

Ergebnisse der in-situ Gammaskpektrometrie Messungen am Lischenweg (Biel)

Juni 2014



S. Estier, A. Gurtner

Übersetzung: Th. Marti

Sektion Umweltradioaktivität (URA)

Bundesamt für Gesundheit (BAG)

3003 Bern

1. Einleitung	2
2. Radium-226 (Ra-226)	2
3. Messung von Radium-226	3
4. In situ Methodologie	4
5. Messstandorte	5
6. Ergebnisse	5
7. Schlussfolgerungen	8

Ergebnisse der in-situ Gammasspektrometrie Messungen am Lischenweg (Biel)

1. Einleitung

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

Bis in die 1960er Jahre 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. 1963 wurde die Verwendung von Radium erstmals durch die Verordnung über den Strahlenschutz gesetzlich geregelt. In Zusammenhang mit solchen „geerbten“ Situation die nicht mit der gegenwärtigen rechtlichen Situation in Einklang sind, spricht man von radiologischen Altlasten.

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. Es handelt sich in diesem Fall nicht um eine weiträumige Kontamination der Deponie, sondern um den Fund von einzelnen kontaminierten Abfällen, namentlich intakte und beschädigte Behältnisse mit Leuchtfarbe. Da die Deponie nach Abschluss ihrer Nutzung in den 1950er Jahren mit einer Schicht aus Kies, Beton und Oberboden zugedeckt wurde, sind die öffentlich zugänglichen Bereiche der Deponie gut vor Strahlung allfällig vorhandener kontaminierter Abfälle abgeschirmt. Die Dosimeter der Arbeiter, die am offenen Teil der Deponie, unter anderem bei der Trennung und Entsorgung der Abfälle, gearbeitet haben zeigten keine messbare zusätzliche Dosis. Daraus kann geschlossen werden, dass für die meistexponierten Teile der Bevölkerung, bei den in Betracht gezogenen Expositionsszenarien, eine Dosis von deutlich unter einem Millisievert pro Jahr (1mSv/a) resultiert.

Um jegliche Gefährdung der örtlichen Bevölkerung ausschliessen zu können, hat das BAG dennoch beschlossene, weiterführende Messungen im bewohnten Teil der ehemaligen Deponie, ausserhalb der Baustelle des Autobahnbaus durchzuführen.

Dieses Überwachungsprogramm beinhaltet einerseits das Messen der Verteilung der vorhandenen natürlichen und künstlichen Radionuklide um die jeweiligen Dosisbeiträge zu errechnen, andererseits die Analyse von Wasserproben von Drainagewasser der Deponie. Die Wasser-Analysen sind noch im Gang und die Ergebnisse werden in einem separaten Bericht publiziert

2. Radium-226 (Ra-226)

Radium-226 ist ein natürlich vorkommendes radioaktives Isotop, das beim Zerfall des in der Erdkruste vorhandenen Uran-238 entsteht (Folgeprodukt bzw. Tochternuklid von U-238). 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 Uran-238 bis zum stabilen Blei-206 ist in Abbildung 1 dargestellt.

Die radioaktiven Folgeprodukte von Radium-226 (von Radon-222 bis Blei-210) haben viel kürzere Halbwertszeiten wodurch das säkulare Gleichgewicht – also der Zeitpunkt zu dem die Aktivität der Tochternuklide der Aktivität des Mutternuklids entspricht – nach ca. 40 Tagen erreicht wird. Somit tritt Radium-226 nie alleine in Erscheinung sondern immer durch seine Folgeprodukte begleitet, deren Aktivität ebenfalls bestimmt werden kann.

Radium-226 sowie einige seiner Folgeprodukte sind Alpha-Strahler mit einem geringen Gamma-Strahlungsanteil, ihr Dosisbeitrag erfolgt somit primär über den Inkorporationsweg (Inhalation und Ingestion). Andere Folgeprodukte (namentlich Blei-214 und Bismut-214) sind Beta-Gamma-Strahler und leisten ihren Dosisbeitrag durch externe Bestrahlung.

In der Natur kommt Radium vor allem in Gesteinen und Böden vor, wie hoch der Radiumanteil ist hängt von der Konzentration seines Vorgängers, dem Uran, ab. Übliche Radium-Konzentrationen in

Gesteinen bewegen sich im Bereich von einigen 10 Becquerel pro Kilogramm (Bq/kg), sie kann jedoch bei sehr uranreichen Gesteinen bis zu tausendmal höher sein. In unbeeinträchtigten Böden und Gesteinen befindet sich Radium-226 in säkularem Gleichgewicht mit seinen Mutternukliden (Uran-238 und Thorium-234). In der Schweiz liegt der natürliche Radium-226-Anteil im Boden üblicherweise bei ca. 20 bis 50 Bq/kg. Die spezifische Aktivität von Radium-226 im Wasser ist gemeinhin tief und bewegt sich zwischen 0.001 und 0.01 Bq/l in Oberflächengewässern und kann bei gewissen Mineralquellen bei 1 bis 2 Bq/l liegen.

Radium wurde 1898 entdeckt und fand aufgrund seiner Eigenschaften schnell weite Verbreitung in zahlreichen Anwendungsfeldern. So wurde Radium, aufgrund seiner teils erwiesenen teils vermuteten Wirkung, neben der Verwendung in Leuchtfarben beispielsweise im medizinischen Bereich (Krebsbehandlung) und in der Kosmetik angewendet. Es wurden industrielle Verfahren entwickelt, um Radium zu extrahieren und anzureichern, daher spricht man von künstlichem Radium. Die grösste Verbreitung fand Radium in der Schweiz zwischen 1910 und 1960 in der Uhrenindustrie wo es zur Herstellung von Leuchtfarbe verwendet wurde.

3. Messung von Radium-226

Basierend auf der Messung der emittierten Alpha- und Gammastrahlung, bestehen verschiedenste Techniken zur Bestimmung von Radium-226 und seinen Folgeprodukten.

Wenn Radium-226 in Böden oder anderen festen Materialien enthalten ist, wird entweder die gesamte durch das Radium und seine Folgeprodukte (insbesondere Blei-214 und Bismut-214) ausgesendete Gammastrahlung (Dosisleistung in nSv/h) gemessen oder es erfolgt eine Bestimmung der spezifischen Aktivität (Bq/kg) mittels Gammaskopimetrie. Gammaskopimetrische Messungen können im Labor durch das Messen einer vorgängig genommenen Probe in einer standardisierten Geometrie oder direkt im Feld durch eine in situ Gammaskopimetrie durchgeführt werden.

Die Messung der Gesamtstrahlung, ohne Unterscheidung der vorhandenen Radionuklide, erfolgt mit Hilfe eines tragbaren Dosisleistungsmessgerätes. Das Ergebnis wird massgeblich durch die Eigenschaften der Quelle, sowie durch den Abstand zwischen Quelle und Detektor beeinflusst. Diese Art der Messung kommt insbesondere beim Aufspüren radioaktiver Quellen sowie beim Bestimmen der externen Bestrahlung von Personen zur Anwendung.

Das gammaskopimetrische Messen von Proben im Labor erlaubt die genaue Bestimmung der Aktivitäten der in der Probe enthaltenen Radionuklide. Hingegen treffen die Ergebnisse nur für den genauen Standort der Probenahme zu und geben kaum Aufschluss über die Strahlenexposition der Personen die sich im fraglichen Gebiet aufgehalten haben. Somit sind bei inhomogener Verteilung des Radiums, wie im Fall einer Deponie mit sehr lokalem Vorhandensein radiumhaltiger Abfälle, eine sehr grosse Anzahl von Messungen nötig um die tatsächliche Situation realistisch abbilden zu können und eine allfällige Gefährdung der Bevölkerung und der Umwelt abschätzen zu können.

Zerfallsreihe von Uran-238

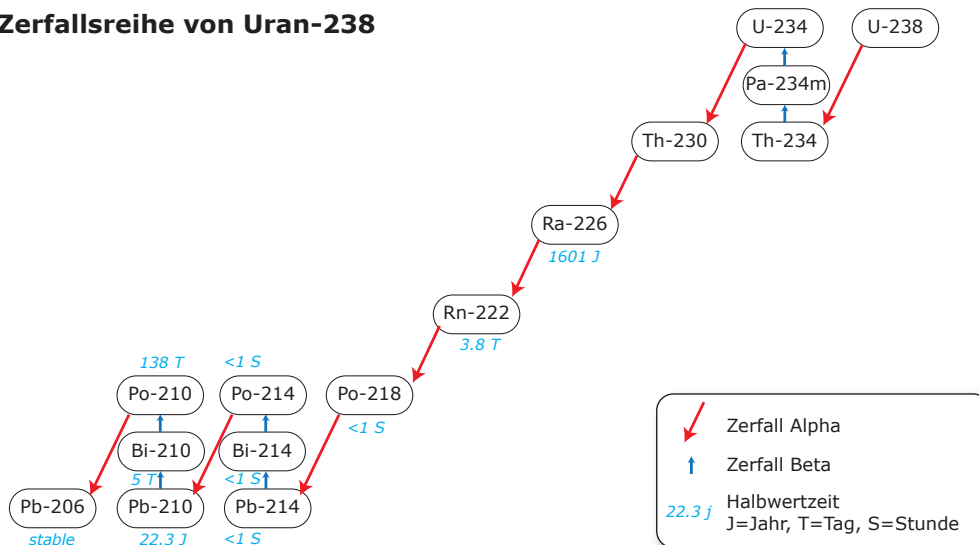


Abbildung 1: Zerfallsreihe von Uran-238.

Wie die Gammaskpektrometrie im Labor, ermöglicht die in situ Gammaskpektrometrie im Feld eine qualitative Aussage über die Radionuklide, die zur vorhandenen Gammastrahlung beitragen. Es kann also erkannt werden, welche Radionuklide auf dem untersuchten Gebiet vorhanden sind. Zudem erlaubt diese Technik mit einer einzelnen Messung eine grössere Fläche zu erfassen. Wie aus Abbildung 2 ersichtlich ist, hat ein auf einem Meter über Boden platzierter Detektor ein Sichtfeld von einem Radius von 10 Metern. Somit ergibt sich aus einer Messung eine Abschätzung der durchschnittlichen Radionuklidkonzentration auf einer Fläche von ca. 300 Quadratmetern – ein grosser Vorteil dieser Methode.

Hingegen ist das genaue Bestimmen der Konzentration oder Gesamtaktivität der jeweiligen Radionuklide einiges komplexer und weniger genau als dies bei Labormessungen der Fall ist. So muss die räumliche Verteilung der Radionuklide im Boden bekannt sein um diese Grössen aus einer in situ Gammaskpektrometrie Messung ableiten zu können. Da diese Information in der Regel fehlt, müssen gewisse Annahmen getroffen werden und es handelt sich bei den Ergebnissen daher um Annäherungen.

Diese Technik erlaubt es zudem, zu klären ob sich das nachgewiesene Radium-226 im Gleichgewicht mit seinem Mutternuclid Thorium-234 befindet (Uran-238 lässt sich gammaskpektrometrisch nicht messen) und somit natürlichen Ursprungs ist, oder ob der Anteil an Radium die Thorium-Konzentration übersteigt was auf einen künstlichen Eintrag hindeuten würde.

Da beim Vorhandensein von künstlichem Radium-226 nicht per se von einer homogenen Ver-

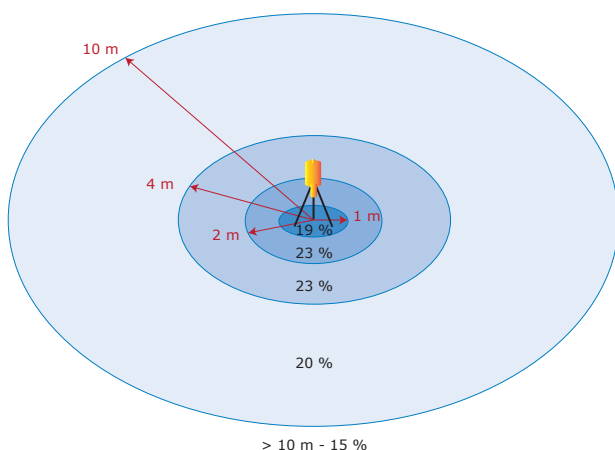


Abbildung 2:
«Sichtfeld » eines einen Meter über dem Boden installierten in situ Gammaskpektrometers. Die Prozent-Angaben widerspiegeln wie gross die Beiträge der verschiedenen Bereiche am gemessenen Gesamtsignal sind. So stammen beispielsweise 20% der detektierten Photonen aus der Zone zwischen 4 und 10 Metern um den Detektor.

teilung im Boden ausgegangen werden kann (z.B. punktuell vorhandene Abfälle auf einer Deponie), lässt sich die Aktivität des künstlichen Anteils im Gegensatz zum natürlichen Anteil kaum realistisch abschätzen. Nichtsdestotrotz erlaubt es die in situ Gammaskpektrometrie die jeweiligen Beiträge an die Gesamtdosis zu ermitteln, was in diesem Zusammenhang schliesslich das Ziel ist. Tatsächlich gilt es nicht primär, die genaue Aktivität und die räumliche Verteilung allfälliger Radiumabfälle zu erfassen, sondern festzustellen ob solche Abfälle vorhanden sind, und falls dies der Fall ist, ob sie eine Gefahr für die ansässige Bevölkerung bedeuten. Es gilt festzuhalten, dass das Vorhandensein einiger mit Radium kontaminierter Abfälle in einer ehemaligen Deponie aus gesundheitlicher Sicht keine systematische Suche nach diesen Abfällen erfordert, solange diese nicht offen zugänglich sind. Solche Massnahmen wären unverhältnismässig und werden durch das BAG nicht in Betracht gezogen.

4. In situ Methodologie

Der interessierte Leser findet in diesem Kapitel eine detailliert technische Beschreibung des Messprinzips und der verwendeten Berechnungsmethoden.

Bei einer Messung im Feld wird ein Gamma-Spektrum aufgezeichnet und gleichzeitig wird die globale Gamma-Ortsdosisleistung ($H^*(10)$) am Standort mit einer Ionisationskammer gemessen. Die Auswertung des in situ Gammaskpektrums erlaubt es die vorhandenen natürlichen und künstlichen Radionuklide zu identifizieren und sofern die Verteilung bekannt ist (oberflächliche Ablagerung, homogene Verteilung im Boden, exponentielle Abnahme...) unter Zuhilfenahme der Publikation ICRU 53 die Aktivitätskonzentration im bzw. auf dem Boden zu ermitteln [Bq/kg] oder [Bq/m³].

In einem nächsten Schritt gilt es anhand der ermittelten Aktivitätskonzentrationen der einzelnen identifizierten Radionuklide die jeweiligen Dosisleistungsbeiträge an die Gesamtdosisleistung zu berechnen. Die verwendeten Umrechnungsfaktoren für die Bestimmung Äquivalentortsdosisleistung $H^*(10)$ anhand der Aktivitätskonzentration, unter Annahme einer homogenen Verteilung im Boden, sind in Tabelle 1 für die Uran-238- und Thorium-232-Zerfallsreihen sowie für Kalium-40 und Cäsium-137 zusammengestellt.

Tabelle 1:

Durch das BAG verwendete Umrechnungsfaktoren für die Bestimmung Äquivalentdosisleistung $H^*(10)$ anhand der Aktivitätskonzentration für die Uran-238- und Thorium-232-Zerfallsreihen sowie für Kalium-40 und Cäsium-137 unter Annahme einer homogenen Verteilung im Boden.

Nuklide	[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

Der natürliche Anteil der Äquivalentdosisleistung $H^*(10)$ ergibt sich durch Summieren der terrestrischen Beiträge (Kalium-40, sowie Uran-238 und Thorium-232-Zerfallsreihen) und des für die entsprechende Höhe über Meer des Standortes berechneten Anteils der ionisierenden kosmischen Strahlung. Der Beitrag der kosmischen Strahlung zur gesamten natürlichen Äquivalentdosisleistung $H^*(10)$ lässt sich mit folgender Formel berechnen:

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

Wobei Z die Höhe über Meer in km ist.

Um den Beitrag der künstlichen Radionuklide an der gesamten Äquivalentdosisleistung $H^*(10)$ zu ermitteln sind zwei Ansätze möglich. Die berechneten natürlichen Beiträge können von der mittels Ionisationskammer gemessenen gesamten Äquivalentdosisleistung $H^*(10)$ subtrahiert werden, woraus der gesamte Beitrag durch künstliche Radionuklide resultiert. Dies hat den Vorteil, dass keine Proben genommen werden müssen und keine Annahmen über die Verteilung der künstlichen Radionuklide getroffen werden müssen. Ist hingegen die Verteilung der künstlichen Radionuklide im Boden bekannt, kann analog zur Berechnung des Anteils der durch natürliche Radionuklide verursachten Strahlung basierend auf der Aktivitätskonzentration der künstliche Anteil berechnet werden.

Die Summe der Anhand des in situ Gammaskpektrums berechneten natürlichen und künstlichen Beiträge wird letztlich mit der mittels Ionisationskammer gemessenen Gesamtdosisleistung verglichen um die Verlässlichkeit der Methode zu beurteilen.

5. Messstandorte

Es wurden sieben Standorte auf dem Gebiet der Gemeinde Biel untersucht. Wie Abbildung 3 zeigt, liegen sechs der sieben Standorte auf dem bebauten Teil der ehemaligen Deponie am Lischenweg, der Messpunkt Nummer 5 liegt in der Nähe des Hafens am Bielersee. Das Messen eines Referenzstandorts ausserhalb des Gebiets der Deponie erlaubt es sich ein Bild über die natürliche Radioaktivität in dieser Region zu machen. Die Messergebnisse werden zudem mit Messungen an den nationalen Referenzstandorten Posieux/FR und Cadenazzo/TI verglichen, die nicht von kontaminierten Gebieten beeinflusst sind, und die sich nicht in der Nähe von Anlagen mit möglichen radioaktiven Emissionen (Kernkraftwerke, Industrien die mit radioaktiven Stoffen arbeiten) befinden.

Tabelle 2:

Lage der untersuchten Standorte in Biel, der nationalen Referenzstandorte Posieux und Cadenazzo sowie der Messpunkt in Aarau.

Standort	No. LIMS	Koordinaten CH-1903	Höhe [m]
Lischenweg Biel			
Punkt 1	14-01127	586322 / 219369	432
Punkt 2	14-01150	586240 / 219315	432
Punkt 3	14-01151	586249 / 219461	433
Punkt 4	14-01160	586169 / 219243	432
Punkt 6	14-01162	586312 / 219499	434
Punkt 7.1	14-01163	586329 / 219302	433
Punkt 7.2	14-01176	586329 / 219302	433
Hafen Biel			
Punkt 5	14-01161	584776 / 219821	420
Referenz & Aarau			
Posieux	14-01177	574902 / 179875	578
Cadenazzo	13-01958	715511 / 113193	204
Aarau	13-01939	644644 / 248587	378

6. Ergebnisse

Die mittels in situ Gammaskpektrometrie aufgezeichneten Spektren zeigen das Vorhandensein der natürlich in der Erdkruste vorkommenden Radionuklide Kalium-40, die Nuklide der Thorium-232-Zerfallsreihe sowie diejenigen der Uran-238-Zerfallsreihe, namentlich Thorium-234, Radium-226, Bismut-214 und Blei-214. Wie überall in der Schweiz lässt sich das vom Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 und den Atomwaffentests in den 1960er Jahren stammende Cäsium-137 nachweisen. Zudem können Spuren des durch kosmische Strahlung gebildeten Beryllium-7 gemessen werden, jedoch in so geringen Konzentrationen, dass sie hier nicht aufgeführt

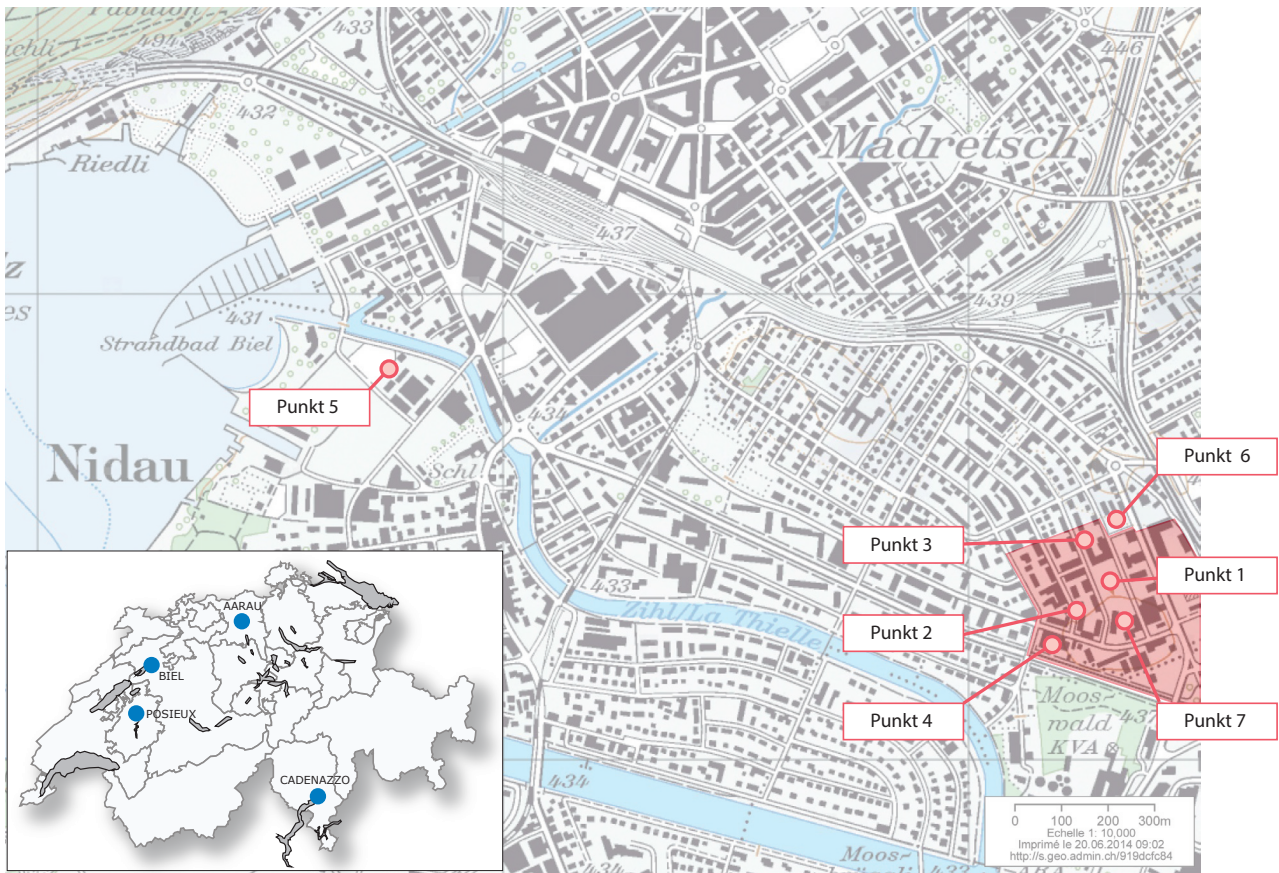
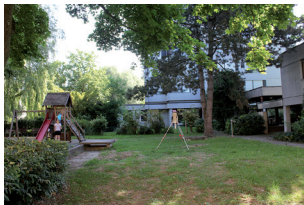


Abbildung 3:
Standorte der untersuchten Messpunkte.

Standort 3



Standort 2



Standort 4



Standort 7



Standort 6



Standort 1

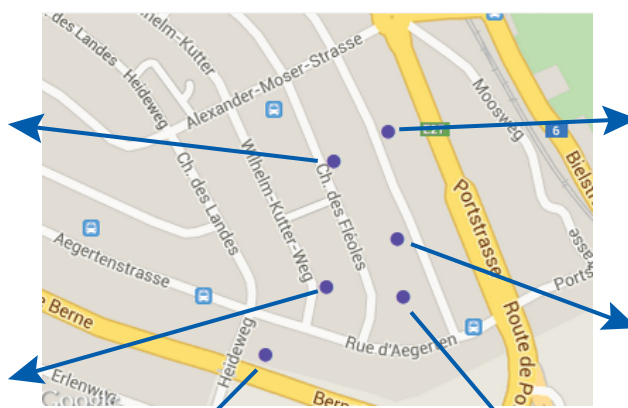


Abbildung 4:
Standorte der Messpunkte auf dem bebauten Gebiet der ehemaligen Deponie am Lischenweg.

werden. Die Messwerte entsprechen weitgehend den natürlichen Aktivitätskonzentrationen in anderen Teilen der Schweiz.

Wie in Kapitel 4 erläutert, wurden die Aktivitätskonzentrationen, in Bq/kg, unter Annahme einer homogenen Verteilung aller Radionuklide im Boden berechnet. Diese Annahme ist für die natürlich in der Erdkruste vorkommenden Radionuklide durchaus gerechtfertigt, hingegen ist es sehr unwahrscheinlich, dass in die Deponie eingearbeitete radiumhaltige Abfälle homogen verteilt sind, wodurch die Aktivitätskonzentrationen des künstlichen Radium-226 mit Vorsicht zu geniessen sind. Bei dem vor bald 30 Jahren abgelagerten Cäsium-137 kann wiederum von einer homogenen Verteilung in den obersten 20-30 cm des Bodens ausgegangen werden.

Sämtliche Ergebnisse für die untersuchten Standorte in Biel sowie für einige Referenzstandorte sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Sie zeigen, dass die gemessene Aktivität für die Messpunkte 1, 2, 3, 4, 6 auf dem bebauten Gebiet der Deponie mit denjenigen vom Messpunkt in der Nähe des Hafens in Biel (Punkt 5) und den Referenzstandorten übereinstimmen. Abgesehen von dem vom Reaktorunfall in Tschernobyl und von den Atomwaffenversuchen stammenden Cäsium-137 konnte keine Radioaktivität künstlicher Herkunft festgestellt werden.

Beim Messpunkt 7 hingegen, kann eine leicht höhere Radium-226 Konzentration festgestellt werden als sonst im Schweizer Mittelland üblich (20-50 Bq/kg). Eine vertiefte Analyse der Ergebnisse zeigt zudem, dass die Aktivitäten von Radium-226 und seinen Folgeprodukten (Bismut-214 und Blei-214) deutlich über derjenigen von Thorium-234 (und somit auch von Uran-238) liegt. Somit besteht kein säkulares Gleichgewicht zwischen Radium-226 und seinen natürlichen Vorgängern, was bedeutet, dass neben dem natürlich vorhandenen Radium auch von einem künstlichen Eintrag - vermutlich durch Abfälle aus der Uhrenindustrie - ausgegangen werden muss.

Um dieses Resultat zu überprüfen, wurde an diesem Standort einige Tage später eine zweite Messung durchgeführt. Diese Messung hat den Sachverhalt bestätigt. Die Ergebnisse der beiden Messungen 7.1 und 7.2 sind unter Berücksichtigung der Messunsicherheit vergleichbar.

Aus technischer Sicht muss festgehalten werden, dass die Bestimmung der Uran-238 Aktivität über die gammaspektrometrische Messung von Thorium-234 nicht ganz unproblematisch ist, woraus sich die relativ hohe Unsicherheit ergibt.

Wie bereits erwähnt, ist die Berechnung der gesamten Radium-226 Aktivität (wie sie in Tabelle 3 dargestellt ist) auf einer homogenen Verteilung im Boden basiert - wovon im Prinzip nicht ausgegangen werden kann. Somit sind die Resultate als Annäherung zu betrachten.

Eine genaue Bestimmung der Aktivität der in tieferen Bereichen der Deponie eingelagerten radiumhaltigen Abfälle ist in diesem Zusammenhang nicht sinnvoll. Hingegen ist es wichtig zu klären ob das Vorhandensein von künstlichem Radium zu einer Gesundheitsgefährdung der ansässigen Bevölkerung führen kann.

Die eingesetzte Technik erlaubt es, den individuellen Beitrag der vorhandenen Radionuklide an der gesamten Ortsdosisleistung (in nano-Sievert pro Stunde - nSv/h) am Standort zu ermitteln. So kann auch der vom künstlichen Radium-226 stammende Anteil an der Gesamtstrahlung bestimmt werden. Um dies zu bewerkstelligen, wird der Dosisbeitrag der natürlich vorkommenden Radionuklide der Uran-Thorium-Zerfallsreihen berechnet, hier ist auch der natürliche Radium-226 Anteil enthalten.

Der Dosisbeitrag des künstlichen Radium-226 kann ermittelt werden, in dem die berechneten Dosisbeiträge der natürlich vorhandenen Radioaktivität, der kosmischen Strahlung und des künstlichen Cäsium-137 von der gesamten, mit einer Ionisationskammer gemessenen Äquivalentortsdosisleistung am Standort subtrahiert werden.

Die entsprechenden Resultate sind in Abbildung 5 dargestellt. Sie zeigen, dass die im Boden enthaltenen radiumhaltigen Abfälle in einem Meter über Boden zu einer zusätzlichen Dosisleistung zwischen 5 und 9 nSv/h führt (Ergebnisse der Messungen 7.1 und 7.2, unter Berücksichtigung der Messunsicherheit). Diese Werte entsprechen weniger als 10% der durch die natürlich vorhandene Radioaktivität an diesem Standort verursachte Dosisleistung. Nur die hier eingesetzte, sehr empfindliche Messtechnik (und entsprechend lange Messzeiten) erlaubt es solche geringen künstlichen Beiträge an der Gesamtdosisleistung, die 10 mal tiefer liegen als die natürliche Hintergrundstrahlung, überhaupt zu erfassen. Wie aus Abbildung 5 ersichtlich wird, unterscheidet sich die gesamte Strahlenbelastung am Messpunkt 7 - innerhalb des natürlichen Schwankungsbereichs - nicht von den anderen Messpunkten inklusive Referenzstandorte.

Um jegliche gesundheitliche Gefährdung der ansässigen Bevölkerung an diesem Standort ausschliessen zu können, wurden im Gebiet des Mes-

Tabelle 3:

Zusammenstellung der Ergebnisse der Messungen (Inc. = Messunsicherheit in Bq/kg).

Standort	Datum	Kalium-40		Thorium-232		Uran-238 (Bi-214/Th-234)		Radium-226		Caesium-137	
		Bq/kg	Inc.	Bq/kg	Inc.	Bq/kg	Inc.	Bq/kg	Inc.	Bq/kg	Inc.
Biel – Umgebung Lischenweg											
Punkt 1	10.06.14	467	48	23.5	3.0	24.4	2.8	26.3	11.5	4.0	0.6
Punkt 2	10.06.14	488	49	29.3	3.6	32.5	3.6	25.7	6.3	6.2	0.9
Punkt 3	11.06.14	346	36	22.9	2.9	26.8	3.0	29.6	10.8	7.4	1.0
Punkt 4	11.06.14	394	41	24.5	3.1	26.9	3.0	42.4	12.3	4.1	0.6
Punkt 6	11.06.14	326	34	19.0	2.5	20.6	2.4	26.5	7.7	6.0	0.8
Punkt 7 (Mes 1)	12.06.14	352	37	21.1	1.8	36.0°	17.0	84.9*	15.0	8.8	0.7
Punkt 7 (Mes 2)	18.06.14	344	36	20.0	2.7	29.4°	19.0	67.4*	16.1	8.3	1.1
Biel – Umgebung Hafen											
Punkt 5	11.06.14	321	34	21.3	2.7	22.5	2.6	32.6	10.3	4.8	0.7
Referenz Posieux (FR) & Cadenazzo (TI) und Standort 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

° Die Aktivität der Uran-238 wurde von der Messung des Thorium-234 abgeleitet, in den anderen Fällen basiert sie auf der Aktivität des Bismut-214.

* Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass sich das Radium-226 nicht im Gleichgewicht mit Uran-238 und Thorium-234 befindet, was auf eine künstliche Herkunft schliessen lässt. Da die Verteilung der radiumhaltigen Abfälle im Boden nicht bekannt ist, die hier verwendete Berechnung der Radium-Gesamtaktivität jedoch auf der Annahme einer homogenen Verteilung basiert, sind diese Angaben als Abschätzung anzusehen.

spunkts 7 weitere Ortsdosisleistungsmessungen durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Messungen sind in Abbildung 6 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass die Ortsdosisleistung zwischen 67 nSv/h und 105 nSv/h schwankt, somit liegen alle Werte im Bereich der üblicherweise festgestellten natürlichen Hintergrundstrahlung. Die in situ Gammaskpektrometrie Messungen wurden am Messpunkt mit der höchsten gemessenen Ortsdosisleistung durchgeführt, wodurch ausgeschlossen werden kann, dass die Messungen weit entfernt von einem stärker kontaminierten Bereich erfolgte. Die Messung zeigt zudem, dass sich an der Oberfläche keine radiumhaltigen Abfälle befinden, und sie leicht erhöhten Radium-Beiträge aus tieferen Bereichen der Deponie stammen.

Die Resultate der durchgeführten Messungen zeigen deutlich, dass eine gesundheitliche Gefährdung der auf dem Gebiet der ehemaligen Deponie am Lischenweg wohnenden Personen ausgeschlossen werden kann.

7. Schlussfolgerungen

Die Radioaktivitätsmessungen und insbesondere die Messungen von Radium-226 die auf dem bebauten Gebiet der ehemaligen Deponie am Lischenweg in Biel durchgeführt wurden, zeigen, dass keine gesundheitliche Gefährdung besteht. Die Messungen bestätigen, dass der Aufenthalt in diesem Gebiet zu keiner externen Strahlenexposition führt, die schädlich für die Gesundheit wäre. Die Messungen wurden durchgeführt, nachdem auf dem nicht bebauten Teil der Deponie radiumhaltige Abfälle aus der Uhrenindustrie entdeckt wurden.

Insgesamt wurden sieben Standorte untersucht. An sechs Standorten entsprechen die gemessenen Radiumkonzentrationen den natürlich im Boden vorhandenen Konzentrationen. An einem Standort wurden Werte gemessen, die auf einen künstlichen Eintrag von Radium-226 hindeuten. Der von diesem künstlichen Radium stammende zusätzliche Dosisleistungsbeitrag liegt zwischen 5 und 9 nano-Sievert pro Stunde und bedeutet somit kein Risiko für Personen die sich an diesem Standort aufhalten. Diese Erhöhung entspricht einer Erhöhung von weniger als 10% gegenüber der natürlichen Hintergrundstrahlung und ist nur mit sehr empfindlichen Messgeräten messbar.

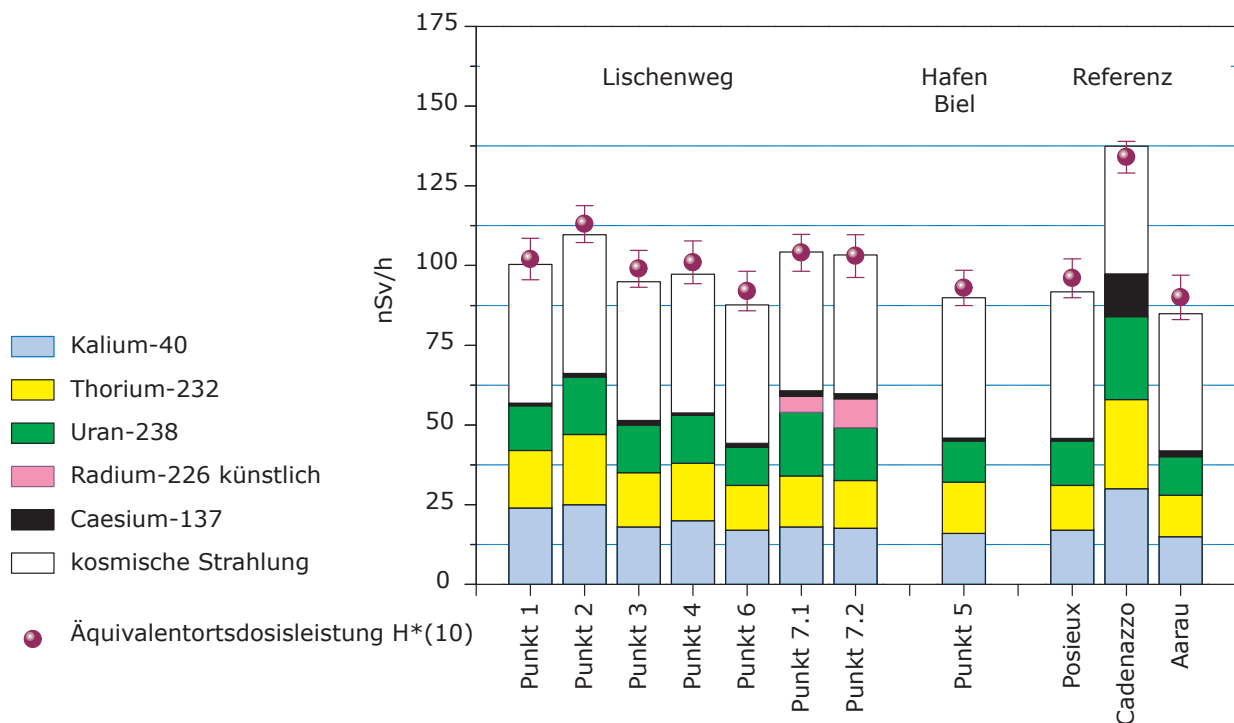


Abbildung 5:

Individuelle, nuklidspezifische Beiträge an die Äquivalentortsdosisleistung $H^*(10)$ berechnet Anhand der an den Messpunkten in Biel sowie an den Referenzstandorten Posieux/FR, Cadenazzo/TI und Aarau/AG aufgezeichneten in situ Gammasppektren. Die gesamte, mittels Ionisationskammer gemessene Äquivalentortsdosisleistung $H^*(10)$ ist ebenfalls dargestellt.

Obschon die Messergebnisse zeigen, dass auf dem Gebiet der ehemaligen Deponie keine radioaktiven Kontaminationen vorhanden sind, die aus gesundheitlicher Sicht bedenklich wären und Sanierungsmassnahmen erforderlich machen würden, kann doch festgestellt werden, dass sich noch weitere mit Radium-226 kontaminierte Abfälle in tieferen Bereichen der Deponie befinden könnten. Somit wäre ein Programm zur Überwachung der Radioaktivität notwendig, sollten Bauarbeiten auf dem bebauten Gebiet der ehemaligen Deponie durchgeführt werden. Einerseits um sicherzustellen dass die beteiligten Arbeiter keinen zusätzlichen Strahlungsdosen ausgesetzt werden und andererseits um dafür sorgen zu können, dass allfällige radiumhaltige Abfälle sachgerecht entsorgt werden.

Neben den hier beschriebenen Messungen hat das BAG auch Analysen des Sickerwassers auf dem Gebiet durchgeführt. Die Ergebnisse sind in einem eigenen Bericht veröffentlicht.

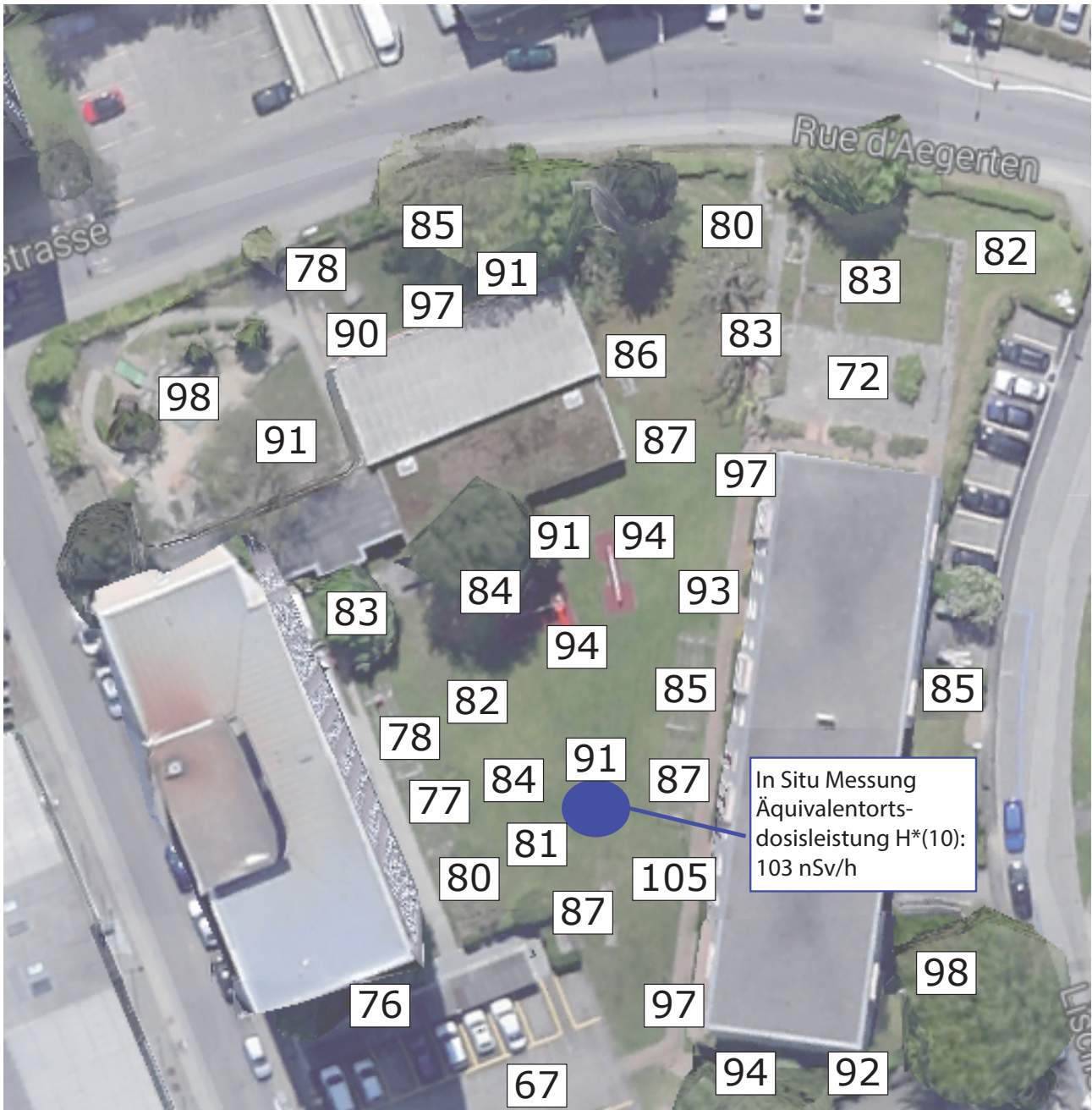


Abbildung 6:
Zusätzliche Messungen der Äquivalentortsdosisleistung $H^*(10)$ in nSv/h im Gebiet des Messpunkts 7.