, en **Avignon**, co-financées par la Ville d'Avignon, la Communauté d'Agglomération du Grand Avignon, le Conseil Général de Vaucluse et la Région Provence Alpes Côte d'Azur.
- Une balise atmosphérique située au **Péage de Roussillon**, dans l'Isère. Cette station est co-financée par le Conseil Régional Rhône-Alpes, le Conseil Général de l'Isère et la Communauté de Communes du Pays Roussillonnais.
- Une balise **atmosphérique** implantée à **St Marcel d'Ardèche**, à proximité du site nucléaire du Tricastin et une **sonde gamma** située sur le territoire de **St Agrève**, en Ardèche. Ces stations sont co-financées par le Conseil Régional Rhône-Alpes, le Conseil Général de l'Ardèche et la Communauté de Communes Du Rhône Aux Gorges de l'Ardèche.

Figure 5 : Répartition actuelle du césium 137 en fonction de la profondeur de sol (exprimée en Bq/m²)



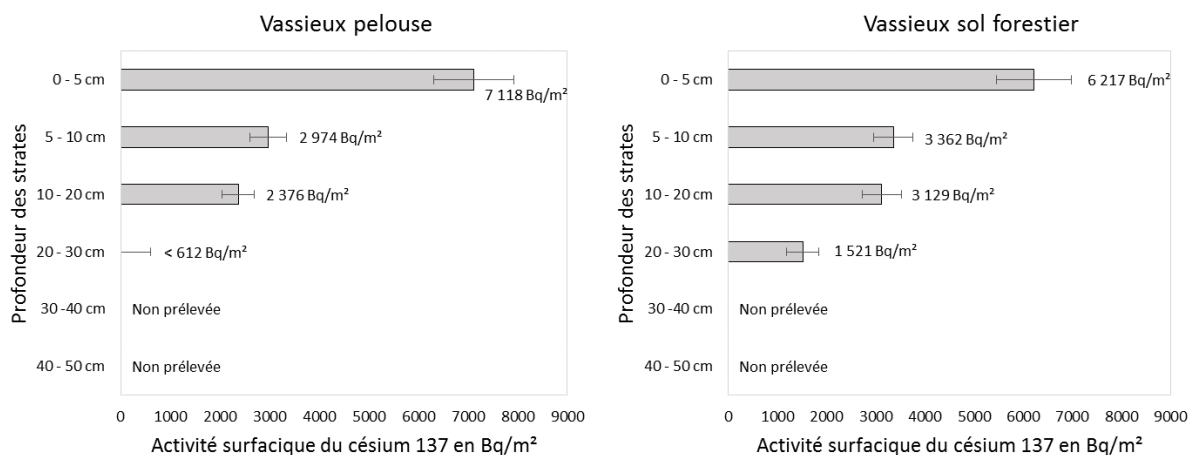
NB : l'ordonnée n'est pas représentée à l'échelle, les deux strates de surface ne faisant que 5 cm de profondeur, les suivantes 10 cm.

Figure 5 (suite) : Répartition actuelle du césium 137 en fonction de la profondeur de sol (exprimée en Bq/m²)



NB : l'ordonnée n'est pas représentée à l'échelle, les deux strates de surface ne faisant que 5 cm de profondeur, les suivantes 10 cm.

Figure 5 (suite) : Répartition actuelle du césium 137 en fonction de la profondeur de sol (exprimée en Bq/m²)



NB : l'ordonnée n'est pas représentée à l'échelle, les deux strates de surface ne faisant que 5 cm de profondeur, les suivantes 10 cm.

Parmi les sols étudiés, on observe différents profils. La plupart des sols montrent une migration du césium 137 de la strate supérieure vers les strates suivantes qui se traduit par des activités surfaciques plus importantes dans les strates de 5 à 10 cm et 10 à 20 cm par rapport à la strate de 0 à 5 cm.

Dans les sols prélevés à Vassieux en Vercors (sur pelouse naturelle et en milieu forestier), les strates de surface présentent une activité bien supérieure aux strates inférieures. D'après le tableau 4 page suivante, 57 et 44 % du césium 137 sont en effet contenus dans la strate de 0 à 5 cm pour Vassieux pelouse et Vassieux forestier respectivement.

Les sols de Péage de Roussillon et de St Clair du Rhône présentent un profil particulier avec une accumulation du césium 137 dans certaines strates. Pour Péage de Roussillon, les strates de 10 à 20 cm et 40 à 50 cm concentrent respectivement 26 et 21% du césium 137 alors que les strates de 0 à 5 cm et de 5 à 10 cm n'en contiennent que 12 et 14%. Le sol prélevé à St Clair du Rhône présente la particularité de ne contenir que 19% du césium 137 dans les 20 premiers centimètres alors que les strates de 20 à 30 cm et de 30 à 40 cm contiennent respectivement 31 et 38% du césium 137. Cette répartition suggère une forte migration du césium en profondeur.

Dans le cadre de cette campagne de 2015 en **Rhône-Alpes**, on retrouve en moyenne **80%** du **césium 137** dans les **20 premiers centimètres de sol**.

Cette répartition peut être comparée à celle des sols d'**Alsace** étudiés en 2014 où **82%** du **césium 137** était contenu dans les 20 premiers centimètres de sol³⁴.

³⁴ CRIIRAD, 2015. [Contamination radioactive des sols alsaciens](#), Etat des lieux 2014. *Le Dniepr* N°72, avril 2015 N°ISSN 1253-2207.

Tableau 4 : Répartition actuelle (en pourcentage) du césium 137 en fonction de la profondeur dans les sols de Rhône Alpes.

Site de prélèvement	Date du prélèvement	0 - 5 cm	5 - 10 cm	0 - 10 cm	10 - 20 cm	0 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Péage de Roussillon	10/01/2014	12%	14%	26%	26%	52%	14%	12%	21%
St Agrève	30/10/2014	36%	41%	76%	24%	100%	0%	0%	0%
St Marcel d'Ardèche	11/12/2014	25%	24%	49%	30%	79%	19%	2%	0%
Valence	02/04/2015	23%	28%	50%	29%	79%	15%	3%	3%
Romans-sur-Isère	28/08/2015	23%	36%	59%	29%	88%	8%	4%	Non prélevée
St Clair du Rhône	23/10/2015	5%	5%	10%	9%	19%	31%	38%	12%
Montélimar	03/12/2015	31%	37%	68%	23%	91%	5%	4%	Non prélevée
Malafretaz	03/09/2015	17%	25%	42%	45%	87%	9%	2%	2%
Semnoz	01/07/2015	11%	39%	50%	37%	87%	5%	3%	5%
St Genest Malifaux	30/07/2015	38%	25%	62%	31%	93%	7%	0%	0%
St Jean de Moirans	04/12/2015	18%	23%	41%	31%	72%	25%	3%	Non prélevée
Vassieux pelouse	04/06/2015	57%	24%	81%	19%	100%	0%	Non prélevée	Non prélevée
Vassieux sol forestier	04/06/2015	44%	24%	67%	22%	89%	11%	Non prélevée	Non prélevée
Moyenne		26%	26%	52%	27%	80%	12%	6%	6%

6.2.2 Facteurs de déperdition

Les activités surfaciques totales du césium 137 mesurées dans les sols de la région Rhône Alpes dans le cadre de la présente étude et lors des prélèvements antérieurs sont présentées dans le tableau 5 suivant.

L'activité surfacique théorique attendue en 2015 est calculée à partir de l'activité surfacique mesurée lors de la première étude en utilisant la loi générale de décroissance radioactive³⁵.

L'activité surfacique théorique attendue est ensuite comparée aux résultats obtenus lors de cette étude afin d'évaluer les écarts observés. Ces écarts peuvent être imputés aux différents phénomènes de transfert tels que :

- Le transfert à la flore et à la faune ;
- La lixiviation (transport du césium par l'eau sous forme soluble);
- Le lessivage (transport du césium par l'eau sous forme de particules solides).

³⁵ Les activités ont été ramenées à mai 1986 en utilisant la loi générale de décroissance $A_t = A_0 \cdot e^{-\frac{\ln(2)}{T} \cdot t}$, où A_t est l'activité au temps t , A_0 l'activité initiale, T la demi-vie du radionucléide et t le temps écoulé (ln correspond à la fonction logarithme népérien).

Tableau 5 : Activités surfaciques du césium 137 lors des 1^{ères} études et lors de la présente étude, et facteur de déperdition du césium 137.

Sites de prélèvement	1 ^{ère} étude			Etude 2015			Ecart
	Dates	Activité surfacique ¹³⁷ Cs (Bq/m ²)	Activité surfacique ¹³⁷ Cs théorique attendue en 2015	Dates	Activité surfacique ¹³⁷ Cs (Bq/m ²)		
Malafretaz	16/02/1990	30 394 ± 3 710	16 844 ± 2 056	03/09/2015	6 816 ± 955		-60%
Semnoz	15/10/1988	14 185 ± 1 930	7 653 ± 1 041	01/07/2015	8 723 ± 1 303		14%
St Genest Malifaux	26/01/1988	14 640 ± 2 715	7 754 ± 1 438	30/07/2015	2 768 ± 498		-64%
St Jean de Moirans	17/05/1990	10 477 ± 1 605	5 806 ± 889	04/12/2015	4 186 ± 661		-28%
Vassieux pelouse	27/10/2000	20 181 ± 2 018	14 402 ± 1 440	04/06/2015	12 468 ± 2 109		-13%

Les facteurs de déperdition du césium 137 mesurés sur les 5 sites de la région Rhône-Alpes pour lesquels un suivi a pu être réalisé sont très variables et s'étendent de +14 à -64%. Compte tenu des incertitudes sur les activités surfaciques, une déperdition du césium 137 n'est significative que pour les sites de Malafretaz, St Genest Malifaux et St Jean de Moirans (- 28% à - 64% en 25 à 27 ans).

Pour les sites de Semnoz et de Vassieux pelouse, il est possible de considérer, aux marges d'incertitudes près, qu'il n'y a pas de déperdition significative.

Pour comparaison, les facteurs de déperdition calculés dans le cadre de l'étude de la contamination radioactive des sols alsaciens menée par la CRIIRAD en 2014 sont présentés dans le tableau 6. Ils s'étendent de -11% à -45% en 24 à 25 ans.

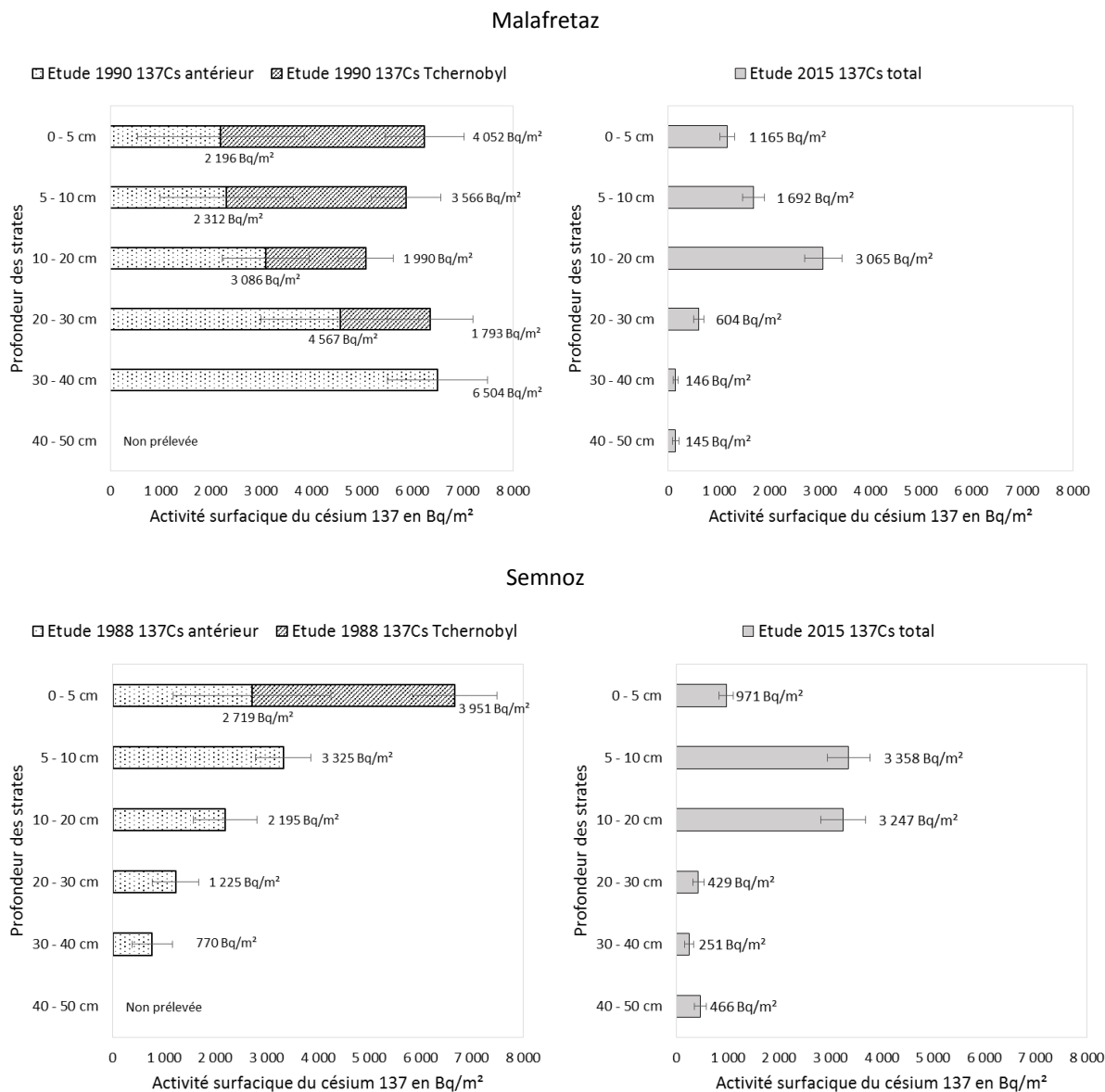
Tableau 6 : Activités surfaciques totale du césium 137 en 1990-91 et en 2014 dans les sols de la région Alsace, et facteur de déperdition du césium 137.

Sites de prélèvement	1 ^{ère} étude			Etude 2014			Facteur de déperdition
	Dates	activité surfacique ¹³⁷ Cs (Bq/m ²)	Activité surfacique ¹³⁷ Cs théorique attendue en 2014	Dates	activité surfacique ¹³⁷ Cs (Bq/m ²)		
Aubure	16/11/1990	17 019 ± 2 053	9 803 ± 2 053	16/10/2014	8 706 ± 1 210		-11%
Durmenach	19/03/1991	15 730 ± 1 841	9 132 ± 1 841	14/10/2014	6 927 ± 1 049		-24%
Erstein	18/01/1990	15 894 ± 1 909	8 982 ± 1 909	15/10/2014	4 984 ± 776		-45%
Kruth	13/11/1990	23 604 ± 2 781	13 595 ± 2 781	14/10/2014	8 846 ± 1 015		-35%
Wolfgantzen	21/03/1991	9 285 ± 1 148	5 391 ± 1 148	16/10/2014	5 401 ± 808		0%

6.2.3 Evolution des profils

La figure 6 permet d'examiner l'évolution des profils de contamination des 5 carottages effectués en Rhône-Alpes. Le nombre de stations est trop limité pour que des conclusions générales puissent être tirées. On peut cependant noter, sur certaines stations, une diminution en 2015 de l'activité des couches supérieures, de 0 à 10 cm, au profit des strates plus profondes pour lesquelles on n'observe pas le même taux de diminution. Ces observations traduisent des phénomènes plus ou moins marqués de migration du césium en profondeur.

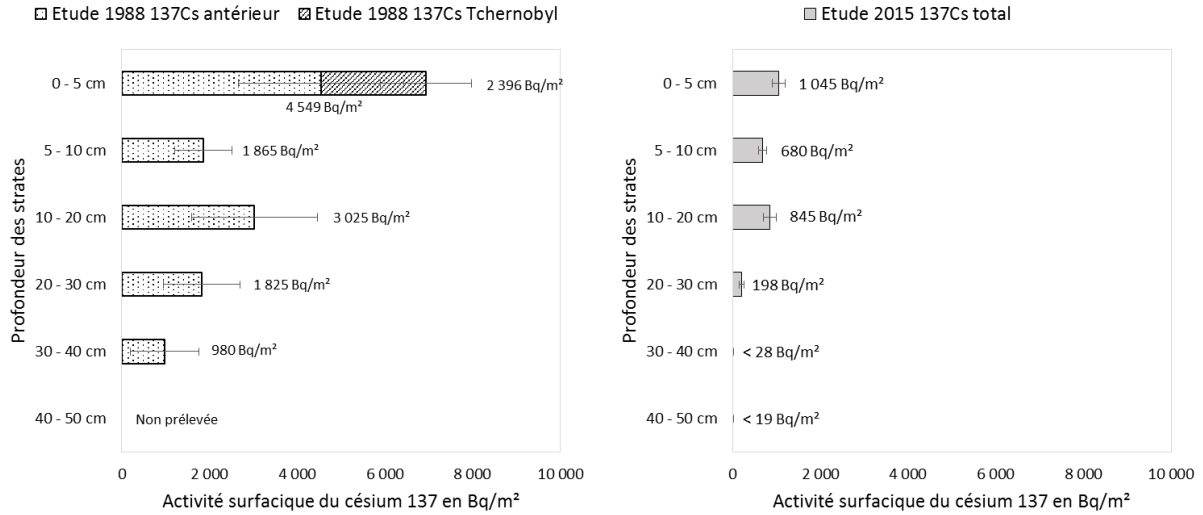
Figure 6 : Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur de sol (activités exprimées en Bq/m² et ramenées aux dates de prélèvements)



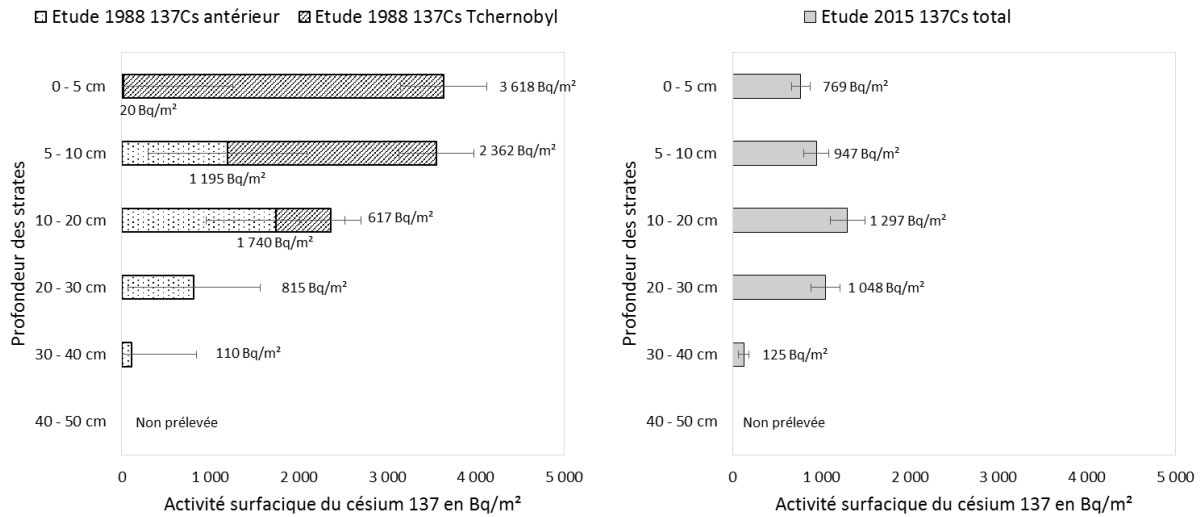
NB : l'ordonnée n'est pas représentée à l'échelle, les deux strates de surface ne faisant que 5 cm de profondeur, les suivantes 10 cm.

Figure 6 (suite) : Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur de sol (activités exprimées en Bq/m² et ramenées aux dates de prélèvements)

St Genest Malifaux

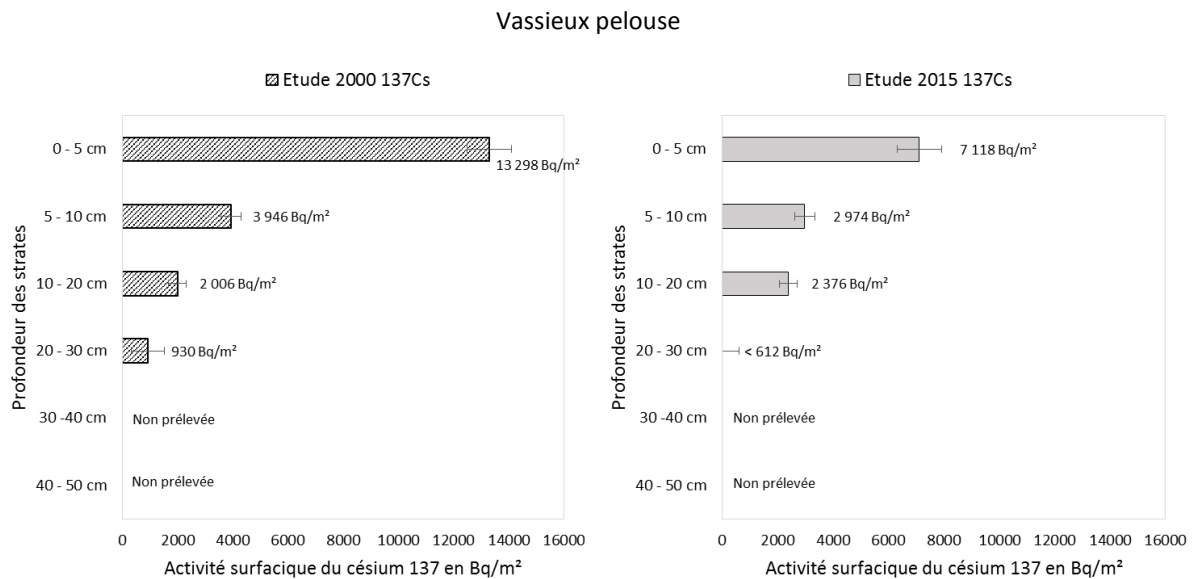


St Jean de Moirans



NB : l'ordonnée n'est pas représentée à l'échelle, les deux strates de surface ne faisant que 5 cm de profondeur, les suivantes 10 cm.

Figure 6 (suite) : Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur de sol (activités exprimées en Bq/m² et ramenées aux dates de prélèvements)



NB : l'ordonnée n'est pas représentée à l'échelle, les deux strates de surface ne faisant que 5 cm de profondeur, les suivantes 10 cm.

7 Niveaux de contamination des points d'accumulation

Les niveaux de contamination en césium 137 de la couche superficielle des sols évoqués au chapitre 6 correspondent à des sols plats, représentatifs des dépôts moyens (contamination uniformément répartie). Les valeurs mesurées en 2015 dans la strate de 0 à 5 cm sont comprises entre **17 Bq/kg sec** (Saint Jean de Moirans) et **187 Bq/kg sec** (Vassieux, sol forestier).

Toutefois, divers mécanismes peuvent entraîner des phénomènes d'accumulation suite aux retombées atmosphériques. Ceci est valable pour les retombées de Tchernobyl en 1986, comme pour celles, plus anciennes, liées aux essais nucléaires atmosphériques.

On peut relever alors des niveaux de contamination nettement supérieurs, lorsque, sur une surface limitée, peuvent se concentrer des dépôts intervenus initialement sur une surface plus importante. Sans être exhaustifs, on peut citer par exemple :

- Les phénomènes de ruissellement sur les **toitures** ou les fils électriques pouvant entraîner une accumulation en pied de **gouttières**, de zones de gouttage des toitures ou en pied de **pylônes**.
- Les phénomènes de ruissellement sur des surfaces planes comme des **dalles de calcaire**.
- L'interception des substances présentes dans l'air par les **feuillages** et leur accumulation spécifique **au pied des arbres** en fonction des précipitations (zones de gouttage).

7.1 Accumulation au pied des hêtres

Dans le cadre de campagnes de mesure³⁶ effectuées entre 1999 et 2001 en Europe, le géologue André Paris avait mis en évidence un phénomène particulier d'accumulation **au pied des hêtres**, avec un facteur d'accumulation moyen de l'ordre de 5 et pouvant être de plusieurs dizaines.

³⁶CRIIRAD et Paris, A., 2002. Contaminations radioactives : atlas France et Europe, Editions Yves Michel, pages 76-77 et 118-119.

Lors d'une étude³⁷ réalisée en 2001-2002 dans la Montagne Noire (départements de l'Aude et de l'Hérault), la CRIIRAD avait relevé, au pied de hêtres, des accumulations en césium 137 (689 à 1 823 Bq/kg sec) correspondant à des valeurs de **7 à 9 fois** supérieures à celles relevées à une centaine de mètres, sur terrain hors accumulation.

Dans le Vercors, au col de Bacchus, entre Léoncel et Plan-de-Bai, André Paris avait détecté, dans le cadre de la campagne 1999-2001, des accumulations en pied de hêtre correspondant à un **facteur 10**.

Dans le cadre de la campagne de mesure de 2015, des mesures radiométriques ont été effectuées au pied de hêtres du col des Limouches, dans le Vercors, à 1 098 mètres d'altitude. On a ainsi relevé une accumulation en césium 137 de **1 130 Bq/kg sec** (voir résultats détaillés en Annexe 4).

7.2 Les phénomènes de drainage en fond de dolines en milieu karstique.

Les phénomènes de drainage en fond de doline ont été documentés, pour ce qui concerne le Vercors, dans l'Atlas de 2002³⁸, sur les secteurs de Font-d'Urle et de Combeau, avec des facteurs d'accumulation de **11 à 31**.

Dans le cadre de la campagne de mesure de 2015, de nouvelles mesures radiométriques ont été effectuées à Font d'Urle, dans le Vercors (voir résultats détaillés en Annexe 4). Un prélèvement de la couche superficielle du sol (0 à 5 cm) en fond d'une doline a confirmé une accumulation en césium 137 de **8 000 Bq/kg sec** soit une valeur **59 fois supérieure** au niveau relevé dans une prairie proche (135 Bq/kg sec dans la strate de 0 à 10 cm).

Un tel niveau de contamination est détectable au moyen d'un compteur Geiger ou d'un scintillomètre avec un quasi doublement du flux de rayonnement gamma au contact du sol (400 c/s SPP2 pour un niveau naturel local de 80 c/s). Le sol de fond de doline présente également une forte accumulation de plomb 210 d'origine naturelle (2 150 Bq/kg sec). De **l'américium 241**, radionucléide artificiel, est également détecté ($7,0 \pm 4,3$ Bq/kg sec). Sa présence probablement liée aux retombées des essais nucléaires atmosphériques, suggère celle de **plutonium**.

Dans le cadre d'une campagne en 1996-1997, la CRIIRAD avait détecté³⁹ la présence d'américium 241, associé à de forts niveaux de césium 137 et 134, dans des sols karstiques des Dolomites (154 Bq/kg sec d'américium 241 à Cortina d'Ampezzo, en Italie en août 1997, associé à 157 500 Bq/kg sec de césium 137 et 2 093 Bq/kg sec de césium 134).

7.3 La redistribution du manteau neigeux (effet du vent) et des eaux de fonte en altitude

Ces phénomènes ont été documentés en **milieu Alpin** dans le cadre d'une campagne de 1996-1997 conduite en France, en Suisse, en Italie et en Autriche. La CRIIRAD avait détecté⁴⁰ jusqu'à 545 173 Bq/kg sec en césium 137 dans des sols du Mercantour. De nouveaux contrôles⁴¹ effectués par la CRIIRAD en juillet 2015 ont révélé une contamination persistante en césium 137 de la couche superficielle de sols du Mercantour (**154 000 Bq/kg sec**).

³⁷CRIIRAD, Chareyron, B. (2003). Synthèse des mesures de radioactivité réalisées en Montagne Noire. Etude effectuée par le laboratoire de la CRIIRAD à la demande de l'association les Amis de la Terre Midi Pyrénées.

³⁸CRIIRAD et Paris, A., 2002. Contaminations radioactives : atlas France et Europe, *Editions Yves Michel*, pages 119-120.

³⁹CRIIRAD, Castanier, C., Chareyron, B. (1998). [Contamination radioactive de l'arc Alpin](#). Etude effectuée par le laboratoire de la CRIIRAD sur les fonds propres de l'association.

⁴⁰CRIIRAD, Castanier, C., Chareyron, B. (1998). [Contamination radioactive de l'arc Alpin](#). Etude effectuée par le laboratoire de la CRIIRAD sur les fonds propres de l'association.

⁴¹CRIIRAD, Chareyron, B. (2015). [Communiqué de Presse du 31 juillet 2015](#). « France, impact de Tchernobyl, 29 ans après : Dans les Alpes, certains sols sont toujours des déchets radioactifs » et [video](#).

8 Contribution du césium 137 à l'exposition externe

8.1 Méthode

L'objet de ce paragraphe est de donner un ordre de grandeur de l'exposition externe imputable au césium 137 sur la base des résultats des carottages effectués en 2015.

Pour chacun des sites échantillonnés, les activités massiques moyennes des 30 premiers centimètres de sol ont été converties en débit de dose efficace théorique à l'aide des coefficients proposés par l'UNSCEAR pour les radionucléides naturels (UNSCEAR, 2000) :

- Potassium 40 : 0,0417 nGy/h par Bq/kg ;
- Thorium 232 et descendants : 0,604 nGy/h par Bq/kg ;
- Uranium 238 et descendants : 0,462 nGy/h par Bq/kg.

Ces trois valeurs permettent d'évaluer le rayonnement tellurique d'origine naturelle. Il faut par ailleurs tenir compte de la contribution du rayonnement cosmique. L'UNSCEAR retient, pour le rayonnement ionisant hors composante neutronique, une valeur annuelle de 280 microsievverts au niveau de la mer, ce qui correspond à un débit de dose efficace de 0,032 $\mu\text{Sv/h}$ (nous ne tenons pas compte pour les estimations ci-dessous de l'influence de l'altitude).

Le coefficient utilisé pour le césium 137 est celui proposé par l'IPSN (1999), aujourd'hui IRSN. Il est de 0,09 nSv/h par Bq/kg pour une concentration moyenne sur les 15 premiers centimètres du sol. La distribution du césium 137 dans le sol n'étant pas homogène, ce mode de calcul peut sensiblement sous-estimer ou sur-estimer la dose. Les prélèvements de sol étant réalisés par tranche de 10 cm à partir de 10 cm de profondeur, deux hypothèses de calcul ont été prises, l'une tient compte de l'activité massique sur les 20 premiers centimètres, l'autre sur les 10 premiers.

Le Tableau 7 ci-dessous présente le débit de dose mesuré et calculé, la contribution en pourcentage des différents radionucléides à la dose reçue, ainsi que le débit de dose calculé dû au césium 137. L'écart maximal entre débit de dose mesuré et calculé est inférieur à 30 % ce qui est compatible avec les marges d'incertitude.

Tableau 7 : Contribution des différents radionucléides à la dose externe reçue.

Sites	Débit d'équivalent de dose mesuré à 1 m ($\mu\text{Sv/h}$)	Débit d'équivalent de dose calculé ($\mu\text{Sv/h}$)		Activité massique (Bq/kg)		Contribution en % au rayonnement total calculé						Débit de dose dû au ^{137}Cs ($\mu\text{Sv/h}$)	
		^{137}Cs		^{137}Cs		Cosmique	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs		sur 20 cm	sur 10 cm
		sur 20 cm	sur 10 cm	sur 20 cm	sur 10 cm					sur 20 cm	sur 10 cm		
Malafretaz	0,098	0,09	0,09	19	22	37%	20%	28%	13%	2,0%	2,2%	0,002	0,002
Semnoz	0,154	0,12	0,12	29	40	26%	35%	24%	12%	2,2%	2,9%	0,003	0,004
Saint Genest Malifaux	0,100	0,13	0,13	12	21	24%	21%	23%	31%	0,8%	1,4%	0,001	0,002
St Jean de Moirans	0,090	0,10	0,10	14	17	31%	17%	27%	23%	1,2%	1,5%	0,001	0,001
Vassieux pelouse	0,113	0,12	0,13	54	116	26%	44%	22%	4%	3,9%	8,0%	0,005	0,010
Vassieux sol forestier	0,119	0,12	0,13	75	115	26%	45%	17%	7%	5,5%	8,2%	0,007	0,010
Moyenne	0,112	0,11	0,12	34	55	28%	31%	24%	15%	2,6%	4,0%	0,003	0,005

8.2 Résultats

Pour les 6 sites étudiés, qui correspondent à un dépôt uniformément réparti (hors point d'accumulation), le rayonnement d'origine naturelle (composante cosmique et tellurique) constitue de 94% à 99% du débit de dose total. La contribution moyenne du césium 137 est comprise entre **2,6%** (calcul effectué en tenant compte de l'activité massique du césium 137 sur les 20 premiers centimètres) et **4,0%** (sur les 10 premiers centimètres).

A partir des débits de dose moyens obtenus pour les 6 sites et de la valeur maximale (Vassieux sol forestier) présentés dans le tableau 7, il est possible d'établir des fourchettes d'exposition imputable au césium 137 en se basant sur les scénarii théoriques suivants :

- Scénario 1 : exposition limitée à des promenades hebdomadaires de 2h.
- Scénario 2 : exposition d'environ 1h par jour.
- Scénario 3 : exposition professionnelle standard de 8h par jour, 220 jours par an.
- Scénario 4 : exposition professionnelle atypique : 6h par jour 365 jours par an.

Les doses ajoutées du fait de la présence de césium 137 dans les sols sont présentées dans le tableau 8, ci-dessous.

Tableau 8 : Dose moyenne et maximale ajoutée du fait de la présence de césium 137 dans les horizons de surface des sols en 2015.

	Dose moyenne ajoutée en Rhône Alpes	Dose maximale ajoutée Site de Vassieux sol forestier
Scénario 1	0,3 à 0,5 $\mu\text{Sv}/\text{an}$	0,7 à 1,1 $\mu\text{Sv}/\text{an}$
Scénario 2	1,1 à 1,8 $\mu\text{Sv}/\text{an}$	2,5 à 3,8 $\mu\text{Sv}/\text{an}$
Scénario 3	5,4 à 9 $\mu\text{Sv}/\text{an}$	12 à 18 $\mu\text{Sv}/\text{an}$
Scénario 4	7 à 11 $\mu\text{Sv}/\text{an}$	15 à 23 $\mu\text{Sv}/\text{an}$

L'exposition externe imputable au césium 137 présent dans le sol en 2015 reste dans la gamme des très faibles doses de rayonnements ionisants. Le surcroît d'exposition est de l'ordre du $\mu\text{Sv}/\text{an}$. Il dépasse 10 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ pour les scénarii 3 et 4 (on notera qu'ils ne constituent pas des maxima, puisque ces évaluations ne tiennent pas compte des points d'accumulation).

Pour les effets toxiques sans seuil tels que les rayonnements ionisants, le risque est exprimé en probabilité de contracter une maladie (par ex. un cancer) du fait de l'exposition de la population. La notion de « détriment sanitaire » a été introduite en 1977 par la CIPR dans sa publication 26⁴². Il consiste en un indicateur de risque correspondant au "détriment" susceptible de survenir dans une population donnée et sa descendance suite à l'exposition de cette population. Dans sa publication 103⁴³ de 2007 la CIPR évalue ce détriment sanitaire à $5,7 \cdot 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ (soit 5,7 cas pour 100 personnes exposées à une dose de 1 Sv).

Dans leur évaluation des risques, les autorités considèrent généralement comme "négligeable" une probabilité de 1 pour un million (1 cas pour 1 000 000 de personnes exposées). La dose correspondant à cette probabilité est comprise entre 17 et 35 μSv selon que l'on applique le facteur de réduction pour les faibles doses et les faibles débits de dose. Pour le site de Vassieux forestier, l'exposition externe calculée pour le scénario 4 dépasse la limite basse de cette fourchette de doses.

⁴² ICRP, 1977. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication CIPR 26.

⁴³ ICRP, 2007. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication CIPR 103.

9 Conclusion

Méthode

Dans le cadre de la présente étude, le laboratoire de la CRIIRAD a effectué en 2015 des carottages de sol en **6 stations** en Région Rhône-Alpes, correspondant à 5 départements (Ain, Haute-Savoie, Loire, Isère et Drôme) afin de disposer d'une photographie actualisée de la radioactivité des sols de manière à être en capacité d'évaluer, par comparaison les impacts d'éventuelles contaminations à venir.

Afin d'étudier l'évolution de la contamination en césium 137 au cours des années, 5 stations ont été choisies en des lieux déjà échantillonnés par la CRIIRAD entre 1988 et 2000.

Des analyses complémentaires ont été effectuées en outre dans le Vercors, sur des points d'accumulation (pied de hêtre et fond de doline).

Les échantillons ont fait l'objet d'analyses par spectrométrie gamma, afin de détecter les principaux radionucléides naturels et artificiels.

Les commentaires ci-dessous intègrent également les résultats d'autres carottages effectués entre 2014 et 2015 par la CRIIRAD dans le cadre de l'exploitation de son réseau de balises, soit un total de **13 sites**.

Contamination actuelle des sols par le césium 137

Un seul radionucléide artificiel émetteur gamma a été détecté dans toutes les stations. Il s'agit du **césium 137**, produit de fission de période physique égale à 30 ans et présent dans les retombées des essais nucléaires atmosphériques (particulièrement intenses dans les années 50-60) et dans celles de Tchernobyl en 1986.

Pour les lieux correspondant à des dépôts uniformément répartis et sur des sols non remaniés, les activités en césium 137 mesurées sur les 13 stations correspondent à des dépôts résiduels de **2 395 Bq/m²** (Saint-Agrève) à **14 229 Bq/m²** (Vassieux en Vercors, sol forestier).

Les activités surfaciques en césium 137 sont reportées dans le tableau 9 ci-dessous.

Tableau 9 : Activité surfacique résiduelle du césium 137 dans les sols de la région Rhône-Alpes en 2014-2015

Site de prélèvement	Département	Date du prélèvement	Césium 137 (Bq/m ²) ⁽¹⁾
Vassieux sol forestier	Drôme	04/06/2015	14 229 ± 1 890
Vassieux pelouse	Drôme	04/06/2015	12 468 ± 2 109
Péage de Roussillon	Isère	10/01/2014	11 116 ± 1 646
St Clair du Rhône	Isère	23/10/2015	10 973 ± 1 648
Semnoz	Haute Savoie	01/07/2015	8 723 ± 1 303
Montélimar	Drôme	03/12/2015	8 119 ± 1 133
Valence	Drôme	02/04/2015	7 612 ± 1 110
Malafretaz	Ain	03/09/2015	6 816 ± 955
Romans-sur-Isère	Drôme	28/08/2015	6 537 ± 897
St Marcel d'Ardèche	Ardèche	11/12/2014	5 592 ± 898
St Jean de Moirans	Isère	04/12/2015	4 186 ± 661
St Genest Malifaux	Loire	30/07/2015	2 768 ± 498
St Agrève	Ardèche	30/10/2014	2 395 ± 550

⁽¹⁾ Carottage de sol de profondeur comprise entre 30 et 50 cm

Pour ces 13 sites, les activités massiques en césium 137 dans la couche superficielle du sol (0 à 5 cm) vont de **12-13 Bq/kg sec** (Saint-Clair du Rhône et Saint-Agrève) à **187 Bq/kg sec** (Vassieux forestier).

Des secteurs d'accumulation peuvent présenter en 2015 des contaminations résiduelles nettement plus importantes par exemple dans le Vercors au pied de hêtres (**1 130 Bq/kg sec**), en fond de dolines (**8 000 Bq/kg sec**). Hors Rhône-Alpes, la CRIIRAD a mesuré en 2015 des contaminations pouvant dépasser **100 000 Bq/kg sec** dans certains sols du Mercantour.

Evolution de la contamination en césium 137

Sur la base de l'analyse des 13 carottages de sol effectués par la CRIIRAD entre 2014 et 2015 en Rhône-Alpes, on observe que **80 %** du **césium 137** reste présent dans les **20 premiers centimètres du sol**. Sur certains sites, le césium 137 est détecté jusqu'à 50 centimètres de profondeur.

L'étude des 5 carottages pour lesquels on dispose de mesures antérieures a permis d'étudier la diminution de la contamination du sol en césium 137 (en 2015) par rapport aux prélèvements antérieurs. Elle correspond, aux marges d'incertitude près, à la décroissance radioactive pour 2 stations (Semnoz et Vassieux). Pour les stations de Malafretaz, Saint Genest Malifaux et Saint-Jean de Moirans on observe une déperdition supplémentaire de 28 à 64 % en 25 à 27 ans, soit un **facteur 1,4 à 2,8**. Cette déperdition peut provenir de divers mécanismes de transfert (transfert par les pluies plus en profondeur, exportation par le couvert végétal et l'action de la faune, etc). Ces résultats montrent que, même en sélectionnant des sols présentant des garanties de « bonne conservation » de la contamination, des carottages effectués plusieurs décennies après les retombées peuvent conduire à sous-estimer d'un facteur notable les retombées initiales.

La contamination par le césium 137 restera présente encore longtemps dans les sols. En effet, compte tenu de sa période physique de 30 ans, il faut en théorie attendre 300 ans (soit 10 périodes) pour que l'activité en césium 137 initialement déposée soit divisée par mille. A cette échelle de temps, et compte tenu de la contamination résiduelle mesurée en 2015, le césium 137 ne sera plus mesurable (limite de détection de 0,1 Bq/kg sec) dans les sols de Rhône Alpes (hors points d'accumulation). Tel ne sera pas le cas des sols nettement plus contaminés de la Biélorussie, de l'Ukraine et d'une partie de la Russie. Et 300 ans représentent peu de chose en regard de la dangerosité du corium du réacteur numéro 4 de Tchernobyl et des déchets radioactifs enfouis dans les sols alentours.

Présence d'américium 241

Outre le césium 137, il est à noter la détection, dans les fonds de doline du Vercors, de **l'américium 241** ($7,0 \pm 4,3$ Bq/kg sec), radionucléide artificiel, probablement lié aux retombées des essais nucléaires atmosphériques, et qui suggère la présence de plutonium. L'étude réalisée par la CRIIRAD a porté uniquement sur les radionucléides émetteurs gamma. Cependant, ce constat mériterait des analyses complémentaires et une reconstitution de l'exposition des populations aux retombées passées.

Impact actuel du césium 137

En Rhône-Alpes, la contamination résiduelle des sols par le césium 137 de Tchernobyl et des essais nucléaires, entraîne une exposition externe faible mais pouvant, dans certains cas, ne pas être négligeable.

Il faut y ajouter les doses par expositions internes, et notamment par ingestion de denrées alimentaires contaminées. En effet, il faut garder à l'esprit le fait que l'exposition interne peut constituer la part la plus importante de la dose, compte tenu de la contamination résiduelle de certaines denrées issues des milieux forestiers (baies, champignons⁴⁴, gibiers) qui restent contaminées en France à des niveaux qui peuvent atteindre des dizaines à quelques centaines de becquerels par kilogramme frais. En fonction des régimes alimentaires, la consommation de ces produits peut induire une exposition non négligeable, ce qui nécessite une vigilance pendant encore de nombreuses années.

Concernant l'impact spécifique de Tchernobyl, on ne peut que déplorer que la réglementation en vigueur au niveau européen, plus de 30 ans après la catastrophe, ne porte que sur les produits importés, avec des limites d'activité massique inchangées depuis 1986 et particulièrement élevées (370 Bq/kg de césium 137 dans le lait et les aliments pour nourrissons, 600 Bq/kg dans les autres produits, viandes, baies, champignons par exemple). La réglementation aurait dû être étendue aux productions et cueillettes issues des Etats membres de l'Union européenne dont certains ont été fortement impactés par les retombées de Tchernobyl et les niveaux de contamination « admissible » auraient dû être notablement abaissés en application du principe d'optimisation et compte tenu de l'évolution des connaissances sur les effets sanitaires d'une contamination interne chronique.

⁴⁴ Voir la synthèse de l'étude réalisée par le laboratoire de la CRIIRAD sur les [champignons en Rhône-Alpes](#).

ANNEXE 1

Description des mesures de terrain

En préalable à l'exécution des carottages, des mesures radiométriques ont été réalisées sur toute la zone de prélèvement. Deux types de mesures ont été mises en œuvre : des mesures de flux de rayonnement gamma et des mesures de débit de dose.

Une fois l'emplacement du futur carottage choisi, le technicien procède à un balayage radiométrique sur une centaine de mètres carrés afin de vérifier l'homogénéité du flux de photons et l'absence d'anomalie radiométrique.

Sous réserve d'un résultat favorable, le technicien procède à des mesures plus précises à l'emplacement choisi pour les prélèvements. Il effectue ainsi deux mesures de flux de rayonnement, l'une au contact du sol, l'autre à 1 mètre de hauteur.

I. FLUX DE RAYONNEMENT GAMMA

Le flux de rayonnement gamma, exprimé en coups par seconde (c/s), a été mesuré, selon le site, soit au moyen d'un scintillomètre à cristal d'iodure de sodium (NaI) de type SPP2 (marque SAPHYMO) soit d'un scintillomètre plastique de type DG5 (marque Novelec).

Le SPP2 enregistre les impulsions générées par les rayonnements gamma d'énergie supérieure à 30 keV.

Le détecteur de type DG5 est un scintillateur organique couplé à un photomultiplicateur. Il enregistre les rayonnements gamma à partir de 50 keV. La réponse en fonction de l'énergie est de $\pm 10\%$ de 100 keV à 700 keV et de $\pm 50\%$ de 60 keV à 1,3 MeV. La constante de temps de détection est de 0,1 seconde et la constante de temps de mesure de 2 secondes. Le temps mort est de 33 microsecondes.

II. DEBIT D'EQUIVALENT DE DOSE AMBIANT

Les mesures de débit d'équivalent de dose ambiant ($H^*(10)$) ont été réalisées au moyen d'un **compteur proportionnel compensé en énergie Berthold LB123D**.

Cet appareil est constitué d'une électronique de mesure et d'affichage universel LB 1230 reliée à une sonde LB 1236. Le débit d'équivalent de dose ambiant est exprimé en microsievert. La plage de mesure s'étend de 0,05 $\mu\text{Sv/h}$ à 10 mSv/h . Sur une plage d'énergie allant de 30 keV à 2 MeV, la réponse est de $\pm 30\%$ par rapport au césium 137 à 661,7 keV. Le mouvement propre de l'appareil est de 0,0175 $\mu\text{Sv/h}$. Des vérifications de l'étalonnage ont été effectuées par la société BERTHOLD le 26 septembre 2014 et le 17 août 2015.

L'équipement étant indisponible lors du prélèvement de St Genest Malifaux, le 30 juillet 2015, la fonction débit de dose du spectromètre portable IdentiFINDER NGH a été utilisée pour réaliser les mesures de terrain. Cet équipement est composé d'un détecteur à scintillation NaI(Tl) et d'un tube Geiger Müller interne qui mesure le débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$. Les limites de l'appareil s'étendent de 0,01 $\mu\text{Sv/h}$ à 1 Sv/h (0,01 $\mu\text{Sv/h}$ à 500 $\mu\text{Sv/h}$ pour le détecteur NaI(Tl) ; 500 à 1 000 $\mu\text{Sv/h}$ pour le compteur GM). La gamme d'énergie détectée par le détecteur NaI(Tl) s'étend de 30 keV à 3 MeV, celle du compteur GM de 60 keV à 1,6 MeV.

III. SPECTROMETRIE DE TERRAIN

Des mesures de spectrométrie de terrain ont également été réalisées à l'aide d'un **spectromètre portable IdentiFINDER NGH** composé d'un détecteur à scintillation NaI(Tl) de 30,48 mm de diamètre par 38,1 mm d'épaisseur. Cet appareil fournit une analyse qualitative et quantitative du rayonnement gamma et permet d'acquérir un spectre à partir duquel il est possible d'identifier les radionucléides émetteurs de rayonnement gamma et de mesurer l'intensité de leurs rayonnements. Le temps d'acquisition des spectres est d'environ 500 secondes.

ANNEXE 2

Chaînes de désintégration radioactive des trois familles de radionucléides naturels

CHAINE RADIOACTIVE Famille de l'Uranium 238

Radionucléide	Mode de désintégration	Période physique
Uranium 238	α	4,5 10^9 ans
Thorium 234	β	24 jours
Protactinium 234^m	β	1,2 minutes
Uranium 234	α	2,5 10^5 ans
Thorium 230	α	7,5 10^4 ans
Radium 226	α	1,6 10^3ans
Radon 222	α	3,8 jours
Polonium 218	α	3 minutes
Plomb 214	β	27 minutes
Bismuth 214	β	20 minutes
Polonium 214	α	1,6 10^{-4} secondes
Plomb 210	β	22,3 ans
Bismuth 210	β	5 jours
Polonium 210	α	138,5 jours
Plomb 206	-	Stable

Les radionucléides en gras dans le tableau, sont détectables par spectrométrie gamma directement

CHAINE RADIOACTIVE

Famille de l'Uranium 235

Radionucléide	Mode de désintégration	Période physique
Uranium 235	α	7 10⁸ ans
Thorium 231	β	25,6 heures
Protactinium 231	α	3,3 10⁴ ans
Actinium 227	β	21,8 ans
Thorium 227	α	18,7 jours
Radium 223	α	11,4 jours
Radon 219	α	3,9 secondes
Polonium 215	α	1,8 10 ⁻³ secondes
Plomb 211	β	36 minutes
Bismuth 211	α	2,2 minutes
Thallium 207	β	4,8 minutes
Plomb 207	-	Stable

Les radionucléides en gras dans le tableau, sont détectables par spectrométrie gamma directement

CHAINE RADIOACTIVE Famille du Thorium 232

Radionucléide	Mode de désintégration	Période physique
Thorium 232	α	1,4 10^{10} ans
Radium 228	β	5,8 ans
Actinium 228	β	6,1 heures
Thorium 228	α	1,9 an
Radium 224	α	3,7 jours
Radon 220	α	55,6 secondes
Polonium 216	α	0,15 secondes
Plomb 212	β	10,6 heures
Bismuth 212	$\alpha \beta$	1 heure
Thallium 208	β	3 minutes
Polonium 212	α	3 10^{-7} secondes
Plomb 208	-	Stable

Les radionucléides en gras dans le tableau, sont détectables par spectrométrie gamma directement

ANNEXE 3

Principe de la mesure par spectrométrie gamma et caractéristiques techniques de la chaîne de comptage

I. PRINCIPE DE LA MESURE

De nombreux radionucléides émettent lors de leur désintégration un ou plusieurs rayonnements gamma dont les énergies sont caractéristiques du radionucléide présent. Les rayonnements gamma sont des ondes électromagnétiques (photons) dont l'énergie varie typiquement de quelques milliers d'électrons volts (keV) à quelques millions d'électrons volt (MeV) soit de mille à un million de fois plus que la lumière visible.

Le principe de la spectrométrie gamma consiste à mesurer l'énergie des rayonnements gamma qui émanent d'un échantillon. Le détecteur à cristal va convertir l'énergie du rayonnement gamma en une impulsion électrique proportionnelle à l'énergie de ce rayonnement.

L'obtention de pics d'énergie sur le spectre, permet alors d'identifier les radionucléides présents à partir de leurs raies d'énergie tabulées dans les ouvrages de référence.

Les radionucléides étant identifiés, la quantité présente dans l'échantillon ou l'activité est déterminée à partir de la surface du pic d'énergie (ou des pics) correspondant(s). L'activité est alors exprimée en becquerel (Bq) par kilogramme ou par litre d'échantillon, un becquerel correspondant à une désintégration par seconde. La correspondance entre la surface d'un pic d'énergie caractéristique et l'activité présente dans l'échantillon est déterminée à partir de l'analyse de plusieurs paramètres :

- Le temps de comptage de l'échantillon,
- Le rapport de branchement des rayonnements gamma correspondants, c'est-à-dire le nombre de rayonnements émis par le radionucléide pour une désintégration (en effet, ce nombre n'est pas systématiquement égal à 1),
- L'efficacité de détection, c'est-à-dire le rapport entre le nombre de rayonnements gamma (photons) interceptés par le détecteur et le nombre de rayonnements réellement émis par l'échantillon. Cette efficacité, qui dépend de l'énergie des rayonnements et de la géométrie de l'échantillon, est déterminée à partir de sources étalons conditionnées dans des géométries identiques à celles des échantillons. Ces efficacités sont typiquement de l'ordre de un pour mille.

Les activités mesurées sont systématiquement accompagnées de leur marge d'incertitude qui est la somme de deux termes :

- L'erreur statistique du comptage, évaluée avec un intervalle de confiance de 95 %,
- La marge d'incertitude systématique liée à l'ensemble de la méthodologie (précision sur l'activité nominale des sources d'étalonnage, sur les rapports de branchement, sur la courbe d'efficacité, etc.) qui est estimée à ± 10 %.

Tous les radionucléides naturels émetteurs gamma sont systématiquement recherchés dans le spectre de l'échantillon ainsi que les radionucléides les plus couramment rencontrés dans le cycle du combustible. Si leur activité n'est pas mesurable, c'est la limite de détection de la mesure qui est mentionnée (valeur précédée du symbole < : inférieur à). Pour chaque strate analysée, l'activité mesurée est exprimée en activité massique (Bq/kg sec) et, pour le césium 137 est exprimée en outre en activité surfacique (Bq/m²).

II. CARACTERISTIQUES TECHNIQUES DE LA CHAINE DE SPECTROMETRIE GAMMA

- Type de détecteur : pour cette étude, le laboratoire de la CRIIRAD a utilisé une chaîne de spectrométrie gamma équipée d'un détecteur semi-conducteur au germanium hyperpur (EGG/ORTEC, TYPE GMX) refroidi en permanence à l'azote liquide.

Les caractéristiques normalisées du détecteur sont les suivantes :

- Type N
- Efficacité relative 22 %
- Résolution 1,7 keV à 1,33 MeV.

- Blindage : le détecteur est installé dans une chambre blindée (5 centimètres de plomb), dont les parois internes sont recouvertes d'une enveloppe de cuivre afin d'abaisser encore le bruit de fond.
- Bruit de fond : le bruit de fond de la chaîne de détection est contrôlé chaque mois pour vérifier sa stabilité. Dans le cas des radionucléides naturels, le bruit de fond est soustrait au signal brut.
- Analyseur : le détecteur est couplé à un codeur analyseur de 16 383 canaux (codeur 919 E Ametek jusqu'au 17 septembre 2015 puis codeur ASPEC-927 ORTEC®) qui permet de classer les signaux détectés par gamme d'énergie avec une excellente résolution (1,72 keV de largeur à mi-hauteur sur le pic à 1,33 MeV du cobalt 60). La gamme d'énergie couverte varie de 20 keV à 1,8 MeV jusqu'au 17 septembre 2015 et de 20 keV à 3 MeV depuis l'installation du nouveau codeur et le réglage du gain. Le dépouillement des spectres se fait sur micro-ordinateur PC en mode manuel sur la gamme d'énergie comprise en 20 keV et 2 MeV.
- Calibration en énergie : la calibration en énergie est effectuée au moyen d'un échantillon de référence interne (résidu d'extraction de l'uranium fourni par le CANMET canadien).
- Tabulation des raies d'énergie : chaque raie du spectre est identifiée à partir de deux documents de référence :
 - La table des isotopes radioactifs de Browne et Firestone (1986).
 - Le « catalog of gamma rays from radioactive decay » de U. Reus et W. Westmeier (1983).
- Temps de comptage : il varie typiquement de 30 000 à 50 000 secondes pour les analyses réalisées dans le cadre de cette étude.
- Géométrie de conditionnement : il s'agit pour cette étude de containers plastique de type Marinelli de 500 cc et de boîtes de pétri en polystyrène cristal de 65 ml. La géométrie Marinelli est préférentiellement employé, mais en cas de quantité d'échantillon insuffisante, le conditionnement est réalisé en boîte de pétri.
- Etalonnage en efficacité : l'étalonnage en efficacité pour la géométrie de type Marinelli de 500 cc est effectué avec une source multigamma gel (Américium 241, Cadmium 109, Cobalt 57, Cerium 139, Mercure 203, Etain 113, Strontium 85, Césium 137, Manganèse 54, Yttrium 88, Zinc 65, Cobalt 60) fournie par AEA Technology. Pour la géométrie boîte de Pétri, l'étalonnage en efficacité est réalisé avec une source Europium 152 Baryum 133 fourni par le LMRI (Laboratoire de Métrologie des Rayonnements Ionisants). Les courbes d'efficacité sont déterminées par interpolation au moyen d'une fonction polynôme d'ordre 3. Des étalonnages en phase solide sont également mis en œuvre au moyen de matériaux de référence interne fournis par un organisme canadien (CANMET, résidus uranifères UTS4).

ANNEXE 4

Fiches individuelles de prélèvement et de résultats

Carottages de sols correspondant à une contamination uniformément répartie

Malafretaz (01)

Semnoz (74)

St Genest Malifaux (42)

St Jean de Moirans (38)

Vassieux en Vercors (26) (sol de pelouse)

Vassieux en Vercors (26) (sol forestier)

Etude de points d'accumulation

Font d'Urle (26) (fond de doline et prairie)

Col des Limouches (26) (pied de hêtre)

Malafretaz (01)

I. Prélèvement

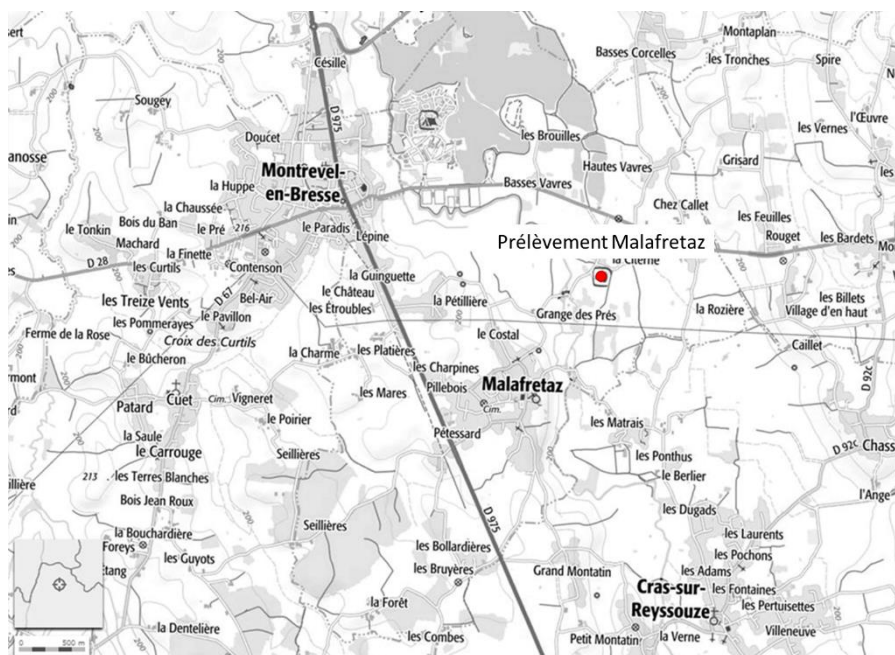
La fiche de prélèvement du carottage de sol de Malafretaz dans l'Ain a été conservée dans les documents d'archive de la CRIIRAD. Cette fiche indique que le prélèvement a été réalisé à la ferme équestre de Malafretaz. Des recherches sur internet ont permis de vérifier que cette ferme existait toujours. Le technicien spécialiste des investigations de terrain a ensuite contacté les propriétaires de la ferme qui ont confirmé que le carottage réalisé en février 1990 avait bien été effectué sur leur terrain. A défaut de pouvoir nous indiquer la parcelle exacte dans laquelle avait été fait le carottage, les propriétaires nous ont indiqué les parcelles non remaniées depuis 1986 (photo 4).

Photo 4



Le site consiste en un terrain pâturé par les chevaux qui est donc soumis à un prélèvement régulier de végétation. La carte ci-dessous présente l'emplacement du point de prélèvement.

Carte 5 : Prélèvements réalisés en septembre 2015 sur le site de Malafretaz (01)



II. Résultats des mesures de terrain

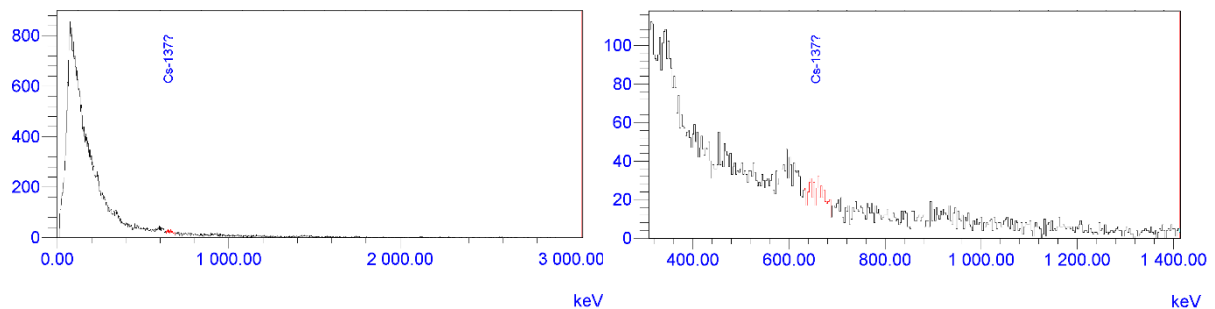
Les résultats des mesures radiométriques, flux de rayonnement gamma et débit d'équivalent de dose ambiant, sont présentés dans le tableau 10 ci-dessous.

Tableau 10 : Résultats des mesures radiométriques de terrain effectuées à Malafretaz.

	DG5		LB 123	
	contact	1 m	Contact	1 m
	(c/s)	(c/s)	moyenne ($\mu\text{Sv/h}$)	moyenne ($\mu\text{Sv/h}$)
Malafretaz	90-120	90-110	0,115	0,098

Le spectre acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable est présenté sur la figure 7 ci-dessous.

Figure 7 : Spectre acquis sur le terrain à Malafretaz



Le tableau 11 suivant présente les principales informations du spectre (temps actif et temps réel) et les résultats en coups obtenus à partir du relevé du pic de césium 137 à 661,6 keV sur le spectre.

Tableau 11 : Coups obtenus au niveau du pic du césium 137 à 661,6 keV à partir du spectre acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable

Numéro du spectre	55
Temps Actif (s)	519,0
Temps réel (s)	518,8
Centroïde du pic	659,60 keV
Région	633-684 keV
Coups bruts à 661,6 keV	422 coups
Coups nets à 661,6 keV	102 coups

III. Résultats des analyses en spectrométrie gamma réalisées au laboratoire de la CRIIRAD

Malafretaz

Date de prélèvement : 03/09/2015
 Coordonnées GPS : N 46.334568° ; E 005.148783°

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Code échantillon	040915A1	040915A2	040915A3	040915A4	040915A5	040915A6
N° d'analyse	C 28515	C 28517	C 28530	C 28543	C 28537	C 28544
Date d'analyse	15/09/2015	16/09/2015	21/09/2015	24/09/2015	23/09/2015	25/09/2015
Temps de comptage (s)	55 023	30 997	114 990	54 877	55 318	28 435
Géométrie	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC
Masse sèche analysée (g)	577,31	663,56	665,82	720,93	650,71	706,99
Masse sèche < 2 mm (g)	628,33	815,49	1 930,13	1 826,95	1 593,13	2 076,67
Masse sèche totale (g)	636,40	828,71	1 955,25	1 830,44	1 593,13	2 086,19
Taux de matière sèche	91%	89%	90%	87%	85%	85%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Moyenne pondérée
Chaîne de l'Uranium 238							
Thorium 234**	38 ± 8	37 ± 9	37 ± 6	38 ± 7	44 ± 8	39 ± 10	39 ± 8
Radium 226 *	32 ± 4	33 ± 4	37 ± 4	41 ± 5	43 ± 5	41 ± 5	39 ± 5
Plomb 210**	70 ± 11	60 ± 10	48 ± 7	39 ± 7	39 ± 8	33 ± 8	44 ± 8
Uranium 235	< 1,7	< 2,0	< 4,6	< 8,0	< 2,1	< 2,7	< 3,9
Chaîne du Thorium 232							
Actinium 228	36 ± 5	40 ± 6	40 ± 5	44 ± 6	50 ± 7	46 ± 7	44 ± 6
Plomb 212	38 ± 5	39 ± 5	40 ± 4	45 ± 5	50 ± 6	47 ± 6	44 ± 5
Potassium 40	258 ± 34	252 ± 35	273 ± 33	280 ± 35	305 ± 39	295 ± 40	282 ± 36
Béryllium 7	8 ± 2	< 1,0	< 0,7	< 0,9	< 1,0	< 1,3	< 1,7

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Césium 137	20 ± 3	23 ± 3	17 ± 2	3,6 ± 0,6	1,0 ± 0,4	0,8 ± 0,4
Césium 134	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2
Cobalt 58	< 0,1	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,2
Cobalt 60	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2
Manganèse 54	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Antimoine 125	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,4	< 0,5
Cérium 144	< 0,6	< 0,8	< 0,5	< 0,8	< 0,8	< 1,1
Argent 110 m	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,2
Américium 241**	< 0,2	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,3	< 0,4
Iode 129**	< 0,2	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,3
Ruthénium 106	< 1,0	< 1,3	< 0,8	< 1,1	< 1,2	< 1,6

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

* Le Radium 226 est évalué par défaut à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214, l'équilibre séculaire n'étant pas atteint.

** : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

Malafretaz

Dates des prélèvements : 03/09/2015 16/02/1990

Activités du césium 137 total aux dates de prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Etude 1990 ¹³⁷ Cs	169 ± 21	146 ± 17	44 ± 10	49,5 ± 13	50 ± 13	Non prélevée
Etude 2015 ¹³⁷ Cs	20 ± 3	23 ± 3	17 ± 2	3,6 ± 0,6	1,0 ± 0,4	0,8 ± 0,4

Activités du césium 137 total aux dates de prélèvement, exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

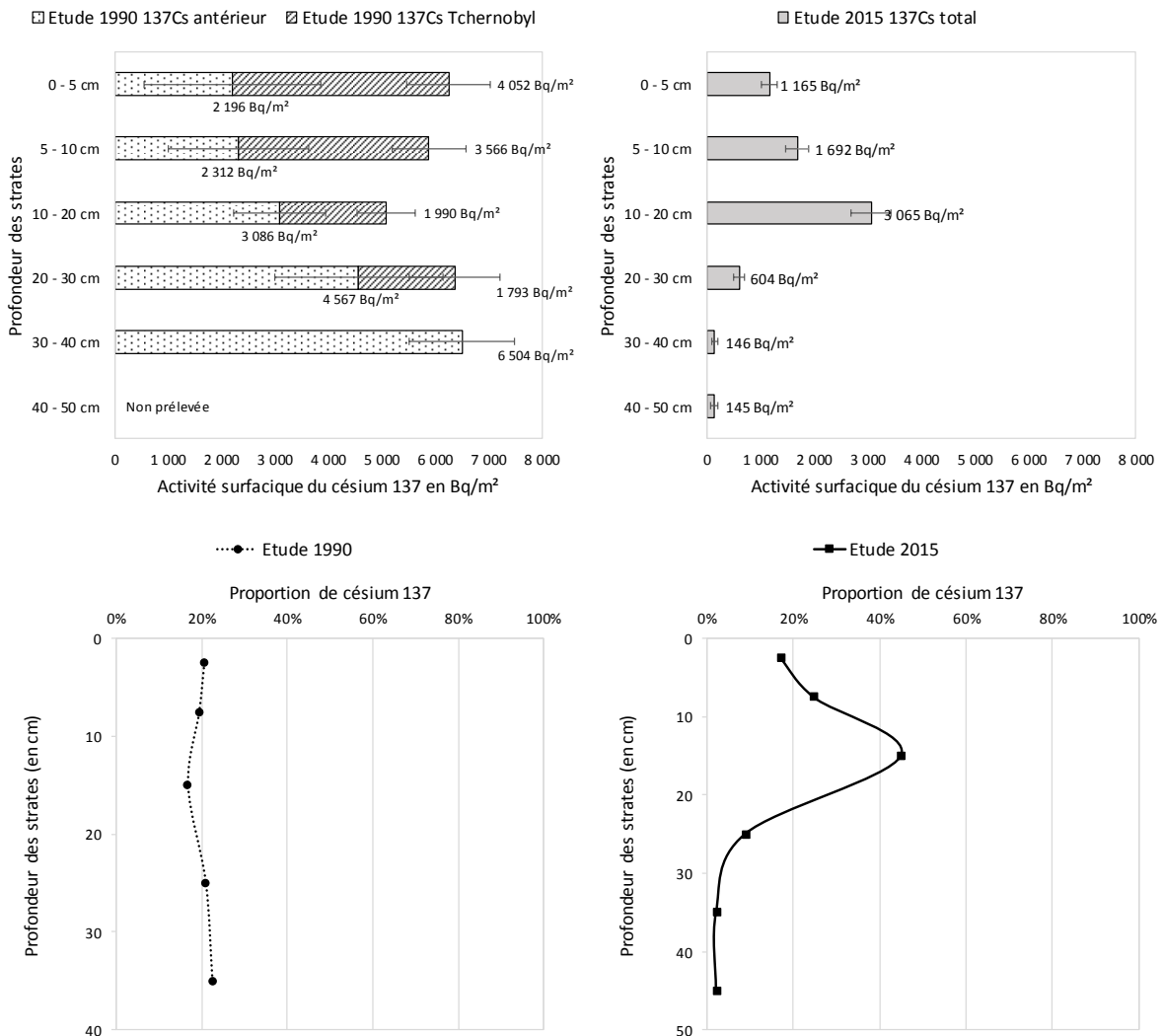
	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
Etude 1990 ¹³⁷ Cs total	6 248 ± 783	5 878 ± 686	5 076 ± 547	6 360 ± 850	6 832 ± 844	Non prélevée	30 394 ± 3 710
Etude 1990 ¹³⁷ Cs Tchernobyl	4 052 ± 873	3 566 ± 637	1 990 ± 315	1 793 ± 716	< 742	Non prélevée	11 400 ± 3 284
Etude 1990 ¹³⁷ Cs antérieur	2 196 ± 1 656	2 312 ± 1 323	3 086 ± 862	4 567 ± 1 566	6 504 ± 988	Non prélevée	18 665 ± 6 396
¹³⁷ Cs 2015 théorique à partir de l'activité du ¹³⁷ Cs de 1990	3 463 ± 434	3 258 ± 380	2 813 ± 303	3 525 ± 471	3 786 ± 468	Non calculée	16 844 ± 2 056
Etude 2015 ¹³⁷ Cs total	1 165 ± 144	1 692 ± 217	3 065 ± 372	604 ± 101	146 ± 54	145 ± 67	6 816 ± 955
Ecart ¹³⁷ Cs mesuré/ ¹³⁷ Cs théorique	-66%	-48%	9%	-83%	-96%	Non calculée	-60%

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



Semnoz (74)

I. Prélèvement

Les documents disponibles dans les archives du laboratoire de la CRIIRAD sur le site de prélèvement de Semnoz en Haute Savoie consistent en une photocopie d'une carte IGN au 25 000^{ème} sur laquelle a été mise en évidence au marqueur une zone de 50 hectares environ.

Lors de sa mission sur le terrain, le technicien spécialiste des investigations de terrain a constaté qu'un seul secteur de la zone pouvait avoir fait l'objet d'un carottage en octobre 1988 jusqu'à 50 cm de profondeur. En effet, la topographie des lieux et la présence de nombreuses roches affleurantes sur le site n'autorisait le prélèvement que dans un secteur donné (photos 5 et 6).

Photo 5

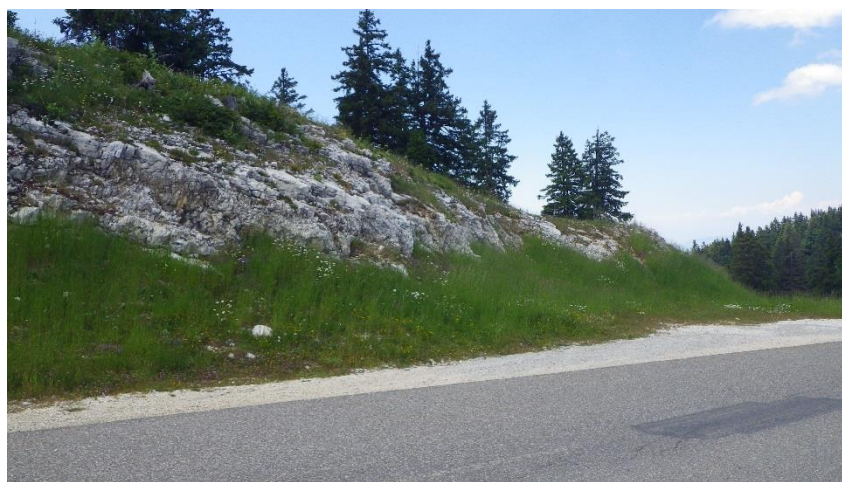


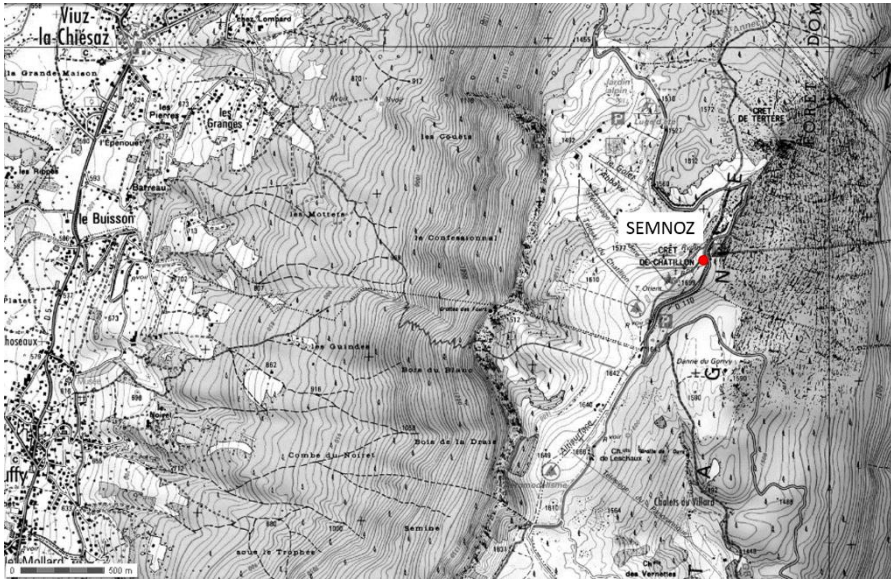
Photo 6



Le site consiste en une prairie de montagne, probablement pâturée durant la période estivale.

La carte ci-dessous présente l'emplacement du point de prélèvement.

Carte 6 : Prélèvements réalisés en juillet 2015 sur le site de Semnoz (74)



II. Résultats des mesures de terrain

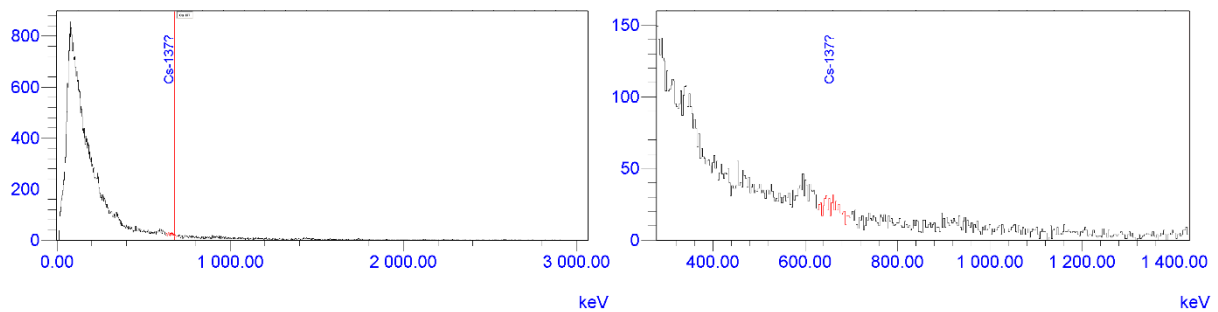
Les résultats des mesures radiométriques, flux de rayonnement gamma et débit d'équivalent de dose ambiant, sont présentés dans le tableau 12 ci-dessous.

Tableau 12 : Résultats des mesures radiométriques de terrain.

	DG5		LB 123	
	contact (c/s)	1 m (c/s)	Contact moyenne ($\mu\text{Sv/h}$)	1 m moyenne ($\mu\text{Sv/h}$)
Semnoz	100-120	90-110	0,147	0,154

Le spectre acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable est présenté sur la figure 8 ci-dessous.

Figure 8 : Spectre acquis sur le terrain



Le tableau 13 suivant présente les principales informations du spectre (temps actif et temps réel) et les résultats en coups obtenus à partir du relevé du pic du césium 137 à 661,6 keV sur le spectre.

Tableau 13 : Coups obtenus au niveau du pic du césium 137 à 661,6 keV à partir du spectre acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable

Numéro du spectre	48
Temps Actif (s)	509,9
Temps réel (s)	516,7
Centroïde du pic	657,44 keV
Région	630-693 keV
Coups bruts à 661,6 keV	492 coups
Coups nets à 661,6 keV	97 coups

III. Résultats des analyses en spectrométrie gamma réalisées au laboratoire de la CRIIRAD

Semnoz

Date de prélèvement : 01/07/2015
 Altitude (mètre) : 1 667
 Coordonnées GPS : N 45.79837° ; E 006.10679°

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Code échantillon	020715A1	020715A2	020715A3	020715A4	020715A5	020715A6
N° d'analyse	C 28452	C 28454	C 28456	C 28461	C 28463	C 28469
Date d'analyse	14/08/2015	17/08/2015	19/08/2015	21/08/2015	24/08/2015	26/08/2015
Temps de comptage (s)	25 571	29 354	30 581	25 769	30 920	28 116
Géométrie	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC
Masse sèche analysée (g)	378,73	493,61	547,72	528,14	554,33	561,79
Masse sèche < 2 mm (g)	424,65	762,31	1 645,58	1 668,46	1 611,61	1 750,66
Masse sèche totale (g)	424,65	762,31	1 645,58	1 668,46	1 653,98	1 750,66
Taux de matière sèche	72%	74%	75%	74%	75%	76%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Moyenne pondérée
Chaîne de l'Uranium 238							
Thorium 234**	65 ± 16	71 ± 15	62 ± 12	62 ± 14	67 ± 13	60 ± 13	64 ± 13
Radium 226 *	102 ± 13	105 ± 12	94 ± 11	82 ± 10	84 ± 10	92 ± 11	90 ± 11
Plomb 210**	179 ± 28	110 ± 19	84 ± 15	67 ± 13	69 ± 13	71 ± 13	82 ± 15
Uranium 235	< 3,5	< 3,1	< 2,7	< 2,9	< 2,7	< 2,9	< 2,9
Chaîne du Thorium 232							
Actinium 228	53 ± 9	51 ± 8	43 ± 7	51 ± 8	52 ± 8	57 ± 8	51 ± 8
Plomb 212	47 ± 6	50 ± 6	48 ± 6	51 ± 6	52 ± 6	56 ± 7	51 ± 6
Potassium 40	350 ± 50	336 ± 47	337 ± 46	360 ± 50	420 ± 60	450 ± 60	385 ± 53
Béryllium 7	10 ± 5	< 1,5	< 1,3	< 1,4	< 1,3	< 1,4	< 2,1

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Césium 137	25 ± 4	48 ± 6	22 ± 3	2,8 ± 0,7	1,7 ± 0,6	2,9 ± 0,7
Césium 134	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Cobalt 58	< 0,4	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
Cobalt 60	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Manganèse 54	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,3	< 0,2	< 0,2
Antimoine 125	< 0,7	< 0,6	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Cérium 144	< 1,5	< 1,3	< 1,2	< 1,2	< 1,1	< 1,2
Argent 110 m	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Américium 241**	< 1,6	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Iode 129**	< 0,5	< 0,4	< 0,3	< 0,4	< 0,3	< 0,4
Ruthénium 106	< 2,5	< 2,0	< 1,6	< 1,8	< 1,7	< 1,7

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

* Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants le Plomb 214 et le Bismuth 214 à l'équilibre, soit plus de 21 jours après conditionnement de l'échantillon.

** S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

Semnoz

Dates des prélèvements : 01/07/2015 15/10/1988

Activités du césium 137 total aux dates de prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Etude 1988 ¹³⁷ Cs	210 ± 25	75 ± 10	27 ± 9	11,5 ± 4,4	6,5 ± 2,0	Non prélevée
Etude 2015 ¹³⁷ Cs	25 ± 4	48 ± 6	22 ± 3	2,8 ± 0,7	1,7 ± 0,6	2,9 ± 0,7

Activités du césium 137 total aux dates de prélèvement, exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

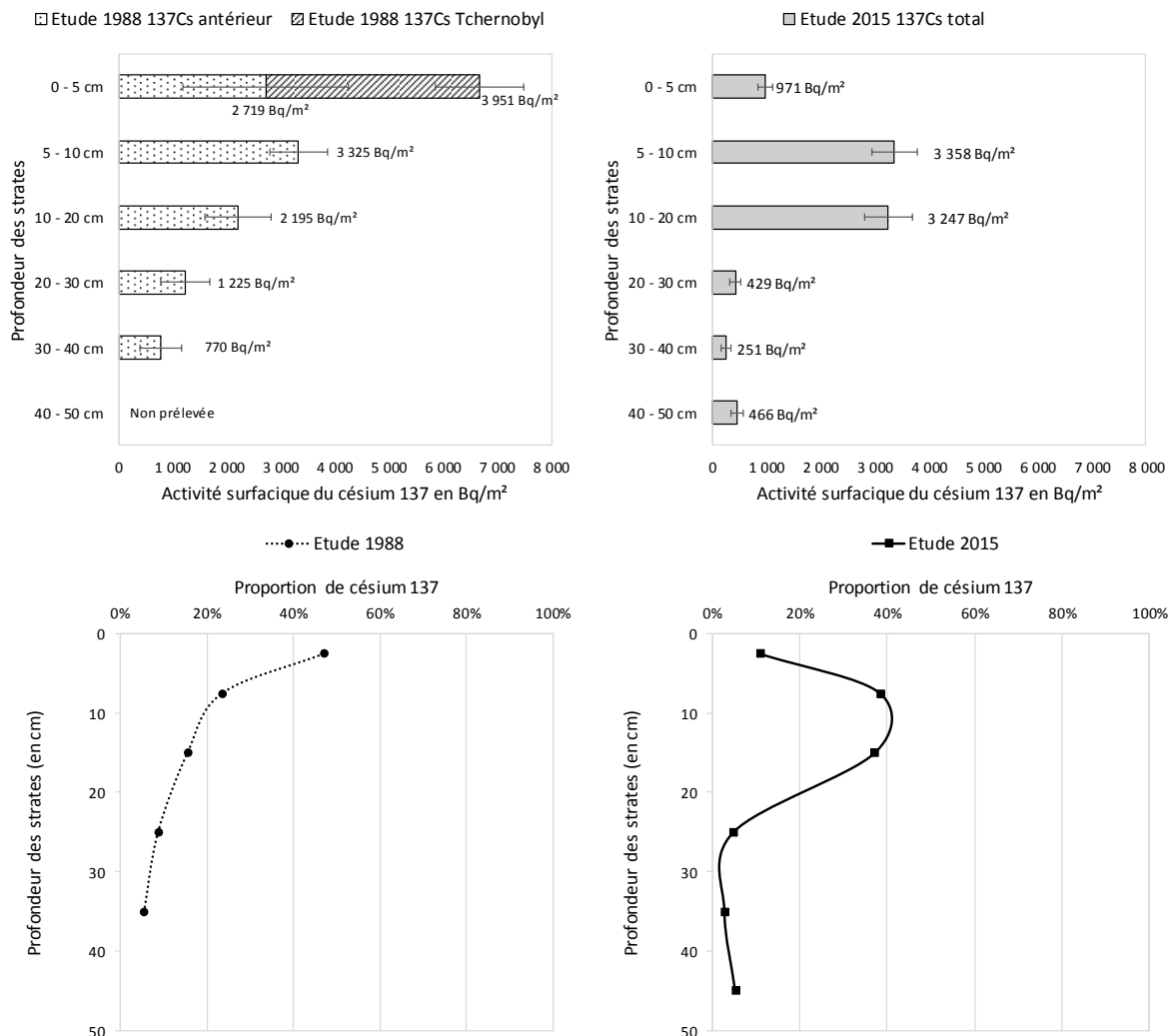
	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
Etude 1988 ¹³⁷ Cs total	6 670 ± 825	3 325 ± 410	2 195 ± 335	1 225 ± 210	770 ± 150	Non prélevée	14 185 ± 1 930
Etude 1988 ¹³⁷ Cs Tchernobyl	3 951 ± 713	< 130	< 281	< 238	< 238	Non prélevée	3 951 ± 1 598
Etude 1988 ¹³⁷ Cs antérieur	2 719 ± 1 538	3 325 ± 540	2 195 ± 616	1 225 ± 448	770 ± 388	Non prélevée	10 234 ± 3 528
¹³⁷ Cs 2015 théorique à partir de l'activité du ¹³⁷ Cs de 1988	3 598 ± 445	1 794 ± 221	1 184 ± 181	661 ± 113	415 ± 81	Non calculée	7 653 ± 1 041
Etude 2015 ¹³⁷ Cs total	971 ± 136	3 358 ± 420	3 247 ± 438	429 ± 107	251 ± 89	466 ± 112	8 723 ± 1 303
Ecart ¹³⁷ Cs mesuré/ ¹³⁷ Cs théorique	-73%	87%	174%	-35%	-39%	Non calculée	14%

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



St Genest Malifaux (42)

I. Prélèvement

Le site de St Genest Malifaux qui avait fait l'objet de carottage de sol en janvier 1988 est situé sous couvert forestier.

Les documents disponibles dans les archives du laboratoire de la CRIIRAD sur le site de prélèvement de St Genest Malifaux dans la Loire consistent en une photocopie d'une carte IGN au 25 000^{ème} sur laquelle a été mis en évidence au stylo un point de prélèvement.

Lors de sa mission sur le terrain, le technicien spécialiste des investigations de terrain s'est rendu sur le secteur concerné et a réalisé le prélèvement dans une petite clairière (photos 7 et 8).

Photo 7



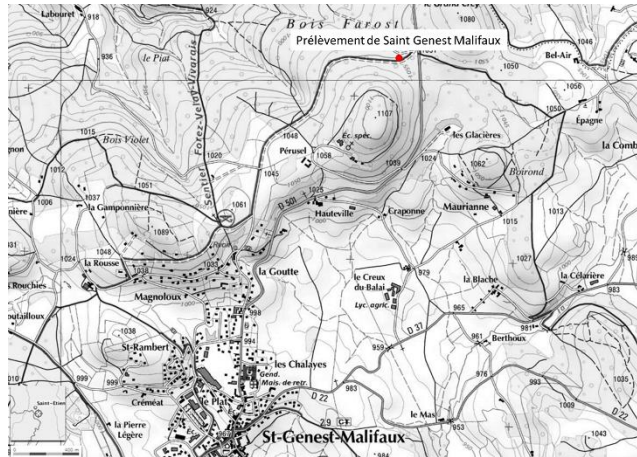
Photo 8



Le site consiste en un sous-bois de résineux.

La carte ci-dessous présente l'emplacement du point de prélèvement.

Carte 7 : Prélèvements réalisés en juillet 2015 sur le site de St Genest Malifaux (42)



II. Résultats des mesures de terrain

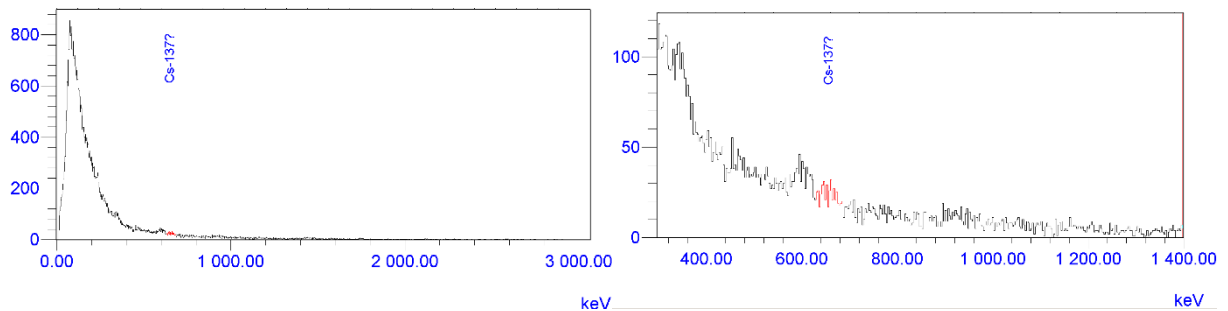
Les résultats des mesures radiométriques, flux de rayonnement gamma et débit d'équivalent de dose ambiant, sont présentés dans le tableau 14 ci-dessous.

Tableau 14 : Résultats des mesures radiométriques de terrain.

	DG5		Identifier	
	contact (c/s)	1 m (c/s)	Contact (μ Sv/h)	1 m (μ Sv/h)
St Genest Malifaux	130-150	120-140	0,11	0,1

Le spectre acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable est présenté sur la figure 7 ci-contre.

Figure 9 : Spectre acquis sur le terrain



Le tableau 15 suivant présente les principales informations du spectre (temps actif et temps réel) et les résultats en coups obtenus à partir du relevé du pic de césium 137 à 661,6 keV sur le spectre.

Tableau 15 : Coups obtenus au niveau du pic du césium 137 à 661,6 keV à partir du spectre acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable

Numéro du spectre	52
Temps Actif (s)	517
Temps réel (s)	518,8
Centroïde du pic	658,73 keV
Région	630-681 keV
Coups bruts à 661,6 keV	427 coups
Coups nets à 661,6 keV	101 coups

III. Résultats des analyses en spectrométrie gamma réalisées au laboratoire de la CRIIRAD

Saint Genest Malifaux

Date de prélèvement : 30/07/2015
 Altitude (mètre) : 1073
 Coordonnées GPS : N 45.36095° ; E 004.43235°

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Code échantillon	310715A1	310715A2	310715A3	310715A4	310715A5	310715A6
N° d'analyse	C 28474	C 28481	C 28483	C 28485	C 28488	C 28489
Date d'analyse	28/08/2015	01/09/2015	02/09/2015	02/09/2015	03/09/2015	03/09/2015
Temps de comptage (s)	26 060	56 539	29 203	56 517	29 772	55 454
Géométrie	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC
Masse sèche analysée (g)	270,43	563,05	606,48	632,13	643,47	668,26
Masse sèche < 2 mm (g)	271,00	644,09	1 373,91	1 429,61	1 530,43	1 494,05
Masse sèche totale (g)	272,96	646,75	1 376,09	1 429,61	1 530,43	1 543,84
Taux de matière sèche	67%	80%	79%	81%	81%	82%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Moyenne pondérée
Chaîne de l'Uranium 238							
Thorium 234**	43 ± 13	55 ± 10	57 ± 13	66 ± 12	63 ± 13	74 ± 12	63 ± 12
Radium 226 *	39 ± 6	55 ± 7	69 ± 8	59 ± 7	71 ± 9	70 ± 8	65 ± 8
Plomb 210**	332 ± 46	76 ± 12	65 ± 12	57 ± 10	70 ± 13	65 ± 11	76 ± 13
Uranium 235	< 4,0	< 1,9	< 2,5	< 1,9	< 10	< 2,4	< 4,0
Chaîne du Thorium 232							
Actinium 228	35 ± 7	48 ± 7	53 ± 8	50 ± 7	55 ± 8	53 ± 7	52 ± 7
Plomb 212	33 ± 5	48 ± 6	53 ± 6	52 ± 6	55 ± 6	54 ± 6	52 ± 6
Potassium 40	570 ± 80	990 ± 110	1000 ± 120	990 ± 110	1070 ± 120	1060 ± 120	1009 ± 115
Béryllium 7	< 2,6	< 0,9	< 1,3	< 0,8	< 1,2	< 0,9	< 1,1

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Césium 137	42 ± 6	12 ± 2	7 ± 1	1,5 ± 0,4	< 0,2	< 0,1
Césium 134	< 0,3	< 0,1	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Cobalt 58	< 0,4	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Cobalt 60	< 0,4	< 0,1	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Manganèse 54	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2
Antimoine 125	< 0,8	< 0,33	< 0,5	< 0,3	< 0,4	< 0,3
Cérium 144	< 1,6	< 0,8	< 1,1	< 0,7	< 1,0	< 0,8
Argent 110 m	< 0,3	< 0,1	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,1
Américium 241**	< 2,4	< 0,3	< 0,4	< 0,3	< 0,4	< 0,3
Iode 129**	< 0,6	< 0,3	< 0,4	< 0,2	< 0,3	< 0,2
Ruthénium 106	< 2,9	< 1,2	< 1,6	< 1,2	< 1,7	< 1,0

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

* Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants le Plomb 214 et le Bismuth 214 à l'équilibre, soit plus de 21 jours après conditionnement de l'échantillon.

** S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

St Genest Malifaux

Dates des prélèvements : 30/07/2015 26/01/1988

Activités du césium 137 total aux dates de prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Etude 1988 ¹³⁷ Cs	155 ± 23	34 ± 6	24 ± 10	18 ± 8	6 ± 3	Non prélevée
Etude 2015 ¹³⁷ Cs	42 ± 6	12 ± 2	7 ± 1	1,5 ± 0,4	< 0,2	< 0,1

Activités du césium 137 total aux dates de prélèvement, exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

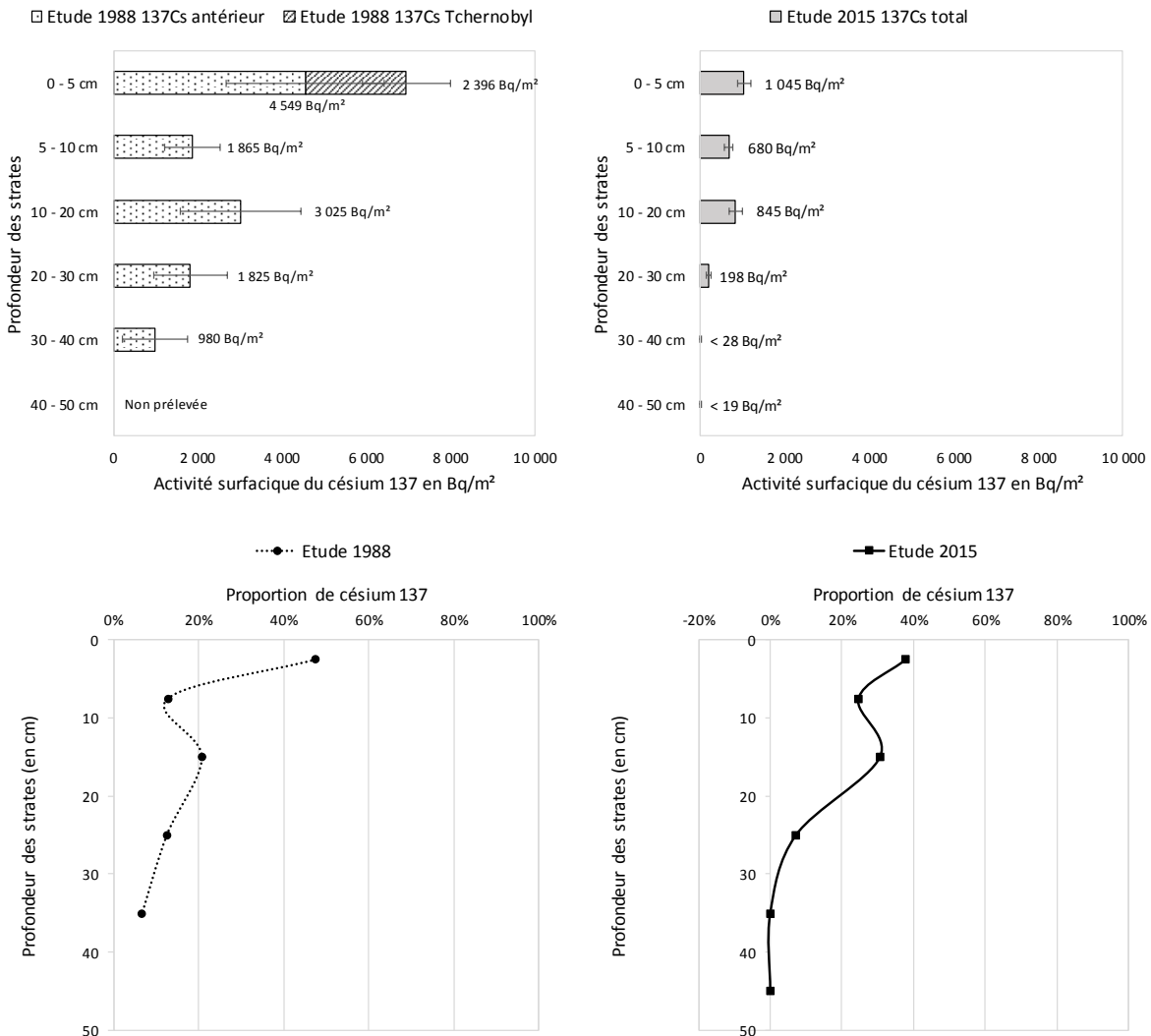
	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
Etude 1988 ¹³⁷ Cs total	6 945 ± 1 040	1 865 ± 345	3 025 ± 655	1 825 ± 390	980 ± 285	Non prélevée	14 640 ± 2 715
Etude 1988 ¹³⁷ Cs Tchernobyl	2 396 ± 844	< 310	< 776	< 483	< 500	Non prélevée	2 396 ± 2 913
Etude 1988 ¹³⁷ Cs antérieur	4 549 ± 1 884	1 865 ± 655	3 025 ± 1 431	1 825 ± 873	980 ± 785	Non prélevée	12 244 ± 5 628
¹³⁷ Cs 2015 théorique à partir de l'activité du ¹³⁷ Cs de 1988	3 678 ± 551	988 ± 183	1 602 ± 347	967 ± 207	519 ± 151	Non calculée	7 754 ± 1 438
Etude 2015 ¹³⁷ Cs total	1 045 ± 149	680 ± 95	845 ± 151	198 ± 55	< 28	< 19	2 768 ± 498
Ecart ¹³⁷ Cs mesuré/ ¹³⁷ Cs théorique	-72%	-31%	-47%	-80%	Non calculée	Non calculée	-64%

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



St Jean de Moirans (38)

I. Prélèvement

La fiche de prélèvement du carottage de sol de St Jean de Moirans en Isère (mai 1990) a été conservée dans les documents d'archive de la CRIIRAD. Cette fiche indique que le prélèvement a été réalisé au lieu-dit « Pré Billoud » sur une parcelle communale.

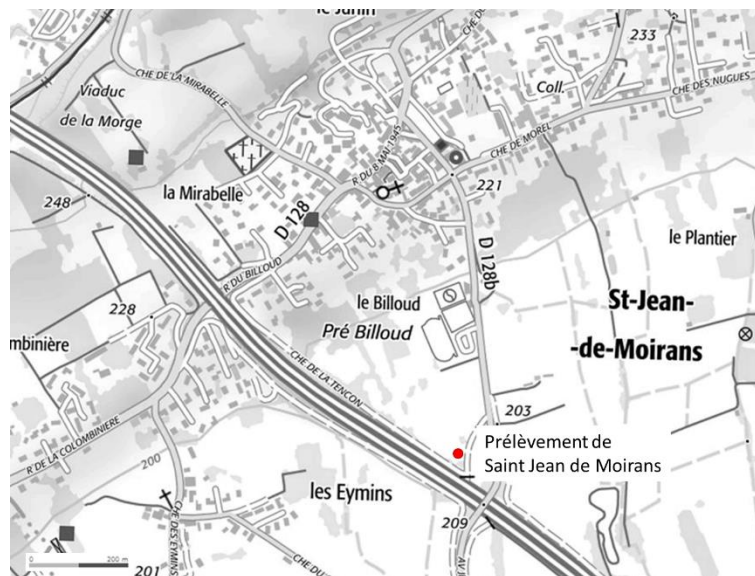
Des recherches sur le site internet <http://www.geoportail.gouv.fr> ont permis d'identifier le secteur concerné qui s'étend sur une surface d'environ 11 hectares et qui couvre plusieurs parcelles agricoles. Le technicien spécialiste des investigations de terrain s'est rendu sur place afin de rechercher une parcelle non cultivée. Parmi les parcelles retenues sur le terrain, celles réellement non remaniées depuis 1986 ont été recherchées à l'aide de l'outil « remonter le temps » du site <http://www.geoportail.gouv.fr>. Le technicien a ensuite contacté la commune de St Jean de Moirans qui a pu nous indiquer le propriétaire d'une des parcelles (photo 9). Il s'agissait de la société AREA gestionnaire de l'autoroute qui nous a autorisé à réaliser le prélèvement avec cependant une limitation de la profondeur du carottage de sol à 40 cm (profondeur maximale légale des travaux considérés comme sans impact sur les réseaux et canalisation enterrés).

Photo 9



La carte ci-dessous présente l'emplacement du point de prélèvement.

Carte 8 : Prélèvements réalisés en décembre 2015 sur le site de St Jean de Moirans (38)



II. Résultats des mesures de terrain

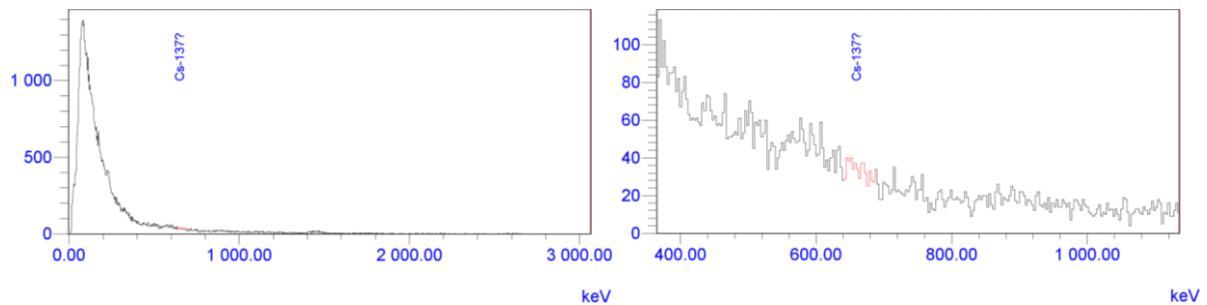
Les résultats des mesures radiométriques, flux de rayonnement gamma et débit d'équivalent de dose ambiant, sont présentés dans le tableau 16 ci-dessous.

Tableau 16 : Résultats des mesures radiométriques de terrain.

	DG5		LB 123	
	contact	1 m	Contact	1 m
	(c/s)	(c/s)	Moyenne (μ Sv/h)	Moyenne (μ Sv/h)
St Jean de Moirans	100-120	95-120	0,103	0,090

Le spectre acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable est présenté sur la figure 10 ci-contre.

Figure 10 : Spectre acquis sur le terrain



Le tableau 17 suivant présente les principales informations du spectre (temps actif et temps réel) et les résultats en coups obtenus à partir du relevé du pic du césium 137 à 661,6 keV sur le spectre.

Tableau 17 : Coups obtenus au niveau du pic du césium 137 à 661,6 keV à partir du spectre acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable

Numéro du spectre	60
Temps Actif (s)	757,7
Temps réel (s)	758
Centroïde du pic	663,29 keV
Région	642 – 684 keV
Coups bruts à 661,6 keV	Pas de pic
Coups nets à 661,6 keV	Pas de pic

III. Résultats des analyses en spectrométrie gamma réalisées au laboratoire de la CRIIRAD

St Jean de Moirans

Date de prélèvement : 04/12/2015
 Altitude (mètre) : 200
 Coordonnées GPS : N 45.33579° ; E 005.58322°

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm
Code échantillon	071215A1	071215A2	071215A3	071215A4	071215A5
N° d'analyse	C 28679	C 28680	C 28684	C 28686	C 28687
Date d'analyse	10/12/2015	11/12/2015	14/12/2015	14/12/2015	15/12/2015
Temps de comptage (s)	52 516	25 620	30 437	55 672	30 313
Géométrie	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC
Masse sèche analysée (g)	495,86	530,57	586,89	606,07	627,97
Masse sèche < 2 mm (g)	495,67	632,69	1 239,70	1 784,59	1 869,13
Masse sèche totale (g)	498,67	644,54	1 386,98	1 813,70	1 869,13
Taux de matière sèche	69%	70%	76%	76%	79%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	Moyenne pondérée
Chaîne de l'Uranium 238						
Thorium 234**	36 ± 8	35 ± 10	38 ± 9	41 ± 8	41 ± 10	39 ± 9
Radium 226 *	36 ± 5	37 ± 5	39 ± 5	40 ± 5	41 ± 5	39 ± 5
Plomb 210**	68 ± 11	61 ± 13	46 ± 10	43 ± 9	41 ± 9	47 ± 10
Uranium 235	< 8,0	< 5,0	< 2,8	< 4,5	< 2,8	< 4,0
Chaîne du Thorium 232						
Actinium 228	43 ± 6	48 ± 7	45 ± 7	47 ± 6	50 ± 7	47 ± 7
Plomb 212	46 ± 5	47 ± 6	47 ± 6	46 ± 5	49 ± 6	47 ± 6
Potassium 40	560 ± 70	550 ± 70	570 ± 70	570 ± 70	620 ± 80	583 ± 73
Béryllium 7	8 ± 3	< 1,8	< 1,5	< 1,1	< 1,3	< 2,1

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm
Césium 137	17 ± 2	16 ± 2	11 ± 2	6,4 ± 1,0	0,7 ± 0,4
Césium 134	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Cobalt 58	< 0,8	< 0,3	< 0,2	< 0,7	< 0,9
Cobalt 60	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Manganèse 54	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 0,3	< 0,3
Antimoine 125	< 0,5	< 0,6	< 0,5	< 0,4	< 0,6
Cérium 144	< 1,4	< 1,3	< 1,1	< 1,3	< 1,7
Argent 110m	< 0,3	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,3
Américium 241**	< 0,3	< 0,5	< 0,4	< 0,3	< 0,4
Iode 129**	< 0,3	< 0,5	< 0,4	< 0,3	< 0,4
Ruthénium 106	< 2,0	< 2,1	< 1,9	< 1,8	< 2,3

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

* Le Radium 226 est évalué par défaut à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214, l'équilibre séculaire n'étant pas atteint.

** S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

St Jean de Moirans

Dates des prélèvements : 04/12/2015 17/05/1990

Activités du césium 137 total aux dates de prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm
Etude 1988 ¹³⁷ Cs	78 ± 10	49 ± 6	16 ± 8	5 ± 3	< 2,8	Non prélevée
Etude 2015 ¹³⁷ Cs	17 ± 2	16 ± 2	11 ± 2	6,4 ± 1,0	0,7 ± 0,4	Non prélevée

Activités du césium 137 total aux dates de prélèvement, exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm	30 - 40 cm	40 - 50 cm	Total
Etude 1988 ¹³⁷ Cs total	3 638 ± 485	3 557 ± 425	2 357 ± 345	815 ± 215	110 ± 135	Non prélevée	10 477 ± 1 605
Etude 1988 ¹³⁷ Cs Tchernobyl	3 618 ± 752	2 362 ± 468	617 ± 440	< 532	< 596	Non prélevée	6 597 ± 2 788
Etude 1988 ¹³⁷ Cs antérieur	20 ± 1 237	1 195 ± 893	1 740 ± 785	815 ± 747	110 ± 731	Non prélevée	3 880 ± 4 393
¹³⁷ Cs 2015 théorique à partir de l'activité du ¹³⁷ Cs de 1988	2 016 ± 269	1 971 ± 236	1 306 ± 191	452 ± 119	61 ± 75	Non calculée	5 806 ± 889
Etude 2015 ¹³⁷ Cs total	769 ± 105	947 ± 139	1 297 ± 193	1 048 ± 164	125 ± 60	Non prélevée	4 186 ± 661
Ecart ¹³⁷ Cs mesuré/ ¹³⁷ Cs théorique	-62%	-52%	-1%	132%	Non calculée	Non calculée	-28%

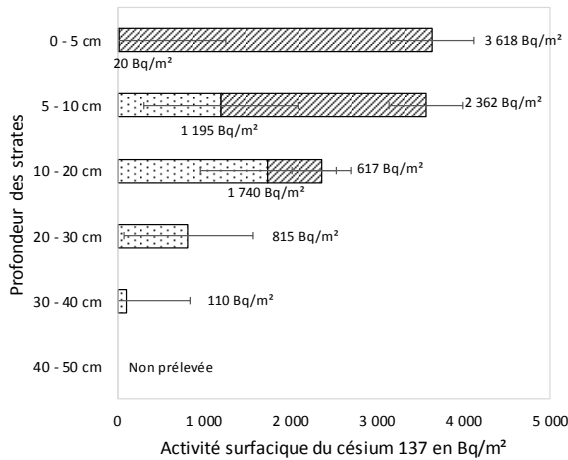
Légende :

± : marge d'incertitude

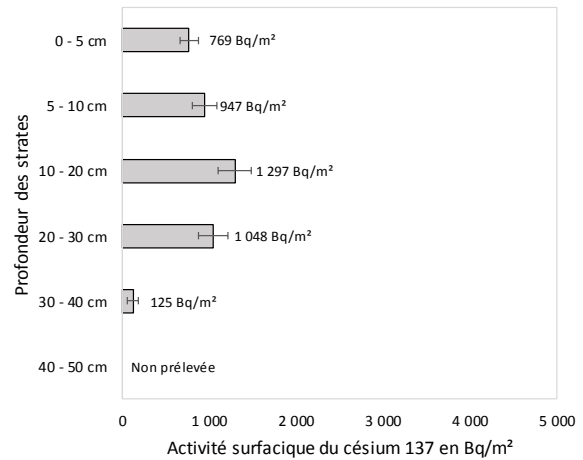
< : limite de détection

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études

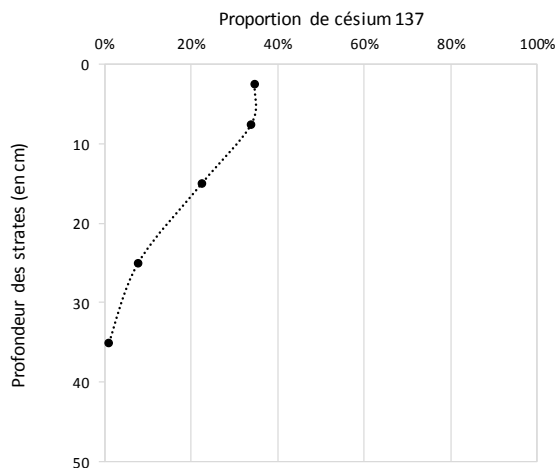
□ Etude 1988 ¹³⁷Cs antérieur ▨ Etude 1988 ¹³⁷Cs Tchernobyl



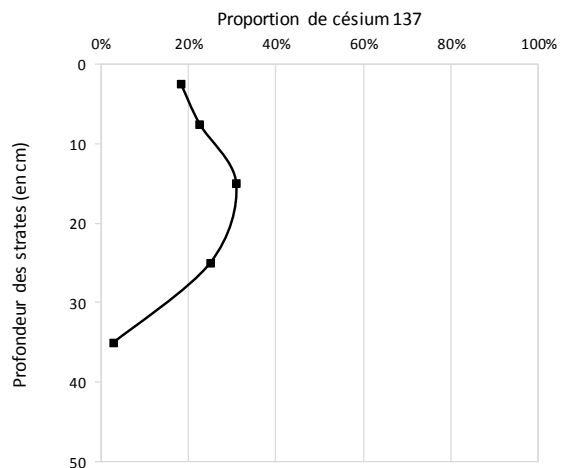
■ Etude 2015 ¹³⁷Cs total



●●●● Etude 1988



■ Etude 2015



Vassieux en Vercors (26)

I. Prélèvement

Le site de Vassieux en Vercors a fait l'objet de deux carottages en novembre 2000, l'un en milieu ouvert sur une pelouse naturelle, l'autre en milieu forestier. Ces carottages s'inscrivaient dans le cadre de l'élaboration de l'ouvrage « Contaminations radioactives : atlas France et Europe » publié par la CRIIRAD et le géologue indépendant André Paris.

Les documents disponibles dans les archives du laboratoire de la CRIIRAD sur les sites de prélèvement de Vassieux en Vercors n'indiquaient aucune coordonnée GPS. Pour le prélèvement sur pelouse naturelle, le fichier de résultats mentionnait le nom d'un lieu-dit « ferme Teston 1 110 m ». La localisation de la ferme a été effectuée sur le site internet <http://www.geoportail.gouv.fr>. Pour le site forestier, aucune indication n'a pu être obtenue dans les archives.

Pour la mission de prélèvement, le technicien spécialiste des investigations de terrain, Christian Courbon, était accompagné du géologue indépendant André Paris avec qui avait été réalisé le carottage de 2000. Sur le terrain, les propriétaires de la ferme Teston ont confirmé avoir accepté en novembre 2000 la réalisation d'un carottage de sol sur leur terrain et ont indiqué l'emplacement du carottage (photo 10).

Photo 10



Le site consiste en une friche ouverte qui ne semble pas avoir été pâturée depuis le dernier carottage.

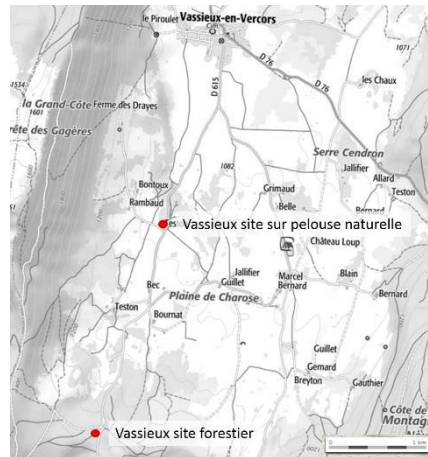
Un second prélèvement a été réalisé en milieu forestier (voir photo 11) à environ 2 km du site sur pelouse naturelle (voir carte 9).

Photo 11



La carte ci-dessous présente l'emplacement des points de prélèvement.

Carte 9 : Prélèvements réalisés en juin 2015 à Vassieux en Vercors (26)



II. Résultats des mesures de terrain

Les résultats des mesures radiométriques, flux de rayonnement gamma et débit d'équivalent de dose ambiant, sont présentés dans le tableau 18 ci-dessous.

Tableau 18 : Résultats des mesures radiométriques de terrain.

	SPP2		LB 123	
	contact (c/s)	1 m (c/s)	Contact moyenne (μSv/h)	1 m moyenne (μSv/h)
Vassieux pelouse	60	60	0,128	0,113
Vassieux forestier	65	60	0,158	0,119

Les spectres acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable sont présentés sur la figure 11 pour le site sur pelouse naturelle et sur la figure 12 pour le site en milieu forestier.

Figure 11 : Spectre 43 acquis sur le terrain sur pelouse naturelle

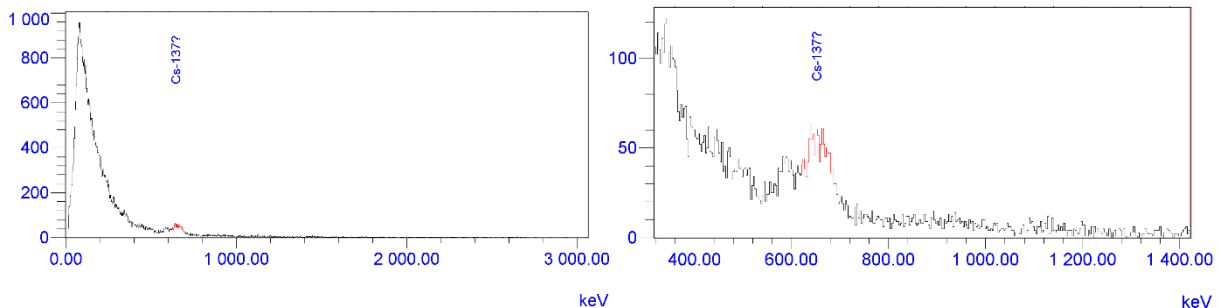
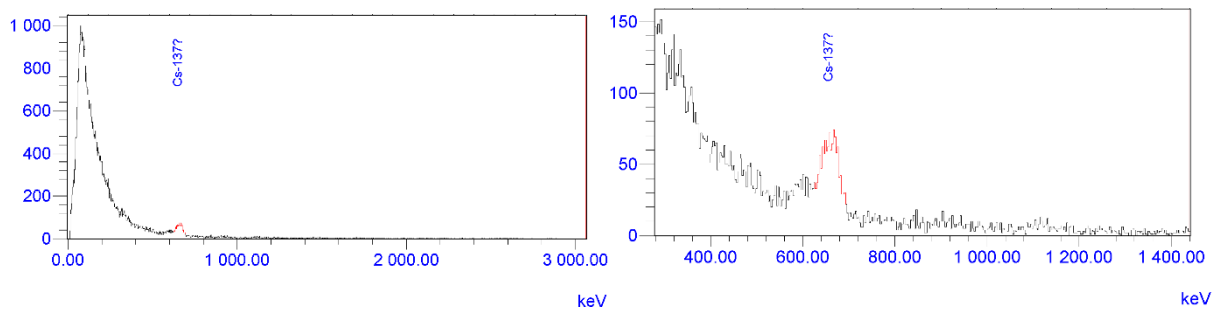


Figure 12 : Spectre 44 acquis sur le terrain en milieu forestier



Le tableau 19 suivant présente les principales informations des spectres (temps actif et temps réel) et les résultats en coups obtenus à partir du relevé du pic du césium 137 à 661,6 keV sur les spectres.

Tableau 19 : Coups obtenus au niveau du pic du césium 137 à 661,6 keV à partir du spectre acquis sur le terrain à l'aide du spectromètre portable

Site	Pelouse	Forestier
Numéro du spectre	43	44
Temps Actif (s)	569,8	517
Temps réel (s)	570	518,8
Centroïde du pic	656,25 keV	659,78 keV
Région	621-687 keV	627-690 keV
Coups bruts à 661,6 keV	1 093 coups	1 153 coups
Coups nets à 661,6 keV	734 coups	795 coups

III. Résultats des analyses en spectrométrie gamma réalisées au laboratoire de la CRIIRAD

Vassieux pelouse

Date de prélèvement : 04/06/2015
 Altitude (mètre) : 1 114
 Coordonnées GPS : N 44.87856° ; E 005.36434°

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹
Code échantillon	090615A1	090615A2	090615A3	090615A4
N° d'analyse	C 28416	C 28423	C 28424	C 28427
Date d'analyse	27/07/2015	29/07/2015	29/07/2015	30/07/2015
Temps de comptage (s)	28 884	30 515	54 611	29 185
Géométrie	MAR500CC	MAR500CC	MAR500CC	Pétri
Masse sèche analysée (g)	391,55	573,73	566,81	73,74
Masse sèche < 2 mm (g)	419,17	568,42	1 531,99	516,95
Masse sèche totale (g)	433,79	647,33	1 713,08	523,81
Taux de matière sèche	80%	83%	80%	73%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹	Moyenne pondérée
Chaîne de l'Uranium 238					
Thorium 234**	42 ± 12	34 ± 9	41 ± 9	54 ± 26	42 ± 12
Radium 226 *	93 ± 12	93 ± 11	117 ± 13	171 ± 24	118 ± 14
Plomb 210**	207 ± 29	82 ± 14	66 ± 11	76 ± 27	90 ± 17
Uranium 235	< 3,4	< 2,6	< 2,1	< 12	< 4,1
Chaîne du Thorium 232					
Actinium 228	36 ± 6	33 ± 5	40 ± 6	78 ± 18	45 ± 8
Plomb 212	33 ± 4	33 ± 4	41 ± 5	87 ± 13	46 ± 6
Potassium 40	107 ± 23	89 ± 18	101 ± 17	208 ± 67	118 ± 26
Béryllium 7	< 2,4	< 1,4	< 1,0	< 6	< 2,2

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹
Césium 137	185 ± 21	57 ± 7	17 ± 2	< 4,3
Césium 134	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 0,8
Cobalt 58	< 0,3	< 0,3	< 0,2	< 1,4
Cobalt 60	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,9
Manganèse 54	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 1,0
Antimoine 125	< 0,8	< 0,5	< 0,4	< 2,6
Cérium 144	< 1,5	< 1,1	< 0,9	< 4,7
Argent 110 m	< 0,2	< 0,2	< 0,1	< 1,1
Américium 241**	< 0,5	< 0,4	< 0,3	< 1,1
Iode 129**	< 0,5	< 0,3	< 0,3	< 1,0
Ruthénium 106	< 2	< 2	< 1	< 9

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

* Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants le Plomb 214 et le Bismuth 214 à l'équilibre, soit plus de 21 jours après conditionnement de l'échantillon.

** S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

¹ La strate de 20 à 30 cm est constituée d'une seule carotte, la présence de roche n'ayant pas permis d'atteindre la profondeur de 30 cm sur les 2 autres carottes.

Vassieux pelouse

Dates des prélèvements : 04/06/2015 27/10/2000

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹
Etude 2000 ¹³⁷ Cs	372 ± 37	64 ± 6	16 ± 2	5,2 ± 0,5
Etude 2015 ¹³⁷ Cs	185 ± 21	57 ± 7	17 ± 2	< 4,3

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹	Total
Etude 2000 ¹³⁷ Cs	13 298 ± 1 330	3 946 ± 395	2 006 ± 201	930 ± 93	20 181 ± 2 018
¹³⁷ Cs 2015 théorique à partir de l'activité du ¹³⁷ Cs de 2000	9 490 ± 949	2 816 ± 282	1 432 ± 143	664 ± 66	14 402 ± 1 440
Etude 2015 ¹³⁷ Cs	7 118 ± 808	2 974 ± 365	2 376 ± 323	< 612	12 468 ± 2 109
Ecart ¹³⁷ Cs mesuré/ ¹³⁷ Cs théorique	-25%	6%	66%	Non calculé	-13%

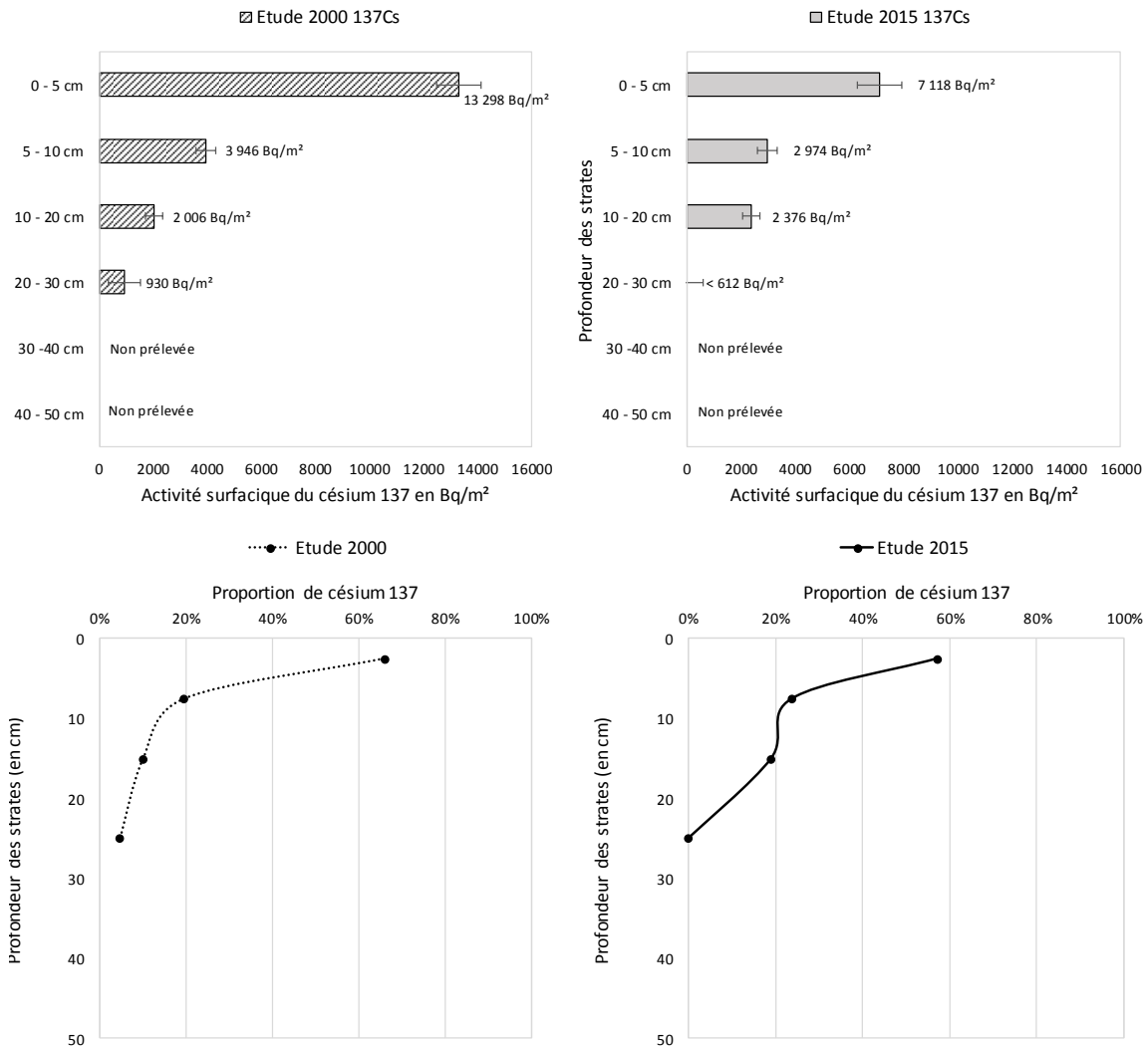
Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

¹ La strate de 20 à 30 cm est constituée d'une seule carotte, la présence de roche n'ayant pas permis d'atteindre la profondeur de 30 cm sur les 2 autres carottes.

Evolution de la répartition du césium 137 en fonction de la profondeur au cours des différentes études



Vassieux sol forestier

Date de prélèvement : 04/06/2015
 Altitude (mètre) : 1268
 Coordonnées GPS : N 44.85828° ; E 005.35438°

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹
Code échantillon	090615B1	090615B2	090615B3	090615B4
N° d'analyse	C 28428	C 28421	C 28434	C 28436
Date d'analyse	30/07/2015	28/07/2015	03/08/2015	03/08/2015
Temps de comptage (s)	56 177	55 909	28 877	55 628
Géométrie	Pétri	MAR500CC	MAR500CC	Pétri
Masse sèche analysée (g)	59,84	467,87	487,29	62,68
Masse sèche < 2 mm (g)	362,22	546,73	926,43	310,34
Masse sèche totale (g)	399,01	556,09	1 192,61	329,25
Taux de matière sèche	75%	78%	82%	83%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹	Moyenne pondérée
Chaîne de l'Uranium 238					
Thorium 234**	52 ± 22	54 ± 11	41 ± 11	53 ± 22	48 ± 14
Radium 226 *	112 ± 16	125 ± 14	116 ± 14	130 ± 18	120 ± 15
Plomb 210**	211 ± 40	116 ± 17	89 ± 16	87 ± 24	116 ± 21
Uranium 235	< 12	< 2,4	< 3,0	< 11	< 5,4
Chaîne du Thorium 232					
Actinium 228	36 ± 11	33 ± 5	33 ± 6	34 ± 11	34 ± 7
Plomb 212	41 ± 7	36 ± 4	34 ± 4	49 ± 8	38 ± 5
Potassium 40	181 ± 61	194 ± 28	179 ± 29	254 ± 66	194 ± 40
Béryllium 7	< 6	< 1,2	< 1,6	< 6	< 2,9

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹
Césium 137	187 ± 23	67 ± 8	37 ± 5	18 ± 4
Césium 134	< 0,7	< 0,1	< 0,2	< 0,7
Cobalt 58	< 1,2	< 0,2	< 0,3	< 1,2
Cobalt 60	< 0,7	< 0,2	< 0,2	< 0,6
Manganèse 54	< 0,8	< 0,2	< 0,2	< 0,8
Antimoine 125	< 2,3	< 0,5	< 0,6	< 2,0
Cérium 144	< 3,8	< 1,0	< 1,3	< 3,7
Argent 110 m	< 0,8	< 0,2	< 0,2	< 0,9
Américium 241**	< 0,9	< 0,3	< 0,4	< 0,8
Iode 129**	< 0,8	< 0,3	< 0,4	< 0,7
Ruthénium 106	< 7	< 1	< 2	< 7

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

* Le Radium 226 est évalué à partir de ses descendants le Plomb 214 et le Bismuth 214 à l'équilibre, soit plus de 21 jours après conditionnement de l'échantillon.

** S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

¹ La strate de 20 à 30 cm est constituée d'une seule carotte, la présence de roche n'ayant pas permis d'atteindre la profondeur de 30 cm sur les 2 autres carottes.

Vassieux sol forestier

Dates des prélèvements : 04/06/2015

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹
Etude 2015 ¹³⁷ Cs	187 ± 23	67 ± 8	37 ± 5	18 ± 4

Activités du césium 137 total exprimées en Becquerels par mètre carré (Bq/m²)

	0 - 5 cm	5 - 10 cm	10 - 20 cm	20 - 30 cm ¹	Total
Etude 2015 ¹³⁷ Cs	6 217 ± 765	3 362 ± 401	3 129 ± 400	1 521 ± 325	14 229 ± 1 890

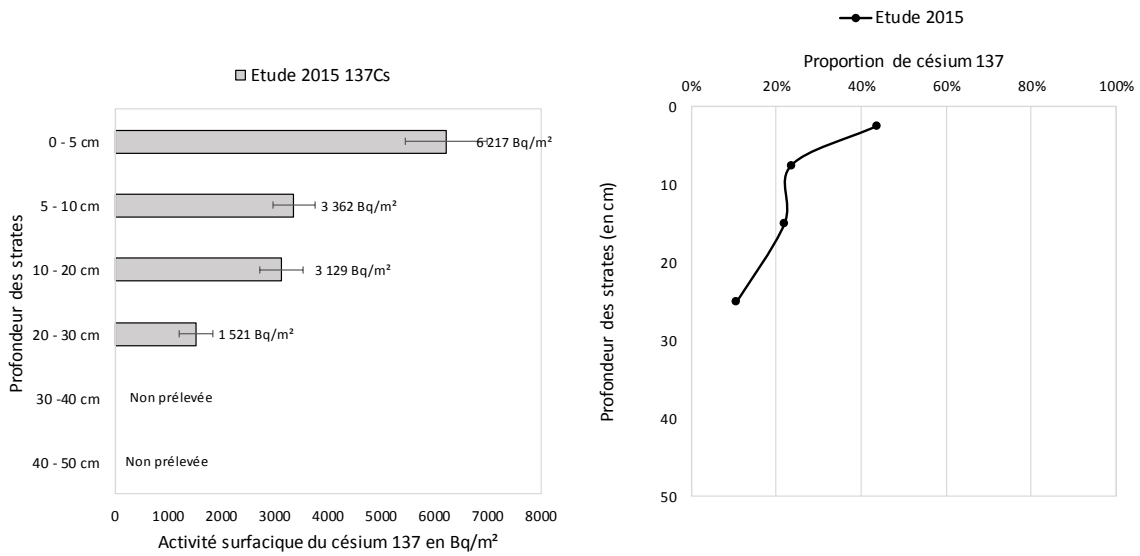
Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

¹ La strate de 20 à 30 cm est constituée d'une seule carotte, la présence de roche n'ayant pas permis d'atteindre la profondeur de 30 cm sur les 2 autres carottes.

Répartition du césium 137 en fonction de la profondeur



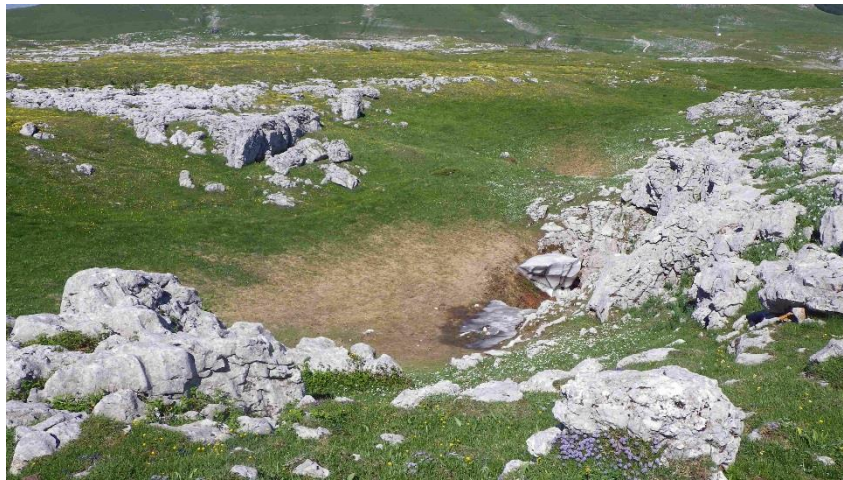
Fond d'Urle (26)

I. Prélèvement

Le Vercors constitue un massif karstique typique dont l'érosion a donné lieu à la création de dolines. Le site de Fond d'Urle se caractérise par la présence de nombreuses dolines. Lors de l'élaboration de l'ouvrage « Contaminations radioactives : atlas France et Europe » publié par la CRIIRAD et le géologue indépendant André Paris, ce site a fait l'objet de mesures de terrain à l'aide d'un spectromètre gamma portable. Les mesures ont permis de mettre en évidence des points d'accumulation de la contamination en césium 137 en fond de dolines.

Pour la mission de prélèvement de 2015, le technicien spécialiste des investigations de terrain, Christian Courbon, était accompagné du géologue indépendant André Paris qui avait réalisé les mesures en novembre 2000. Les prélèvements ont été réalisés sur 5 cm de profondeur au moyen d'une bêche de 8,25 cm de côté, en fond de doline (photo 12).

Photo 12



Un prélèvement par carottage en un point a également été réalisé à proximité du prélèvement en fond de doline, sur prairie afin de pouvoir comparer les résultats. Les strates de 0 à 10 cm et de 10 à 20 cm ont été prélevées (photo 13).

Photo 13



La carte ci-dessous présente l'emplacement des points de prélèvement.

**Carte 10 : Prélèvements réalisés en juin 2015 à
Fond d'Urle (26)**



II. Résultats des mesures de terrain

Les résultats des mesures radiométriques, flux de rayonnement gamma et débit d'équivalent de dose ambiant, sont présentés dans le tableau 20 ci-dessous.

Tableau 20 : Résultats des mesures radiométriques de terrain.

	SPP2		LB 123	
	contact (c/s)	1 m (c/s)	Contact moyenne (μSv/h)	1 m moyenne (μSv/h)
Font d'Urle fond de Doline	400	170	0,504	0,170
Font d'Urle prairie naturelle	80	75-80	0,158	0,134

III. Résultats des analyses en spectrométrie gamma réalisées au laboratoire de la CRIIRAD

Font d'Urle fond de doline

Date de prélèvement : 05/06/2015
 Altitude (mètre) : 1503
 Coordonnées GPS : N 44.8980 E 005.33206°

	0 - 5 cm
Code échantillon	090615D5
N° d'analyse	C 28364
Date d'analyse	22/06/2015
Temps de comptage (s)	30 362
Géométrie	Pétri
Masse sèche analysée (g)	63,97
Masse sèche < 2 mm (g)	211,47
Masse sèche totale (g)	223,86
Taux de matière sèche	57%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 5 cm
Chaîne de l'Uranium 238	
Thorium 234**	61 ± 42
Radium 226 *	269 ± 38
Plomb 210**	2150 ± 270
Uranium 235	< 23
Chaîne du Thorium 232	
Actinium 228	55 ± 16
Plomb 212	79 ± 14
Potassium 40	< 600
Béryllium 7	66 ± 40

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 5 cm
Césium 137	8 000 ± 800
Césium 134	< 1,5
Cobalt 58	< 1,0
Cobalt 60	< 0,9
Manganèse 54	< 1,0
Antimoine 125	< 9
Cérium 144	< 9
Argent 110 m	< 1,9
Américium 241**	7,0 ± 4,3
Iode 129**	< 2,9
Ruthénium 106	< 14

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

* Le Radium 226 est évalué par défaut à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214, l'équilibre séculaire n'étant pas atteint.

** : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

Font d'Urle prairie

Date de prélèvement : 05/06/2015
 Altitude (mètre) : 1 463
 Coordonnées GPS : N 44.90211° E 005.33421°

	0 - 10 cm	10 - 20 cm
Code échantillon	090615D1	090615D2
N° d'analyse	C 28370	C 28372
Date d'analyse	25/06/2015	25/06/2015
Temps de comptage (s)	30 687	55 136
Géométrie	Pétri	Pétri
Masse sèche analysée (g)	47,26	71,27
Masse sèche < 2 mm (g)	153,80	408,03
Masse sèche totale (g)	153,80	408,03
Taux de matière sèche	67%	68%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 10 cm	10 - 20 cm	Moyenne pondérée
Chaîne de l'Uranium 238			
Thorium 234**	50 ± 34	80 ± 27	72 ± 29
Radium 226 *	210 ± 30	229 ± 29	224 ± 29
Plomb 210**	320 ± 70	145 ± 33	193 ± 43
Uranium 235	< 17	< 9	< 11
Chaîne du Thorium 232			
Actinium 228	65 ± 19	56 ± 13	58 ± 15
Plomb 212	64 ± 11	64 ± 9	64 ± 10
Potassium 40	< 420	< 430	< 427
Béryllium 7	< 12	< 5	< 7

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 10 cm	10 - 20 cm
Césium 137	135 ± 20	38 ± 6
Césium 134	< 1,3	< 0,6
Cobalt 58	< 1,5	< 0,8
Cobalt 60	< 1,2	< 0,7
Manganèse 54	< 1,3	< 0,7
Antimoine 125	< 3,5	< 1,9
Cérium 144	< 6	< 3,4
Argent 110 m	< 1,4	< 0,7
Américium 241**	< 1,5	< 0,9
Iode 129**	< 1,4	< 0,7
Ruthénium 106	< 13	< 6

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

* Le Radium 226 est évalué par défaut à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214, l'équilibre séculaire n'étant pas atteint.

** : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.

Col des Limouches (26)

I. Prélèvement

Dans l'ouvrage « Contaminations radioactives : atlas France et Europe » publié par la CRIIRAD et le géologue indépendant André Paris, des accumulations de contamination en césium 137 avaient été mises en évidence aux pieds de hêtres en divers endroits d'Europe à des altitudes inférieures à 1 100 m. Dans le Vercors, les accumulations aux pieds des hêtres qui avaient été mesurées se sont avérées particulièrement importantes.

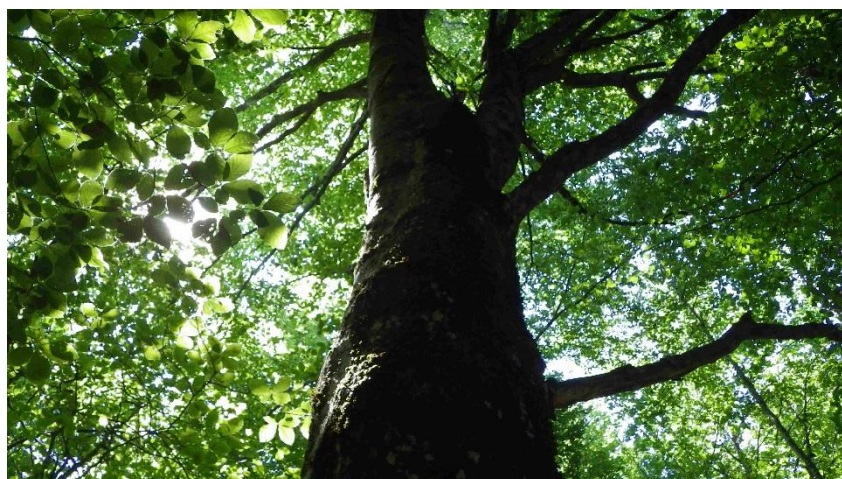
Pour cette étude nous avons souhaité réaliser des prélèvements en pied de hêtres afin d'évaluer la contamination résiduelle de ces points d'accumulation.

Lors de la campagne de prélèvement du 5 juin 2015, le technicien spécialiste des investigations de terrain, Christian Courbon et le géologue indépendant André Paris se sont rendus dans le secteur du col des Limouches connu pour la présence de hêtres et ont effectué des mesures radiométriques du flux de rayonnement gamma afin de localiser des points d'accumulation (photo 14 et 15).

Photo 14



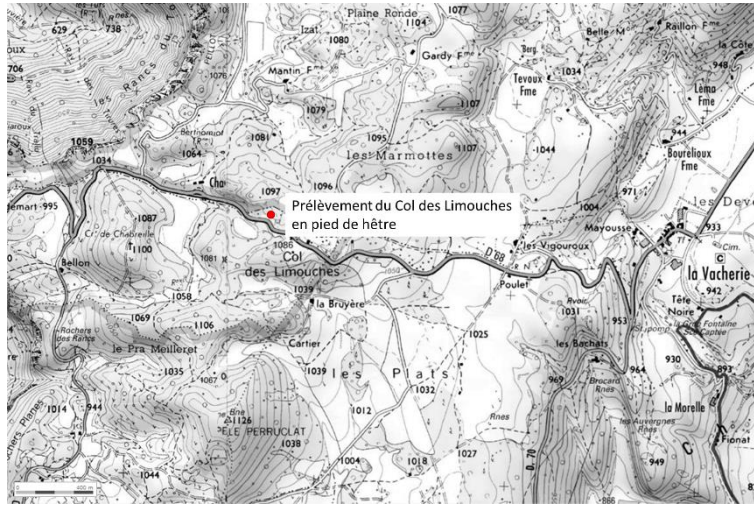
Photo 15



Un prélèvement au plantoir à bulbe a été réalisé sur une profondeur de 10 cm.

La carte ci-dessous présente l'emplacement du point de prélèvement.

**Carte 11 : Prélèvements réalisés le 5 juin 2015
au Col des Limouches (26)**



II. Résultats des mesures de terrain

Les résultats des mesures radiométriques, flux de rayonnement gamma et débit d'équivalent de dose ambiant, sont présentés dans le tableau 21 ci-dessous.

Tableau 21 : Résultats des mesures radiométriques de terrain.

	SPP2		LB 123	
	contact (c/s)	1 m (c/s)	Contact moyenne (μSv/h)	1 m moyenne (μSv/h)
Col des Limouches Pied de hêtre	90	50	0,116	0,088

III. Résultats des analyses en spectrométrie gamma réalisées au laboratoire de la CRIIRAD

Col des limouches

Date de prélèvement : 05/06/2015
 Altitude (mètre) : 1 098
 Coordonnées GPS : N 44.88831° E 005.15631°

	0 - 10 cm
Code échantillon	090615C1
N° d'analyse	C 28357
Date d'analyse	18/06/2015
Temps de comptage (s)	45 103
Géométrie	Pétri
Masse sèche analysée (g)	69,47
Masse sèche < 2 mm (g)	185,54
Masse sèche totale (g)	185,54
Taux de matière sèche	81%

Activités ramenées à la date d'analyse, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité naturelle	0 - 10 cm
Chaîne de l'Uranium 238	
Thorium 234**	30 ± 20
Radium 226 *	35 ± 8
Plomb 210**	350 ± 60
Uranium 235	< 11
Chaîne du Thorium 232	
Actinium 228	21 ± 9
Plomb 212	21 ± 5
Potassium 40	< 330
Béryllium 7	< 9

Activités ramenées à la date du prélèvement, exprimées en Becquerels par kilogramme sec (Bq/kg sec).

Radioactivité artificielle	0 - 10 cm
Césium 137	1 130 ± 120
Césium 134	< 0,7
Cobalt 58	< 0,7
Cobalt 60	< 0,6
Manganèse 54	< 0,6
Antimoine 125	< 3,1
Cérium 144	< 3,8
Argent 110 m	< 0,8
Américium 241**	< 0,9
Iode 129**	< 1,1
Ruthénium 106	< 8

Légende :

± : marge d'incertitude

< : limite de détection

* Le Radium 226 est évalué par défaut à partir de ses descendants Plomb 214 et Bismuth 214, l'équilibre séculaire n'étant pas atteint.

** : S'agissant de raies gamma à basse énergie (< 100 keV), les valeurs publiées constituent des valeurs par défaut, compte tenu des phénomènes d'autoatténuation possibles au sein de l'échantillon.