

Résultats des mesures de spectrométrie gamma in situ du Lischenweg (Bienne)

26 juin 2014



S. Estier, A. Gurtner

Section Radioactivité de l'environnement (URA),
Office fédéral de la santé publique (OFSP)
3003 Bern

1. Introduction	2
2. Le radium-226 (Ra-226)	2
3. La mesure du radium-226	3
4. Méthodologie in situ	4
5. Sites de mesure	5
6. Résultats	7
7. Conclusions	9

Résultats des mesures de spectrométrie gamma in situ du Lischenweg (Bienne)

1. Introduction

En novembre 2012, puis à nouveau en août 2013 et janvier 2014, des déchets contaminés au radium-226 ont été découverts lors de travaux effectués sur le site de l'ancienne décharge du Lischenweg à Bienne (chantier de l'A5).

Le radium a été largement utilisé en Suisse jusque dans les années 60, principalement dans les peintures luminescentes par l'industrie horlogère, et des déchets contenant du radium étaient éliminés à cette époque dans les décharges conventionnelles. L'utilisation du radium a été réglementée pour la première fois en 1963 dans l'ordonnance concernant la protection contre les radiations. On parle d'héritage radiologique pour de telles situations héritées du passé qui ne répondent pas aux exigences de la législation actuelle en radioprotection.

Sur la base des données disponibles concernant la contamination au radium de cette décharge, l'Office fédéral de la santé publique (OFSP) a jugé que le risque potentiel pour la santé de la population et l'environnement était très faible. En effet, il ne s'agissait pas d'une contamination générale de l'ancienne décharge, mais bien de découvertes ponctuelles de matériaux contaminés, notamment des flacons de peinture luminescente, intacts ou endommagés. Par ailleurs, cette décharge a été recouverte d'une couche de terre et gravats/béton après l'arrêt de son exploitation dans les années 50. Dans les parties non ouvertes de la décharge, là où elle est accessible au public, cette couche fournit une protection supplémentaire face au rayonnement produit par d'éventuels matériaux contaminés, par rapport à celui reçu par les travailleurs qui ont oeuvré directement au tri et à l'élimination de ces déchets, et dont les dosimètres individuels n'ont par ailleurs enregistré aucune dose supplémentaire mesurable. Compte tenu de tous ces éléments, les scénarios d'exposition considérés pour les groupes critiques du public conduisent à des doses bien inférieures à 1 mSv par an.

Toutefois, afin de pouvoir exclure tout risque sanitaire pour la population locale, l'Office fédéral de la santé publique a décidé de procéder à des analyses

et à des mesures supplémentaires sur les zones habitées du site, en dehors de la zone des travaux de l'autoroute A5.

Ce programme de surveillance comprend d'une part, la mesure des concentrations des différents radionucléides d'origine naturelle et artificielle présents sur les différents sites analysés, afin de pouvoir déterminer leur contribution respective à l'exposition de la population. D'autre part, des prélèvements d'échantillons d'eaux de drainage ont été effectués et les mesures sont actuellement en cours. Les résultats de ces analyses des eaux feront l'objet d'un rapport séparé.

2. Le radium-226 (Ra-226)

Le radium-226 est un élément radioactif naturel descendant de l'uranium-238 présent dans la croûte terrestre. Il a une période radioactive (temps nécessaire pour que la moitié des atomes se désintègrent spontanément) de 1'600 ans. Les produits de désintégration du radium (ses descendants) sont également radioactifs, c'est pourquoi on parle de chaîne de désintégration radioactive. L'ensemble des éléments constitutants la chaîne de désintégration radioactive de l'uranium-238 est représenté à la figure 1.

Les descendants radioactifs du radium-226, dont le gaz radon, et jusqu'au plomb-210, ont une période beaucoup plus courte; on considère que le délai à partir duquel l'activité de ces descendants est pratiquement identique à celle du radium-226 (appelé équilibre séculaire) est atteint au bout de 38,5 jours. Cette propriété explique pourquoi le radium-226 n'est jamais seul et est toujours accompagné de ses descendants radioactifs, dont on peut également mesurer l'activité.

Le radium-226 et plusieurs de ses descendants successifs sont des radionucléides émetteurs alpha, avec une faible émission gamma (voir figure 1); leur contribution à l'exposition des personnes est

principalement liée à leur inhalation ou à leur ingestion. D'autres descendants du radium-226 (notamment le plomb-214 et le bismuth-214) sont des radionucléides émetteurs bêta et gamma et peuvent ainsi entraîner une exposition des personnes par irradiation externe.

Dans la nature, les sources principales de radium-226 sont les roches et le sol. Son abondance dépend fortement de la teneur en uranium, son précurseur: l'activité du radium-226 dans les roches ordinaires est de l'ordre de quelques dizaines de becquerels par kilogramme (Bq/kg) mais peut atteindre des valeurs plus de mille fois plus élevées dans des roches riches en minerais d'uranium. Notons encore que dans les sols ou les roches, à l'état naturel, le radium-226 est en équilibre séculaire avec ses précurseurs (uranium-238, thorium-234). L'activité du radium naturel habituellement observée dans les sols en Suisse s'échelonne entre 20 et 50 Bq/kg. L'activité du radium-226 dans l'eau est généralement faible: comprise entre 0.001 et 0.01 Bq/l dans les eaux de surface et pouvant atteindre 1 à 2 Bq/l dans certaines eaux minérales ainsi que dans les eaux d'infiltration des mines d'uranium.

Découvert en 1898, le radium a rapidement eu de multiples utilisations, en raison de ses propriétés physiques (luminescence) ou de ses vertus médicales, supposées ou avérées (cosmétique, traitement de certains cancers). On a alors eu recours à des procédés industriels pour extraire et enrichir le radium-226; on parle alors de radium d'origine artificielle. Une des applications les plus courantes du radium-226 en Suisse entre 1910 et 1960, fut son utilisation dans la fabrication de peintures luminescentes pour l'industrie horlogère.

Pour plus d'informations concernant le radium et ses utilisations se référer à : <http://www.irsn.fr/FR/connaissances/Environnement/expertises-locales/sites-radiocontamines/Documents/1-radium-et-utilisations.pdf>

3. La mesure du radium-226

La mesure du radium-226 et de ses descendants radioactifs auxquels il est toujours associé s'effectue à l'aide de techniques variées, reposant sur la détection des rayonnements alpha ou gamma émis par ces radionucléides.

Lorsque le radium-226 est contenu dans un sol ou dans un matériau solide, la mesure se fait soit par détection globale du rayonnement gamma qu'il émet avec ses descendants (essentiellement le plomb 214 et le bismuth 214), soit par spectrométrie gamma réalisée sur un échantillon prélevé au préalable et mesuré au laboratoire dans un récipient de géométrie normalisée. Alternativement une spectrométrie gamma peut être réalisée directement sur le site, on parle alors de spectrométrie in situ. La mesure par détection globale se fait à l'aide d'un équipement portatif mesurant le rayonnement gamma ambiant, sans permettre de distinguer les radionucléides à l'origine de ce rayonnement (mesure du débit de dose en nSv/h). Le résultat de cette mesure dépend des caractéristiques de la source de radium et de la distance du détecteur à la source. Ce type de mesure est principalement utilisé pour rechercher des sources radioactives et pour caractériser l'exposition des personnes par irradiation externe.

Chaîne de désintégration de l'Uranium-238

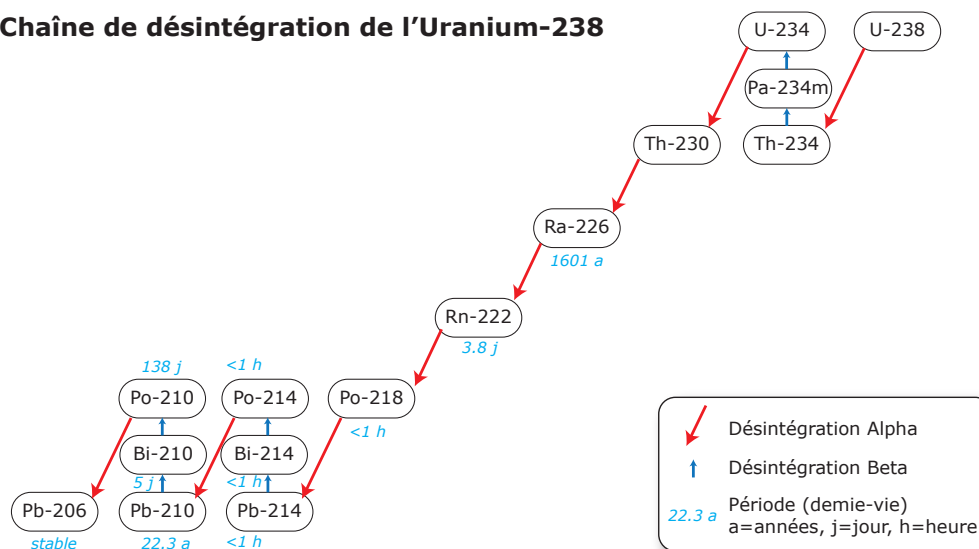


Figure 1:
Chaîne de désintégration de l'uranium-238.

La spectrométrie gamma effectuée en laboratoire sur des échantillons en géométrie contrôlée permet une détermination précise de l'activité des différents radionucléides gamma. Les résultats ont toutefois un caractère très ponctuel et ne renseignent pas sur l'exposition des personnes ayant séjourné sur le site où ont été prélevés les échantillons. Ainsi, lorsque la distribution du radium n'est pas homogène, comme dans le cas d'une décharge localement contaminée par des déchets contenant du radium, cette technique nécessite la prise de centaines d'échantillons pour apprécier de façon réaliste l'état de contamination du site et le risque que celle-ci représente pour l'exposition du public.

Comme la spectrométrie gamma effectuée en laboratoire, la spectrométrie *in situ* donne une information qualitative sur la nature des radionucléides à l'origine du rayonnement gamma mesuré sur le site; autrement dit, elle permet également de déterminer quels radionucléides sont présents sur le site analysé. Elle présente par ailleurs l'avantage de pouvoir sonder, au cours d'une seule mesure, une portion nettement plus large d'un terrain. En effet, comme le montre la figure 2, un détecteur placé à un mètre du sol a un «champ de vision» de plus de 10 m de rayon. Le résultat de la mesure fournit donc une indication sur la concentration moyenne des radionucléides présents sur une surface de plus de 300 m², ce qui constitue l'avantage indéniable de cette méthode. L'évaluation exacte de la concentration ou de l'activité de ces radionucléides est cependant plus complexe, et moins précise que lors d'une mesure en laboratoire. En effet, pour calculer ces grandeurs à partir des résultats de mesure *in situ*, la connaissance de la distribution (répartition) des radionucléides dans le sol est indispensable. Or

cette information n'est pas toujours disponible: il est donc nécessaire de faire des hypothèses et les résultats ont un caractère plus approximatif.

Cette technique permet de savoir si le radium-226 toujours présent dans les sols examinés puisque faisant partie des constituants de la croûte terrestre, est en équilibre avec ses précurseurs comme le thorium-234 et donc uniquement d'origine naturelle (N.B. l'uranium-238 n'étant pas mesurable par spectrométrie gamma).

Par contre elle ne permet généralement pas d'évaluer correctement l'activité de sa contribution artificielle lorsque celle-ci est présente. En effet, si la distribution du radium-226 naturellement présent dans le sol est homogène et donc connue, la répartition en profondeur du radium-226 artificiel (déchets horlogers par exemple) ne l'est pas, empêchant ainsi un calcul précis de son activité. Ayant un caractère global et non ponctuel, la spectrométrie *in situ* permet toutefois d'estimer de manière réaliste les contributions individuelles de chacun des radionucléides présents à l'exposition ambiante, y compris pour les parts naturelles et artificielles du radium-226, ce qui correspond bien à l'objectif fixé pour ces mesures. En effet, l'important n'est pas pour nous de déterminer avec précision l'activité d'éventuels déchets contaminés au radium-226 sur un site donné, ni même leur distribution dans le sol (pour autant bien sûr qu'ils ne soient pas accessibles), mais bien de déterminer, si de tels déchets sont présents et s'ils présentent un danger en termes d'exposition pour les personnes résidant sur le site. En effet, dans ce contexte, il est important de noter que la présence localisée de déchets contaminés au radium dans une ancienne décharge ne nécessite pas, d'un point de vue sanitaire, une recherche active systématique de ces déchets, pour peu que ceux-ci ne soient pas accessibles. De telles mesures seraient disproportionnées et elles ne sont pas envisagées par l'OFSP.

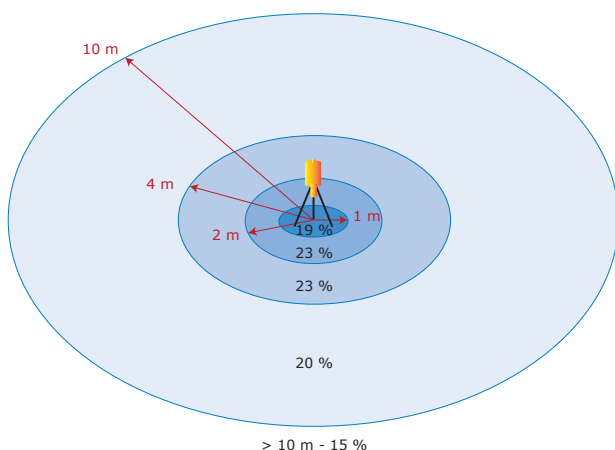


Figure 2: «Champ de vision» d'un spectromètre gamma *in situ* installé 1 m au-dessus du sol. Les [%] indiquent dans quelle mesure les émetteurs γ se trouvant dans chacune des zones représentées contribue au signal total enregistré. Par exemple, 20% des photons détectés proviennent de la zone située entre 4 m et 10 m.

4. Méthodologie *in situ*

Le lecteur intéressé trouvera dans ce chapitre une description technique détaillée du principe de la mesure et des méthodes de calcul utilisées.

Lors d'une mesure sur le terrain, un spectre gamma est enregistré et le débit de dose gamma ($H^*(10)$) global est mesuré simultanément sur le site à l'aide d'une chambre d'ionisation. L'analyse du spectre gamma *in situ* permet tout d'abord d'identifier les différents radionucléides naturels et artificiels présents sur le site puis, en se référant à la publication

ICRU 53¹, de calculer leur concentration radioactive respective dans le sol en [Bq/kg] ou [Bq/m²], pour peu que la distribution de chacun d'eux soit connue (déposition en surface, distribution homogène des radionucléides dans le sol, décroissance exponentielle, etc.).

L'étape suivante consiste à évaluer les contributions individuelles au débit de dose ambiant des divers radionucléides identifiés sur le spectre in situ à partir de leur concentration radioactive calculée précédemment. Les facteurs de conversion de l'activité spécifique au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ utilisés par notre laboratoire pour les séries de l'uranium-238 et du thorium-232 ainsi que pour le potassium-40 et le césium-137, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, sont résumés dans le tableau 1^{2,3}.

Tableau 1 :

Facteurs de conversion de l'activité spécifique en débit d'équivalent de dose ambiant $H^(10)$ utilisés par l'OFSP pour les séries naturelles de ²³⁸U et du ²³²Th ainsi que pour le ⁴⁰K et le ¹³⁷Cs, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol.*

Nucléide	[nSv·h ⁻¹ /Bq·kg ⁻¹]
Série ²³⁸ U (total)	0.564
Série ²³² Th (total)	0.749
⁴⁰ K	0.0512
¹³⁷ Cs	0.192

La contribution d'origine naturelle au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ s'obtient par sommation des composantes locales du rayonnement terrestre (potassium-40, séries uranium-238 et thorium-232), évaluées pour une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, avec la part ionisante cosmique calculée à l'altitude du site. La formule suivante permet de calculer la contribution du rayonnement cosmique au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ ⁴, et s'écrit :

$$H^*(10)_{\text{cosm}} [\text{nSv/h}] = 37 \cdot \exp(0.38 \cdot Z)$$

où Z est l'altitude en km.

Pour connaître la contribution des radionucléides artificiels au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$, deux approches sont possibles. La première consiste à soustraire la contribution d'origine naturelle, calculée précédemment, à la valeur globale de $H^*(10)$ mesurée par chambre d'ionisation. Cette démarche ne fournira que la contribution artificielle

globale au débit d'équivalent de dose ambiant, mais possède l'avantage de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des radionucléides artificiels dans le sol. Si par contre, la distribution dans le sol de chacun des radionucléides artificiels présents sur le site est connue, on optera pour la deuxième méthode qui consiste à calculer leur contribution respective à l'exposition à partir de leur concentration radioactive dans le sol.

La somme des contributions naturelles et artificielles calculées à partir des spectres in situ est finalement comparée à la valeur globale mesurée avec la chambre d'ionisation, afin d'évaluer la fiabilité de la méthode de reconstitution.

5. Sites de mesure

Sept sites de la région biennoise ont été analysés. Comme le montre la représentation de la figure 3, six d'entre eux sont situés sur la partie construite de l'ancienne décharge du Lischenweg, le 7^{ème} (appelé point N°5) est situé à proximité du Port de Bienne. La mesure d'un site de référence, situé hors du périmètre de la décharge permet d'avoir une information sur les niveaux de radioactivité naturelle mesurée dans la région. Les résultats obtenus seront par ailleurs comparés à ceux enregistrés sur d'autres points de référence en Suisse comme Posieux/FR, ou Cadenazzo/Ti, qui sont situés hors influence de sites contaminés ou hors voisinage d'installations potentiellement émettrices de radioactivité, comme des centrales nucléaires ou des industries utilisant des substances radioactives.

Tableau 2 :

Emplacement des sites examinés dans le quartier du Lischenweg à Bienne et dans la région du port à Bienne ainsi qu'aux points de référence de Posieux (FR) et de Cadenazzo (TI) et du site d'Aarau (AG).

Site	No. LIMS	Coordonnées CH-1903	Altitude [m]
Quartier du Lischenweg Bienne			
Point 1	14-01127	586322 / 219369	432
Point 2	14-01150	586240 / 219315	432
Point 3	14-01151	586249 / 219461	433
Point 4	14-01160	586169 / 219243	432
Point 6	14-01162	586312 / 219499	434
Point 7.1	14-01163	586329 / 219302	433
Point 7.2	14-01176	586329 / 219302	433
Quartier du Port Bienne			
Point 5	14-01161	584776 / 219821	420
Points de référence			
Posieux	14-01177	574902 / 179875	578
Cadenazzo	13-01958	715511 / 113193	204
Aarau	13-01939	644644 / 248587	378

1 ICRU-Report 53 «Gamma-Ray Spectrometry in the Environment» 1994, ISBN 0-913394-52-1.

2 Lemercier et al., «Specific Activity to $H^*(10)$ conversion coefficients for in situ gamma spectrometry», Radiation Protection Dosimetry (2008), Vol 128, No. 1, pp.83-89. Advance Access publication 17 October 2007.

3 <http://www.bag.admin.ch/ksr-cpr/04340/04784/04843/index.html?lang=fr>

4 Radioprotection, vol. 22 n° 3, pages 231-239, 1987.

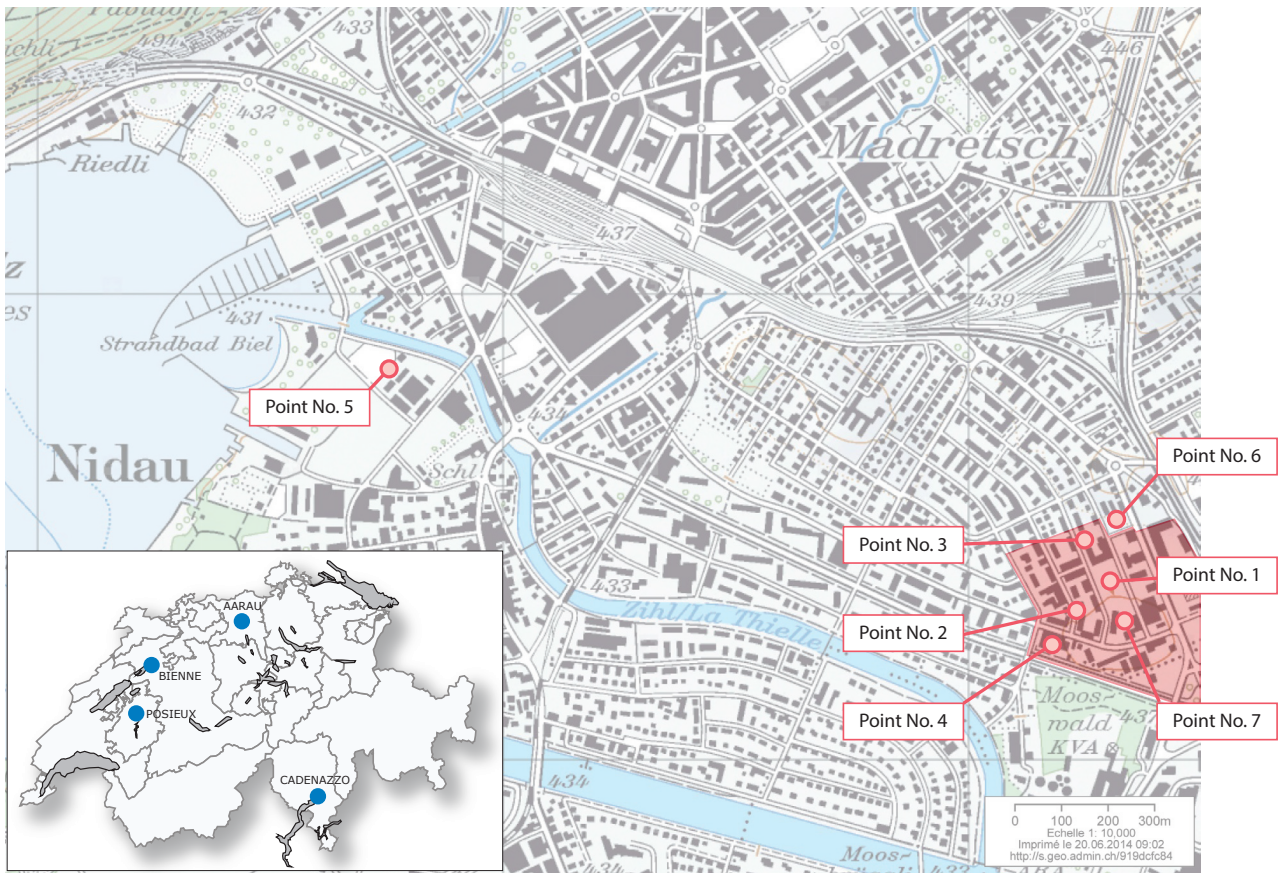


Figure 3:
Localisation des sites de mesure.

Site No. 3



Site No. 2



Site No. 4



Site No. 7



Site No. 6



Site No. 1

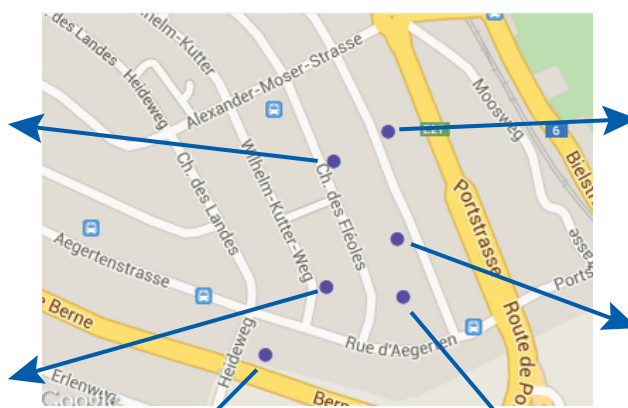


Figure 4:
Localisation et prises de vue des sites de mesure de la zone du Lischenweg.

6. Résultats

Les spectres enregistrés par spectrométrie gamma in situ ont révélé la présence des radionucléides primordiaux (constituants de la croûte terrestre), tels que le potassium-40 (^{40}K), les différents éléments de la chaîne de désintégration du thorium-232 (^{232}Th) ainsi que ceux de la chaîne de désintégration de l'uranium-238, dont le thorium-234, le radium-226, le bismuth-214 et le plomb-214. Comme partout en Suisse, du césium-137 provenant des essais nucléaires atmosphériques des années 60 ainsi que des retombées de l'accident de Tchernobyl en 1986 a également été mis en évidence. D'infimes traces de beryllium-7 produit par le rayonnement cosmique ont également été décelées, mais dans des niveaux si faibles qu'ils ne sont pas représentés ici. Ces résultats sont donc globalement conformes à ceux rencontrés partout dans l'environnement en Suisse.

Comme expliqué au chapitre 4, les activités, en Bq/kg, des différents radionucléides détectés sur le spectre in situ ont ensuite été calculées en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol. Rappelons que si cette hypothèse est parfaitement justifiée pour les radionucléides primordiaux présents à l'état naturel dans le sol, il est peu probable qu'elle s'applique pour les éventuels déchets contaminés au radium-226 d'origine horlogère, enfouis dans le sol, sous la couche de terre/gravats qui recouvre l'ancienne décharge. Notons finalement que l'hypothèse d'une distribution homogène pour le césium-137 est, près de 30 ans après l'accident de Tchernobyl, valable pour la couche supérieure de sol (20-30 premiers cm).

Les résultats de ces calculs sont résumés dans le tableau 3 pour tous les sites analysés à Bienne, ainsi que pour quelques points de référence situés dans d'autres régions de Suisse. Ils montrent que les activités mesurées pour tous les radionucléides rencontrés aux points 1, 2, 3, 4 et 6, situés sur la zone construite de l'ancienne décharge du Lischenweg, sont parfaitement comparables à celles enregistrées au port de Bienne (point 5), ou sur d'autres sites de référence en Suisse. Aucune trace de radioactivité d'origine artificielle n'a pu être mise en évidence sur ces points en dehors du césium-137 issus des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl.

Au point 7 en revanche, on constate tout d'abord que l'activité (totale) du radium-226 est supérieure aux valeurs habituellement rencontrées sur le plateau suisse (20-50 Bq/kg). Une analyse détaillée des résultats montrent également que les activités du radium-226 et de ses descendants (bismuth-214

et plomb-214) notamment sont nettement supérieures à celles enregistrées pour le thorium-234 (et donc l'uranium-238). Il apparaît donc clairement que le radium-226 présent sur ce site n'est pas en équilibre séculaire avec ses précurseurs d'origine naturelle et donc que ce site présente, en plus du radium-226 présent naturellement dans la croûte terrestre, une contribution supplémentaire d'origine artificielle et très probablement due à des déchets de l'industrie horlogère.

Pour confirmer ce résultat, une seconde mesure a été effectuée quelques jours plus tard sur le même site. Les résultats de la seconde mesure ont confirmé cette constatation. On voit en effet, que les résultats des mesures 7.1 et 7.2 sont comparables, compte tenu de l'incertitude expérimentale.

D'un point de vue technique, il est à relever que l'évaluation de l'activité de l'uranium-238 via le thorium-234 par spectrométrie gamma est délicate, c'est pourquoi l'incertitude expérimentale est si élevée.

Notons finalement que, comme déjà mentionné à plusieurs reprises, l'estimation de l'activité (totale) du radium-226 telle qu'indiquée dans le tableau 3 et calculée en supposant une distribution homogène du radium (naturel et artificiel) et de ses descendants dans le sol est sujette à caution. Il s'agit donc d'un résultat très approximatif.

Une détermination exacte de l'activité des déchets contaminés au radium-226 présents en profondeur dans le sol de l'ancienne décharge sur ce site de mesure n'est pas utile en soi. Par contre, il est nécessaire de déterminer si la présence de ce radium d'origine artificielle présente un risque sanitaire pour les personnes séjournant sur ce site.

La technique de mesure mise en oeuvre permet justement de déterminer les contributions individuelles de chacun des radionucléides détectés au débit de dose ambiant (en nano-Sievert par heure) enregistré sur le site. Il permet également d'estimer la part due au radium-226 d'origine artificielle. Pour ce faire, on calcule tout d'abord la contribution au débit d'équivalent de dose ambiant attribuable à la chaîne de désintégration de l'uranium-238 et de tous ses descendants à l'équilibre, sur la base de l'activité enregistrée pour le thorium-234, en supposant une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol. Cette contribution tient donc compte de la part du radium-226 d'origine naturelle et de tous ses descendants.

La contribution du radium-226 d'origine artificielle au débit d'équivalent de dose ambiant, s'obtient

Tableau 3:

Résultats des mesures (Inc. = incertitude de mesure en Bq/kg)

Sites	Date	Potassium-40		Thorium-232		Uranium-238 (Bi-214/Th-234)		Radium-226		Césium-137	
		Bq/kg	Inc.	Bq/kg	Inc.	Bq/kg	Inc.	Bq/kg	Inc.	Bq/kg	Inc.
Bienne – voisinage Lischenweg											
Point 1	10.06.14	467	48	23.5	3.0	24.4	2.8	26.3	11.5	4.0	0.6
Point 2	10.06.14	488	49	29.3	3.6	32.5	3.6	25.7	6.3	6.2	0.9
Point 3	11.06.14	346	36	22.9	2.9	26.8	3.0	29.6	10.8	7.4	1.0
Point 4	11.06.14	394	41	24.5	3.1	26.9	3.0	42.4	12.3	4.1	0.6
Point 6	11.06.14	326	34	19.0	2.5	20.6	2.4	26.5	7.7	6.0	0.8
Point 7 (mes 1)	12.06.14	352	37	21.1	1.8	36.0°	17.0	84.9*	15.0	8.8	0.7
Point 7 (mes 2)	18.06.14	344	36	20.0	2.7	29.4°	19.0	67.4*	16.1	8.3	1.1
Bienne – voisinage du port											
Point 5	11.06.14	321	34	21.3	2.7	22.5	2.6	32.6	10.3	4.8	0.7
Point de référence Posieux (FR) Cadenazzo (TI) et site Aarau (AG)											
Posieux	10.06.14	338	35	18.5	2.5	24.2	2.7	21.5	8.0	4.2	0.7
Cadenazzo	08.07.13	580	60	37.0	4.4	47.0	5.1	32.7	9.5	59.6	6.1
Aarau	20.06.13	292	19	17.9	3.2	21.8	2.4	25.0	8.1	9.8	1.2

° L'activité de la série de l'uranium-238 a été déterminée sur la base du résultat de mesure obtenu pour le thorium-234. Dans les autres cas, elle est dérivée de l'activité du bismuth-214.

* Les résultats montrent clairement que le radium-226 n'est pas en équilibre avec l'uranium-238/thorium-234, indiquant un marquage du site par du radium-226 d'origine artificielle. La distribution des matériaux contaminés en radium-226 dans le sol n'étant pas connue, l'évaluation de l'activité (totale) du radium-226 telle qu'indiquée dans ce tableau, et basée sur l'hypothèse d'une distribution homogène du radium-226 et de ses descendants dans le sol, est donc sujette à caution.

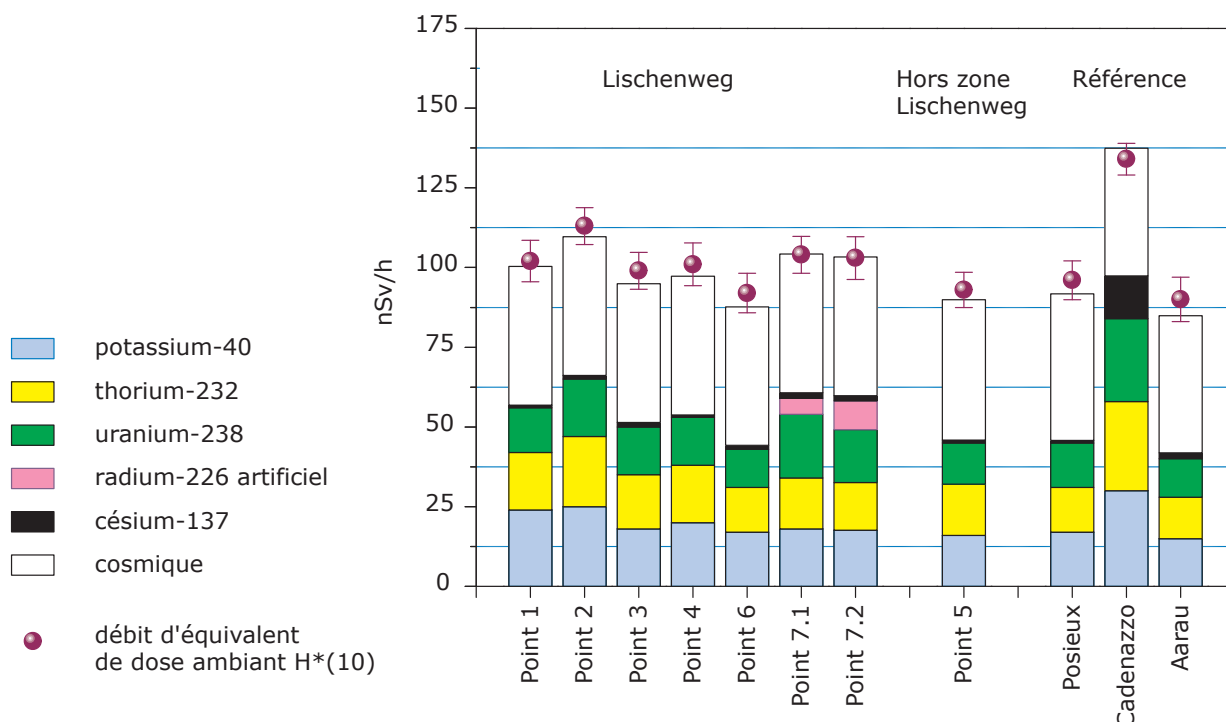
ensuite par soustraction des contributions d'origine naturelle (à savoir rayonnement cosmique et contribution des séries thorium-232 et uranium-238 précédemment calculée) et de celle du césium-137 à l'équivalent de dose ambiant total mesuré à l'aide de la chambre d'ionisation.

Les résultats correspondants sont représentés sur la figure 5. Ils montrent que la contribution au débit d'exposition ambiant due à la présence de déchets contaminés au radium situés en profondeur sur ce site engendre un débit de dose à 1 m du sol compris entre 5 et 9 nSv/h (résultats obtenus respectivement pour les mesures 7.1 et 7.2, et reflétant l'importante incertitude expérimentale). Ces valeurs représentent moins de 10% du débit d'exposition ambiant d'origine naturelle mesuré sur le même site. Seule la mise en oeuvre de techniques de mesure d'une grande sensibilité permet la détection de tels niveaux de radioactivité artificielle sur fond ambiant, 10 fois plus élevé, dû à la radioactivité d'origine naturelle. Cette constatation se reflète sur la figure 5. En effet, malgré la contribution supplémentaire due au radium-226 d'origine artificielle au point 7, l'exposition globale sur ce site se situe dans le domaine de l'irradiation d'origine naturelle et de ses fluctuations et ne se distingue pas notablement

de celles enregistrées sur tous les autres points de mesure, y compris les points de référence.

Finalement, pour exclure définitivement tout risque pour la santé de la population résidant sur ce site, nous avons procédé à des mesures systématiques du débit d'exposition ambiante sur l'ensemble du point no. 7. Les résultats des mesures sont représentés à la figure 6. Ils montrent que le débit de dose varie sensiblement (valeurs comprises entre 67 et 105 nano-Sievert par heure) mais que toutes les valeurs sont compatibles avec le domaine de variations du rayonnement naturel. Les mesures in situ ont été effectuées à l'endroit où le débit d'exposition mesuré est le plus élevé, excluant ainsi que nous ayons effectué des mesures à quelques centaines de mètre d'une région davantage contaminée (figure 6). Ils montrent également qu'aucun déchet contaminé au radium-226 n'est situé en surface mais que le signal détecté provient de matériaux situés en profondeur, dans le sol de l'ancienne décharge.

L'ensemble de ces résultats permet donc d'exclure tout risque sanitaire pour les personnes résidant sur les parties construites de l'ancienne décharge du Lischenweg.

**Figure 5:**

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres *in situ* mesurés dans le quartier du Lischenweg et du port à Bienne ainsi qu'aux points de référence de Posieux/FR et Cadenazzo/TI et du site d'Aarau. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

7. Conclusions

Les mesures de la radioactivité, et en particulier de la concentration en radium-226, effectuées sur le site de l'ancienne décharge du Lischenweg, située dans la ville de Bienne, montrent qu'il n'y a pas de danger pour la santé. Elles ont confirmé que le séjour sur ces sites n'entraîne aucune exposition externe préjudiciable pour la santé. Cette démarche a été entreprise après la découverte, dans la partie non aménagée du site, de quelques résidus radioactifs provenant de la peinture au radium utilisée autrefois dans l'industrie horlogère.

Sept sites ont été analysés. A six endroits, les valeurs mesurées pour le radium correspondaient à la radioactivité présente naturellement dans le sol. A un endroit, un marquage de l'environnement dû à la présence supplémentaire de radium-226 d'origine artificielle a pu être détecté. Sa contribution au débit de dose ambiant, qui s'élève entre 5 et 9 nano-Sievert par heure ne présente toutefois aucun risque, même pour les personnes qui s'y attarderaient. Cette valeur représente en effet moins de 10% du débit de dose total dû au rayonnement naturel mesuré à cet endroit et n'est décelable qu'à l'aide d'appareils de mesure d'une grande sensibilité.

Si les résultats des mesures effectuées dans le périmètre de l'ancienne décharge ont confirmé l'absence de contamination présentant un risque sanitaire et nécessitant des mesures d'assainissement, ils ont montré que d'autres déchets contaminés au radium-226 pouvaient s'y trouver. Si des travaux devaient à l'avenir être effectués sur les parties construites de l'ancienne décharge, un programme de surveillance de la radioactivité devrait alors impérativement être mis en place avant et pendant leur réalisation. Ceci pour garantir, d'une part, que les travailleurs ne soient pas exposés à des doses supplémentaires dues au contact avec ces déchets et, d'autre part, que ces derniers soient éliminés de manière conforme.

L'OFSP a aussi effectué des mesures dans les eaux d'infiltration du site. Les résultats seront publiés au début du mois de juillet.

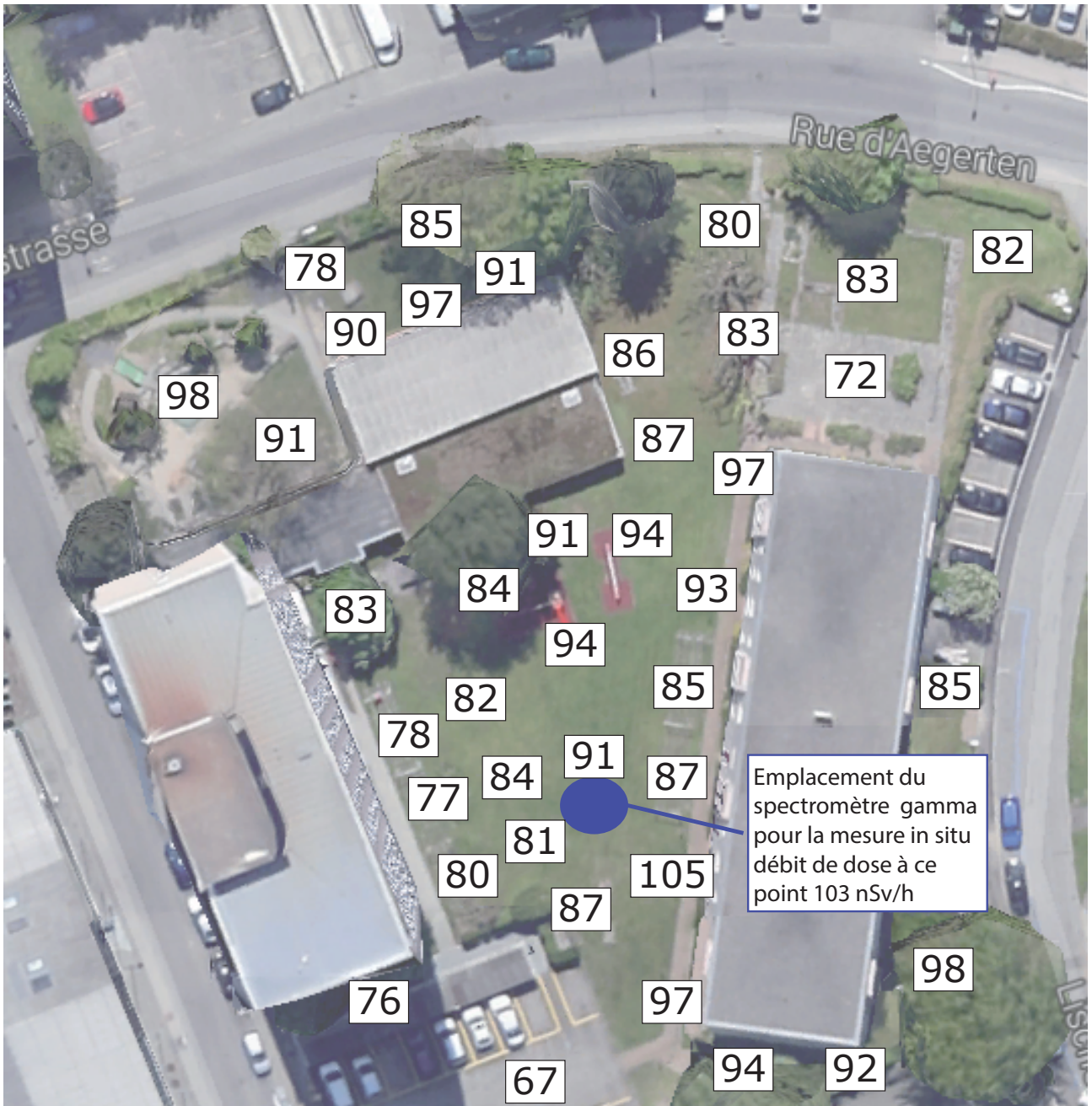


Figure 6:
Mesures complémentaires du débit de dose $H^*(10)$ en nSv/h aux alentours du point 7.