

Zeitschrift:	Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz = Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse = Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera
Herausgeber:	Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz
Band:	- (2014)
Rubrik:	Industrien und Spitäler = Industries et hôpitaux

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 15.02.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2014 Résultats 2014



9

Industrien und Spitäler

9

Industries et hôpitaux



Inhaltverzeichnis / Sommaire

9.1 Emissionen der Betriebe	155
Zusammenfassung	155
Resultate	156
9.2 Emissionen der Spitäler	158
Zusammenfassung	158
Ausgangslage	158
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	158
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	158
9.3 Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets	162
Résumé	162
Introduction	162
Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ^3H	163
Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	164
9.4 Nachweis von ^{223}Ra aus der Medizin in Klärschlammproben	167
Einleitung	167
Probenahme und Messungen	167
Resultate	167
Schlussfolgerungen	169
9.5 Mesures par spectrométrie gamma in situ sur le site de l'ancienne décharge des Fléoles (Lischenweg) de Bienne.	170
Introduction	170
Le radium-226 (^{226}Ra)	171
La mesure du ^{226}Ra	172
Méthodologie in situ	173
Sites de mesure	174
Résultats	174
Conclusions	177
9.6 ^{226}Ra in Wasserproben aus der ehemaligen Deponie Lischenweg Biel	179
Radiumfunde in der Deponie Lischenweg	179
Hintergrundinformationen zu ^{226}Ra	180
Probenahme und Analytik	180
Messergebnisse	181
Abschätzung des gesundheitlichen Risikos	181

9.1

Emissionen der Betriebe

F. Danini Fischer

Suva, Abteilung Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz, Bereich Physik/Strahlenschutz,
Postfach 4358, 6002 Luzern

Zusammenfassung

Der Einkauf von radioaktiven Stoffen sowohl in den Produktionsbetrieben wie auch in den Forschungsbetrieben variiert stark je nach Auftragslage und Forschungsschwerpunkt. Sämtliche Abgabelimiten wurden im Berichtsjahr eingehalten.

Überwachte Betriebe

Die Suva betreut als Aufsichtsbehörde folgende Betriebe, die mit offenen radioaktiven Stoffen arbeiten:

Produktionsbetriebe (Total 2 Betriebe)

Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

- Radioaktiv markierten Stoffen für die Forschung (^3H)
- Kalibrierquellen (^{14}C , ^{90}Sr , ^{147}Pm , ^{204}Tl).
- Tritiumgaslichtquellen (^3H).

Die Produktion von tritiumhaltiger Leuchtfarbe wurde im Verlauf von 2008 eingestellt. Seit 2003 werden keine ^{241}Am Folien für Ionisationsrauchmelder hergestellt.

Tabelle 1:
Einkauf radioaktiver Stoffe 2004 - 2014.

	Isotope	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006	2005	2004	Einheit
Produktionsbetriebe	^3H	4.07	7.53	15.11	10.03	6.31	7.58	7.62	11.51	3.85	5.24	5.49	PBq
	^{14}C	0.74	0.58	0.19	1.33	0.34	0.35	0	0.38	0.13	0.23	0.01	TBq
	^{147}Pm	0	13.03	5.76	0.07	1.55	15.26	19.66	13.16	13.19	40.00	5.40	TBq
Leuchtfarbenbetriebe	^3H	0	0	0	0	0	0	0.09	5.28	10.93	12.98	24.66	TBq
Forschungsbetriebe	^3H	0.2	11.4	18.8	11.4	15.5	22.8	8.7	28.4	23.6	15.2	19.4	TBq
	^{14}C	158.9	76.0	192.6	200.6	132.5	207.3	171.9	207.6	295.4	397.9	343.4	GBq
	^{32}P	0.9	1.4	1.0	1.4	1.6	2.1	7.9	7.3	9.1	11.3	20.8	GBq
	^{35}S	2.4	3.7	2.0	0.8	3.8	3.5	5.9	7.9	10.3	63.2	51.3	GBq
	^{45}Ca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	GBq
	^{51}Cr	0	0	0	0	3.2	3.8	3.5	4.1	5.1	6.7	6.5	GBq
	^{125}I	0.1	14.1	12.1	15.7	16.3	17.5	1.2	1.1	1.7	3.2	23.9	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	0.1	0.2	0.3	0.4	0.4	0.3	0.4	0.5	0.7	0.7	0.9	GBq
	^{57}Co	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.08	3	MBq
	^{14}C	0	0	0	0	0	0	96.8	116.2	133.6	525.4	703.6	MBq

Leuchtfarbenbetriebe

Seit 2009 wird keine Tritiumleuchtfarbe auf Zeiger und Zifferblätter von Uhren und Instrumenten mehr aufgetragen.

Forschungsbetriebe (Total 51 Betriebe)

Es sind dies Unternehmungen der chemischen Industrie, die unter anderem Stoffwechseluntersuchungen mit radioaktiv markierten Stoffen durchführen.

Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 15 Betriebe)

Für Hormonbestimmungen werden sogenannte Radioimmunoassay Kits (Ria-Kits) mit ^{125}I verwendet.

In Tabelle 1 sind bei der Sparte der Produktionsbetriebe auch die für den Handel eingekauften radioaktiven Stoffe aufgeführt (^{147}Pm).

Resultate

Im Berichtsjahr 2014 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimiten eingehalten. In den Tabellen 2a und 2b sind die Jahresabgabewerte der Basler Chemie an die Abluft und das Abwasser mit den entsprechenden Abgabelimiten zusammengefasst. Syngenta Crop Protection AG hat den Umgang mit radioaktiven Stoffen stark reduziert und gibt keine bewilligungspflichtigen Aktivitäten mehr an die Abluft ab. Tabelle 3 gibt die Aktivitätsmengen an, die gemäss Art. 83 der Strahlenschutzverordnung in einem bewilligten Ofen verbrannt wurden.

Die Tritium-Abgaben der beiden Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in den Figuren 1a, 1b und 1c graphisch dargestellt. Der erhöhte Abgabewert von 2010 ans Abwasser bei RC Tritec AG ist zurückzuführen auf die Umbauarbeiten in den Labors, welche in diesem Jahr stattgefunden haben. Die bei der Dekontamination angefallenen wässrigen radioaktiven Flüssigkeiten wurden unter Einhaltung der in der Bewilligung festgehaltenen Abgabelimiten ins Abwasser abgeleitet.

Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert. In Tabelle 4 sind die bewilligten Jahresabgabelimiten der beiden Produktionsbetriebe zusammengefasst.

Tabelle 2a:

Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2014 (GBq).

	Abgaben an die Abluft (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	48.33 (org.) 80.89 (Gas)	2.53	120 (org.) 2'000 (Gas)	80
Novartis Pharma AG	21.12 (org.) 0.40 (Gas)	4.28	500 (org.) 4'000 (Gas)	60

Tabelle 2b:

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2014 (GBq).

	Abgaben an das Abwasser (GBq)		Abgabelimiten (Gbq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	7.30	0.53	80	40
Novartis Pharma AG	9.79	0.68	300	30
Syngenta Crop Protection AG	-	-	1	1

Tabelle 3:

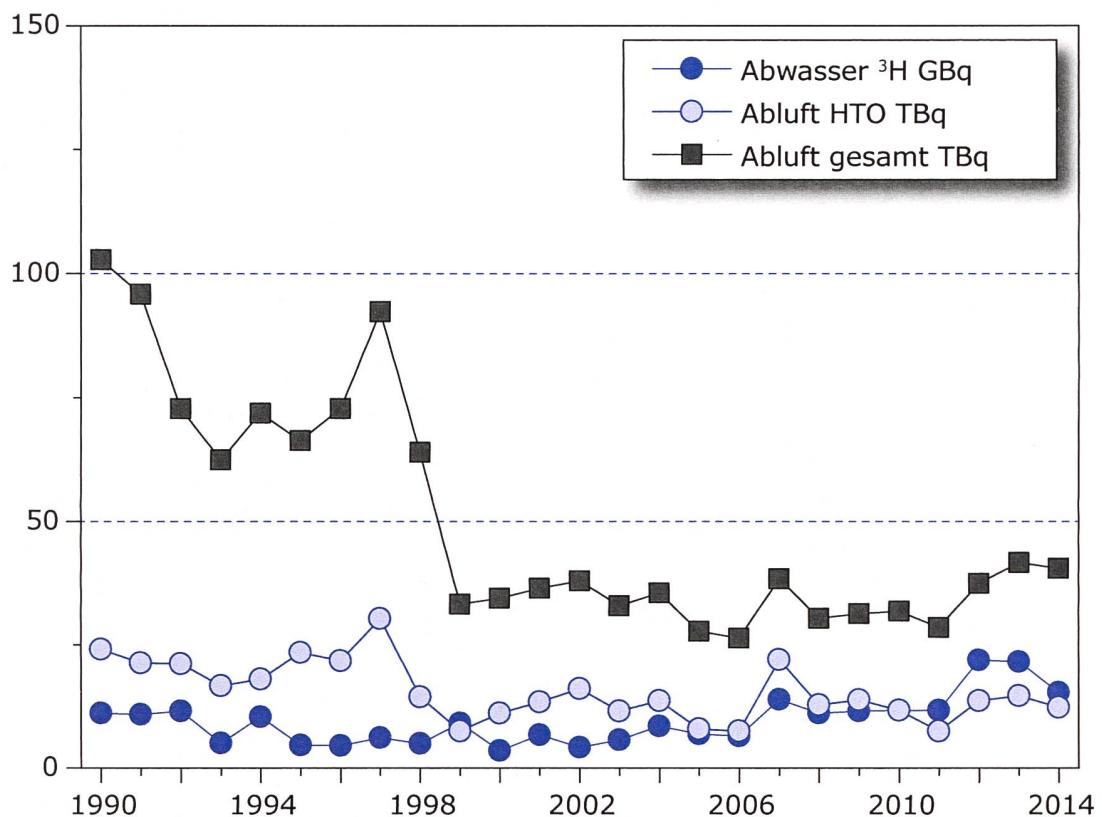
Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2014 (GBq).

	^3H (GBq)	^{14}C (GBq)	^{35}S (GBq)
Verbrennungen in Ofen	389.83	87.06	0.007
Bewilligungslimite	4'000	450	8.0

Tabelle 4:

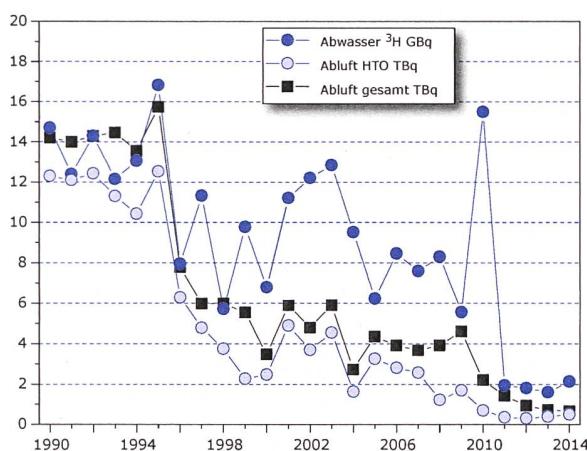
Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe.

	Abwasser		Abluft	
	^3H	^3H (HT)	^3H (HTO)	^{14}C
MB-Microtec AG, Niederwangen / BE	40 GBq	370 TBq	37 TBq	
RC-Tritec AG, Teufen / AR	20 GBq	15 TBq	20 TBq	



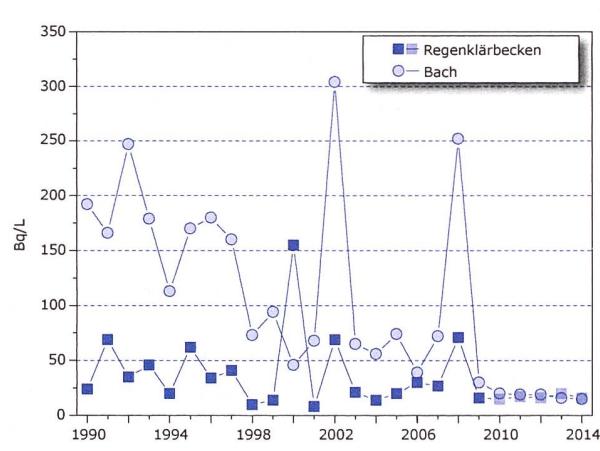
Figur 1a:

MB-Microtec AG, Niederwangen/BE: Jahreswerte der Emissionen. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft.



Figur 1b:

RC Tritec AG, Teufen/AR: Jahreswerte der Emissionen. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft.



Figur 1c:

RC Tritec AG, Teufen/AR: Umgebungsüberwachung. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert.

9.2 Emissionen der Spitäler

R. Linder

Sektion Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit, 3003 Bern

Zusammenfassung

Der Verbrauch an Radionukliden, welche zu therapeutischen Zwecken genutzt werden, bewegt sich im Rahmen der vergangenen Jahre. Die ^{131}I Schilddrüsentherapien stellen weiterhin die am häufigsten durchgeführten Behandlungen mit dem höchsten Aktivitätsumsatz an offenen radioaktiven Stoffen dar. Beim Verbrauch an Beta-Strahlern zur Schmerzlinderung und zur Behandlung von Tumorerkrankungen (Fig.2) fällt der weitere Anstieg des Verbrauchs bei Lutetium 177 auf. Die Abgabe von Radionukliden ans Abwasser aus stationären Behandlungen nimmt gegenüber dem Vorjahr leicht zu (Fig.3), dies ist auf die vermehrte Anwendung von ^{177}Lu zurückzuführen. Die Abgabe der zu diagnostischen Zwecken verwendeter Radionuklide ans Abwasser unterliegt keiner Kontrolle, da die Immissionsgrenzwerte für diese kurzlebigen Radionuklide voraussichtlich nicht überschritten werden können.

dungen dieser Patienten werden in speziell dafür vorgesehenen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach dem Abklingen unterhalb der bewilligten Abgabelimite an die Umwelt (Abwasser) abgegeben.

Andere Radionuklide wie zum Beispiel ^{90}Y oder ^{177}Lu werden den Patienten bei rheumatischen Erkrankungen zur Entzündungshemmung und Schmerzlinderung in Gelenke appliziert oder bei Patienten mit einer Tumorerkrankung zur Schmerzlinderung und Therapie verwendet. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation und applizierter Aktivität. Die Verwendung des Alphastrahlers ^{223}Ra , der zur palliativen Behandlung von Knochenmetastasen seit 2013 eingesetzt wird und im 2014 zugelassen wurde, hat sich gegenüber dem Vorjahr vervierfacht. Diese ambulant durchgeführte Therapie wird voraussichtlich künftig noch vermehrt durchgeführt werden.

Ausgangslage

Spitäler und Institute, die offene radioaktive Strahlenquellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren haben die Verpflichtung, den Umsatz, den Zweck der Applikation, sowie die Abgabemenge an die Umwelt dem BAG anlässlich einer jährlich durchgeführten Erhebung zu melden.

Therapeutische Anwendung von Radionukliden

^{131}I , das zur Schilddrüsentherapie verwendet wird, kann den Patienten bis zu einer Aktivität von 200 MBq ambulant verabreicht werden. Bei höheren Aktivitäten werden die Patienten mindestens für die ersten 48 Stunden in speziellen Therapiezimmern isoliert und dürfen erst entlassen werden, wenn eine Dosisleistung von 5 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ in einem Abstand von 1 m unterschritten wird. Die Ausschei-

Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser

Die für einen Betrieb vom BAG bewilligte Abgabekapazität radioaktiver Stoffe ans Abwasser richtet sich nach Art. 102 Abs. 2 der Strahlenschutzverordnung (StSV). Danach darf die Aktivitätskonzentration in öffentlich zugänglichen Gewässern (in der Regel am Ausgang der Abwasseraufbereitungsanlage) im Wochenmittel 1/50 der Freigrenze nicht überschreiten. Die in der Praxis bewilligte Abgabelimite für ^{131}I beruht auf den Angaben bezüglich der gesamten Abwassermenge des jeweiligen Betriebs und gewährleistet die Einhaltung der oben erwähnten Aktivitätskonzentration bereits am Betriebsausgang (Kanalisation). Werden andere Nuklide als ^{131}I über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (z.Bsp. ^{90}Y) wird dieser Anteil in ^{131}I Äquivalente umgerechnet und in die Abgabekapazität mit einbezogen. Bei der Abgabe radioaktiver Stoffe an die Umwelt gilt das Optimierungsgebot. Dadurch sind die Bewilligungsinhaber verpflichtet, die Abgabe radioaktiver Abwässer laufend zu verringern.

Tabelle 1:

Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2014 in GBq.

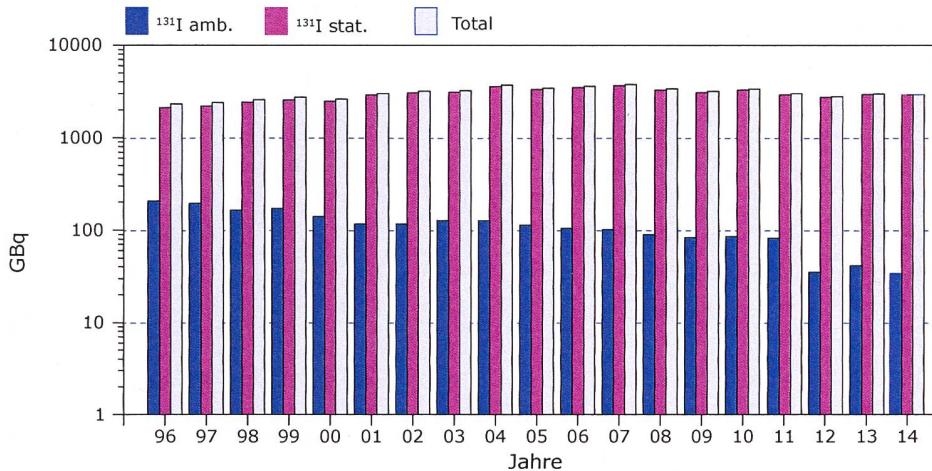
Ort	Spital	131I amb.	131I stat.	32P	186Re	169Er	90Y	153Sm	177Lu	223Ra
Aarau	Kantonsspital				0.08	0.04	1.85			0.26
Baden	Kantonsspital		152.19				0.56	5.20		
Basel	ClaraSpital	1.05								0.01
Basel	Universitätsspital	0.44	248.00		0.93	0.037	993.58		2033.98	0.06
Bellinzona	Ospedale Regionale		141.22							0.01
Bern	Insel		395.42	0.56		0.19	43.48		111.00	0.21
Bern	Tierspital		1.67							
Biel	Klinik Linde	1.00								
Bruderholz	Kantonsspital	0.25								
Chur	Kantonsspital	0.10	66.74				1.67			0.09
Freiburg	Hôpital Cantonal	0.18	64.67			0.18	0.19			0.02
Genf	Hôpital Cantonal	0.57	238.92		0.44		51.18	2.70		0.05
Genf	GRGB Santé SA	0.79								
Genolier	Clinique de Genolier									0.03
La Chaux-de-Fonds	Hôpital	3.11			0.07		0.91			
Lausanne	Clinique la Source	2.50								
Lausanne	CHUV	0.72	189.80	0.16	0.42		94.73	2.68		0.16
Liestal	Kantonsspital									0.03
Lugano	Ospedale Civico	0.20					1.91			
Luzern	Kantonsspital						2.00			0.17
Luzern	St. Anna						14.97			
Münsterlingen	Kantonsspital		71.15		0.22	0.07	2.22			0.02
Meyrin	Hôpital de la Tour						0.30			
Sion	Hôpital Cantonal		75.11				0.26			
Solothurn	Bürgerspital	0.56	32.13				0.185	3.3		
St.Gallen	Kantonsspital	3.70	207.91		0.15	0.26	4.48			0.27
Winterthur	Kantonsspital	6.22	184.72		0.22	0.07	21.27			0.02
Zürich	USZ	0.72	713.87		0.56	0.07	141.87		215.85	0.32
Zürich	Triemli	5.66	104.37	0.19			1.19	1.80		0.06
Zürich	Waid	1.62								
Zürich	Dr. Binz	1.00								
Zollikon	Schilddrüsenpraxis	3.13								
Schweiz gesamt		33.50	2887.87	0.91	3.09	0.93	1378.78	15.68	2360.83	1.67

Tabelle 2:Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2014 in MBq.

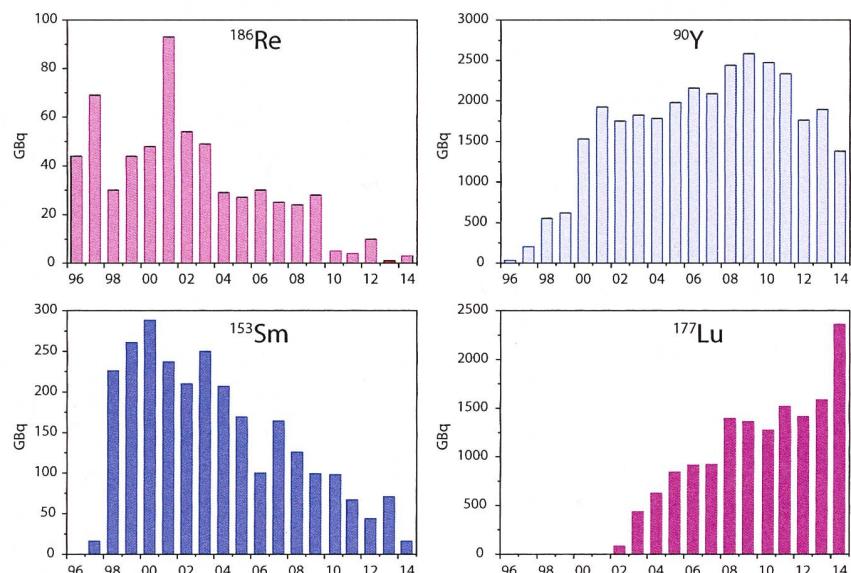
Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	Uni-spital ¹⁾	Osp. Re-gion.	Insel	KS	HC	HUG	CHUV
Jan.	68	492	2	15	0	0	16	8
Feb.	51	492	0	6	20	0	56	7
März	17	492	4	37	0	0	84	27
April	38	492	0	11	0	0	19	16
Mai	78	492	4	9	2	0	102	35
Juni	60	492	0	10	0	0	32	7
Juli	19	492	3	39	0	60	86	6
Aug.	48	492	1	4	0	0	19	3
Sept.	17	492	5	35	1	0	50	14
Okt.	43	492	0	57	0	0	29	10
Nov	39	492	3	14	0	7	32	3
Dez.	32	492	0	28	0	0	56	16
Total 2014	510	5904	22	265	23	67	582	152
Total 2013	526	3618	57	83	18	0	1139	114

1) inkl. Abgabe von ^{90}Y und ^{177}Lu in ^{131}I Äquivalente umgerechnet

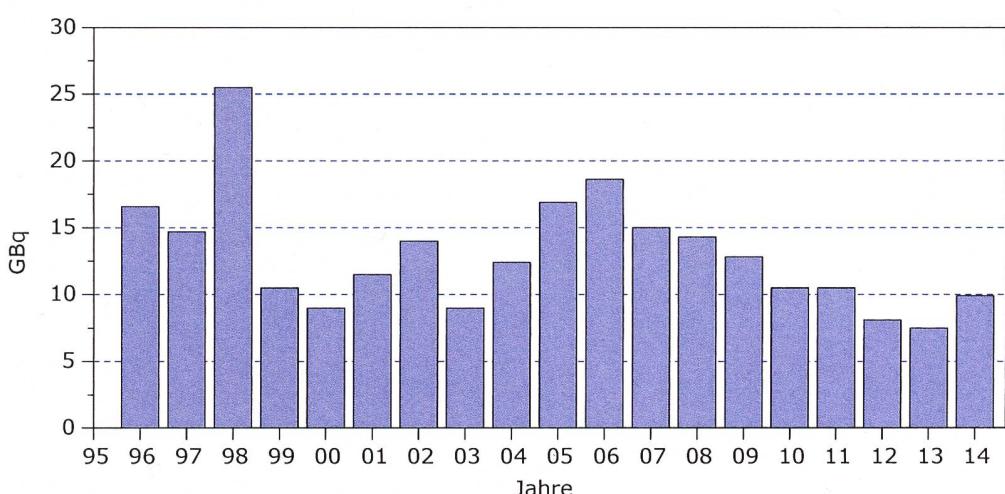
Ort	Münsterlingen	Sion	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	0	0	0	7	1	0	313	
Feb.	0	0	0	2	2	0	174	
März	0	0	1	3	4	65	113	
April	0	2	3	21	9	15	100	
Mai	0	2	5	90	18	133	92	
Juni	0	0	0	28	10	0	89	
Juli	0	5	1	0	18	43	186	
Aug.	0	0	0	0	0	28	0	
Sept.	0	2	0	0	1	0	93	
Okt.	0	2	0	0	105	0	190	
Nov	0	0	0	0	5	79	105	
Dez.	0	0	9	1	26	55	155	
Total 2013	0	13	19	152	199	418	1610	9.9
Total 2012	14	39	21	161	26	130	1514	7.5



Figur 1:
Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1996-2014 in GBq.



Figur 2:
Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq.



Figur 3:
Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1996-2014 in GBq.

9.3

Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, T. Marti, M. Müller, P. Steinmann

Section Radioactivité de l'environnement, URA / OFSP 3003 BERN

Résumé

Les résultats de la surveillance effectuée en 2014 au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ont montré un marquage significatif de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide, à proximité immédiate de ces entreprises. Les concentrations enregistrées sont toutefois restées bien inférieures aux limites légales (elles ont atteint au maximum 9 % de la valeur limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public) et n'ont donc pas représenté de danger pour la santé de la population. Des valeurs anormalement élevées de ^{131}I et de tritium ont par ailleurs été mesurées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle Ville, en mai et respectivement en juin, août et septembre. L'origine des substances radioactives ayant conduit à ces augmentations n'a pu être éclaircie. Le ^{131}I provient très certainement d'applications médicales et le ^3H sans doute de la combustion de montres ou d'objets usuels contenant du ^3H , jetés aux ordures ménagères. L'élimination non conforme de ces substances radioactives n'a toutefois pas donné lieu à des contaminations mesurables dans les eaux du Rhin.

Introduction

A la manière des installations nucléaires, les entreprises qui utilisent des substances radioactives et qui disposent d'une autorisation réglementant leurs rejets dans l'environnement font l'objet d'une surveillance particulière, mise en place par la SUVA (autorité de surveillance pour les industries) et l'OFSP. Ces programmes spécifiques commencent au terme source, par la surveillance des rejets : les exploitants sont en effet tenus de mesurer le bilan de leurs émissions et de le communiquer chaque mois aux autorités. La SUVA vérifie ces déclarations par le biais de mesures de contrôle.

La surveillance se poursuit par la mesure des immissions de ces entreprises, à savoir des concentrations radioactives effectivement présentes dans l'environnement dans leur voisinage.

L'OFSP coordonne également un programme spécifique de prélèvements et de mesures des eaux des stations d'épuration ainsi que des eaux de lavage des fumées des usines d'incinération des déchets. La surveillance des stations d'épuration permet d'évaluer les rejets de certaines substances radioactives dans l'environnement par les industries et les hôpitaux. Celle des usines d'incinération vise à s'assurer, autant que possible, qu'aucun déchet radioactif ne soit accidentellement ou intentionnellement éliminé par le circuit des ordures conventionnelles.

Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ${}^3\text{H}$

Certaines industries ont recours au tritium pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche. C'est le cas des entreprises Mb Microtec à Niederwangen/BE et de RC Tritec à Teufen/AR. Les émissions de ces entreprises sont détaillées au chapitre 9.1.

Dans le cadre de la surveillance de l'environnement dans leur voisinage, l'OFSP collecte des échantillons de précipitations à Teufen/AR ainsi qu'en 4 endroits distincts à Niederwangen/BE. La concentration en tritium des échantillons de Teufen est analysée chaque semaine; celle des précipitations de Niederwangen tous les 15 jours. Les résultats 2014 sont résumés dans le tableau 1.

Les concentrations de tritium enregistrées en 2014 dans les précipitations des stations de collecte «Bauernhaus» (située à 300 m au sud est de l'entreprise) et «Firma Schär» (située à 320 m au nord est de l'entreprise) à Niederwangen sont représentées sur la figure 1. Après la diminution constatée en 2013, les valeurs 2014 sont à nouveau comparables à celles enregistrées par le passé. Avec une concentration de 1'069 Bq/l, c'est dans la station située au nord-est de l'entreprise (station «Firma Schär») qu'a été enregistrée la plus forte teneur en tritium dans un échantillon de précipitations au cours de l'année 2014. Cette valeur représente environ 9% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) pour les eaux accessibles au public.

A Niederwangen, l'activité du ${}^3\text{H}$ dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (Fig. 1). Les valeurs obtenues en 2014 se sont échelonnées entre 0.8 et 16.6 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 7.1 Bq/m³.

Tableau 1:

Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ${}^3\text{H}$ en 2014.

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Mediane/ moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma RCT	16 - 226	66 / 74
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	22 - 170	44 / 59
Garage 200 m SW de l'entreprise	20 - 206	39 / 56
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	24 - 834	141 / 195
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	111 - 1'069	626 / 604

Des échantillons de denrées alimentaires, dernier maillon de la chaîne de contamination susceptible de transférer la radioactivité jusqu'à l'homme, sont également prélevés par le laboratoire cantonal de Berne dans la région de Niederwangen et analysés par l'OFSP. Les résultats montrent que la valeur de tolérance pour le tritium dans les denrées alimentaires, à savoir 1'000 Bq/l n'a été dépassé dans aucun des échantillons de lait ou de fruits et légumes examiné. Les concentrations de tritium dans les distillats des produits récoltés se sont en effet échelonnées entre 13 et 17 Bq/l pour le lait (4 échantillons) et entre 7 et 113 Bq/l pour les 9 échantillons

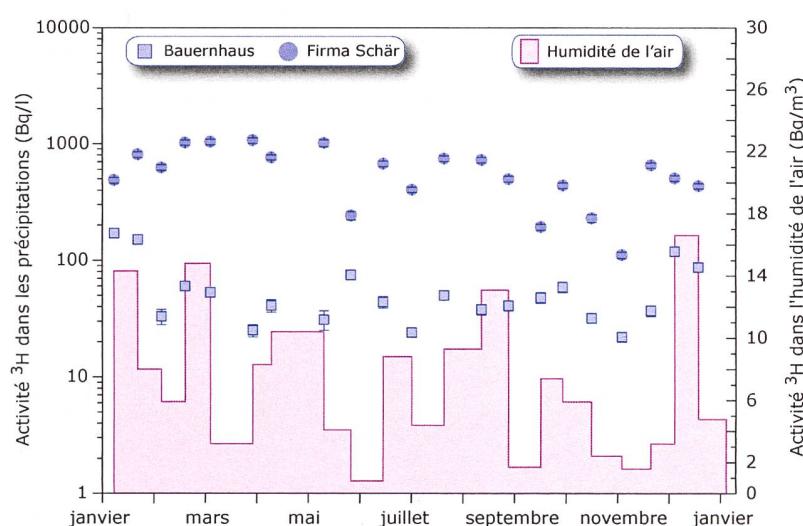
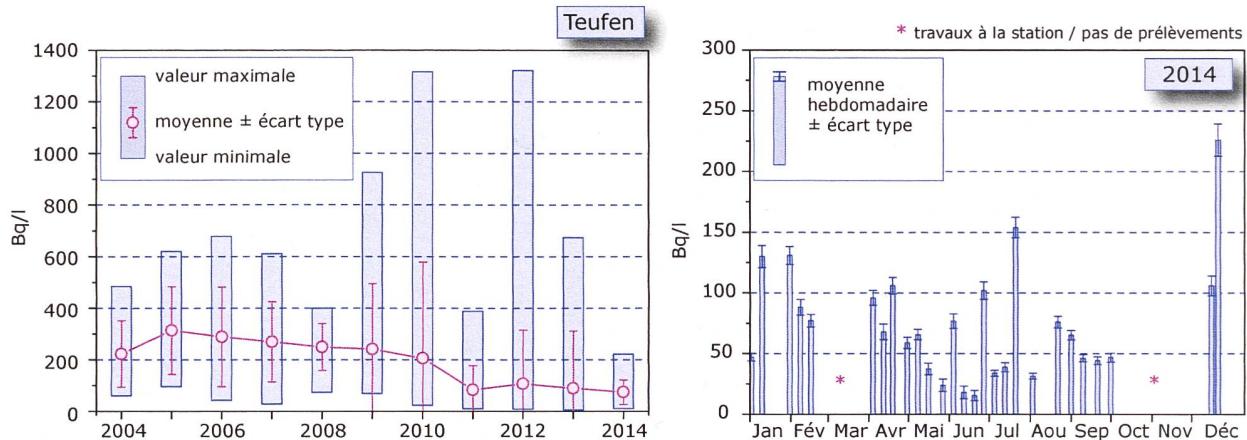


Figure 1:

Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m³ d'air) enregistrées en 2014 à Niederwangen/BE.

**Figure 2:**

Concentration du tritium mesurée dans les précipitations de Teufen / AR entre 2004 et 2014.

de pommes et celui de courgette. Ces valeurs sont stables par rapport à celles enregistrées au cours des années précédentes.

La figure 2 montre le suivi des concentrations de ^{3}H enregistrées dans les précipitations collectées à 65 m à l'est de la cheminée de la firme RC Tritec à Teufen et mesurées par l'OFSP au cours des 10 dernières années. Avec une concentration maximale de 229 Bq/l (soit 2 % de la valeur limite d'immission) et moyenne de 74 Bq/l, les valeurs 2014 sont les plus basses enregistrées depuis la mise en place du programme de surveillance.

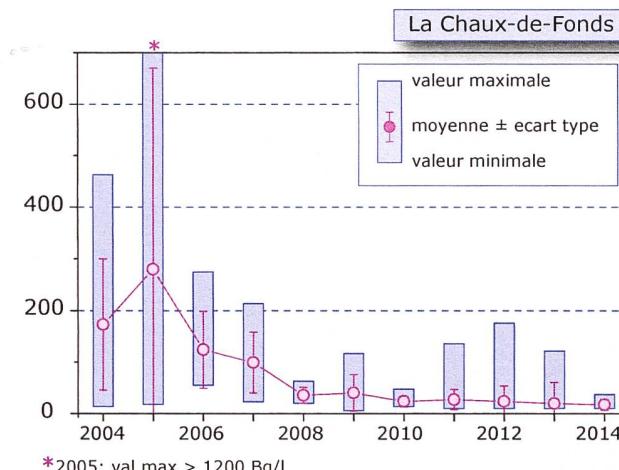
Les résultats des mesures supplémentaires effectuées par la SUVA dans des échantillons de l'environnement au voisinage de RC TRITEC (Voir figure 1c, chapitre 9.1) confirment ce constat.

Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération

Plusieurs laboratoires analysent les eaux des stations d'épuration des agglomérations de Zürich, Bâle, Berne, Lausanne et La Chaux-de-Fonds ainsi que les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération de Bâle-Ville et de Bienne afin de déterminer les concentrations de ^{3}H et de ^{131}I rejetées dans l'environnement.

Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2 pour l'année 2014.

Des valeurs anormalement élevées de ^{131}I et surtout de ^{3}H ont été mesurées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle en mai, respectivement en juin, août et septembre 2014.

**Figure 3:**

Concentrations du tritium mesurées dans les eaux de la station d'épuration de La Chaux-de-Fonds entre 2004 et 2014.

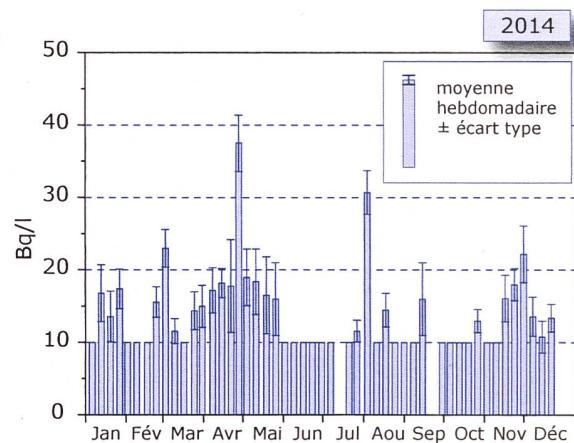


Tableau 2:Tritium (^3H) et ^{131}I dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP) en 2014.

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	^{131}I	52	< 0.1 - 0.8	0.25	-
		^3H	52	9 - 89	34	33
Incinération Bâle		^{131}I	58	< 0.1 - 39	0.5	-
		^3H	318	8.0 - 200'000	119	2030
STEP Berne	Labor Spiez	^{131}I	51	< 0.09 - 0.17	-	-
	URA/OFSP	^3H	12	< 5 - 54	5.5	-
STEP Biel/Bienne	URA/OFSP	^3H	52	< 10 - 193	< 10	-
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	^3H	50	< 10 - 38	11.6	-
STEP Lausanne	IRA	^{131}I	42	< 0.6	-	-
		^3H	11	< 1.5	-	-
STEP Zurich	EAWAG	^{131}I	51	< 0.5	-	-
	URA/OFSP	^3H	12	< 5.0	-	-

Pour l' ^{131}I , les concentrations ont dépassé 30 Bq/l pendant 4 jours consécutifs avec une valeur maximale de 39 Bq/l (valeur hebdomadaire moyenne de 24 Bq/l pour la période). Pour le ^3H , des pics de concentrations journalières atteignant 40'000 à 50'000 Bq/l, et jusqu'à 200'00 Bq/l en septembre ont été enregistrés. Les concentrations hebdomadaires moyennes maximales pour ces périodes se sont élevées à 8, 19 et 35 kBq/l respectivement pour juin, août et septembre.

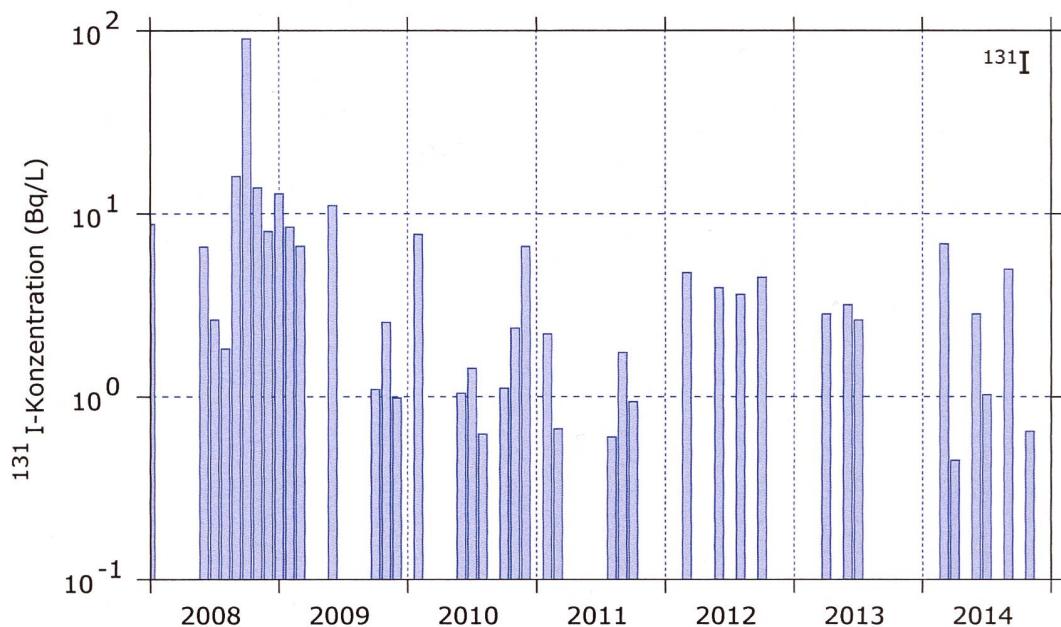
Sur la base des résultats de mesure, le laboratoire cantonal de Bâle Ville a procédé à une estimation des activités rejetées par mois. Elles sont élevées : 6MBq pour l' ^{131}I et jusqu'à 4 GBq pour le tritium en septembre. Ces valeurs laissent penser que des déchets radioactifs ont été éliminés de manière non conforme par des entreprises utilisant des substances radioactives ou par des personnes privées.

Concernant l'iode, l'OFSP a contacté le service de médecine nucléaire des hôpitaux universitaires bâlois, où sont pratiquées des thérapies ambulatoires et stationnaires avec de l' ^{131}I . Il s'est avéré qu'un nombre plus important de patients avait été traité à l' ^{131}I en mai 2014 où des valeurs élevées ont été enregistrées, toutefois toutes les procédures internes de gestion des déchets ont été respectées.

Pour le tritium, ce phénomène avait déjà été observé entre 2003 et 2005. Malgré les recherches menées par la Suva en collaboration avec l'OFSP et le laboratoire cantonal de Bâle-Ville, son origine n'a malheureusement toujours pas été éclaircie. La combustion de montres avec peinture luminescente au tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue toutefois une explication possible. En effet, l'incinération de 10 à 20

montres contenant du ^3H pourrait conduire aux activités enregistrées au cours du mois de septembre. Notons encore que les eaux de lavage des fumées sont ensuite rejetées dans le Rhin. Le tableau 2 montre que les concentrations de ^3H dans les échantillons hebdomadaires d'eau de la STEP de Bâle n'ont pas dépassé les 90 Bq/l. Elles sont même restées inférieures à 40 Bq/l au cours des mois de juin, août et septembre où les valeurs maximales ont été enregistrées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération. Les pics de concentration observés dans ces échantillons n'ont ainsi pas contribué à une augmentation significative de la teneur en ^3H des eaux du Rhin. En août et septembre, les concentrations mensuelles en ^3H mesurées dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, sont en effet restées inférieures ou égales à 2 Bq/l. Si des valeurs plus élevées ont été mesurées en juin dans les eaux du Rhin, elles sont à mettre en relation avec les rejets plus importants de tritium par la centrale nucléaire de Gösgen (voir figure 4 du chapitre 8.5) qui ont lieu chaque année à cette époque et non avec l'événement discuté ici.

Les concentrations de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds sont restées faibles en 2014 et comparables à celles enregistrées dans d'autres installations du même type. La figure 3 montre qu'après la nette diminution observée jusqu'en 2008, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du ^3H dans les ateliers de posage de la région et l'arrêt complet de cette activité en 2008, les concentrations de tritium dans les eaux de la STEP de la Chaux-de-Fonds se sont stabilisées à des niveaux faibles. A la STEP de Biel/Bienne, les concentrations de tritium sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 10 Bq/l à l'exception de 2 valeurs légèrement plus

**Figur 4:**

Concentrations de ^{131}I (Bq/l) enregistrées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz de 2008 à 2014 (prélèvement et analyse effectués par l'EAWAG).

élevées enregistrées fin juillet-début août (valeur maximale de 193 Bq/l).

La figure 4 montre les concentrations de ^{131}I mesurées entre 2008 et 2014 dans les échantillons d'eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz à Zürich par l'EAWAG. Les échantillons sont prélevés chaque mois par sondage.

En 2014, 5 échantillons ont présenté des concentrations supérieures à la limite de détection de 0.2-0.3 Bq/l (valeurs comprises entre 0.7 et 6.9 Bq/l). Ces résultats sont conformes à ceux enregistrés au cours de la période 2008-2013.

Conclusions

Les résultats des mesures effectuées en 2014 à proximité des entreprises utilisatrices de tritium ont montré un marquage significatif de l'environnement par ce radionucléide dans leur voisinage immédiat. Dans les précipitations, les concentrations en ^3H ont atteint au maximum env. 9% de la valeur limite d'immissions définie dans l'ORaP pour le tritium dans les eaux accessibles au public et dans les denrées alimentaires, elles n'ont pas dépassé 11% de la valeur de tolérance. Toutes les valeurs enregistrées sont donc restées bien inférieures aux limites légales et n'ont donc pas représenté de danger pour la santé de la population.

L'origine des substances radioactives ayant conduit à des augmentations anormales des concentrations de ^{131}I et de ^3H dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville en 2014 n'a pu être éclaircie. Le ^{131}I provient très certainement d'applications médicales et le ^3H sans doute de la combustion de montres ou d'objets usuels contenant du ^3H , jetés aux ordures ménagères. L'élimination non conforme de ces déchets n'a toutefois pas donné lieu à des contaminations mesurables des eaux du Rhin.

9.4

Nachweis von ^{223}Ra aus der Medizin in Klärschlammproben

P. Steinmann

Umweltradioaktivität, URA / BAG 3003 BERN

Einleitung

Radium-223-dichlorid (Handelsname Xofigo) wird bei Erwachsenen zur Behandlung des fortgeschrittenen Prostatakarzinoms eingesetzt [1]. Das Medikament wird angewendet, wenn sich Knochenmetastasen gebildet haben, die Schmerzen verursachen. Radium-223 (^{223}Ra) ist ein Alpha-Strahler mit einer Halbwertszeit von 11.4 Tagen. ^{223}Ra kommt natürlich als Nuklid der ^{235}U -Zerfallsreihe vor; für die medizinische Anwendung wird ^{223}Ra aber mit einem $^{227}\text{Ac}/^{227}\text{Th}/^{223}\text{Ra}$ Generator hergestellt. Das Präparat enthält deshalb Spuren dieser beiden Isotope. Bei der Behandlung wird den Patienten ambulant rund 4 MBq ^{223}Ra injiziert. Mit den Ausscheidungen der Patienten gelangt das Radioisotop mit dem Abwasser in die Kläranlagen der jeweiligen Wohnorte der Patienten. In der Kläranlage geht Radium aufgrund seiner hohen Neigung sich an Eisenhydroxide anzulagern [2] in den Klärschlamm über. Um diesen Ausbreitungsweg von ^{223}Ra zu untersuchen, hat das Bundesamt für Gesundheit (BAG) während ambulanten ^{223}Ra Behandlungen des Kantonsspitals St. Gallen (KSSG) Messungen an Klärschlammproben durchgeführt. Ziel der Messungen war es zu prüfen, ob wie angenommen ein Grossteil des Radiums im Klärschlamm bleibt und somit nicht weiter in die Flüsse und die Umwelt verteilt wird. Gleichzeitig sollte festgestellt werden, welche ^{223}Ra Aktivitäten sich im Klärschlamm selber ergeben können.

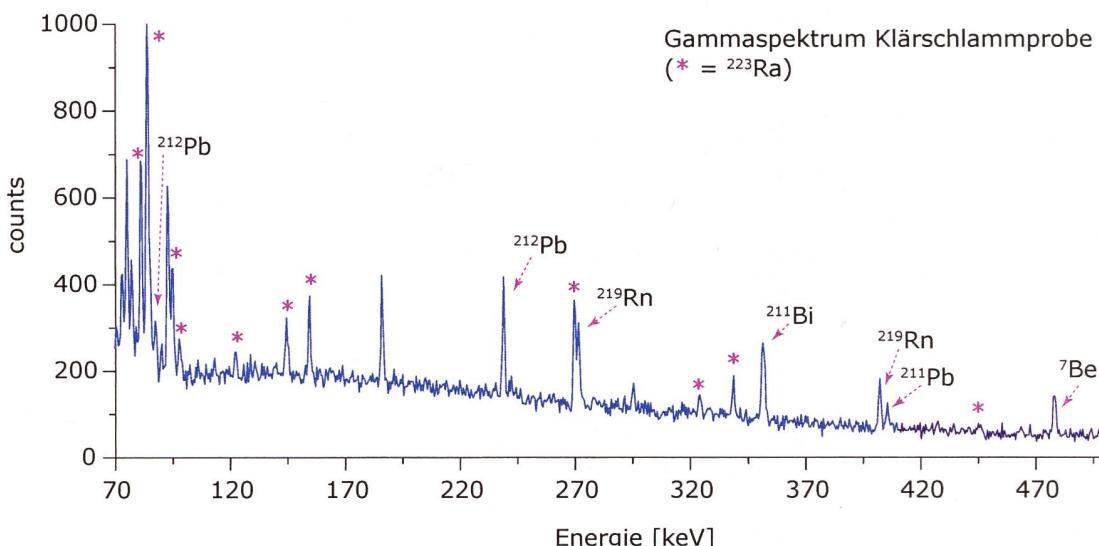
Probenahme und Messungen

Frischschlammproben von jeweils 0.5 l wurden von den Verantwortlichen in den Kläranlagen genommen und ans BAG gesandt. Im Labor wurden die Proben sofort während 80'000 s auf einem HPGe Gammaspektrometer gemessen. Die starken Gammainien von ^{223}Ra bei 81.1 keV, 83.7 keV und 269.5 keV erlauben eine sichere Identifikation und Quantifizierung (Figur 1). Zwanzig Proben stammten aus Kläranlagen von Wohnorten von vier behandelten Patienten; 14 weitere Proben kamen aus der Kläranlage St. Gallen-Hofen, an welcher das KSSG angeschlossen ist. Weil im Spital ein separater Entsorgungsweg vorgesehen ist, wurde in diesen Proben kein ^{223}Ra erwartet.

Resultate

Geringe Mengen von ^{223}Ra bis maximal 5.3 Bq/kg Frischschlamm konnten in 10 Proben von Frischschlamm aus Kläranlagen der Wohnorte Patienten nach der Behandlung nachgewiesen werden. In einer der 14 Proben aus der ARA St. Gallen Hofen, an welcher das KSSG angeschlossen ist, konnte am Tag der Abgabe an einen Patienten, ebenfalls Spuren von ^{223}Ra nachgewiesen werden (0.9 Bq/kg). Dieses Radium stammt vermutlich aus Ausscheidungen des Patienten, da das nichtapplizierte ^{223}Ra Präparate im Spital gesammelt und separat entsorgt werden.

Bei der Kläranlage des Wohnortes von Patient A (ARA Wohnort A in Tabelle 1) konnte ^{223}Ra in 2 Klärschlammproben, die nach der Behandlung in der ARA des Wohnortes genommen wurden, nachgewiesen werden. Eine Probe aus derselben ARA vor der Behandlung enthielt erwartungsgemäss kein ^{223}Ra . Es handelt sich hier um eine relativ kleine ARA mit einem täglichen Schlammanfall von 20-25 m³. Nimmt man für die ^{223}Ra Ausscheidung

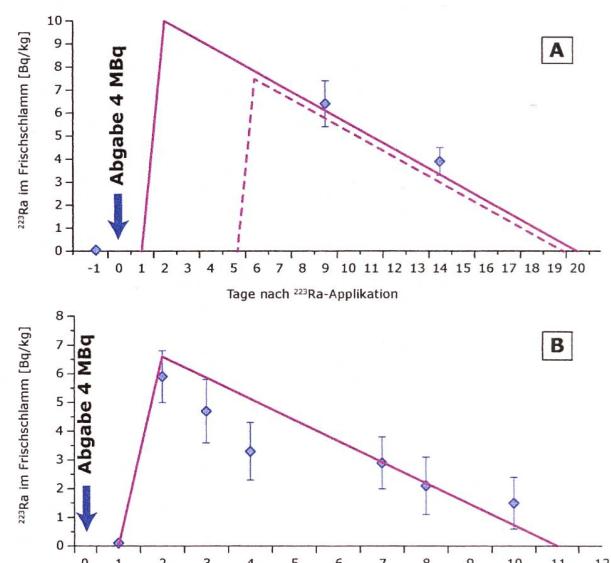
**Figur 1:**

Gammaspektrum einer Klärschlammprobe mit ^{223}Ra aus einer kleinen Kläranlage (4.4.2013). Die ^{223}Ra Peaks sind mit einem Asterisk gekennzeichnet. Zur ^{223}Ra Zerfallsreihe gehören auch ^{219}Rn , ^{211}Pb und ^{211}Bi . Nicht-beschriftete Peaks gehören zum Untergrund.

durch den Patienten den in Figur 1A eingezeichneten hypothetischen Verlauf an, so ergibt sich auf das Abgabedatum bezogen eine Gesamtfracht von rund 2 MBq ^{223}Ra . Es wird angenommen, dass drei Viertel der applizierten Aktivität vom Patienten wieder ausgeschieden wird (Bfs, 2015). Die obige Abschätzung würde also bedeuten, dass sich etwa zwei Drittel der ins Abwasser gelangten ^{223}Ra Aktivität im Klärschlamm wiederfindet. Denkbar ist auch eine verzögerte Ausscheidung des ^{223}Ra (gestrichelte Linie in Figur 2A). Bei dieser Variante wären ca. ein Drittel des Radiums im Klärschlamm zurückgehalten.

Bei Patient B (Tabelle 1), konnte in der kleinen ARA des Wohnortes (Schlammanfall 12 m³ pro Tag) kein ^{223}Ra nachgewiesen werden. Allerdings ist in diesem Falle unsicher, ob sich der Patient nach der Behandlung überhaupt im Einzugsbereich der untersuchten ARA aufgehalten hat. Patient C wohnt in einer an einer grösseren Kläranlage (ca. 50 m³ Klärschlamm pro Tag) angeschlossenen Gemeinde. Hier konnten bei einer 5 Tage nach der ersten Behandlung genommenen Klärschlammprobe Spuren von ^{223}Ra nachgewiesen werden (Tabelle 1). Bei einer Probe 5 Tage nach der 3. Behandlung genommenen Probe konnte ^{223}Ra hingegen nicht gemessen werden. Dies kann durch die stärkere Verdünnung in der grösseren Kläranlage erklärt werden.

Die meisten ^{223}Ra Nachweise gelangen mit intensiverer Beprobung in einer kleinen Kläranlage (Schlammanfall 13 m³ pro Tag) des Wohnortes von Patient D (Tabelle 1). Nach der zweiten Behandlung des Patienten stieg die ^{223}Ra Konzentration im Klärschlamm mit Verzögerung von einem Tag an, um

**Figur 2:**

^{223}Ra in Klärschlamm von zwei kleinen ARAs, in deren Einzugsgebiet jeweils ein mit ^{223}Ra behandelter Patient wohnhaft war. Rhomben zeigen Messwerte mit erweiterter Messunsicherheit. Die roten Linien stellen einen möglichen Verlauf der ^{223}Ra Aktivitäten im Klärschlamm dar. Mit diesem Verlauf errechnen sich Gesamtfrachten von: A) etwa 2 MBq ^{223}Ra (Klärschlammvolumen von 23 m³ pro Tag) beziehungsweise B) etwa 0.5 MBq ^{223}Ra (Klärschlammvolumen von 15 m³ pro Tag). Alle Aktivitäten auf Datum der Abgabe zurückgerechnet.

dann über die nächsten 8 Tage kontinuierlich zu sinken. Auch hier wurde aus einem angenäherten Verlauf der ^{223}Ra Konzentrationen eine Gesamtaktivität im Klärschlamm abgeschätzt (Figur 2B). Auf den Zeitpunkt der Behandlung zurückgerechnet ergibt sich eine Aktivität von 0.5 MBq im Klärschlamm oder rund 1/6 der ins Abwasser gelangten Aktivität. Diese Abschätzung ist aber mit grosser Unsicher-

Tabelle 1:Aktivitäten von Radium-Isotopen und ^{227}Th im Klärschlamm (Frischschlamm) zur Zeit der Probenahme. ARA: Kläranlage

Datum	Abgaben am KSSG	Probe	^{223}Ra [Bq/kg]	^{224}Ra [Bq/kg]	^{226}Ra [Bq/kg]	^{227}Th [Bq/kg]
25.3.13		ARA Wohnort A	<1.7	<7.9	<6.3	<2.5
26.3.14	4 MBq Patient A					
4.4.13		ARA Wohnort A	4.2 ± 0.6	<2.6	<2.9	<1.3
9.4.13		ARA Wohnort A	2.1 ± 0.7	<4.8	<4.7	<2.0
21.5.13		ARA Wohnort B	<1.4	<5.1	<5.7	<2.2
21.5.13	4 MBq Patient B					
27.5.13		ARA Wohnort B	<1	<4.2	<3.9	<1.5
3.6.13		ARA Wohnort B	<1.2	<5.3	<4.2	<1.9
19.6.13		ARA Wohnort C	<1.7	<11.3	<4.9	<2.2
21.6.13	4 MBq Patient C					
24.6.13		ARA Wohnort B	<0.6	<2.6	<2.4	<1.1
26.6.13		ARA Wohnort C	1.1 ± 0.5	<4.1	<4.1	<1.8
4.7.13	4 MBq Patient C					
31.7.13	4 MBq Patient C					
5.8.13		ARA Wohnort C	<1.4	2.4 ± 1.9	<4.4	<2.0
12.8.13		ARA Wohnort C	<1.4	<4.8	<5.3	<2.1
21.1.14	Patient D					
23.1.14		ARA Wohnort D	3.7 ± 0.5	<8.4	<3.1	<1.4
17.2.14	Patient D					
18.2.14		ARA Wohnort D	<1.4	<6.6	<6.2	<2.5
19.2.14		ARA Wohnort D	5.3 ± 0.8	<4.4	<4.2	<1.6
20.2.14		ARA Wohnort D	3.7 ± 0.9	<9	<5.8	<2.2
21.2.14		ARA Wohnort D	2.6 ± 0.8	<9.2	<5.9	<2.3
24.2.14		ARA Wohnort D	1.9 ± 0.6	<6	<5.7	<2.3
25.2.14		ARA Wohnort D	1.3 ± 0.6	<5.7	<5.5	<2.2
27.2.14		ARA Wohnort D	0.8 ± 0.5	<5.1	<2.9	<1.3

heit verbunden. So ist zum Beispiel nicht sicher, ob sich der Patient ständig an seinem Wohnort aufgehalten hat.

Neben ^{223}Ra enthält das Präparat Xofigo die Isotope ^{227}Ac und ^{227}Th als Verunreinigungen. Diese Verunreinigungen konnten in den Klärschlammproben nicht festgestellt werden. Thorium-227, das Tochterisotop von ^{227}Ac , lag in allen untersuchten Proben unterhalb der Nachweisgrenze von ca. 2 Bq/kg. In wenigen Proben der Kläranlage St. Gallen Hofen waren auch die natürlichen Radiumisotope ^{224}Ra (3 Proben; Konzentrationen zwischen 2.4 und 3.7 Bq/kg) und ^{226}Ra (1 Probe; 3.4 Bq/kg) messbar.

Schlussfolgerungen

Die in den Frischschlammproben gemessenen ^{223}Ra Konzentrationen von 0.8 bis 5.3 Bq/kg Klärschlamm liegen deutlich unterhalb der Freigrenze von 100 Bq/kg für dieses Radioisotop. Man kann deshalb vermuten, dass die Freigrenze selbst bei mehreren Patienten im Einzugsgebiet einer kleineren Kläranlage eingehalten wäre.

Erste grobe Massenbilanzen bestätigen die Annahme, dass ein grosser Teil des ins Abwasser gelangten ^{223}Ra in den Klärschlamm geht. Das Deutsche Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) hat die mögliche Dosis für die Bevölkerung aufgrund von ^{223}Ra im Trinkwasser abgeschätzt. Unter der Annahme, dass 75% des Radiums im Klärschlamm zurückbleibt, ergibt sich eine vernachlässigbare Dosis. Unsere Resultate bestätigen, dass die Rückhaltung im Klärschlamm ein wichtiger Prozess ist.

Dank

Diese Studie war möglich dank der Unterstützung der Verantwortlichen am KSSG sowie der beprobten Kläranlagen. Gloria Perewusnyk half mit Informationen, Erklärungen und Diskussionen.

Literatur

- [1] Parker, C.; Nilsson, S.; Heinrich, D.; et al. (2013): The New England journal of medicine 369 (3), 213-223.
- [2] BfS (2015): Strahlenschutzmaßnahmen bei der Anwendung von Xofigo; Stellungnahme des Bundesamtes Für Strahlenschutz (BfS). RS-Handbuch 3-106, 1-6.
- [3] Rihs, S., Condomines, M., Fouillac, C., 1997. J. Radioanal. Nucl. Chem.

9.5

Mesures par spectrométrie gamma in situ sur le site de l'ancienne décharge des Fléoles (Lischenweg) de Bienne.

S. Estier, A. Gurtner

Radioactivité de l'environnement, URA / OFSP 3003 BERNE

Introduction

En novembre 2012, puis à nouveau en août 2013 et janvier 2014, des déchets contaminés au radium-226 (^{226}Ra) 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 popula-

tion 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.



Le radium-226 (^{226}Ra)

Le ^{226}Ra est un élément radioactif naturel descendant de l' ^{238}U 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' ^{238}U est représenté à la figure 1.

Les descendants radioactifs du ^{226}Ra , dont le gaz radon, et jusqu'au ^{210}Pb , 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 ^{226}Ra (appelé équilibre séculaire) est atteint au bout de 38,5 jours. Cette propriété explique pourquoi le ^{226}Ra n'est jamais seul et est toujours accompagné de ses descendants radioactifs, dont on peut également mesurer l'activité.

Le ^{226}Ra 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 ^{226}Ra (notamment le ^{214}Pb et le ^{214}Bi) 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 ^{226}Ra sont les roches et le sol. Son abundance dépend for-

ttement de la teneur en uranium, son précurseur : l'activité du ^{226}Ra 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 ^{226}Ra est en équilibre séculaire avec ses précurseurs (^{238}U , ^{234}Th). L'activité du radium naturel habituellement observée dans les sols en Suisse s'échelonne entre 20 et 50 Bq/kg. L'activité du ^{226}Ra 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 ^{226}Ra ; on parle alors de radium d'origine artificielle. Une des applications les plus courantes du ^{226}Ra 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>

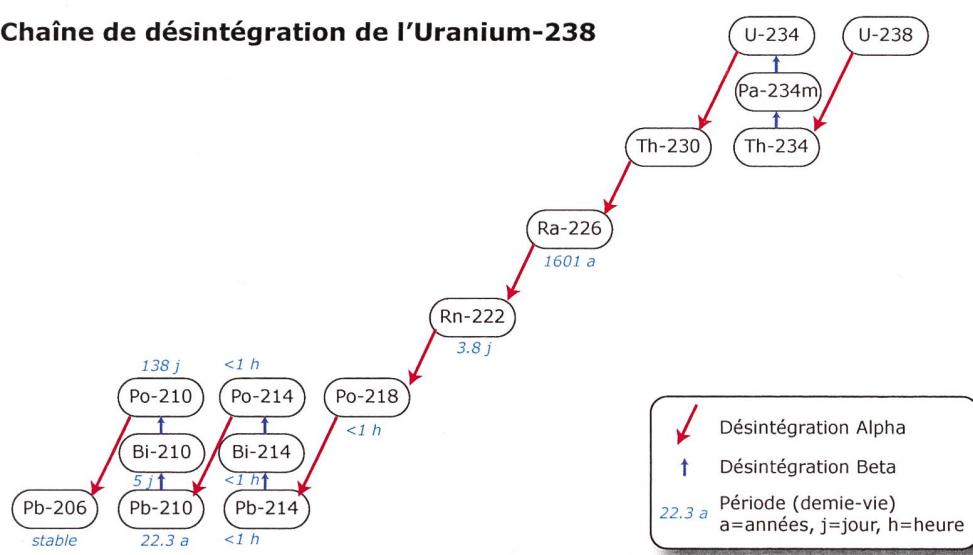


Figure 1:
Chaîne de désintégration de l'uranium-238.

La mesure du ^{226}Ra

La mesure du ^{226}Ra 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 ^{226}Ra 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 ^{214}Pb et le ^{214}Bi), 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.

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 ^{226}Ra toujours présent dans les sols examinés puisque faisant partie des constituants de la croûte terrestre, est en équilibre avec ses précurseurs comme le ^{234}Th et donc uniquement d'origine naturelle (N.B. l' ^{238}U 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 ^{226}Ra naturellement présent dans le sol est homogène et donc connue, la répartition en profondeur du ^{226}Ra 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 ^{226}Ra , 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 ^{226}Ra sur un site donné, ni même leur distribution dans le sol (pour autant bien sur 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.

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 ^{238}U et du ^{232}Th ainsi que pour le ^{40}K et le ^{137}Cs , 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 ^{238}U et du ^{232}Th ainsi que pour le ^{40}K et le ^{137}Cs , 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 (^{40}K , séries ^{238}U et ^{232}Th), évaluées pour une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, avec la part ionisante cosmique calculée

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>

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.

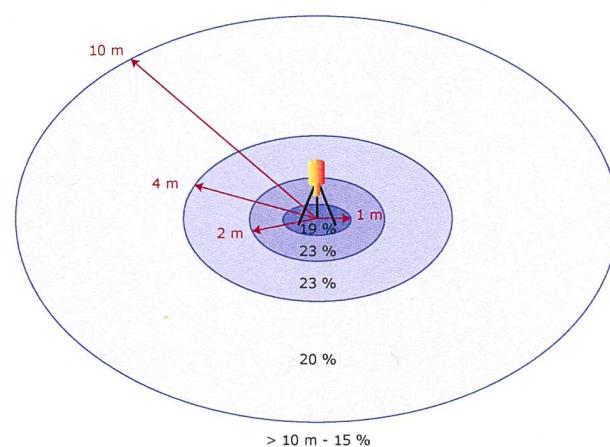


Figure 2:

«Champ de vision» d'un spectromètre gamma insitu 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 Radioprotection, vol. 22 n° 3, pages 231-239, 1987.

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^{eme} (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

Résultats

Les spectres enregistrés par spectrométrie gamma in situ ont révélé la présence des radionucléides primordiaux (constituants de la croûte terrestre), tels que le ⁴⁰K, les différents éléments de la chaîne de désintégration du ²³²Th ainsi que ceux de la chaîne de désintégration de l'²³⁸U, dont le ²³⁴Th, le ²²⁶Ra, le ²¹⁴Bi et le ²¹⁴Pb. Comme partout en Suisse, du ¹³⁷Cs 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 ⁷Be produit par le rayonnement cosmique ont également été

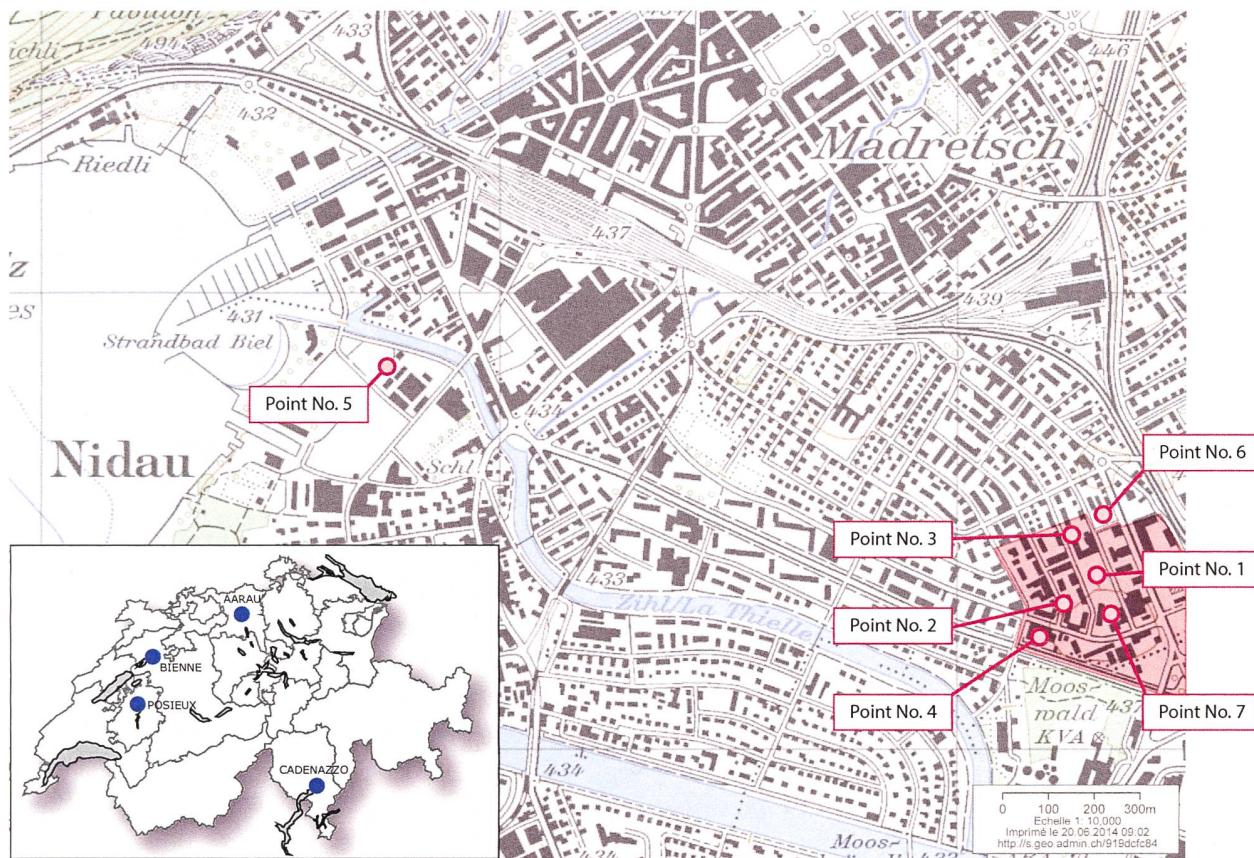
décelées, mais dans des niveaux si faibles qu'ils ne sont pas représentés ici. Ces résultats sont donc globalement conformes à ceux rencontrés partout dans l'environnement en Suisse.

Comme expliqué au chapitre méthodologie in situ 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 ²²⁶Ra 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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs 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 ²²⁶Ra 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 ²²⁶Ra et de ses descendants (²¹⁴Bi et ²¹⁴Pb) notamment sont nettement supérieures à celles enregistrées pour le ²³⁴Th (et donc l'²³⁸U). Il apparaît donc clairement que le ²²⁶Ra 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 ²²⁶Ra 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.



Site No. 3



Site No. 2



Site No. 4



Site No. 6



Site No. 1



Site No. 7



Figure 4:

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

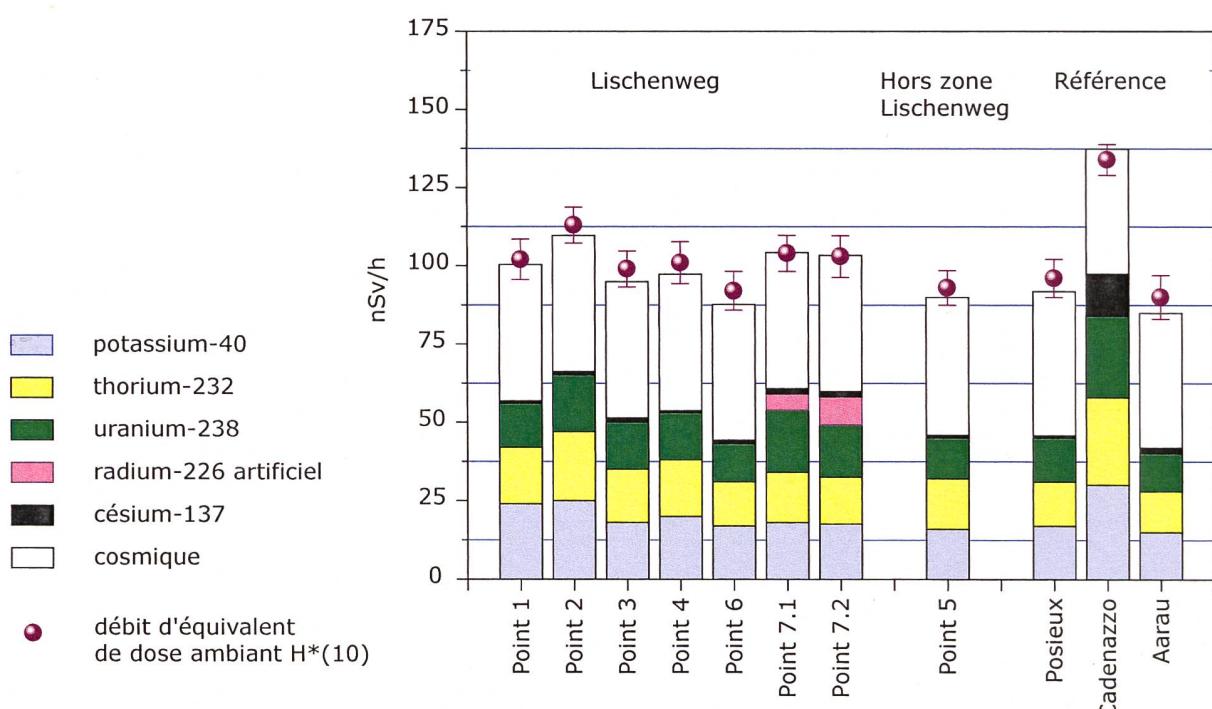
Tableau 3:

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 ^{238}U a été déterminée sur la base du résultat de mesure obtenu pour le ^{234}Th . Dans les autres cas, elle est dérivée de l'activité du ^{214}Bi .

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

**Figure 5:**

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $\text{H}^*(10)$ 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 $\text{H}^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

D'un point de vue technique, il est à relever que l'évaluation de l'activité de l' ^{238}U via le ^{234}Th 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 ^{226}Ra 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 ^{226}Ra 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 ^{226}Ra 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' ^{238}U et de tous ses descendants à l'équilibre, sur la base de l'activité enregistrée pour le ^{234}Th , en supposant une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol. Cette contribution tient donc compte de la part du ^{226}Ra d'origine naturelle et de tous ses descendants.

La contribution du ^{226}Ra d'origine artificielle au débit d'équivalent de dose ambiant, s'obtient ensuite par soustraction des contributions d'origine naturelle (à savoir rayonnement cosmique et contribution des séries ^{232}Th et ^{238}U précédemment calculée) et de celle du ^{137}Cs 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 ^{226}Ra 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 ambiant 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 ^{226}Ra 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.

Conclusions

Les mesures de la radioactivité, et en particulier de la concentration en ^{226}Ra , 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 ^{226}Ra 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 ^{226}Ra 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.

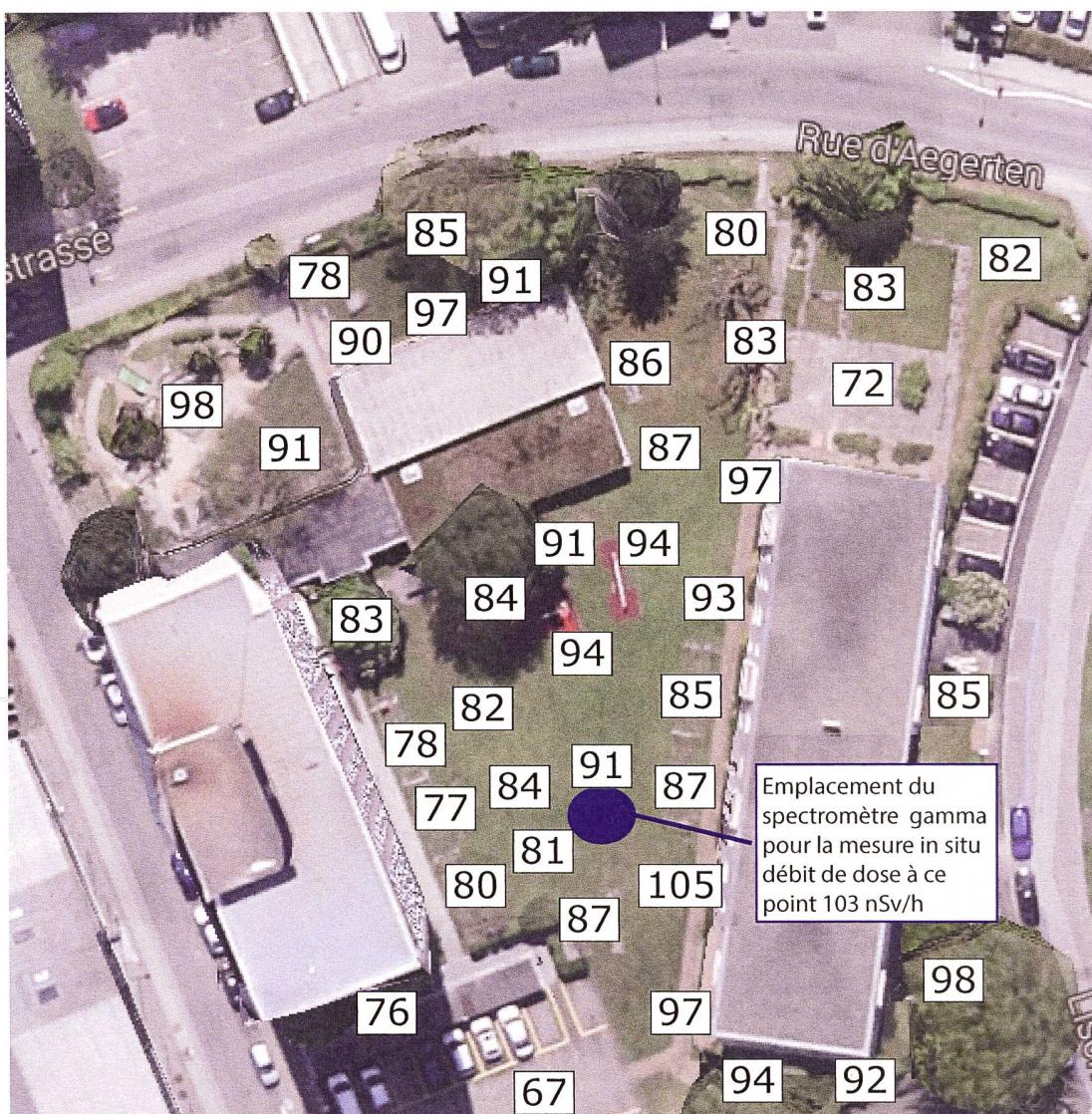


Figure 6:

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

9.6

^{226}Ra in Wasserproben aus der ehemaligen Deponie Lischenweg Biel

P. Steinmann

Umweltradioaktivität, URA / BAG 3003 BERN

Radiumfunde in der Deponie Lischenweg

Im November 2012, im August 2013 und im Januar 2014 wurden bei den Bauarbeiten für die Autobahn A5 auf der ehemaligen Deponie Lischenweg in Biel mit Radium-226 (^{226}Ra) kontaminierte Abfälle gefunden.

Aufgrund der Informationen die dem Bundesamt für Gesundheit (BAG) zur Radium-Kontamination auf der genannten Deponie vorliegen, wird die potentielle Gefährdung der Bevölkerung und der Umwelt als sehr gering eingestuft. Auch die Dosimeter der Arbeiter, die am offenen Teil der Deponie bei der Trennung und Entsorgung der Abfälle gearbeitet haben, zeigten keine messbare zusätzliche Strahlendosis.

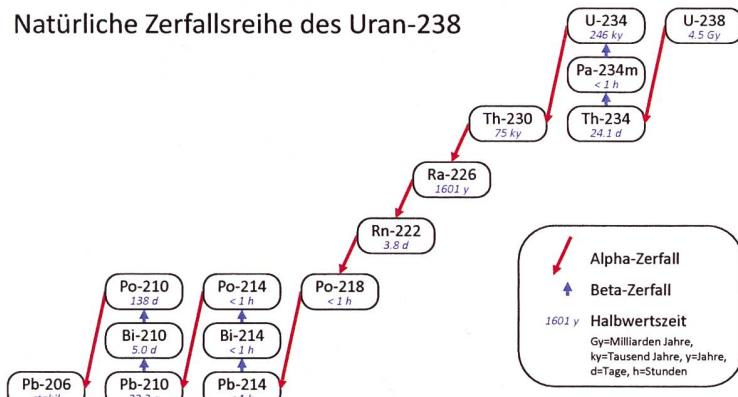
Um jegliche Gefährdung der örtlichen Bevölkerung ausschliessen zu können, hat das BAG dennoch beschlossen, weiterführende Messungen im bewohnten Teil der ehemaligen Deponie, aussenhalb der Baustelle des Autobahnbaus durchzuführen. Dieses Überwachungsprogramm beinhaltet einerseits das Messen der Verteilung der vorhandenen natürlichen und künstlichen Radionuklide im Boden, um die jeweiligen Dosisbeiträge durch externe Strahlung zu errechnen sowie andererseits

die Analyse von Wasserproben von Drainagewasser der Deponie. Die Messungen der externen Strahlung sind im „Messbericht Lischenweg“ vom 26.6.2014 publiziert und zeigen keine Gesundheitsgefährdung auf der Deponie Lischenweg. Die Wasser-Analysen sind Gegenstand des vorliegenden Berichtes.

Am Standort der Deponie Lischenweg hatte man früher Torf abgebaut. Die entstandene Torfgrube wurde zwischen 1940 und 1960 zunächst mit Siedlungsabfällen und dann mit Bauschutt aufgefüllt. Das Bestehen eines Torfmoores weist darauf hin, dass der Untergrund durch die natürlichen Sedimente (tonige und lehmige Verlandungssedimente) gut gegen unten abgedichtet ist. Die generelle Fliessrichtung des in der Deponie gestauten

Wassers ist gegen Süden, Richtung Aare. Wie die hier dokumentierten Messungen zeigen, liegt in der Deponie kein zusammenhängender „Grundwassersee“ vor, sondern es handelt sich eher um voneinander isolierte Wassertaschen. Das Grundwasser unterhalb der Deponie ist durch die erwähnte undurchlässige Sedimentschicht von der Deponie getrennt.

Natürliche Zerfallsreihe des Uran-238



Figur 1:

Natürliche Zerfallsreihe von ^{238}U

Hintergrundinformationen zu ^{226}Ra

^{226}Ra ist ein natürlich vorkommendes radioaktives Isotop, das beim Zerfall von ^{238}U entsteht. Die Halbwertszeit – also die Zeit bis die Hälfte der Atome spontan zerfallen – beträgt 1'600 Jahre. Die Zerfallsprodukte von Radium sind ebenfalls radioaktiv, weshalb man von einer Zerfallsreihe spricht. Die gesamte Zerfallsreihe vom ^{238}U bis zum stabilen ^{206}Pb ist in Figur 1 dargestellt.

Die radioaktiven Folgeprodukte von ^{226}Ra (von ^{222}Rn bis ^{214}Po) haben viel kürzere Halbwertszeiten, wodurch das säkulare Gleichgewicht – also der Zeitpunkt zu dem die Aktivität der Tochternuklide der Aktivität des Mutternuklid entspricht – nach ca. 40 Tagen erreicht wird. Somit ist ^{226}Ra meist durch seine Folgeprodukte begleitet.

^{226}Ra sowie einige seiner Folgeprodukte sind Alpha-Strahler mit einem geringen Gamma-Strahlungssanteil, ihr Dosisbeitrag erfolgt somit primär über den Inkorporationsweg (Inhalation und Ingestion). Andere Folgeprodukte (namentlich ^{214}Pb und ^{214}Bi) sind Beta-Gamma-Strahler und leisten Ihren Dosisbeitrag durch externe Bestrahlung.

In der Natur kommt ^{226}Ra vor allem in Gesteinen und Böden vor. Wie hoch der ^{226}Ra -Anteil ist hängt von der Konzentration seines Vorgängers, dem Uran, ab. Übliche ^{226}Ra -Aktivitäten in Gesteinen bewegen sich im Bereich von einigen 10 Becquerel pro Kilogramm (Bq/kg), sie können jedoch bei sehr uranreichen Gesteinen viel höher sein. In der Schweiz liegt der natürliche ^{226}Ra -Anteil im Boden üblicherweise bei ca. 20 bis 50 Bq/kg. Die spezifische Aktivität von ^{226}Ra im Wasser ist meist tief und bewegt sich zwischen 0.001 und 0.01 Bq/l in Oberflächengewässern und Grundwasser, kann aber bei gewissen Mineralquellen bei 1 bis 2 Bq/l liegen.

Radium wurde 1898 entdeckt und fand aufgrund seiner radioaktiven Eigenschaften schnell weite Verbreitung in zahlreichen Anwendungsfeldern. Es wurden industrielle Verfahren entwickelt, um Radium zu extrahieren und anzureichern, daher spricht

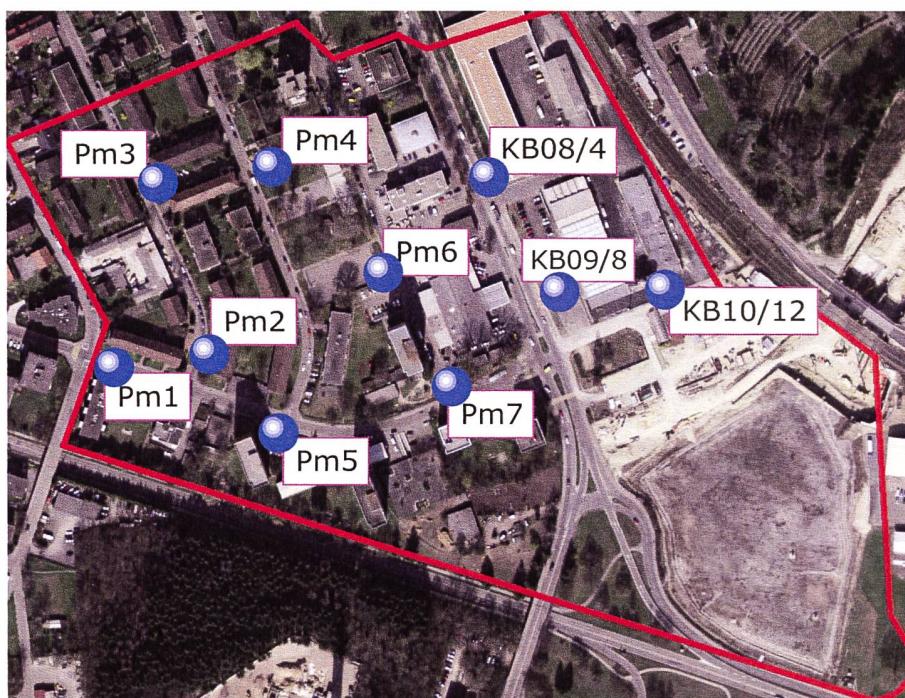
man von künstlichem Radium. Zwischen 1910 und 1960 kam Radium in der Schweiz verbreitet zu Anwendung, insbesondere bei der Herstellung von Leuchtfarbe für die Uhrenindustrie. In dieser Zeit wurden Abfälle aus diesem Bereich in herkömmlichen Deponien entsorgt. In der Schweiz wurde die Verwendung von Radium erstmals durch die Verordnung vom 19. April 1963 über den Strahlenschutz eingeschränkt.

Probenahme und Analytik

Um Wasserproben aus der ehemaligen Deponie Lischenweg zu entnehmen hat die Firma Geotest am 28.5.14 sieben Piezometer installiert (Pm1 - Pm7, Figur 2). Unter diesen Piezometern muss man sich fünf Meter lange Eisenrohre vorstellen, die in den Boden gerammt sind. Die untere Hälfte der Rohre ist mit Löchern versehen, durch welche Wasser aus der Deponie in die Rohre hineinfliessen kann.

Eine Woche nach der Installation wurden aus den Piezometern Wasserproben (je ca. 1 Liter) für die Analyse von ^{226}Ra entnommen. Neben den 7 Piezometern wurden auch 3 Bohrlöcher von bestehenden Kernbohrungen (KB, Figur 1) beprobt.

Der pH-Wert, die Leitfähigkeit, Redox-Potential und Wassertemperatur wurden von der Firma Geotest vor Ort bestimmt. Die ^{226}Ra -Messungen erfolgten



Figur 2:
Standorte der Piezometer (Pm) und der Kernbohrungen (KB) in der ehemaligen Deponie Lischenweg (rote Linie). Karte: Swisstopo (map.admin.ch)

am Institut de Radiophysique in Lausanne. Zusätzlich wurden im BAG Tritium und an einigen Proben ^{222}Rn analysiert.

Für die ^{226}Ra Bestimmung wurden die Proben im Labor zunächst angesäuert und dann filtriert. Nach Zusetzen eines sogenannten Tracers (^{225}Ra) wurden die Radium-Isotope als Sulfat ausgefällt. Es folgte die chemische Abtrennung von Radium auf einer Dowex 50x8 Säule und die Elektroplattierung auf eine Silberdisk. Die Messung der Radium-Isotope erfolgte dann mittels Alphaspektrometrie. Tritium und Radon wurden mit Flüssigszintillation bestimmt.

Messergebnisse

Die Messergebnisse sind in Tabelle 1 zusammenge stellt und zeigen, dass das Wasser in der Deponie sehr heterogen in seiner Zusammensetzung ist. Die Leitfähigkeit ändert sich um mehr als einen Faktor 6 und der pH-Wert variiert um eine Grössenordnung. Dies bedeutet, dass das Deponiewasser in voneinander isolierten Wassertaschen vorliegt und kein einheitliches Vorkommen bildet. Die gemessenen Redoxpotentiale zeigen, dass das Deponiewasser im Vergleich zu typischem Grundwasser stark reduziert ist. Dies ist eine Folge des in der Deponie vorhandenen organischen Materials (Torf, Bestandteile des Siedlungsabfalles). Auch die Leitfähigkeit mit Werten bis über 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ unterscheidet sich deutlich von typischem Grundwasser ($100\text{--}840 \mu\text{S}/\text{cm}$).

Beim ^{226}Ra Gehalt unterscheiden sich sechs der zehn untersuchten Proben mit Werten zwischen 7 und 17 mBq/l nicht von unkontaminierten Grund-

wasserproben. Bei drei der Proben liegt der ^{226}Ra Gehalt um die 40 mBq/l und eine Probe enthält 173 mBq/l ^{226}Ra . Für die Deponie Lischenweg weisen die 4 erhöhten Werte auf das Vorhandensein von ^{226}Ra in den Abfällen hin. Es gibt zwar auch natürliche Wasserquellen, die bis zu 50 mBq/l ^{226}Ra oder mehr enthalten, diese stehen aber in einem geologischen Zusammenhang mit Uran-reichen Ge steinen.

Beim Radon liegen die Werte durchaus im Bereich wie er für Grundwasser im allgemeinen üblich ist. Das Zusammentreffen des höchsten Radonwertes (50 Bq/l) mit dem höchsten Radium-Wert, lässt aber vermuten, dass auch hier ein Zusammenhang mit Radium aus Abfällen in der Deponie gegeben ist.

Die beobachteten Tritiumgehalte liegen alle unterhalb von 10 Bq/l, das heisst, dass in der Deponie Lischenweg keine Tritium-haltigen Abfälle entsorgt wurden.

Abschätzung des gesundheitlichen Risikos

Aufgrund der vorliegenden Messungen kann ein gesundheitliches Risiko durch ^{226}Ra im Wasser der Deponie Lischenweg ausgeschlossen werden. Bei 4 von 10 Proben wurden zwar erhöhte Werte gefunden welche mit grosser Wahrscheinlichkeit von ^{226}Ra Abfällen in der Deponie stammen. Aber selbst der höchste ^{226}Ra Wert im Deponiewasser liegt unterhalb der Grenzwerte für ^{226}Ra in Trinkwasser. Für die Schweiz gilt im Trinkwasser gemäss der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung ein Grenzwert von 1'000 mBq/l für „Radionuklide der Uran- und

Tabelle 1:
Resultate der Mesungen

Probe	^{226}Ra mBq/l	pH	Leitfähigkeit $\mu\text{S}/\text{cm}$	redox mV	^{222}Rn [Bq/l]	Tritium [Bq/l]
Pm 1	8.5 ± 1.2	8.1	501	-234	n.g.	<10
Pm 2	9.3 ± 1.1	n.g.	676	n.g.	n.g.	<10
Pm 3	7.4 ± 1.0	n.g.	502	n.g.	n.g.	<10
Pm 4	36.9 ± 3.7	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.	<10
Pm 5	41.6 ± 4.2	7.3	1'315	n.g.	13.0 ± 1.3	<10
Pm 6	173 ± 18	7.5	1'473	n.g.	50.7 ± 4.1	<10
Pm 7	9.1 ± 1.3	7.0	3'220	-173	9.6 ± 1.1	<10
KB 08/4	9.9 ± 1.4	7.1	740	-30	13.0 ± 1.2	<10
KB 09/8	42.9 ± 4.3	7.0	901	-136	26.4 ± 2.3	<10
KB 10/12	16.7 ± 2.1	7.0	1'747	-147	<3	<10

n.g. : nicht gemessen

Thoriumreihe, Gruppe II", zu welcher ^{226}Ra gehört. Die EU-Richtlinie zu radioaktiven Stoffen in Wasser für den menschlichen Gebrauch nennt für ^{226}Ra einen abgeleiteten Wert von 500 mBq/l. Dieser Wert bedeutet, dass bei dauerhaftem Konsum von Trinkwasser mit 500 mBq/l ^{226}Ra eine Jahressdosis von 0.1 mSv (milli-Sievert) resultiert. Zum Vergleich: die zulässige Jahressdosis durch künstliche Radionuklide beträgt 1 mSv pro Jahr und die durchschnittliche Strahlendosis in der Schweiz liegt bei rund 5 mSv pro Jahr und Person. Die Grenzwerte für ^{226}Ra im Trinkwasser sind nicht auf Deponiewasser anwendbar. Sie zeigen aber, dass eine Gefährdung des Trinkwassers durch ^{226}Ra nicht gegeben ist: auch wenn Deponiewasser austreten würde, wären die ^{226}Ra -Konzentrationen im Grundwasser – durch Verdünnung und andere Prozesse – deutlich unterhalb der Grenzwerte. Im Fall der Deponie Lischenweg kommt dazu, dass das Grundwasser im Einflussbereich der Deponie nicht für die Trinkwasserversorgung genutzt wird.