

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

2013



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Gesundheit BAG
Office fédéral de la santé publique OFSP
Ufficio federale della sanità pubblica UFSP
Abteilung Strahlenschutz
Division radioprotection
Divisione radioprotezione



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

2013



Avant-propos

La radioactivité de l'environnement est constamment surveillée en Suisse depuis 1956. A l'époque, son augmentation, liée aux essais nucléaires atmosphériques, avait incité les autorités à développer un réseau de contrôle spécifique. Depuis 1986 la surveillance des rayonnements ionisants, de la radioactivité dans l'environnement et dans les denrées alimentaires est devenue une tâche permanente de l'Office fédéral de la santé publique. Ce dernier élabore chaque année un programme de prélèvements et de mesures.

Pour effectuer cette tâche, l'OFSP s'appuie sur la collaboration de partenaires d'autres instances fédérales, cantonales et universitaires.

Cette organisation décentralisée permet à l'OFSP de profiter des compétences spécifiques de chaque laboratoire ou office.

- Les spécialistes de l'EAWAG et de l'Institut Forel mettent en œuvre la surveillance des milieux aquatiques.
- Les denrées alimentaires sont analysées en grande partie par les laboratoires cantonaux qui sont équipés pour ces analyses.
- Les analyses radiochimiques complexes sont effectuées par des instituts spécialisés (Institut de Radiophysique IRA, Laboratoire de Spiez, PSI, Université de Berne).
- L'IFSN (centrales nucléaires) et la SUVA (entreprises) contribuent par des analyses effectuées dans leurs domaines respectifs.
- La CENAL exploite un réseau de balises de débit de dose et organise les mesures d'aéroradiométrie.
- Le CERN met à disposition les résultats de ses propres analyses qui sont comparés aux analyses indépendantes.
- Les Hôpitaux Universitaires de Genève (HUG) effectuent des mesures corps entiers.

Finalement, l'OFSP est responsable de la coordination générale, de ses propres réseaux de surveillance et du laboratoire d'essais (surveillance du milieu atmosphérique, tritium).

Les discussions et les échanges réguliers d'expérience assurent la qualité et aident à améliorer le système. La plupart des laboratoires participants à la surveillance rédigent leur propre contribution pour le rapport annuel. Suite à la collecte et la mise en forme de l'ensemble des contributions au rapport, chaque auteur participe à la relecture et à la correction détaillée d'un ou plusieurs chapitres (phase du review). La séance de rédaction offre la possibilité aux auteurs de discuter les points importants et d'apporter les dernières corrections aux contributions.

Avec le présent rapport vous prenez connaissance du résultat de ce processus pour l'année 2013.

Nous remercions vivement tous les offices et tous les laboratoires pour leur précieuse collaboration.

Dr. Sybille Estier
Dr. Philipp Steinmann
Office fédéral de la santé publique
Unité de direction Protection
des consommateurs
Division de Radioprotection

Vorwort

Die Umweltradioaktivität wird in der Schweiz seit 1956 kontinuierlich überwacht. Damals veranlasste die Erhöhung der Radioaktivität durch die oberirdischen Atomwaffenversuche die Behörden, ein Netzwerk für Kontrollmessungen aufzubauen. Seit 1986 ist die Überwachung der ionisierenden Strahlung sowie der Radioaktivität in Umwelt und Lebensmitteln ein gesetzlich verankerter Auftrag des BAG. Deshalb erstellt das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm.

Das BAG stützt sich bei der Durchführung der Umweltüberwachung auf die Zusammenarbeit mit Partnern aus Bundesverwaltung, Kantonen und Universitäten. Diese dezentrale Organisation bietet den Vorteil, dass gezielt Fachkompetenzen eingebunden werden können.

- So liegt die Überwachung der aquatischen Systeme bei den Fachleuten der EAWAG und des Institut Forel.
- Lebensmittel werden zum grossen Teil von den darauf spezialisierten Kantonalen Laboratorien analysiert.
- Spezialanalytik findet an spezialisierten Instituten statt (Institut de Radiophysique IRA, Labor Spiez, PSI, Universität Bern).
- Das ENSI (Kernkraftwerke) und die SUVA (Betriebe) steuern Beiträge aus ihren Bereichen bei.
- Die NAZ betreut ein ODL-Messnetz und ist für die Durchführung Aeroradiometriemessungen zuständig.
- Das CERN stellt seine eignen Resultate dar, welche dann mit den unabhängigen Messungen verglichen werden können.
- Das Universitätsspital Genf (HUG) führt Ganzkörpermessungen durch.
- Das BAG schliesslich ist verantwortlich für die Koordination, die eigenen Messnetze und das Prüflabor (Schwerpunkt Luftüberwachung und Tritium).

Diese Zusammenarbeit hat sich seit Jahren bewährt. Regelmässige Diskussionen und ein ständiger Erfahrungsaustausch tragen zur Qualitätssicherung bei und geben immer wieder neue Impulse für Verbesserungen. Fast alle der genannten Stellen verfassen ihre eigenen Beiträge zum Jahresbericht. In einer review-Runde werden diese Artikel dann kritisch gegengelesen und diskutiert. Anschliessend bietet die jährliche Redaktionssitzung die Gelegenheit wichtige Fragen und letzte Korrekturen im Plenum zu besprechen. Das Ergebnis dieses Prozesses für das Jahr 2013 finden Sie im vorliegenden Bericht.

Wir danken allen beteiligten Stellen und Labors für ihre Mitarbeit.

Dr. Sybille Estier
Dr. Philipp Steinmann
Bundesamt für Gesundheit
Direktionsbereich Verbraucherschutz
Abteilung Strahlenschutz

Inhaltverzeichnis - Sommaire



1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung 1 Surveillance de l'environnement: Résumé

1.1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Auftrag und Messprogramm	14
Ergebnisse der Umweltüberwachung 2013	15
Beurteilung	20
1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé	21
Tâches et programme de mesures	21
Résultats de la surveillance 2013	22
Evaluation	27



2 Strahlendosen - Doses de rayonnements

2.1 Strahlendosen	30
Einführung	30
Strahlendosen der Bevölkerung	30
Strahlenbelastung durch Radon	31
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	31
Terrestrische und kosmische Strahlung	31
Radionuklide in der Nahrung	31
Übrige (künstliche) Strahlenquellen	31
Berufliche Strahlenexposition	31
2.2 Doses de rayonnements	32
Introduction	32
Doses de rayonnement reçues par la population	32
Doses de rayonnement dues au radon	33
Doses de rayonnement dues au diagnostic médical	33
Rayonnement terrestre et cosmique	33
Radionucléides dans les aliments	33
Autres sources de rayonnement (artificielles)	33
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	34



3 Externe Strahlung - Rayonnement externe

3.1 Mesures in situ et exposition externe	36
Résumé	36
Introduction	36
Méthodologie in situ	37
Résultats in situ 2013	38
Développement de la méthode	38
Conclusions	40

Inhaltverzeichnis - Sommaire



3 Externe Strahlung - Rayonnement externe

3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	41
Zusammenfassung	41
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2013	43
Die europäische Plattform EURDEP	44
Qualitätssicherung	46
3.3 Aeroradiometrische Messungen	47
Zusammenfassung	47
Einleitung	47
Messungen und Messresultate 2013	48



4 Umwelt- Environnement

4.1 Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag	53
Zusammenfassung	53
Luft	53
Niederschlag	56
4.2 RADAIR	57
Résumé	57
Introduction	57
Principe de mesure	58
Les modifications apportées en 2013	58
Les résultats de mesure	60
4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	62
Zusammenfassung	62
Vorgeschichte	62
Sammlung der Proben	63
Messung der Proben	64
4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen	65
Zusammenfassung	65
Ziele	65
Methoden	65
Ergebnisse	67
Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein	68
Partikelproben	68
Fische	70
Wasserpflanzen	70
Grundwasser	70
Allgemeine Überwachung	71

Inhaltverzeichnis - Sommaire



4 Umwelt- Environnement

4.5 Radionuklide in Sedimenten des Bielersees	72
Einleitung	72
Sedimentkerne als Archive	72
Probenahme und Aufarbeitung	73
Messresultate	73
4.6 Radioactivité du sol et de l'herbe	78
Résumé	78
Introduction	78
Résultats et discussion	79
Analyse des sols aux alentours de la centrale nucléaire de Leibstadt	81
Conclusions	81
4.7 Risikoabschätzung zum Eintrag von Uran aus Düngern ins Grundwasser in der Schweiz	82
Zusammenfassung	82
Einleitung	83
Gesetzliche Grundlagen, Trinkwasserhöchstwerte	83
Urankonzentrationen in Schweizer Grundwässern	85
Niederschlag in der Schweiz, Oberflächenabfluss, Evapotranspiration, Infiltration	86
Geogene Uranquellen	86
Anthropogene Uranquellen	87
Geochemie des Urans	88
Abschätzung des Eintrags von Uran über Mineraldünger ins Grundwasser in der Schweiz	88



5 Lebensmittel - Denrées alimentaires

5.1 Radioaktivität in Lebensmitteln	92
Zusammenfassung	92
Messprogramm	92
Höchstwerte für Lebensmittel	93
Ergebnisse der Überwachung der Lebensmittel aus der Schweiz	93
Ergebnisse der Untersuchungen von importierten Lebensmitteln	95
Bewertung und Interpretation	96
5.2 Bestimmung von ²¹⁰Po in Fischen aus Schweizer Seen	97
Einleitung	97
Proben	97
Methoden	97
Resultate	98
Interpretation	98
5.3 Auf der Spur von ¹³⁷Cs bei Wildschweinen im Tessin	100
5.4 Traque au ¹³⁷Cs sur des sangliers au Tessin	102

Inhaltverzeichnis - Sommaire



6 Radioaktivität im Menschen - Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2013	107
Zusammenfassung	107
Ziel der Messungen	107
Messmethode	107
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	108
^{40}K -Gehalt des Körpers	108
6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait	109
Résumé	109
Introduction	109
Résultats et discussion	110



7 Messung von Spezialnukliden - Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37	114
Zusammenfassung	114
Kohlenstoff-14 (^{14}C)	114
Kernkraftwerk Leibstadt	116
Kernkraftwerk Mühleberg	117
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau	118
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	119
Krypton-85 (^{85}Kr)	121
Argon-37 (^{37}Ar)	122
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement	123
Résumé	123
Introduction	123
Conclusions	127

Inhaltverzeichnis - Sommaire



8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen **8 Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions**

8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	131
Zusammenfassung	131
Ergebnisse 2013	131
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	140
Zusammenfassung	140
Ergebnisse 2013	140
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	141
Zusammenfassung	141
Übersicht	141
Systeminstandhaltung und -ergänzung	143
Qualitätssicherung	143
Messergebnisse	144
8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	146
Zusammenfassung	146
Einleitung	146
Radiochemische Trennmethoden (Boden)	147
Staubfangplatten	147
Niederschlag	147
Resultate und Diskussion	148
8.5 Les installations nucléaires et l'environnement	149
Résumé	149
Introduction	149
Méthodologie	150
Résultats	151
Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens	154
Conclusions	155
8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)	156
Résumé	156
Programme de surveillance de l'OFSP	156
Mesures de l'exposition ambiante	157
Mesures dans le milieu atmosphérique	157
Mesures dans le milieu terrestre	158
Mesures dans le milieu aquatique	159
Conclusions	160
8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	161
Résumé	161
Le CERN	161
Aspects environnementaux	162
Programme de surveillance	163
Résultats 2013	163
Conclusions	166

Inhaltverzeichnis - Sommaire



9 Industrien und Spitäler - Industries et pitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	170
Zusammenfassung	170
Resultate	171
9.2 Emissionen der Spitäler	173
Zusammenfassung	173
Ausgangslage	173
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	173
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	173
9.3 Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets	177
Résumé	177
Introduction	177
Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ³ H	178
Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	179
Conclusions	181



10 Radon

10.1 Radon	184
Aktionsplan Radon 2012–2020	184
Anpassung der Gesetzgebung	184
Bauvorschriften und Ausbildung haben Priorität	185
Schrittweise Sanierung bei bestehenden Gebäuden	185
Entwicklung von Werkzeugen und Methoden	186
10.2 Radon	187
Plan d'action radon 2012–2020	187
Révision de la législation	187
Priorité aux prescriptions de construction et à la formation	188
Approche graduée pour l'assainissement	188
Développement d'outils et de méthodes	189



Anhänge - Annexes

Anhänge	191
Annexes	191

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013
Résultats 2013



1

Umweltüberwachung: Zusammenfassung Surveillance de l'environnement: Résumé

1.1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Auftrag und Messprogramm	14
Ergebnisse der Umweltüberwachung 2013	15
Beurteilung	20
1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé	21
Tâches et programme de mesures	21
Résultats de la surveillance 2013	22
Evaluation	27



1.1

Umweltüberwachung: Zusammenfassung

S. Estier, P. Steinmann

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Auftrag und Messprogramm

Überwachung der Umweltradioaktivität

Die Strahlenschutzverordnung (StSV) überträgt in Artikel 104 bis 106 dem BAG die Verantwortung für die Überwachung der ionisierenden Strahlung und der Radioaktivität in der Umwelt.

Das angewandte Überwachungsprogramm besteht aus mehreren Teilen. Ziel ist einerseits der schnelle Nachweis jeder zusätzlichen radioaktiven Belastung künstlichen Ursprungs, die schwerwiegende Auswirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung haben kann (Strahlenunfall). Mit dem Überwachungsprogramm sollen andererseits auch die Referenzwerte für die Umweltradioaktivität in der Schweiz und deren Schwankungen bestimmt werden, damit die Strahlendosen, denen die Schweizer Bevölkerung ausgesetzt ist, ermittelt werden können. Diese allgemeine Überwachung umfasst zudem die Messung der Kontaminationen infolge der oberirdischen Kernwaffenversuche der USA und der Sowjetunion in den 50er und 60er Jahren sowie des Reaktorunfalls von Tschernobyl.

Mit der Überwachung müssen sich ausserdem die effektiven Auswirkungen von Kernanlagen, Forschungszentren und Unternehmen, die radioaktive Substanzen einsetzen, auf die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung feststellen lassen. Diese spezifische Überwachung, die sich auf Anlagen bezieht, die über eine streng beschränkte Bewilligung zur Freisetzung von radioaktiven Stoffen in die Umwelt verfügen, erfolgt in Zusammenarbeit mit den betreffenden Aufsichtsbehörden, das heisst mit dem eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorat (ENSI) für die Kernkraftwerke und der Suva für die Industriebetriebe. Sie beginnt mit der Überwachung der Emissionen (effektive Freisetzung von radioaktiven Stoffen) dieser Unternehmen und setzt sich mit der Kontrolle der Immissionen (effektiv gemessene Konzentrationen) in der Umwelt fort. Um allen diesen Zielen nachzukommen, erstellt das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm in Zusammenarbeit mit dem ENSI, der Suva

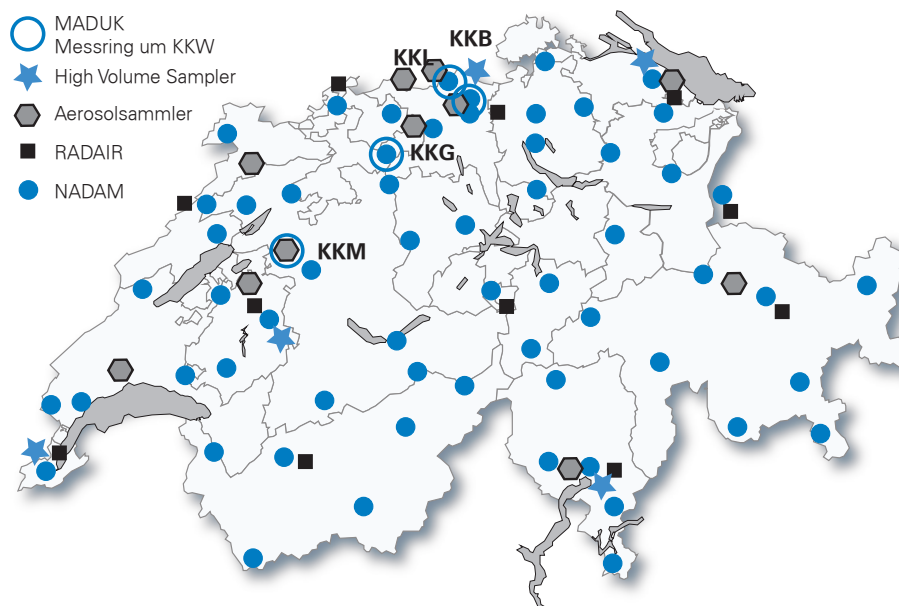
und den Kantonen. Es koordiniert dieses Überwachungsprogramm, an dem auch andere Laboratorien des Bundes und verschiedene Hochschulinstitute beteiligt sind. Die Liste der am Überwachungsprogramm beteiligten Laboratorien findet sich in den Anhängen 1 und 2. Das BAG sammelt und wertet die Daten aus und veröffentlicht jährlich die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung zusammen mit den für die Bevölkerung daraus resultierenden Strahlendosen.

Messprogramm (siehe Anhänge 3 und 4)

Das Überwachungsprogramm umfasst zahlreiche Umweltbereiche von der Luft über Niederschläge, Boden, Gras, Grundwasser und Oberflächengewässer, Trinkwasser und Sedimente bis zu Nahrungsmitteln. Seit 2010 werden auch Milchzentralen und Grossverteiler von Milch in der ganzen Schweiz beprobt. Messungen vor Ort (In-situ-Gammaspektrometrie), mit denen sich die auf dem Boden abgelagerte Radioaktivität direkt erfassen lässt, vervollständigen diese Analysen. Mit Untersuchungen der Radioaktivität im menschlichen Körper werden auch Kontrollen am Ende der Kontaminationskette durchgeführt.

Ergänzt wird dieses allgemeine Programm durch Analysen von Stichproben in den Kernanlagen während kontrollierten Abgaben sowie in Abwässern aus Kläranlagen, Deponien und Kehrrichtverbrennungsanlagen.

Automatische Messnetze (Figur 1) erfassen die Dosisleistung im ganzen Land (NADAM = Alarm- und Messnetz zur Bestimmung der Dosisleistung), in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK = Messnetz in der Umgebung der Kernanlagen zur Bestimmung der Dosisleistung) sowie die Radioaktivität der Aerosole (RADAIR = Messnetz zur Bestimmung der Radioaktivität in der Luft). Von Aerosolen, Niederschlägen und Flusswasser werden kontinuierlich Proben entnommen, die Überwachung von Sedimenten, Erdproben, Gras, Milch und Lebensmit-



Figur 1:
Messnetze zur Überwachung der Luft in der Schweiz (Dosisleistung und Aerosole).

teln (inklusive Importe) erfolgt stichprobenweise. Die Daten werden in einer nationalen Datenbank beim BAG erfasst. Eine Auswahl der Ergebnisse ist auf dem Internet verfügbar unter www.bag.admin.ch/ura. Die Messprogramme sind vergleichbar mit denjenigen unserer Nachbarländer. Die Methoden für die Probenentnahme und die Messprogramme entsprechen dem aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik. Die Qualitätskontrolle erfolgt durch eine regelmässige Teilnahme der Laboratorien an nationalen und internationalen Vergleichsmessungen.

Ergebnisse der Umweltüberwachung 2013

Allgemeine Überwachung von Luft, Niederschlag, Gewässer, Boden, Gras sowie Milch und anderen Lebensmittel

Die Resultate der Überwachung der Radioaktivität in Luft, Niederschlag, Gras und Boden sind vergleichbar mit jenen aus den Vorjahren und bestätigen, dass in diesen Umweltkompartimenten der überwiegende Teil der Radioaktivität natürlichen Ursprungs ist. Die Luftmessungen mit Hochvolumen Aerosol-Filtern (für online-Resultate siehe www.bag.admin.ch/ura) zeigen hauptsächlich kosmogenes ^7Be sowie ^{210}Pb und weitere Radonfolgeprodukte. Bei den Niederschlägen ist die Radioaktivität vorwiegend auf ^7Be und Tritium – beides Produkte der kosmischen Strahlung – zurückzuführen. Für das Tritium stellen aber Abgaben aus Kernkraftwerken und gewissen Industriebetrieben weitere Quellen dar (siehe entsprechende Abschnitte zu diesen Betrieben).

In den Flüssen beträgt der natürlich bedingte Tritiumgehalt in der Regel wenige Bq/l.

Auch im Erdboden dominieren die natürlichen Radionuklide der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen sowie das Kalium-40. Die künstlichen Isotope aus den Ablagerungen aus der Luft zeigen regionale Unterschiede, die mit der unterschiedlichen Ablagerung von Radioaktivität aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen und dem Tschernobyl-Reaktorunfall zusammenhängen. In den Alpen und Südalpen sind die Werte von ^{137}Cs (siehe Figur 2) und ^{90}Sr immer noch etwas höher als im Mittelland. Künstliche Alphastrahler wie ^{239}Pu und ^{240}Pu sowie ^{241}Am treten im Erdboden nur in sehr geringen Spuren auf.

In Gras- und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ^{40}K . Künstliche Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{90}Sr (siehe Figur 4), die von den Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden, sind im Gras nur noch in Spuren vorhanden. Die regionale Verteilung ist dabei ähnlich wie für den Boden. Die Getreideproben zeigten keine nennenswerten Aktivitäten von künstlichen Radioisotopen. Bei der Kuhmilch lag der ^{137}Cs Gehalt meist unter der Nachweisgrenze von ca. 0.2 bis 1 Bq/l. Nur 3 von 79 Proben, zwei aus dem Kanton Tessin und eine aus dem Kanton Graubünden, zeigten eine ^{137}Cs Aktivität von mehr als 2 Bq/l. Bei den beiden Proben aus dem Tessin lag die ^{137}Cs Aktivität nahe am Toleranzwert, der für dieses Radionuklid in der Milch mit 10 Bq/l festgelegt ist. Das Tessin war ja die vom Tschernobyl-Unfall am stärksten betroffene Gegend der Schweiz, was erklärt, warum das ^{137}Cs auch mehr als 25 Jahre nach dem Unfall noch messbar ist. Die ^{90}Sr -Gehalte der

untersuchten Milchproben sind mit einem Maximum von 0.19 Bq/l alle unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/l geblieben.

Gewisse einheimische Wildpilze - zum Beispiel Zigeuner (Reispilz) - können immer noch erhöhte Gehalte von ^{137}Cs aufweisen. Im Berichtsjahr wurden im Tessin zwei Überschreitungen des Toleranzwertes von 600 Bq/kg für Radiocäsium in Wildpilzen festgestellt.

Aufgrund von Berichten aus Italien und Deutschland hat der Kanton Tessin beschlossen, für die Jagdsaison 2013/2014 Triagemessungen von ^{137}Cs an allen erlegten Wildschweinen durchzuführen. In Zusammenarbeit mit dem BAG wurden an den Tieren vor Ort Dosisleistungsmessungen durchgeführt, welche es erlaubten die unkontaminierten Tiere für den Konsum freizugeben. Sechs Prozent der 470 im September erlegten Tiere zeigten aber ^{137}Cs Aktivitäten über dem FIV-Grenzwert von 1250 Bq/kg für Wildfleisch und wurden konfisziert.

Nach dem Reaktorunfall in Fukushima hat die Schweiz gleich wie die Europäische Union ein Programm für die Kontrolle von Lebensmittelimporten aus Japan aufgestellt. Rund 110 Proben von Saucen, Ölen, Getreide, Teigwaren, Algen und Tee wurden 2013 im Auftrag des BAG oder direkt von den kantonalen Laboratorien untersucht. In 3 Tees (von 50) konnten Spuren von ^{134}Cs nachgewiesen werden, was eindeutig eine Kontamination durch die Reaktorkatastrophe in Fukushima anzeigt. Eine Toleranzwertüberschreitung für die Cäsiumisotope

wurde aber weder in den Teeproben noch in den anderen Lebensmitteln festgestellt.

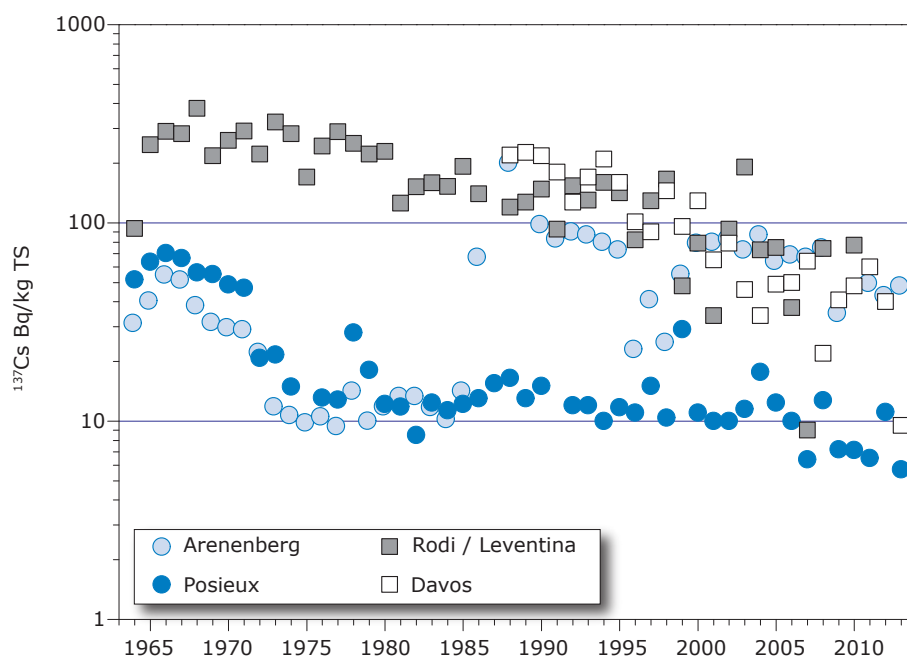
Lebensmittelimporte aus anderen Ländern wurden - wie jedes Jahr - ebenfalls von den Kantonalen Laboratorien analysiert. Meist handelte es sich dabei um Proben von Wildbeeren, Honig, Wildfleisch und Wildpilzen - alles Lebensmittel die bekannt dafür sind ^{137}Cs anzureichern. Zwei Heidelbeerenproben aus Europa zeigten ^{137}Cs Werte (133 bzw. 158 Bq/kg Frischgewicht) oberhalb des Toleranzwertes, der für dieses Radioisotop in Wildbeeren mit 100 Bq/kg festgelegt ist. Der Toleranzwert für ^{90}Sr (1 Bq/kg) wurde in Heidelbeerenproben dreimal überschritten.

Insgesamt sind also die wenigen 2013 in der Schweiz festgestellten Toleranzwertüberschreitungen in Lebensmittel (einheimische und importierte), auch mehr als 25 Jahre danach, noch immer eine Folge des Reaktorunfalles in Tschernobyl.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 4, 5 und 7.2.

Überwachung in der Umgebung von Kernanlagen

Bei den Kernkraftwerken werden die Grenzwerte für die Emissionen radioaktiver Stoffe durch die Bewilligungsbehörde so festgelegt, dass niemand der in der Umgebung wohnt eine Dosis von mehr als 0.3 mSv pro Jahr erhalten kann (einschliesslich direkte Strahlung). Der Betreiber muss seine Emissionen erfassen und dem ENSI mitteilen. Die den Behörden gemeldeten Abgaben werden regelmäs-



Figur 2:
 ^{137}Cs (in Bq/kg Trockenmasse) in Bodenproben verschiedener Stationen der Schweiz (1964-2013).

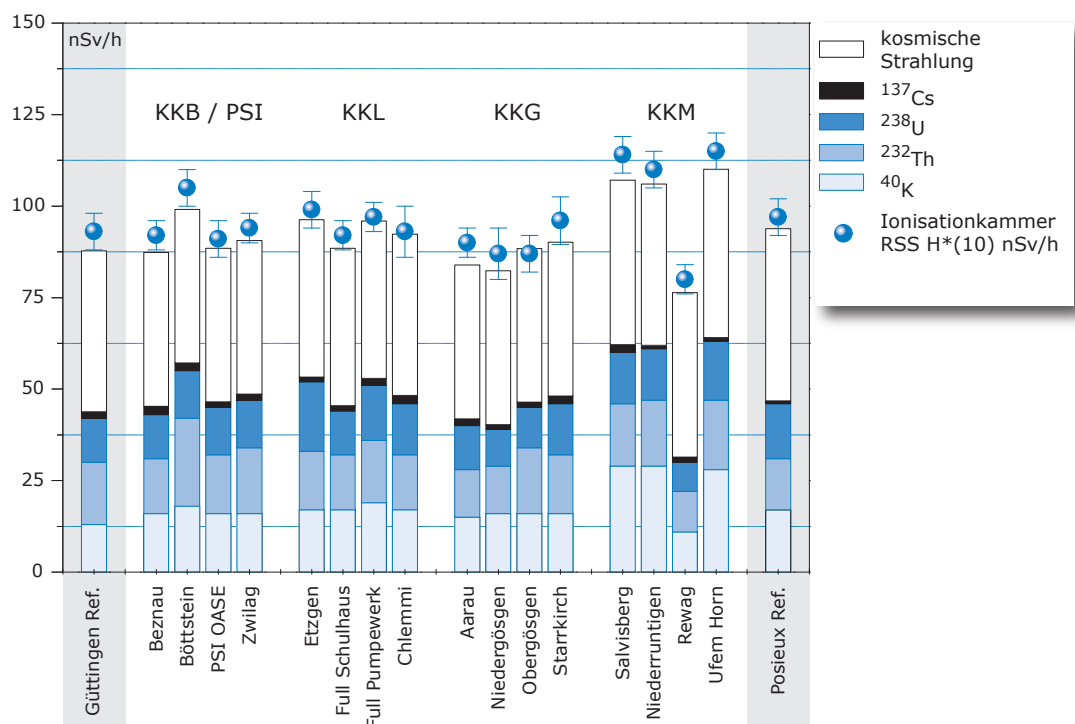
sig durch parallele Messungen von Betreibern, ENSI und BAG an Aerosol- und Iodfiltern sowie Abwasserproben überprüft. Die verschiedenen Kontrollen haben bestätigt, dass die schweizerischen Kernkraftwerke die Jahres- und Kurzzeitausgabengrenzwerte 2013 eingehalten haben.

An einigen Stellen der Arealzäune der Kernkraftwerke Leibstadt und Mühleberg ist Direktstrahlung aus dem Werk messbar. In Mühleberg etwa zeigt die Auswertung der am Zaun angebrachten Dosimeter für die jährliche Umgebungsdosis Werte von bis zu 0.9 mSv (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.7 mSv/Jahr). Damit ist beim KKW Mühleberg, gleich wie bei den anderen Kernkraftwerken, der Immissionsgrenzwert für Direktstrahlung 2013 eingehalten. Hier ist zu beachten, dass die Dosimeter am Zaun die Ortsdosis messen und nicht Personendosen. Die effektiven Personendosen aufgrund der Direktstrahlung aus den Kernkraftwerken sind wesentlich kleiner, da sich keine Person aus der Bevölkerung dauerhaft am Zaun aufhält.

Die Ergebnisse des Überwachungsprogramms der Immissionen, das vom BAG in der Umgebung der Kernkraftwerke organisiert wird, zeigen für 2013 nur einen geringen Einfluss auf die Umwelt (siehe

Kapitel 8.5 des vorliegenden Berichtes). Mit hochempfindlichen Messmethoden konnten Spuren der Abgaben an die Atmosphäre festgestellt werden, etwa erhöhte Werte für ^{14}C im Laub. Die maximale Erhöhung gegenüber der Referenzstation betrug 146 Promille (in der Umgebung des Kernkraftwerks Leibstadt). Zur Orientierung: Eine zusätzliche ^{14}C -Aktivität von 100 Promille in den Lebensmitteln würde zu einer zusätzlichen jährlichen Dosis von einem Mikrosievert führen. In den Flüssen sind die Auswirkungen der flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke vor allem im Wasser, in den Sedimenten und den Wasserpflanzen der Aare bei Hagneck flussabwärts von Mühleberg messbar. Dies betrifft hauptsächlich die Isotope ^{58}Co , ^{60}Co und ^{54}Mn . Im Oktober und November 2013 wurden erhöhte Werte von ^{60}Co und ^{54}Mn im Aarewasser bei Hagneck gemessen, die nicht direkt mit einer Abgabe aus dem KKW Mühleberg in Verbindung gebracht werden können. Der wahrscheinliche Grund dafür sind Arbeiten am Kanal, bei welchen Sediment resuspendiert wurde und damit bereits abgelagerte Radioisotope wieder ins Wasser gelangten.

Die Monatsmittelwerte für Tritium in der Aare und im Rhein blieben meist unter der Nachweisgrenze von 2 Bq/l mit Ausnahme der Monate April und Mai



Figur 3:

Beiträge zur Ortsdosis ($H^*(10)$) durch die verschiedenen Radionuklide, die vom BAG 2013 an verschiedenen Stellen in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke sowie an den Referenzstandorten Güttingen und Posieux (grau unterlegt) gemessen wurden. Diese Beiträge wurden ausgehend von Messungen durch In-situ-Gammaspektrometrie berechnet. Ausserdem ist das Ergebnis der direkten Messung der Gesamtdosis mit Hilfe einer Ionisationskammer dargestellt. Damit lässt sich die Zuverlässigkeit der Methode abschätzen.

wo 8 Bq/l in der Aare und 3-4 Bq/l im Rhein gemessen wurden. Die Messungen zur Radioaktivität in den Lebensmitteln zeigten keinen Einfluss der Kernkraftwerke.

Die Tritium-Messungen von Proben aus dem Drainagewasser des ehemaligen Kernkraftwerkes Lucens, welches 2012 intensiver überwacht wurde, zeigten im Berichtsjahr keine erhöhten Werte mehr.

Wie die Figur 3 zeigt ergaben die Umweltmessungen mit Ausnahme der erwähnten Beispiele keine Unterschiede gegenüber Orten ausserhalb des Einflussbereichs der Kernkraftwerke. Die natürliche Radioaktivität dominiert demnach, und die messbaren Kontaminationen sind vorwiegend eine Folge der Kernwaffenversuche in den 60er-Jahren und des Reaktorunfalls in Tschernobyl (^{137}Cs).

Im Vergleich zur Belastung durch natürliche Quellen oder medizinische Anwendungen führen die Emissionen der Kernkraftwerke für die Bevölkerung nur zu sehr geringen Strahlendosen. Trotzdem gebietet der Grundsatz der Optimierung, dass die Kontrollen und die Studien sorgfältig weitergeführt werden, um den verschiedenen wissenschaftlichen und gesetzlichen Zielsetzungen Rechnung zu tragen und die Öffentlichkeit optimal informieren zu können.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 3.1, 4.4, 7.1 und 8.1 - 8.5.

^{137}Cs in den Sedimenten des Bielersees

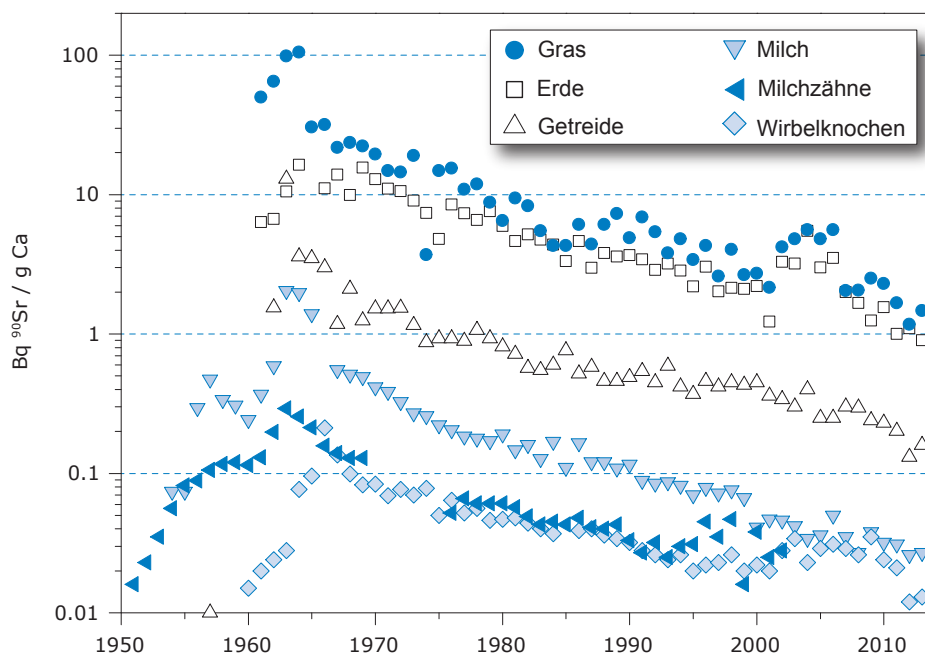
Im Januar 2013 veröffentlichten Forscher der Universität Genf eine Untersuchung zu Sedimentkernen

aus dem Bielersee und berichteten über leicht erhöhte ^{137}Cs -Gehalte in Sedimentschichten, die sich um das Jahr 2000 abgelagert hatten. Im Sommer 2013 entnahmen die Eawag und das LABOR SPIEZ weitere Sedimentkerne aus dem Bielersee und bestätigt die Existenz dieser ^{137}Cs -Spitze, welche weniger als 3% des Gesamteintrages von ^{137}Cs im Sediment ausmacht und in dieser Grössenordnung mit den publizierten Abgaben von 1999 aus dem KKW Mühleberg übereinstimmt. Über den gesamten Zeitraum (1950-2013) betrachtet, hatte etwas mehr als die Hälfte des ^{137}Cs im Bielersee-Sediment seinen Ursprung in den Atomwaffentests der frühen 60-er Jahren. Das KKW Mühleberg ist für knapp einen Drittel des gesamten im See abgelagerten ^{137}Cs verantwortlich. Der Rest (rund ein Achtel) ist dem Reaktorunfall in Tschernobyl zuzuordnen. Neben ^{137}Cs wurde an einigen der Sedimentkerne auch Plutonium gemessen. Die Verteilung des Plutoniums im Bielersee-Sediment zeigt, dass dieses Radionuklid ausschliesslich vom radioaktiven Ausfall nach den oberirdischen Atomwaffentests in den frühen 60-er Jahren stammt.

Ausführliche Informationen in Kapitel 4.5.

Überwachung der Forschungszentren

Beim CERN hat die interne Emissionskontrolle der Anlagen gezeigt, dass die tatsächlichen Abgaben 2013 deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten lagen. Das Jahr 2013 war ein spezielles Jahr in Bezug auf die Beschleuniger, denn sie waren lediglich während fünf Wochen in Betrieb. Ab Ende Februar und für den ganzen Rest des Jahres standen die Installationen still, weil Unterhaltsarbeiten durch-



Figur 4: ^{90}Sr in verschiedenen, zwischen 1950 und 2013 entnommenen Proben (logarithmische Skala).

geführt werden mussten. Das unabhängige Überwachungsprogramm des BAG in der Umgebung des Forschungszentrums wurde dennoch wie geplant durchgeführt. Die Messergebnisse zeigten vereinzelt Spuren der Radionuklide, die in den Beschleunigern des CERN erzeugt werden, namentlich ^{24}Na und ^{131}I in der Luft und ^{22}Na im Wasser. Die Strahlenbelastung durch das CERN für die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung bleibt gering.

Die Strahlendosis für die Bevölkerung in der Umgebung des PSI darf 0.15 mSv/Jahr nicht übersteigen. Im Jahr 2013 blieb die tatsächliche Dosis unterhalb von 5 % dieses Wertes. Die Umweltüberwachung wird vom PSI selber sowie mit unabhängigen Messungen durch die Behörden durchgeführt. Ausser einigen sporadisch auftretenden erhöhten Tritiumkonzentrationen im Regenwasser zeigten die Überwachungsmessungen keinen Einfluss der Forschungseinrichtungen des PSI auf die Umwelt.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 8.

Tritium aus der Industrie

Auch Industriebetriebe setzen radioaktive Stoffe ein. Tritium ist in der Schweiz das am häufigsten industriell verwendete Radionuklid und wird zum Beispiel zur Herstellung von Tritiumgas-Leuchtquellen oder von radioaktiven Markern für die Forschung verwendet. Im Jahr 2013 haben alle betroffenen Betriebe die Vorgaben für die Abgabe von radioaktiven Stoffen eingehalten. Das BAG führt ein spezifisches Überwachungsprogramm zur Kontrolle der Immissionen in der Umgebung dieser Betriebe durch. Auf Tritium untersucht werden Niederschläge, Luftfeuchtigkeit und Gewässer.

In der Umgebung der Firma mb-Microtec in Niederwangen wurden im Jahr 2013 deutlich tiefere Tritiumkonzentrationen im Niederschlag gemessen als in den vorherigen Jahren. Der Mittelwert für die am stärksten beeinflusste Messstation (Firma Schär) war beispielsweise 2013 (246 Bq/l) nur halb so hoch wie 2012. Der höchste Wert (620 Bq/l) an der gleichen Station war dreimal tiefer als im Vorjahr. Die insgesamt höchste Tritiumkonzentration im Niederschlag in der Umgebung eines Tritium-verarbeitendes Unternehmens lag 2013 bei 680 Bq/l. Dieser Wert wurde in Teufen/AR in unmittelbarer Umgebung der Firma RC Tritec und entspricht 6 % des in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Immissionsgrenzwertes für öffentlich zugängliche Gewässer.

In der Umgebung der Firma mb-microtec wurden auch Proben von Milch sowie von verschiedenen Früchten und Gemüsen untersucht. Die Analysen ergaben, dass der Toleranzwert für Tritium von

1'000 Bq/l nicht überschritten wurde. Konkret lagen die Tritiumkonzentrationen in den Destillaten der geprüften Produkte in einer Bandbreite von 10 bis 44 Bq/l für Milch (5 Stichproben), zwischen 15 und 111 Bq/l für neun Proben von Äpfeln und Gurken.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 5, 9.1 und 9.3.

Emissionen von Radionukliden aus den Spitälern

In Spitälern wird bei der Diagnostik und Behandlung von Schilddrüsenerkrankungen ^{131}I verwendet, in geringeren Mengen kommen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken auch andere Radionuklide zum Einsatz. Iodtherapie-Patienten, die mit weniger als 200 MBq (1 MegaBq = 10^6 Bq) ambulant behandelt wurden, dürfen das Spital nach der Therapie verlassen. Bei über 200 MBq müssen die Patienten mindestens während den ersten 48 Stunden in speziellen Zimmern isoliert werden. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziellen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach Abklingen unter die bewilligten Immissionsgrenzwerte an die Umwelt abgegeben. Im Rahmen der Umgebungsüberwachung werden wöchentliche Sammelproben von Abwasser aus den Kläranlagen der grösseren Agglomerationen auf ^{131}I untersucht. Die Messungen haben gezeigt, dass in den Abwasserproben manchmal Spuren von ^{131}I nachweisbar sind, diese jedoch deutlich unter den Immissionsgrenzwerten gemäss Strahlenschutzverordnung liegen.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 9.2 und 9.3.

Messungen am menschlichen Körper

Die Aufnahme von Radionukliden über die Nahrung lässt sich durch Ganzkörpermessungen und die Analyse des ^{90}Sr -Gehalts in Milchzähnen und Wirbelknochen von Menschen bestimmen. Die jährlich durchgeführten Ganzkörpermessungen an Schülerinnen und Schülern in Genf konnten im Jahr 2013 nicht durchgeführt werden; die Messserie wird aber 2014 fortgesetzt. Die letzten 5 Jahren ergaben stets ^{137}Cs -Werte, die unter der Nachweisgrenze von 1 Bq/kg lagen. Für das natürliche ^{40}K hingegen wurden Werte von rund 57 Bq/kg bei den Frauen und 70 Bq/kg bei den Männern gemessen. Die ^{90}Sr -Konzentration in den Wirbelknochen und Milchzähnen lag bei einigen Hundertstel Bq/g Kalzium (Figur 4). Strontium wird vom menschlichen Körper ebenso wie Kalzium in Knochen und Zähnen eingelagert. Die Wirbelknochen werden als Indikator für die Kontamination des Skeletts herangezogen, weil diese Knochen eine besonders ausgeprägte Schwammstruktur aufweisen und rasch Kalzium über das Blutplasma austauschen. An Wirbelknochen von im laufenden Jahr verstorbenen Personen lässt sich das Ausmass der Kontamination der Nahrungskette mit ^{90}Sr eruieren. Die Milchzähne wiederum bilden sich in den Monaten vor der Geburt und während der Stillphase. Der Strontiumgehalt wird gemessen, wenn der Milchzahn von selbst ausfällt. Er gibt im Nachhinein einen Anhaltspunkt darüber, wie stark die Nahrungskette der Mutter zum Zeitpunkt der Geburt des Kindes kontaminiert war. Die in den Milchzähnen gemessenen Strontiumwerte (Figur 4) sind deshalb nach Geburtsjahr der Kinder aufgeführt. Dies erklärt, weshalb die Kurven zu den Milchzähnen und zur Milch beinahe parallel verlaufen.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 6.1 und 6.2.

Beurteilung

Strahlenrisiko durch künstliche Radioaktivität in der Umwelt klein geblieben

In der Schweiz lagen 2013 die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aufgrund künstlicher Strahlenquellen, wie in den Vorjahren, deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten. Das entsprechende Strahlenrisiko kann daher als klein eingestuft werden.

Bei der natürlichen und der künstlichen Umweltradioaktivität bestehen regionale Unterschiede. Die natürliche Radioaktivität wird im Wesentlichen durch die Geologie beeinflusst, aber auch der Anteil der künstlichen Radioaktivität als Folge der

Atomwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl war inhomogen über das Land verteilt. Radioaktives ^{137}Cs aus Tschernobyl wurde beispielsweise vornehmlich im Tessin abgelagert und ist dort heute noch immer in vielen Proben messbar. Zu erhöhten Ablagerungen kam es auch in höheren Lagen des Jurabogens und in Teilen der Nordostschweiz. Die gemessenen Konzentrationen nehmen zwar seit 1986 kontinuierlich ab. Das Radiocäsium aus Tschernobyl ist aber dennoch verantwortlich für die Grenzwertüberschreitungen im Fleisch einiger im Tessin erlegter Wildschweine sowie für die wenigen Toleranzwertüberschreitungen die 2013 in der Schweiz an einheimischen und importierten Lebensmitteln gemessen wurden.

Die Ergebnisse der Umgebungsüberwachung von Kernkraftwerken und Forschungsanstalten sind vergleichbar mit jenen aus früheren Jahren. Spuren von emittierten Radionukliden können in der Umgebung zwar nachgewiesen werden: zum Beispiel ^{14}C in Blättern oder Kobaltisotope in Wasser und Sedimenten in der Umgebung von Kernkraftwerken. Die Abgaben, welche diese Spuren in der Umwelt hinterlassen haben sind aber deutlich unterhalb der bewilligten Mengen und sie haben auch zu keinen Immissionsgrenzwertüberschreitungen geführt.

Die Überwachung der Tritium-verarbeitenden Industrien zeigt, dass deren Einfluss auf die Umwelt (Regen und Lebensmittel) deutlich geringer ist, als in früheren Jahren. Auch hier wurden die Grenzwerte eingehalten. Die maximale gemessene Konzentration entspricht einer Ausschöpfung von 6% des Immissionsgrenzwertes für Tritium in öffentlich zugänglichen Gewässern.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die zusätzliche Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Nachbarschaft von Kernkraftwerken, Forschungseinrichtungen und Industrien sehr gering geblieben sind. Die tiefen Messwerte für künstliche Radionuklide in der Umwelt zeigen ein ordnungsgemässes Funktionieren dieser Betriebe und können als Bestätigung für die Wirksamkeit der Überwachungsprogramme gedeutet werden.

1.2

Surveillance de l'environnement: Résumé

S. Estier, P. Steinmann

Section Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 Berne

Tâches et programme de mesures

Surveillance des rayonnements ionisants et de la radioactivité dans l'environnement

Conformément aux art. 104 à 106 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), l'OFSP est responsable de la surveillance des rayonnements ionisants et de la radioactivité dans l'environnement.

Le programme de surveillance mis en œuvre comporte plusieurs volets. Il a d'une part pour objectif la détection rapide de tout apport supplémentaire de radioactivité d'origine artificielle, pouvant avoir des conséquences graves sur la santé de la population (accident radiologique). Le programme de surveillance vise, d'autre part, à déterminer les niveaux de référence de la radioactivité dans l'environnement en Suisse ainsi que leurs fluctuations, afin de pouvoir évaluer les doses de rayonnements auxquelles la population suisse est exposée. Le suivi des anciennes contaminations dues aux essais nucléaires atmosphériques américains et soviétiques des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl fait partie de cette surveillance générale.

Par ailleurs, la surveillance mise en place doit permettre de déterminer l'impact effectif des centrales nucléaires ainsi que des centres de recherche ou des entreprises utilisant des substances radioactives sur l'environnement et sur la population avoisinante. Cette surveillance spécifique, focalisée autour des installations disposant d'une autorisation stricte de rejet de substances radioactives dans l'environnement, s'effectue en collaboration avec les autorités de surveillance respectives, l'Inspection Fédérale de la Sécurité Nucléaire (IFSN) pour les centrales nucléaires, la SUVA pour les industries. Elle commence par le contrôle des émissions (rejets de substances radioactives) de ces entreprises, afin de s'assurer que les limites sont respectées, et se poursuit par la surveillance de leurs immissions, à savoir des concentrations effectivement mesurées dans l'environnement.

Afin de répondre à l'ensemble de ces objectifs, l'OFSP élabore chaque année un programme de prélèvements d'échantillons et de mesures en col-

laboration avec l'IFSN, la SUVA et les cantons. Il coordonne ce programme de surveillance, auquel participent également d'autres laboratoires de la Confédération et divers instituts universitaires. La liste complète des laboratoires participant au programme de surveillance figure dans les annexes 1 et 2. L'OFSP collecte et interprète l'ensemble des données, et publie annuellement les résultats de la surveillance de la radioactivité ainsi que les doses de rayonnement qui en résultent pour la population.

Programme de mesures (voir annexes 3 et 4)

Le programme de surveillance couvre de nombreux compartiments environnementaux, qui vont de l'air aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et souterraines, les eaux potables et les sédiments. Depuis 2010, des échantillons en provenance de centrales laitières et de grands distributeurs de lait de toute la Suisse ont également été ajoutés au plan de prélèvement. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant de mesurer directement la radioactivité déposée sur le sol. Le contrôle en fin de chaîne de contamination est réalisé par des analyses de la radioactivité assimilée dans le corps humain.

A ce programme général s'ajoute l'analyse d'échantillons en phase de rejet provenant des centrales nucléaires, des eaux de stations d'épuration et de décharges ou encore des eaux de lavage des fumées d'usines d'incinération.

Des réseaux automatiques de mesure (figure 1) enregistrent le débit de dose ambiant gamma dans tout le pays (réseau automatique NADAM de mesure et d'alarme pour l'irradiation ambiante) et en particulier au voisinage des centrales nucléaires (réseau automatique de surveillance du débit de dose au voisinage des centrales nucléaires, MADUK), ainsi que la radioactivité des aérosols (Réseau Automatique de Détection dans l'Air d'Immissions Radioactives, RADAIR). Des prélèvements d'échantillons d'aérosols, de précipitations et d'eaux de rivière sont effectués en continu; la surveillance des sédi-

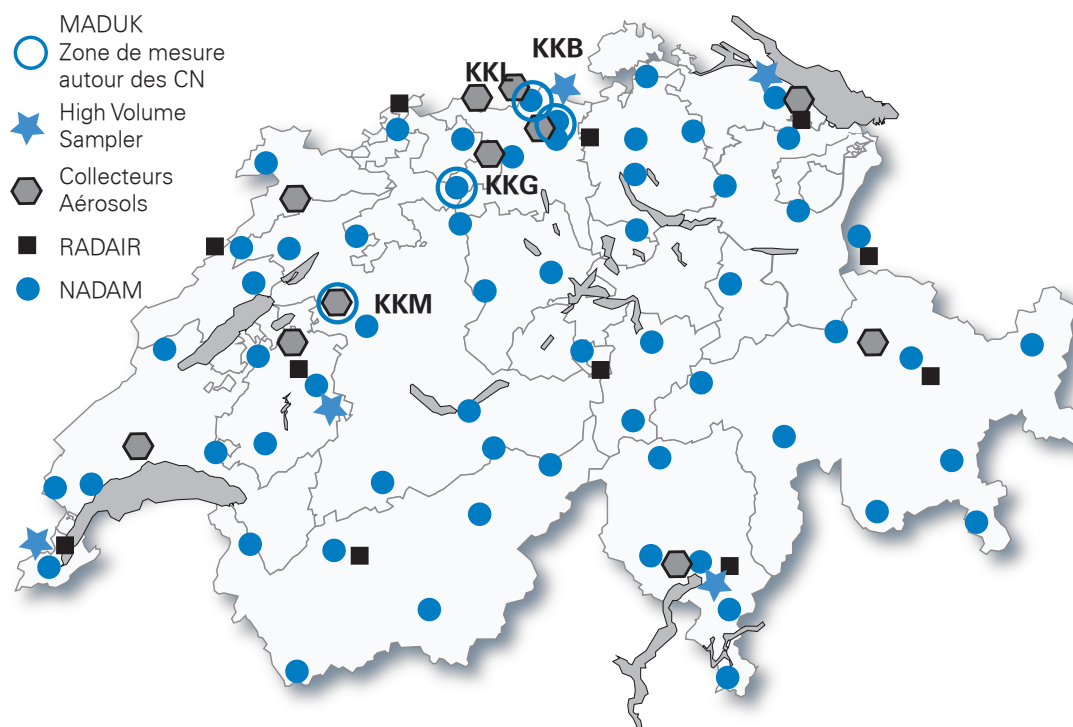


Figure 1:
Réseaux de mesure pour la surveillance de l'air en Suisse (débit de dose et aérosols).

ments, du sol, de l'herbe, du lait et des denrées alimentaires (y compris les importations) s'effectue dans le cadre de contrôles par sondage. Les données sont enregistrées dans une banque de données nationale administrée par l'OFSP. Un choix de résultats est disponible sur Internet: www.bag.admin.ch/ura. Les programmes de surveillance sont comparables à ceux en vigueur dans les pays voisins. Les techniques d'échantillonnage et les programmes de mesure correspondent à l'état actuel des connaissances et de la technique. Le contrôle de la qualité s'effectue par la participation régulière des laboratoires à des intercomparaisons nationales et internationales.

Résultats de la surveillance 2013

Surveillance générale: air, précipitations, eaux, sols, herbes, lait et autres denrées alimentaires

Les résultats de la surveillance de la radioactivité dans l'air, les précipitations, l'herbe et le sol obtenus en 2013 sont restés conformes à ceux des années précédentes et montrent la prédominance de la radioactivité naturelle dans ces compartiments environnementaux. Les résultats des mesures des filtres aérosols à haut débit, qui sont disponibles sur Internet (www.bag.admin.ch/ura), ont ainsi montré que la radioactivité de l'air provient pour l'essentiel des radionucléides naturels tels que le

^7Be cosmogénique, ainsi que le ^{210}Pb et d'autres produits de filiation du radon. Dans les précipitations, la radioactivité est principalement liée au ^7Be ainsi qu'au tritium, tous deux produits par le rayonnement cosmique. Pour le tritium, un apport artificiel par les rejets des centrales nucléaires et de certaines industries est également mesurable en différents endroits (voir paragraphes consacrés à la surveillance de ces entreprises). Dans les rivières, la teneur en tritium est généralement de quelques Bq/l.

Dans le sol, on retrouve essentiellement les isotopes naturels issus des séries de désintégration de l'uranium et du thorium ainsi que le ^{40}K . Les isotopes artificiels proviennent des dépôts atmosphériques et montrent des différences régionales, liées aux particularités des retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Dans les Alpes et le sud des Alpes, les valeurs relevées pour le ^{137}Cs (voir fig. 2) et le ^{90}Sr sont toujours légèrement supérieures à celles du Plateau. Quant aux émetteurs alpha artificiels, comme le ^{239}Pu et le ^{240}Pu et l' ^{241}Am , il n'en subsiste que d'infimes traces dans le sol.

Dans l'herbe et les denrées alimentaires, c'est aussi le ^{40}K naturel qui domine. Les radionucléides artificiels comme le ^{137}Cs ou le ^{90}Sr (voir figure 4), qui sont absorbés par les plantes à travers leurs racines, ne sont décelables dans l'herbe que sous forme de traces. Leur répartition régionale est simi-

laire à celle enregistrée pour le sol. Les échantillons de céréales ainsi que de fruits et légumes prélevés en Suisse n'ont pas présenté d'activité artificielle significative. Dans le lait de vache, la teneur en ^{137}Cs est généralement restée inférieure à la limite de détection d'env. 0.2 à 1 Bq/l. Seuls 3 échantillons, deux en provenance du Tessin et un prélevé aux Grisons, sur les 79 analysés en 2013 ont présenté une concentration de ^{137}Cs supérieure à 2 Bq/l. L'activité du ^{137}Cs dans les deux échantillons du Tessin était proche de la valeur de tolérance, fixée à 10 Bq/l pour ce radionucléide dans le lait. Rappelons que cette région a été l'une des plus touchées de Suisse par les retombées radioactives consécutives à l'accident de Tchernobyl, ce qui explique que le ^{137}Cs y soit toujours mesurable dans certains échantillons plus de 25 ans après l'accident. Avec une valeur maximale de 0.19 Bq/l, les teneurs en ^{90}Sr enregistrées dans les 55 échantillons de lait analysés en 2013 sont toutes restées bien inférieures à la valeur de tolérance fixée à 1 Bq/l pour ce radionucléide.

Certains champignons sauvages indigènes, notamment les bolets bails et les pholiotas ridés présentent toujours des valeurs accrues de ^{137}Cs . C'est ainsi que le laboratoire du Tessin a constaté deux dépassements de la valeur de tolérance, fixée à 600 Bq/kg pour le césium dans les champignons sauvages, en 2013, un pour chaque type de champignons mentionné plus haut.

Suite à l'annonce par l'Allemagne et l'Italie de valeurs anormalement élevées enregistrées pour le ^{137}Cs dans la viande de sanglier, le canton du Tessin

a pris la décision de mettre en place, en collaboration avec l'OFSP, une procédure de tri sur place de tous les sangliers abattus au cours de la saison de chasse 2013/2014, à l'aide d'un instrument dosimétrique, afin que le vétérinaire puisse autoriser leur consommation. 6% des 470 sangliers chassés au mois de septembre présentaient des activités de ^{137}Cs dans la viande supérieures à la valeur limite fixée dans l'OSEC à 1250 Bq/kg et ont été confisqués.

Suite à l'accident de Fukushima-Daichi, la Suisse comme l'Union Européenne, a initié un programme de contrôle des denrées alimentaires en provenance du Japon. Environ une centaine d'échantillons d'épices, de sauces, d'huiles, de céréales, de pâtes, d'algues et de thés ont ainsi été analysés sur mandat de l'OFSP ou directement par les laboratoires cantonaux en 2013. Si des traces de ^{134}Cs , indiquant un marquage par des contaminations radioactives consécutives à l'accident de Fukushima, ont pu être décelées dans 3 échantillons de thé d'origine japonaise, parmi les 50 analysés, aucun dépassement de la valeur de tolérance pour les isotopes du Césium n'a été enregistré dans les échantillons de denrées alimentaires en provenance du Japon.

Des analyses de denrées alimentaires importées provenant d'autres pays ont également été effectuées, comme chaque année, par les laboratoires cantonaux. Ces analyses ont essentiellement porté sur les myrtilles, les miels, la viande de chasse et les champignons sauvages, qui sont connus pour

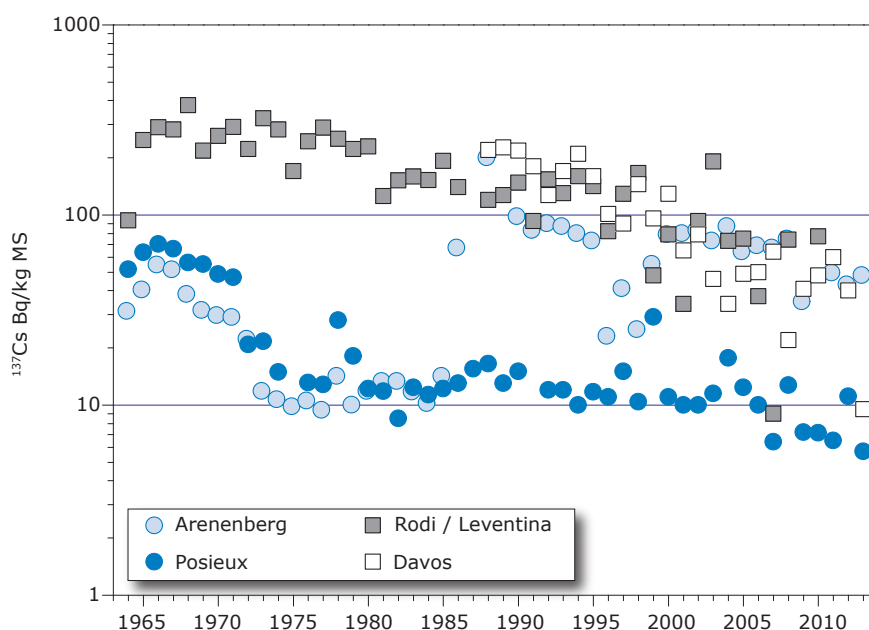


Figure 2: ^{137}Cs (en Bq/kg de matière sèche) dans les échantillons de sol de différentes stations de Suisse (1964-2013).

accumuler davantage le ^{137}Cs . Deux échantillons de myrtilles en provenance d'Europe de l'Est présentaient des activités spécifiques en ^{137}Cs (133, resp. 158 Bq/kg de poids frais) supérieure à la valeur de tolérance fixée à 100 Bq/kg pour ce radionucléide dans les myrtilles. Trois dépassements de la valeur de tolérance pour le ^{90}Sr (1 Bq/kg) ont par ailleurs été constatés dans ce type d'échantillons.

Ainsi, les quelques dépassements des valeurs de tolérance constatés en 2013 dans les denrées alimentaires (indigènes ou importés) sont, plus de 25 ans après sa survenue, toujours liées à l'accident de Tchernobyl.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 4, 5 et 7.2

Surveillance du voisinage des centrales nucléaires

Les valeurs limites pour les émissions des centrales nucléaires sont fixées par l'autorité compétente de telle sorte qu'aucune personne résidant à proximité ne puisse recevoir une dose effective supérieure à 0.3 mSv/an (rayonnement direct compris). L'exploitant doit mesurer ses émissions et en communiquer le bilan à l'IFSN. Des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, l'IFSN et l'OFSP sur des filtres à aérosols et à iode ainsi que sur des échantillons d'eau en phase de rejet permettent de vérifier régulièrement les valeurs déclarées aux autorités. Les divers contrôles ont confirmé le respect des limites réglementaires par les exploitants en 2013.

La contribution du rayonnement direct est clairement mesurable en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. A Mühleberg par exemple, l'évaluation des dosimètres disposés à la clôture de la centrale a montré une élévation de la dose ambiante annuelle pouvant atteindre 0.9 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel qui s'élève à 0.7 mSv/an). La valeur limite d'immission pour le rayonnement direct a toutefois été respectée par toutes les installations en 2013. Il convient de relever qu'il s'agit ici de dose ambiante et non de dose à la personne. Ces valeurs ne sont donc pas à mettre en relation avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an puisqu'aucun membre du public ne réside pour de longue période en ces endroits.

Les résultats du programme de surveillance des immissions, coordonné par l'OFSP autour des centrales nucléaires, ont montré que l'impact de ces dernières sur l'environnement est resté faible en 2013 (voir Chapitre 8.5 du présent rapport). Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques, comme des valeurs accrues de ^{14}C dans les feuillages (augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 146 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt). A titre indicatif, notons qu'une activité supplémentaire de 100 pour mille de ^{14}C dans les denrées alimentaires induit une dose annuelle supplémentaire de l'ordre de 1 micro-Sv. Dans les rivières, l'impact des rejets liquides des centrales nucléaires, principalement le

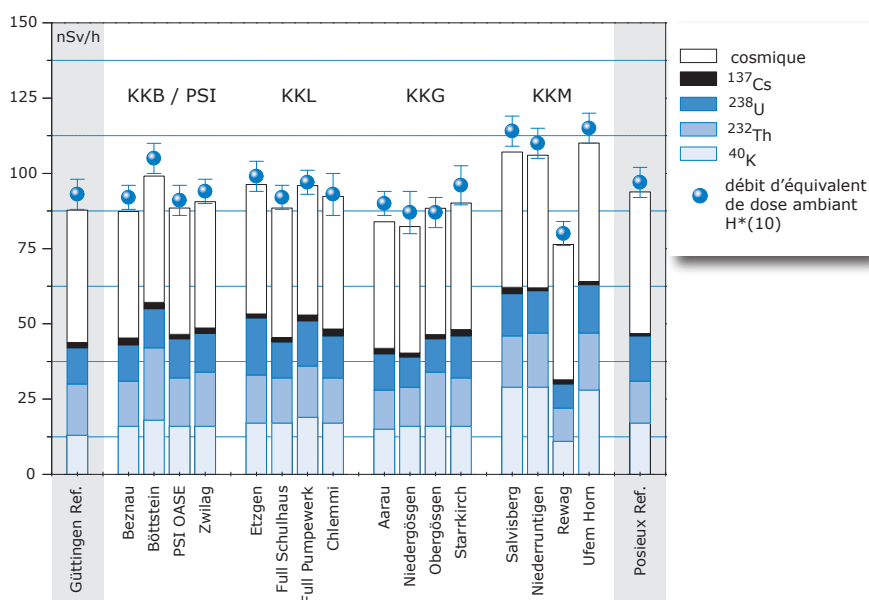


Figure 3:

Contributions individuelles à l'exposition ambiante ($H^*(10)$) attribuables aux différents radionucléides présents sur les sites examinés par l'OFSP en 2013 au voisinage des centrales nucléaires suisses ainsi qu'aux sites de référence de Güttingen et Posieux (grisé). Ces contributions ont été calculées à partir des mesures de spectrométrie gamma in situ; le résultat de la mesure directe de l'exposition globale à l'aide d'une chambre d'ionisation est également représenté afin d'apprécier la fiabilité de la méthode.

^{58}Co , le ^{60}Co et le ^{54}Mn provenant majoritairement de la centrale nucléaire de Mühleberg, se mesure essentiellement dans les eaux, les sédiments et certaines plantes aquatiques prélevés dans l'Aar, à Hagneck, en aval de Mühleberg. Il est à relever qu'en octobre et novembre 2013, les valeurs mesurées pour le ^{60}Co dans les échantillons d'eau de l'Aar, prélevés à Hagneck, étaient supérieures à celles attendues sur la base des rejets effectifs de la centrale. Ce phénomène est probablement dû à des travaux réalisés dans le canal de Hagneck qui ont eu pour conséquence la remise en suspension dans l'eau de particules sédimentées. Les concentrations mensuelles du tritium dans l'Aar et le Rhin sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l hormis aux mois d'avril et mai où des concentrations mensuelles moyennes de 8 Bq/l ont été enregistrées dans l'Aar, respectivement de 3-4 Bq/l dans le Rhin. Les résultats des mesures de la radioactivité dans les denrées alimentaires prélevées au voisinage des centrales sont semblables à ceux enregistrés ailleurs sur le Plateau Suisse.

A noter qu'aucune valeur élevée de tritium n'a plus été enregistrée dans le système de drainage de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens, depuis la mise en place par l'OFSP du programme de surveillance rapprochée au printemps 2012.

Hormis les exemples précités et comme le montre la figure 3, les résultats des mesures environnementales effectuées au voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de ceux enregistrés dans les endroits situés hors de l'influence de ces installations. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables proviennent principalement des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs).

Cependant, même si l'exposition de la population attribuable aux rejets des centrales nucléaires conduit à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe d'optimisation demande de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible, afin de répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 3.1, 4.4, 7.1 et 8.1 - 8.5.

^{137}Cs dans les sédiments du lac de Bienne

Des chercheurs de l'université de Genève ont publié, en janvier 2013, les résultats des analyses détaillées d'une carotte de sédiments prélevée dans le lac de Bienne et ont rapporté que des quanti-

tés légèrement plus élevées de ^{137}Cs se sont déposées dans le lac aux environs de l'année 2000. En été 2013, l'Eawag et le LABORATOIRE SPIEZ ont prélevé d'autres carottes de sédiments dans le lac de Bienne et ont confirmé l'existence d'un «pic» de ^{137}Cs pouvant être attribué aux rejets déclarés par la centrale nucléaire de Mühleberg en 1999 et publiés dans le rapport OFSP. Les apports de ^{137}Cs de 1999 représentent moins de 3% des apports totaux de ^{137}Cs . Sur l'ensemble de la période (à savoir de 1950 à 2013), on peut considérer qu'environ la moitié du ^{137}Cs présent dans les sédiments du lac de Bienne a pour origine les retombées des essais d'armes atomiques en atmosphère réalisés au début des années 60. La centrale nucléaire de Mühleberg est responsable d'un petit tiers du ^{137}Cs déposé dans les sédiments du lac. Le reste (à savoir environ un huitième) provient de l'accident nucléaire de Tchernobyl. En plus de la mesure du ^{137}Cs , des analyses du plutonium ont également été réalisées dans certaines carottes de sédiments. La répartition du plutonium montre que la présence de ce radionucléide dans le lac de Bienne est exclusivement due aux retombées des essais nucléaires atmosphériques des années 60.

Pour les informations détaillées, se référer au chapitre 4.5.

Surveillance des centres de recherche

Le contrôle des émissions des installations du CERN a indiqué des rejets effectifs nettement en dessous des limites réglementaires en 2013. Il est par ailleurs à noter que 2013 a été une année particulière en termes d'exploitation des accélérateurs. En effet ils n'ont été en fonction que durant une courte période de 5 semaines. Dès la fin février et pour tout le reste de l'année 2013, les installations ont été mises à l'arrêt pour effectuer des travaux de maintenance. Le programme de surveillance indépendant mené par l'OFSP autour du centre de recherche a toutefois été poursuivi comme par le passé. Sans surprise, aucune trace de radionucléides artificiels produits par les accélérateurs du CERN, comme le ^{24}Na ou l' ^{131}I dans l'air ou le ^{22}Na dans l'eau, n'a pu être détectée. L'impact radiologique du fonctionnement du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est ainsi resté très faible en 2013.

La dose d'irradiation reçue par la population vivant au voisinage du PSI ne doit pas excéder, au total, 0.15 mSv/an. En 2013, les rejets effectifs du PSI ont entraîné des doses inférieures à 5% de cette valeur. La surveillance de l'environnement est assurée par le PSI ainsi que par les autorités qui effectuent des mesures supplémentaires de manière indépendante. Hormis quelques valeurs sporadiquement plus élevées de tritium dans les précipi-

tations, les résultats de la surveillance au voisinage du PSI n'ont pas mis en évidence de marquage de l'environnement dû au fonctionnement des installations du centre de recherche.

Pour les informations détaillées, se référer au chapitre 8.

Tritium dans l'industrie

Certaines entreprises industrielles utilisent également des substances radioactives. Le tritium est le radionucléide le plus utilisé dans ce domaine en Suisse. Certaines industries ont par exemple 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. Ces entreprises sont tenues de communiquer à l'autorité de surveillance le bilan de leurs émissions. En 2013, toutes les entreprises concernées ont respectées les valeurs limites pour les rejets fixées dans leur autorisation. L'OFSP met en œuvre un programme de surveillance spécifique pour contrôler les immissions autour de ces entreprises. Le tritium est ainsi analysé dans les précipitations, l'humidité de l'air et les eaux superficielles.

Les concentrations de tritium enregistrées en 2013 dans les précipitations du voisinage de l'entreprise Mb Microtec, à Niederwangen, sont nettement inférieures à celles observées au cours des années précédentes. La valeur moyenne 2013 (246 Bq/l) des concentrations de tritium des échantillons provenant de la station de collecte «Firma Schär», là où le marquage en tritium est le plus important, a par exemple diminué de moitié par rapport à 2012, la valeur maximale (620 Bq/l) d'un facteur 3. La concentration maximale enregistrée en 2013 dans les précipitations collectées dans les environs d'une entreprise utilisatrice de tritium s'est élevée à 680 Bq/l. Cette valeur, mesurée à Teufen/AR, à proximité immédiate de l'entreprise RC Tritec, représente environ 6% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public.

Des échantillons de lait et de fruits et légumes ont également été prélevés au voisinage de l'entreprise Mb Microtec. Les résultats montrent que la valeur de tolérance pour le tritium, à savoir 1'000 Bq/l, n'a pas été dépassée. En effet, les concentrations de tritium dans les distillats des produits récoltés se sont échelonnées entre 10 et 44 Bq/l pour le lait (5 échantillons) et entre 15 et 111 Bq/l pour les 9 échantillons de pommes et celui de courgettes.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 5, 9.1 et 9.3

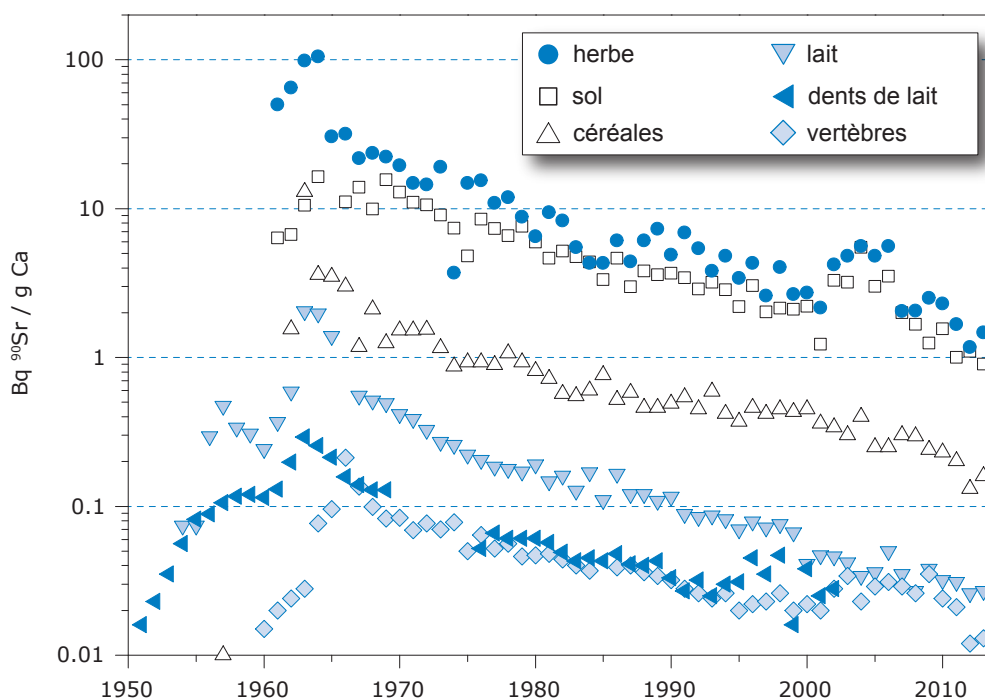


Figure 4:
 ^{90}Sr dans divers échantillons prélevés entre 1950 et 2013.

Emissions de radionucléides provenant des hôpitaux

Les hôpitaux utilisent de l' ^{131}I pour le diagnostic et le traitement de maladies de la thyroïde, ainsi que d'autres radionucléides pour des applications diagnostiques et thérapeutiques. Les patients suivant une thérapie à l'iode et ayant reçu moins de 200 MBq (1 méga Bq = 10^6 Bq) en ambulatoire peuvent quitter l'hôpital après la thérapie. Les patients ayant reçu plus de 200 MBq doivent être isolés dans des chambres spéciales pendant les premières 48 heures au moins suivant le traitement. Les excréments de ces patients sont collectés dans des cuves de décroissance dédiées au contrôle des eaux usées et ne sont rejetées dans l'environnement qu'après diminution de leur activité en dessous des valeurs limites d'immissions. Dans le cadre de la surveillance de l'environnement, des échantillons d'eaux usées sont prélevés chaque semaine dans les stations d'épuration des grandes agglomérations et analysés afin de déterminer leur concentration en ^{131}I . Les résultats des mesures ont montré que même si des traces d' ^{131}I sont parfois détectées, les valeurs se situent nettement en dessous des valeurs limites d'immissions définies dans l'ordonnance sur la radioprotection.

Pour davantage d'informations, consulter les chapitres 9.2 et 9.3

Radioactivité assimilée par le corps humain

L'assimilation de radionucléides par l'intermédiaire de la nourriture peut être recensée par des mesures au corps entier et par des analyses de la teneur en ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres humaines. Les mesures au corps entier habituellement réalisées sur des collégiennes et collégiens de Genève n'ont malheureusement pas pu être effectuées en 2013 mais se poursuivront en 2014. Les résultats obtenus au cours des 5 dernières années ont toujours montré des valeurs de ^{137}Cs inférieures à la limite de détection de 1 Bq/kg. Le ^{40}K naturel s'élève en moyenne à environ 57 Bq/kg chez les femmes et à 70 Bq/kg chez les hommes. La teneur en ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait n'est plus aujourd'hui que de quelques centièmes de Bq/g de calcium (figure 4). Le strontium est assimilé par le corps humain comme le calcium dans les os et les dents. Les vertèbres sont choisies comme indicateur de la contamination du squelette car ce sont des os particulièrement spongieux, échangeant rapidement le calcium avec le plasma sanguin. Le prélèvement de vertèbres sur des personnes décédées dans l'année en cours permet de déterminer le niveau de contamination de la chaîne alimentaire en ^{90}Sr . Quant à la formation des dents de lait, elle débute, dans les mois précédant la naissance et se poursuit durant la période d'allaitement. La mesure du strontium s'effectue lorsque la dent de lait tombe

d'elle-même. Elle donne une indication rétroactive de la contamination de la chaîne alimentaire de la mère à l'époque de la naissance de l'enfant. Les valeurs de strontium mesurées dans les dents de lait (figure 4) sont donc répertoriées en fonction de l'année de naissance de l'enfant. Ceci explique que les courbes relatives aux dents de lait et au lait montrent une évolution pratiquement parallèle.

Pour les informations détaillées, se référer aux chapitres 6.1 et 6.2

Evaluation**Risque sanitaire associé à l'exposition à des sources artificielles de radioactivité dans l'environnement resté faible**

En Suisse, les concentrations de radionucléides dans l'environnement et les doses d'irradiation de la population dues aux sources de rayonnements artificielles sont restées en 2013, comme les années précédentes, nettement inférieures aux limites légales; le risque sanitaire correspondant peut donc être considéré comme faible.

Il existe des différences régionales de répartition de la radioactivité naturelle et artificielle dans l'environnement. Si la radioactivité naturelle est essentiellement influencée par la géologie, la part de radioactivité artificielle, comme conséquence des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl, est, elle aussi, distribuée de manière inhomogène sur le territoire suisse. Le ^{137}Cs radioactif de Tchernobyl a par exemple principalement été déposé au Tessin où il est encore présent dans de nombreux échantillons, ainsi que, dans une moindre mesure, sur les reliefs jurassiens et dans certaines parties du nord-est de la Suisse. Les concentrations mesurées diminuent régulièrement depuis 1986, mais il est encore responsable des dépassements des valeurs limites observés dans la viande de certains sangliers chassés au Tessin, ainsi que des quelques dépassements des valeurs de tolérance enregistrée en Suisse en 2013 dans les denrées alimentaires (indigènes ou importées).

Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de la surveillance des centrales nucléaires et des centres de recherche sont semblables à ceux enregistrés au cours des années précédentes. Même si des traces de radionucléides émis par ces installations sont décelables dans l'environnement, (par exemple le ^{14}C dans les feuillages ou les isotopes du cobalt dans les eaux et les sédiments au voisinage des centrales nucléaires), les rejets qui en sont à l'origine sont nettement inférieurs aux valeurs au-

torisées et n'ont entraîné aucun dépassement des valeurs limites d'immissions. La surveillance mise en oeuvre au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium a montré une diminution du marquage de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide à proximité immédiate de ces entreprises par rapport aux années précédentes. Les concentrations enregistrées dans les précipitations ont ainsi atteint au maximum 6% de la valeur limite d'immissions pour le tritium dans les eaux accessibles au public.

En conclusion, les conséquences radiologiques liées au fonctionnement des centrales nucléaires, centres de recherche et industries sont restées très faibles pour les populations avoisinantes. Les traces de radioactivité artificielle décelées reflètent un fonctionnement normal de ces installations et témoignent de l'efficacité des programmes de surveillance mis en oeuvre.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013 Résultats 2013



2

Strahlendosen Doses de rayonnements

2.1 Strahlendosen	30
Einführung	30
Strahlendosen der Bevölkerung	30
Strahlenbelastung durch Radon	31
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	31
Terrestrische und kosmische Strahlung	31
Radionuklide in der Nahrung	31
Übrige (künstliche) Strahlenquellen	31
Berufliche Strahlenexposition	31
2.2 Doses de rayonnements	32
Introduction	32
Doses de rayonnement reçues par la population	32
Doses de rayonnement dues au radon	33
Doses de rayonnement dues au diagnostic médical	33
Rayonnement terrestre et cosmique	33
Radionucléides dans les aliments	33
Autres sources de rayonnement (artificielles)	33
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	34



2.1 Strahlendosen

P. Steinmann , S. Estier

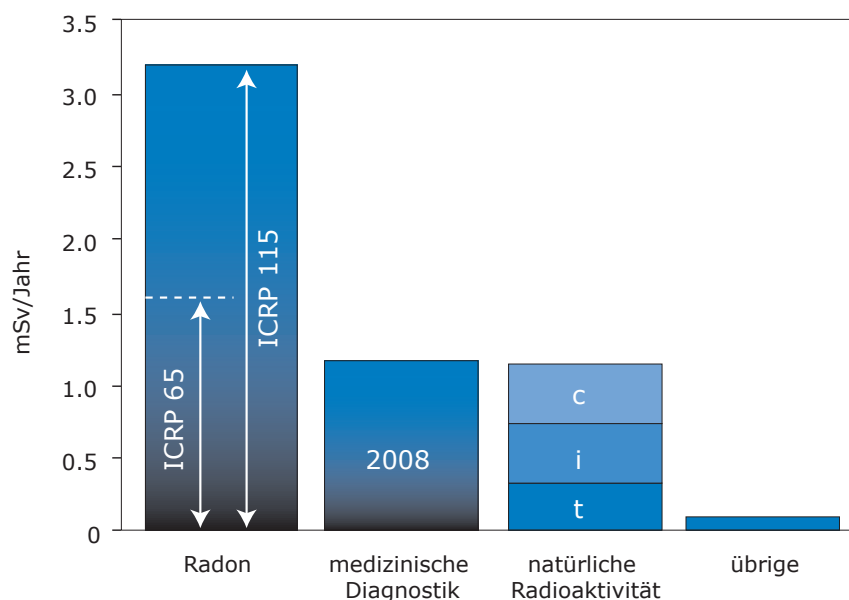
Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Einführung

Der grösste Anteil an der Strahlenbelastung der Bevölkerung stammt vom Radon in Wohn- und Arbeitsräumen sowie von medizinischen Untersuchungen. Die Bevölkerung ist von diesen Strahlungsquellen unterschiedlich stark betroffen. Bei Personen, die in ihrer beruflichen Tätigkeit mit Strahlen umgehen, gab es mit wenigen Ausnahmen keine Überschreitung der Grenzwerte. Der grösste Anteil an der Strahlenbelastung der Bevölkerung stammt vom Radon in Wohn- und Arbeitsräumen sowie von medizinischen Untersuchungen. Die Bevölkerung ist von diesen Strahlungsquellen unterschiedlich stark betroffen. Bei Personen, die in ihrer beruflichen Tätigkeit mit Strahlen umgehen, gab es mit wenigen Ausnahmen keine Überschreitung der Grenzwerte.

Strahlendosen der Bevölkerung

Die drei wichtigsten Ursachen für die Strahlenbelastung der Bevölkerung sind das Radon in Wohnungen, die medizinische Diagnostik sowie die natürliche Strahlung (Abb. 1). Für alle künstlichen Strahlenexpositionen (ohne Medizin) gilt für die allgemeine Bevölkerung ein Dosisgrenzwert von 1 mSv pro Jahr. Die berufliche Strahlenbelastung, insbesondere für Junge und Schwangere, ist durch besondere Bestimmungen geregelt.



Figur 1:

Durchschnittliche Strahlendosen der Schweizer Bevölkerung in [mSv pro Jahr pro Person]. Die Belastung durch Radon muss nach der neuen Beurteilung durch die ICRP (ICRP 115, 2010) deutlich höher eingeschätzt werden als zuvor (ICRP 65). Der Wert für die medizinische Diagnostik beruht auf der Erhebung von 2008. Die natürliche Exposition setzt sich aus terrestrischer Strahlung (t), Inkorporation (i) und kosmischer Strahlung (c) zusammen. Zu „übrige“ gehören Kernkraftwerke und Forschungsanstalten sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt.

Strahlenbelastung durch Radon

Radon-222 und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen liefern den grössten Dosisbeitrag für die Bevölkerung. Diese Nuklide gelangen über die Atemluft in den Körper. Die internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) schätzt das Lungenkrebsrisiko aufgrund von Radon etwa doppelt so hoch ein wie in den Jahren zuvor (ICRP 115, 2010). Folglich muss die durchschnittliche «Radondosis» für die Schweizer Bevölkerung auch nach oben korrigiert werden. Sie beträgt mit den neuen Risikofaktoren etwa 3.2 mSv pro Jahr statt den 1.6 mSv, die mit den alten Dosisfaktoren aus der Publikation ICRP 65 geschätzt wurden. Die Radonbelastung der Bevölkerung ist nicht einheitlich. Der angegebene Mittelwert leitet sich aus der durchschnittlichen Radonkonzentration von Bq/m³ ab.

Bestrahlung durch medizinische Diagnostik

Die Dosis aufgrund medizinischer Anwendungen (Röntgendiagnostik) beträgt auf die gesamte Bevölkerung umgerechnet 1.2 mSv pro Jahr pro Person (Auswertung der Erhebung 2008). Mehr als zwei Drittel der jährlichen kollektiven Strahlendosis in der Röntgendiagnostik werden durch computertomografische Untersuchungen verursacht. Wie beim Radon ist die Belastung durch die medizinische Diagnostik ungleichmässig verteilt. Rund zwei Drittel der Bevölkerung erhalten praktisch keine Dosis durch Diagnostik, bei einigen wenigen Prozenten der Bevölkerung sind es mehr als 10 mSv.

Terrestrische und kosmische Strahlung

Die Dosis aufgrund der terrestrischen Strahlung (d.h. Strahlung aus Boden und Fels) macht im Mittel 0.35 mSv jährlich aus und hängt von der Zusammensetzung des Untergrundes ab. Die Dosis durch kosmische Strahlung beträgt im Mittel etwa 0.4 mSv pro Jahr. Die kosmische Strahlung nimmt mit der Höhe über Meer zu, da sie von der Lufthülle der Erde abgeschwächt wird. In 10 km Höhe ist die kosmische Strahlung rund 100-mal stärker als auf 500 m über Meer. Aus diesem Grund ergibt ein Überseeflug (retour) eine Exposition von typischerweise rund 0.06 mSv. Für das Flugpersonal kann es bis einige mSv pro Jahr sein.

Radionuklide in der Nahrung

Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den menschlichen Körper und führen zu Dosen von rund 0.35 mSv. Das ⁴⁰K im Muskelgewebe liefert mit rund 0.2 mSv den grössten Beitrag. Weitere Radionuklide in der Nahrung stammen aus den natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium. Auch künstliche Radionuklide kommen in der Nahrung vor; hauptsächlich die Nuklide ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr von den Kernwaffenversuchen der 1960er-Jahre und vom Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Die jährlichen Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergeben heute Dosen durch aufgenommenes ¹³⁷Cs von weniger als einem Tausendstel mSv pro Jahr.

Übrige (künstliche) Strahlenquellen

Zu den bisher erwähnten Strahlendosen kommt ein geringer Beitrag von ≤ 0.1 mSv pro Jahr aus den Strahlenexpositionen durch Kernkraftwerke, Industrie, Forschung, Medizin, Konsumgüter und Gegenstände des täglichen Lebens sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt. Der radioaktive Ausfall nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 und den oberirdischen Kernwaffenversuchen (1960er-Jahre) machen heute nur noch wenige Hundertstel mSv pro Jahr aus. Die Dosis durch die Ausbreitung von radioaktiven Stoffen nach dem Reaktorunfall in Fukushima ist in der Schweiz vernachlässigbar.

Die Emissionen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser aus den Schweizer Kernkraftwerken, aus dem PSI und dem CERN ergeben bei Personen, die in unmittelbarer Nähe wohnen, Dosen von höchstens einem Hundertstel mSv pro Jahr.

Berufliche Strahlenexposition

Im Berichtsjahr waren in der Schweiz ca. 81'000 Personen beruflich strahlenexponiert. Im Rahmen seiner Aufsichtstätigkeit untersucht das BAG in den Bereichen Medizin und Forschung alle Ganzkörperdosen über 2 mSv im Monat sowie alle Extremitätendosen über 10 mSv. Die meisten erhöhten Dosen gab es in den dosisintensiven Bereichen Nuklearmedizin und interventionelle Radiologie.

Eine ausführliche Statistik ist dem Jahresbericht «Dosimetrie der beruflich strahlenexponierten Personen in der Schweiz» zu entnehmen, der im Frühling 2014 auf der BAG-Website publiziert wird.

2.2 Doses de rayonnements

P. Steinmann , S. Estier

Section Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 Berne

Introduction

La plus grande partie de l'exposition aux rayonnements de la population est due au radon dans les habitations et sur les lieux de travail, ainsi qu'aux examens médicaux. L'exposition à ces sources varie largement d'un individu à l'autre. Par ailleurs, on n'a pas observé, à l'exception de quelques cas, de dépassements des limites de dose chez les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession.

Doses de rayonnement reçues par la population

Le radon domestique, le diagnostic médical et la radioactivité naturelle sont les trois principales composantes de l'exposition de la population (fig.1). Pour cette dernière, la valeur limite de dose (applications médicales exceptées) est fixée à 1 mSv par an. L'exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel, en particulier des jeunes et des femmes enceintes, est réglementée par des dispositions spécifiques.

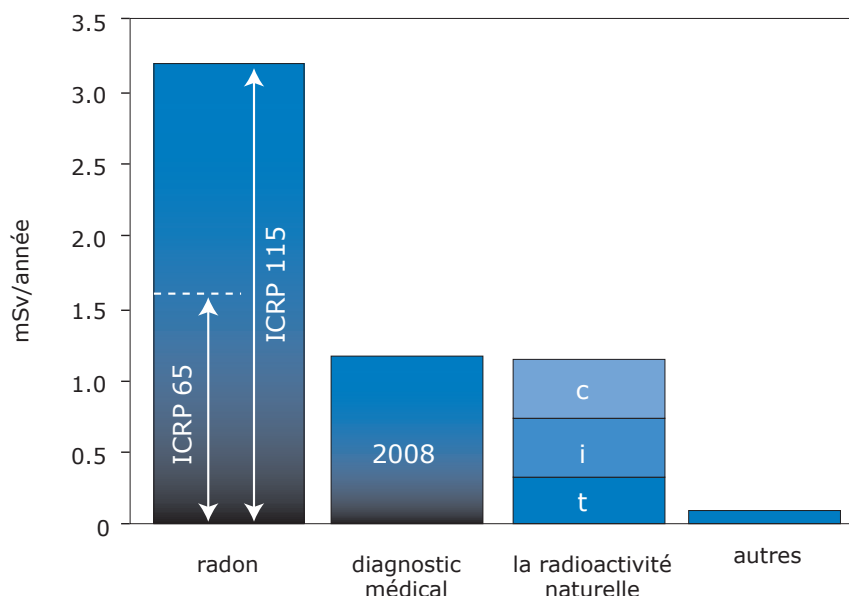


Figure 1:

Doses moyennes de rayonnement reçues par la population suisse en [mSv/an/personne]. La dose inhérente au radon (calculée sur la base de la CIPR 65) est sensiblement revue à la hausse après la nouvelle évaluation de la CIPR (115, 2010). La dose induite par le radiodiagnostic médical se base sur l'enquête de 2008. La dose provenant de la radioactivité naturelle résulte du rayonnement terrestre (t), de l'incorporation (i) et du rayonnement cosmique (c). La rubrique « autres » englobe les centrales nucléaires, les instituts de recherche ainsi que les radio-isotopes artificiels présents dans l'environnement.

Doses de rayonnement dues au radon

Le radon-222 et ses descendants radioactifs, présents dans les locaux d'habitation et de travail, constituent la majeure partie de la dose de rayonnement reçue par la population. Ces radionucléides pénètrent dans le corps par l'air respiré. La Commission internationale de protection radiologique (CIPR) estime que le risque de cancer du poumon dû au radon est environ deux fois plus élevé que lors de son évaluation précédente (CIPR 115, 2010). En conséquence, la dose moyenne de radon à laquelle la population suisse est exposée doit être corrigée vers le haut. Elle s'élève maintenant à 3.2 mSv par an au lieu de 1.6 mSv par an, valeur qui avait été calculée sur la base des anciens facteurs de dose figurant dans la publication 65 de la CIPR. A noter toutefois que la dose de rayonnement due au radon n'est pas la même partout. La valeur moyenne est calculée à partir de la concentration moyenne en radon, à savoir 75 Bq/m³.

Doses de rayonnement dues au diagnostic médical

La dose moyenne reçue par la population par le biais d'applications médicales (diagnostic radiologique) est d'environ 1.2 mSv par an et par personne (évaluation de l'enquête de 2008). Plus des deux tiers de la dose collective annuelle en radiodiagnostic sont dus aux examens de tomodensitométrie. Comme dans le cas du radon, l'exposition par le diagnostic médical est très inégalement répartie sur la population. Les deux tiers environ des individus ne reçoivent pratiquement aucune dose associée au radiodiagnostic et, pour un faible pourcentage de la population, la dose excède 10 mSv.

Rayonnement terrestre et cosmique

Le rayonnement terrestre, c'est-à-dire le rayonnement provenant du sol et des roches, induit une dose moyenne de 0.35 mSv par an et dépend de la composition du sol. La dose associée au rayonnement cosmique s'élève en moyenne à 0.4 mSv par an. Ce rayonnement augmente avec l'altitude, car il est atténué par l'atmosphère terrestre. A 10'000 mètres d'altitude, il est environ 100 fois plus élevé qu'à 500 mètres. Ainsi, un vol transatlantique (aller-retour) représente une dose d'environ 0.06 mSv. Pour le personnel navigant, la dose peut atteindre quelques mSv par an.

Radionucléides dans les aliments

Des radionucléides naturels sont également assimilés dans le corps humain par l'intermédiaire de l'alimentation et occasionnent une dose moyenne d'environ 0.35 mSv par an, la contribution la plus importante provenant du ⁴⁰K fixé dans les tissus musculaires (environ 0.2 mSv par an). En plus du ⁴⁰K, les aliments contiennent des radionucléides issus des séries de désintégration naturelle de l'uranium et du thorium. On y trouve aussi des radionucléides artificiels, principalement le ¹³⁷Cs et le ⁹⁰Sr, qui proviennent des retombées des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 1960 ainsi que de l'accident de Tchernobyl, survenu en avril 1986. Les mesures au corps entier réalisées chaque année sur des collégiens ont montré que les doses occasionnées par l'incorporation du ¹³⁷Cs étaient inférieures à un millième de mSv par an.

Autres sources de rayonnement (artificielles)

Aux doses de rayonnement mentionnées précédemment vient s'ajouter une faible contribution, évaluée à ≤ 0.1 mSv par an, qui comprend l'irradiation due aux centrales nucléaires, aux industries, à la recherche et à la médecine, aux biens de consommation et aux objets usuels ainsi qu'aux radioisotopes artificiels présents dans l'environnement. Notons que les doses occasionnées par les retombées de l'accident de Tchernobyl et par les essais nucléaires atmosphériques des années 1960 ne représentent plus aujourd'hui que quelques centièmes de mSv par an. La dose associée à la dispersion de substances radioactives après l'accident de Fukushima est négligeable en Suisse.

Les doses reçues par les personnes habitant à proximité immédiate des centrales nucléaires suisses, du PSI ou du CERN, et qui sont attribuables aux substances radioactives émises par ces installations dans l'air et dans les eaux usées, atteignent, au maximum, un centième de mSv par an.

Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel

En Suisse, environ 81'000 personnes ont été exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession durant l'année sous revue. Dans les secteurs de la médecine et de la recherche, l'OFSP effectue une analyse en cas de dépassement de 2 mSv pour la dose mensuelle au corps entier, ou de 10 mSv pour la dose mensuelle aux extrémités. C'est dans les domaines de la médecine nucléaire et de la radiologie interventionnelle que les doses élevées ont été les plus nombreuses.

Une statistique détaillée figure dans le rapport annuel «Dosimétrie des personnes exposées aux radiations dans l'exercice de leur profession en Suisse», qui a été publié sur le site Internet de l'OFSP au printemps 2014.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013 Résultats 2013



3

Externe Strahlung Rayonnement externe

3.1 Mesures in situ et exposition externe	36
Résumé	36
Introduction	36
Méthodologie in situ	37
Résultats in situ 2013	38
Développement de la méthode	38
Conclusions	40
3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	41
Zusammenfassung	41
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2013	43
Die europäische Plattform EURDEP	44
Qualitätssicherung	46
3.3 Aeroradiometrische Messungen	47
Zusammenfassung	47
Einleitung	47
Messungen und Messresultate 2013	48



3.1

Mesures in situ et exposition externe

S. Estier, A. Gurtner

Section Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 Bern

Résumé

En 2013, les mesures in situ ont essentiellement portées sur le voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI et CERN) ainsi que sur le suivi de la contamination rémanente en ^{137}Cs issue des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl. Même si cette contamination reste plus importante au Tessin et localement dans les régions montagneuses (Alpes, Jura) par rapport au Plateau suisse, les résultats in situ 2013 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public.

Introduction

Le suivi permanent de l'exposition ambiante repose en Suisse sur les réseaux NADAM (échelle nationale) et MADUK (voisinage des installations nucléaires). L'objectif de ces réseaux en alerte 24h sur 24 est de signaler des augmentations anormales de l'exposition ambiante. Ces mesures, comme celles des dosimètres à thermoluminescence, recensent l'exposition ambiante globale sans permettre d'en distinguer les composantes individuelles. Les mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons en surveillance normale visent, quant à elles, avant tout la mise en évidence de traces de radionucléides. Les résultats ont un caractère très ponctuel et ne renseignent pas sur l'exposition ambiante. Pour combler cette lacune, les laboratoires mobiles de l'OFSP (Section URA, Berne), de l'IFSN (Villigen), du Laboratoire de Spiez et de l'IRA (Lausanne) misent sur la spectrométrie gamma directe sur site (in situ). En effet, cette méthode possède l'avantage de permettre l'identification des radionucléides (émetteurs gamma) présents sur le site, d'estimer leurs activités et de calculer leur contribution individuelle à l'exposition du public. La spectrométrie gamma in situ informe ainsi de manière sensible et réaliste sur les concentrations moyennes des radionucléides gamma ainsi que sur l'exposition ambiante qui en résulte.

Méthodologie in situ

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ en Suisse se base largement sur les recommandations ICRU¹, notamment pour la détermination de l'activité des radionucléides présents sur le site. Les coefficients de conversion permettant l'évaluation des diverses contributions au débit d'exposition à partir des concentrations radioactives dans le sol ont par contre été revus par rapport à ceux de la publication ICRU 53, car ils ne correspondaient plus aux standards actuels. En effet, la grandeur dosimétrique de référence pour la détermination de l'exposition du public (irradiation externe) est aujourd'hui l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$, exprimé en [nSv/h], et non plus le débit de kerma dans l'air, en [nGy/h]. Les coefficients de conversion actuellement utilisés au laboratoire de l'OFSP sont détaillés plus bas^{2,3}.

Lors d'une mesure sur le terrain, un spectre gamma est enregistré et l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ 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 53, de calculer leur concentration radioactive respective dans le sol en [Bq/kg] ou [Bq/m²], pour peu que la distribution de chacun d'eux soit connue (déposition en surface, distribution homogène des radionucléides dans le sol, décroissance exponentielle, etc.).

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

La contribution d'origine naturelle au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ s'obtient par sommation des composantes locales du rayonnement terrestre (⁴⁰K, séries ²³⁸U et ²³²Th), évaluées pour une distribution homogène de ces radionucléides

dans le sol, avec la part ionisante cosmique calculée à l'altitude du site. Notons que la formule permettant de calculer la contribution du rayonnement cosmique au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ a également dû être adaptée par rapport à celle anciennement utilisée pour le débit de kerma dans l'air⁴, 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 choisira plutôt de 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.

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 l'²³⁸U et du ²³²Th ainsi que pour le ⁴⁰K et le ¹³⁷Cs, dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol^{2,3}.*

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

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

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

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

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

Résultats in situ 2013

En 2013, les examens in situ ont été réalisés principalement au voisinage des centrales nucléaires de Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) et des centres de recherche (PSI, CERN) ainsi qu'au Tessin, région de Suisse la plus touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl. Des mesures par spectrométrie gamma in situ ont également été effectuées sur les trois sites de référence pour la surveillance de la radioactivité dans l'environnement en Suisse, à savoir Grange-neuve-Posieux/FR, Güttingen/TG et Cadenazzo/Ti.

Les contributions respectives au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ des différents radionucléides identifiés par spectrométrie gamma in situ (descendants compris pour les séries naturelles) sont représentées sur les figures 1 à 3 pour les principaux sites suisses examinés en 2013. Ces contributions ont été calculées à partir des spectres gamma in situ, en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (y compris le ^{137}Cs artificiel). La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation, ainsi que son incertitude, sont également représentées et permettent d'apprécier la fiabilité de la reconstitution.

En comparant les résultats des figures 1 et 2, il apparaît tout d'abord que les radionucléides détectés au voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI, CERN) ainsi que leur contribution au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ ne se distinguent pas notablement de ceux enregistrés sur les sites de référence, situés hors influence de ces installations, comme Güttingen ou Posieux. Le seul radionucléide d'origine artificielle mis en évidence sur les spectres in situ en 2013 est le ^{137}Cs . Ce dernier a été enregistré sur tous les sites de mesure. Cette méthode montre par ailleurs que les valeurs plus élevées de débit de dose enregistrées à Salvisberg, Niederruntigen et Ufem Horn, proches de la centrale nucléaire de Mühleberg, sont d'origine naturelle. Elles sont en effet essentiellement dues aux concentrations plus importantes de ^{40}K dans le sol, ainsi que, dans une moindre mesure, au rayonnement cosmique légèrement plus élevé en raison de l'altitude supérieure de ces sites.

Au Tessin, la contamination rémanente en ^{137}Cs , issue des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et surtout de celles de l'accident de Tchernobyl, est toujours clairement visible. Comme le montre la figure 3, les concentrations de ce radionucléide dans le sol varient de façon importante d'un site à l'autre au sein du canton, il s'avère donc difficile de définir une valeur de référence unique

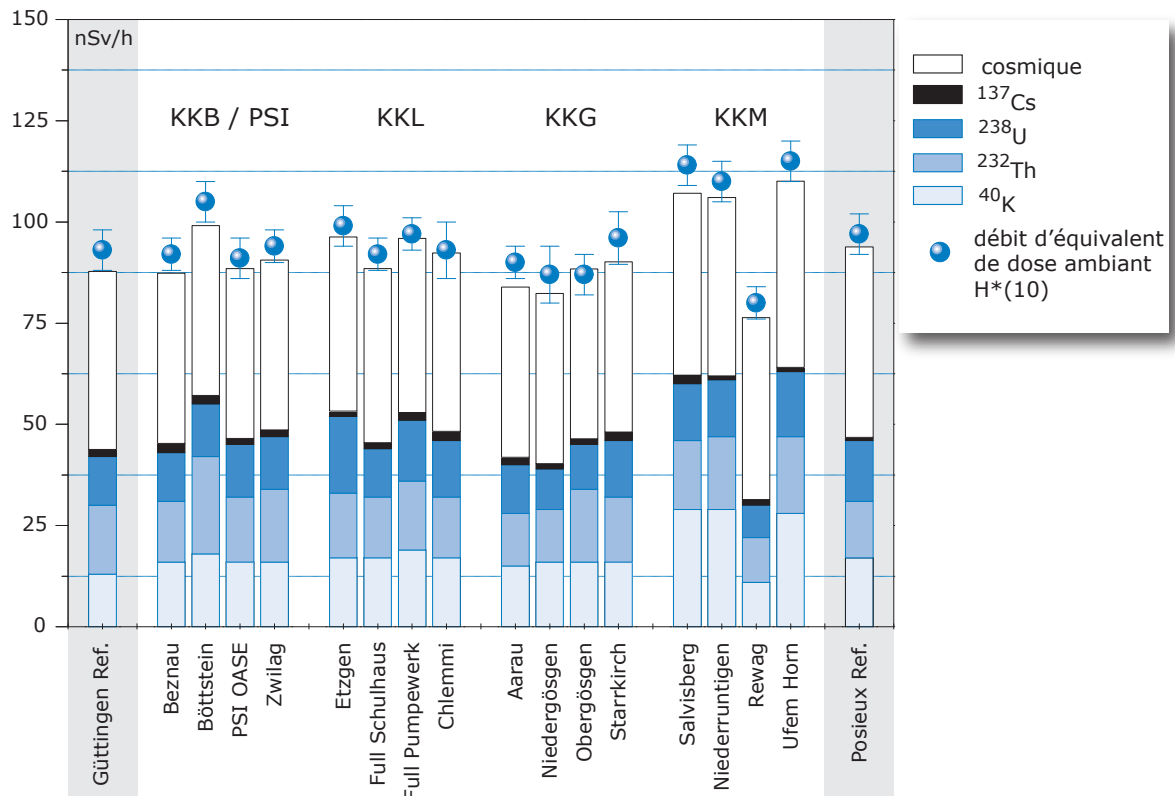
pour la contamination du sol en ^{137}Cs au Tessin. Ces variations s'expliquent d'une part par les différences de dépositions initiales, directement proportionnelles aux précipitations lors du passage du nuage radioactif post-tchernobyl au-dessus du canton, et d'autre part par les différences de nature et de traitement des sols depuis 1986 (travaux, sols retournés ou non, etc.).

Notons pour terminer que, pour tous les sites examinés, les différences entre reconstruction in situ et mesures globales par chambre d'ionisation sont restées inférieures à 10 %, attestant ainsi que les résultats obtenus par cette méthode traduisent bien la réalité.

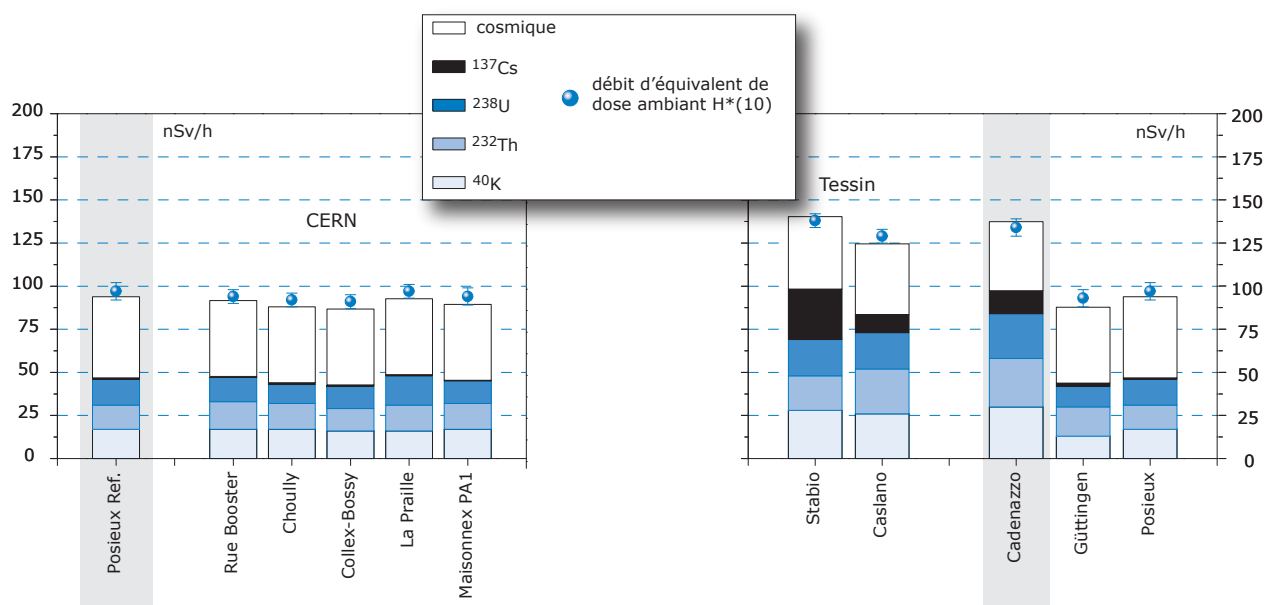
Développement de la méthode

En 2013, le laboratoire de Spiez, de l'IFSN et celui de l'OFSP se sont équipés d'équipements complémentaires pour réaliser des mesures par spectrométrie gamma in situ avec collimateur (figure 4). Cette technique de mesure, bien que basée sur le même principe que la spectrométrie in situ classique mise en oeuvre jusqu'à présent, est généralement utilisée dans un tout autre contexte que celui de la surveillance environnementale et la méthodologie décrite plus haut ne s'applique plus. La principale application est en effet la mesure d'objets potentiellement contaminés de grand volume afin de déterminer si leur activité est inférieure ou non au seuil de libération, autrement dit afin de savoir s'ils satisfont les conditions pour être éliminés de manière conventionnelle ou s'ils doivent être traités comme déchets radioactifs.

Afin de valider le développement de cette nouvelle application de la spectrométrie in situ, les trois laboratoires ont participé à une intercomparaison internationale à Regensburg/D en automne 2013.


Figure 1:

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés au voisinage des centrales nucléaires suisses en 2013 ainsi qu'aux points de référence de Güttingen/TG et Posieux/FR (en grisé). La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.


Figure 2:

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés en 2013 au voisinage du CERN ainsi qu'au point de référence de Posieux (en grisé). La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

Figure 3:

Contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculées à partir des spectres in situ (distribution supposée homogène des radionucléides dans le sol) mesurés en 2013 au Tessin ainsi que sur les 3 sites de référence (en grisé: Cadenazzo site de référence pour le sud des Alpes) pour la surveillance de la radioactivité dans l'environnement. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2013 ont permis de caractériser les sites d'examen du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Le champ d'application de ces mesures a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses) et d'ordre radioécologique (suivi des contaminations ^{137}Cs des retombées des essais nucléaires et de Tchernobyl).

Cette méthode a permis de distinguer les composantes naturelles et artificielles de la radioactivité gamma et de s'assurer de la pertinence de l'information acquise par confrontation du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation. Même si les concentrations plus élevées de ^{137}Cs dues aux retombées de Tchernobyl sont toujours plus importantes au Tessin et localement dans les régions montagneuses par rapport au plateau Suisse, les résultats, en termes d'exposition du public, n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population.

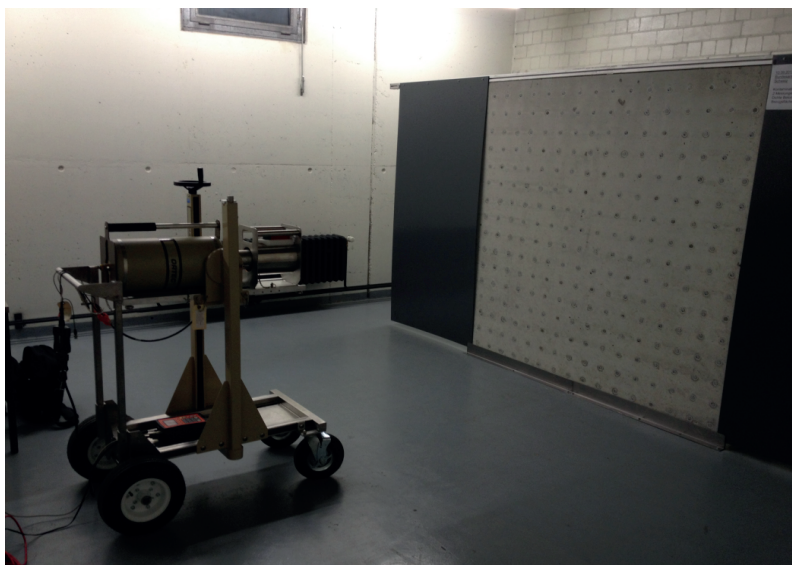


Figure 4:
Développement de la méthode: mesure in situ avec collimation (IC Regensburg/D 2013).

3.2

Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM

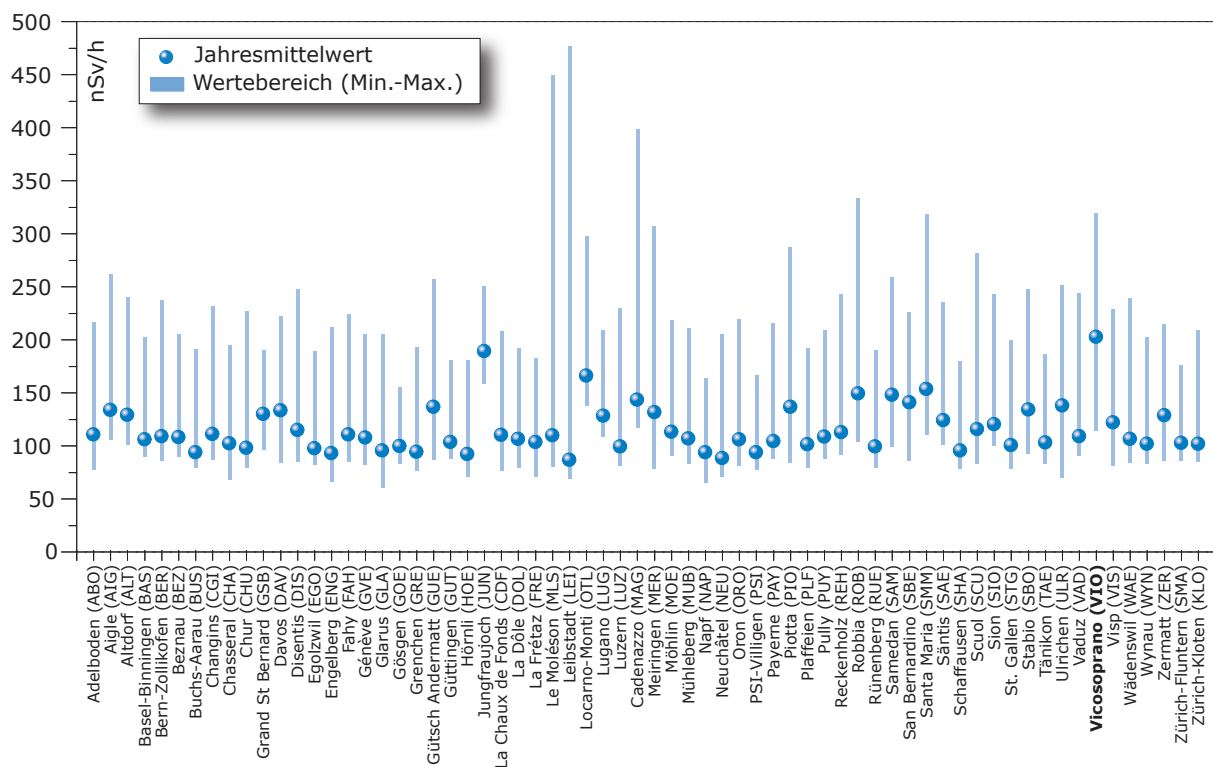
C. Danzi, F. StoffelNationale Alarmzentrale NAZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS,
Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

Zusammenfassung

Das Netz für die automatische Dosisleistungsalarmierung und -messung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz. Das Netz besteht aus 66 Stationen (Stand 31.12.2013), die über die ganze Schweiz verteilt sind. Alle Stationen messen in 10 Minuten Intervallen die γ -Ortsdosisleistung (ODL, $H^*(10)$).

Das NADAM-Netz dient auch als Frühwarnsystem, da jede Überschreitung eines Alarmwerts an die Nationale Alarmzentrale (NAZ) gemeldet wird. Bei einem radiologischen Ereignis unterstützt das NADAM-Netz die NAZ bei der Bestimmung des gefährdeten Gebietes und der Beurteilung der allfällig notwendigen Schutzmassnahmen.

Im Jahr 2013 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.

**Figur 1:**

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2013 der NADAM-Sonden. Der dargestellte Erfahrungsbereich entspricht dem Bereich zwischen dem minimalen und dem maximalen 10-Min-Wert der Sonde im Jahr 2013. Die Station Vicosoprano ist fett markiert, da sie im Verlauf von 2013 neu in Betrieb genommen wurde.

Einleitung

Die permanente Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz wird von den 66 über die ganze Schweiz verteilten NADAM-Stationen (Stand 31.12.2013) garantiert. Die Stationen befinden sich bei den Wetterstationen von MeteoSchweiz und liefern alle zehn Minuten Daten zur Ortsdosisleistung (ODL, $H^*(10)$). In Ergänzung zu den ODL-Daten sind damit auch Wetterdaten verfügbar, die wichtige Zusatzinformationen für die Interpretation der Messwerte liefern.

Die Sonden sind mit drei Geiger-Müller-Zählrohren bestückt, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Der Messbereich geht von 10 nSv/h bis 10 Sv/h und deckt somit sehr gut den Untergrundsbereich bis hin zu Dosisleistungen ab, wie sie z.B. nach einer A-Waffenexplosion zu messen wären.

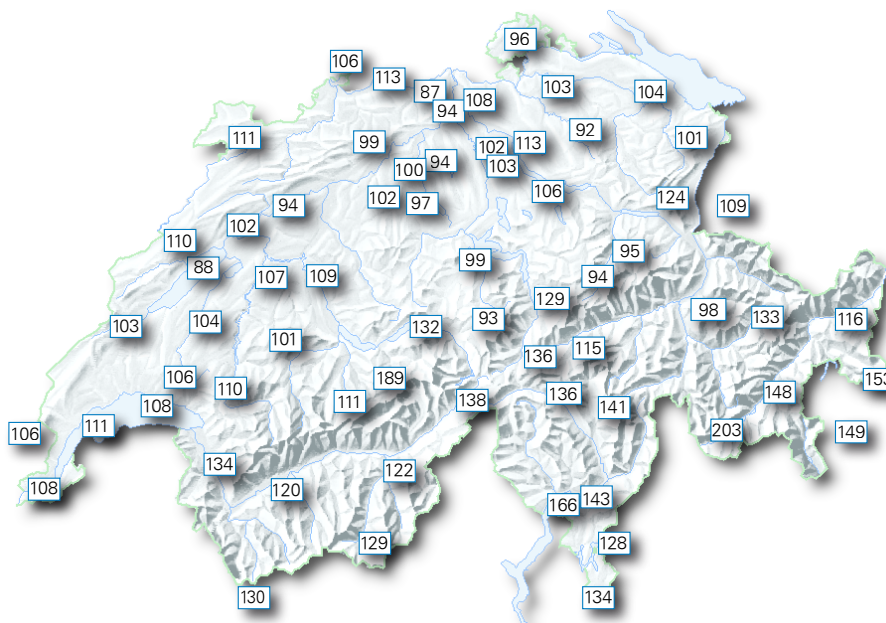
Das NADAM-Netz wird von der Nationalen Alarmzentrale (NAZ) betrieben. Die NAZ ist die Fachstelle des Bundes für ausserordentliche Ereignisse. Im Bereich „erhöhte Radioaktivität“ hat sie besonders umfangreiche Aufgaben: Warnung der Behörden, Information der Bundesstellen, der Kantone und der internationalen Kontaktstellen (IAEA, EU). Sie kann bei unmittelbarer Gefährdung zudem die Alarmierung und Sofortmassnahmen zum Schutz der Bevölkerung anordnen. Das NADAM-Netz dient also als Frühwarnsystem. Wird die Alarmschwelle (1 μ Sv/h) überschritten, löst dies in der NAZ eine Alarmmeldung aus. In der NAZ wird der Wert

verifiziert (Ausschluss von technischen Problemen, Überprüfung der meteorologischen Daten und Vergleich mit Nachbarstationen), eventuell werden weitere Messmittel für Abklärungen vor Ort angeboten. Bei einem ernsthaften Verdacht auf eine mögliche radiologische Gefährdung wird die ganze NAZ aufgeboten und die Behörden des betroffenen Kantons orientiert. Bei einem radiologischen Ereignis unterstützt das NADAM-Netz die NAZ bei der Bestimmung des gefährdeten Gebietes und der Beurteilung der allfällig notwendigen Massnahmen.

Die ODL-Werte der NADAM-Sonden werden täglich auf der Internetseite der NAZ (www.naz.ch) publiziert. Unter der Rubrik „Aktuell“ können die Stundenmittelwerte der letzten drei Tage sowie die Tagesmittelwerte vom Vortag abgerufen werden. Im Jahr 2013 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen. Es wurden nur einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung registriert.

Im Februar 2013 wurde in Vicosoprano eine neue Station in Betrieb genommen.

Eine Analyse des heutigen NADAM-Netzes hat gezeigt, dass insbesondere in den Zonen 2 um die schweizerischen Kernkraftwerke ein zusätzlicher Bedarf an fixen, automatischen ODL-Messstationen besteht. Aus diesem Grund wird in den kommenden Jahren das NADAM-Netz um 12 Standorte erweitert.



Figur 2:

Karte der Jahresmittelwerte 2013 aller NADAM-Sonden in Nanosievert pro Stunde, basierend auf den 10-Min-Werten. Der Jahresmittelwert der Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 87 und 203 nSv/h.

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2013

Übersichten der Jahresmittelwerte und der extremen 10-Minuten-Werte für die einzelnen Stationen sind in den Figuren 1 und 2 dargestellt.

Wie jedes Jahr wurden die bisherigen Erfahrungsbereiche anhand der aktuellen Messwerte überprüft und bei Bedarf angepasst. Der Erfahrungsbereich hilft bei der automatischen Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen von erhöhten Messwerten, die unter der Schwelle von 1 $\mu\text{Sv/h}$ liegen.

Eine detailliertere Analyse der Station Gütsch ob Andermatt

Die natürlich bedingte Ortsdosisleistung (ODL) wird vom Standort (geologischer Untergrund, Höhe über Meer) und von den meteorologischen Verhältnissen (Regen, Schneedecke) beeinflusst.

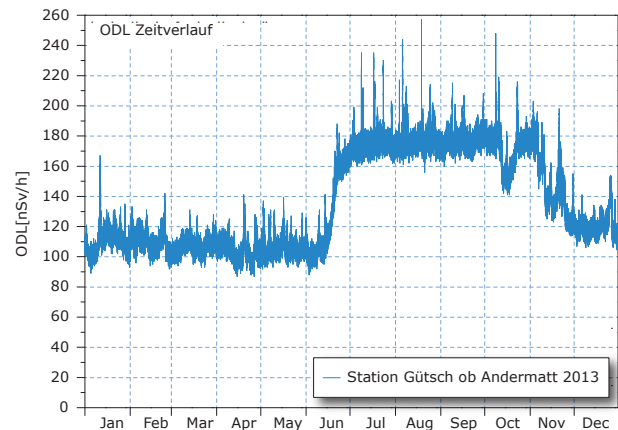
Der geologische Untergrund bestimmt den Beitrag der terrestrischen Strahlung zur Ortsdosisleistung. In alpinen Gebieten mit uran- und thoriumhaltigem Gestein ist der Anteil der natürlichen Radioaktivität im Boden höher als z.B. im Mittelland. Dies führt zu einer höheren terrestrischen Strahlung.

Die Höhe des Sondenstandortes über Meer bestimmt den kosmischen Anteil zur ODL. Je höher der Messstandort, desto weniger wird die kosmische Strahlung durch die Atmosphäre abgeschwächt, d.h. um so grösser wird die Intensität der kosmischen Strahlung.

Die Beiträge der terrestrischen und der kosmischen Strahlung führen zu den regional beobachteten Unterschieden bei den Jahresmittelwerten.

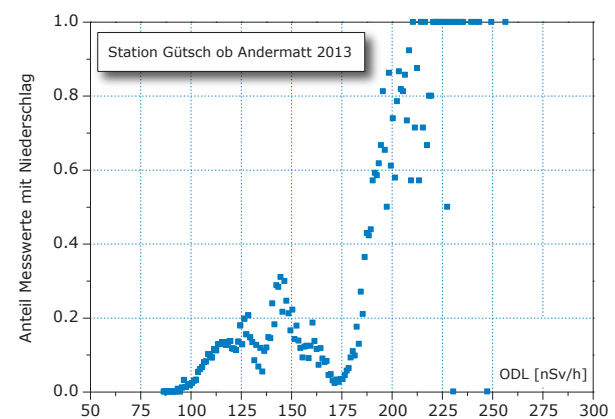
Die Schwankungen des ODL-Verlaufs einer Station innerhalb eines Jahres reflektieren dann grösstenteils die variablen meteorologischen Verhältnisse am Standort (siehe Figur 3).

In Figur 3 kann man die Einflüsse von Regen und Schnee auf die ODL-Daten gut erkennen. Einerseits erkennt man gut, dass während der lange Periode mit einer Schneedecke die terrestrische Strahlung abgeschirmt wird und damit die ODL-Werte deutlich tiefer liegen als in den schneefreien Sommermonaten. Den gleichen Effekt erkennt man auch an den minimalen 10-Minuten-Werten der Stationen Ulrichen (-49% im Vergleich zum Jahresmittelwert), Vicosoprano (-43%) und Davos (-37%) (siehe Figur 1).



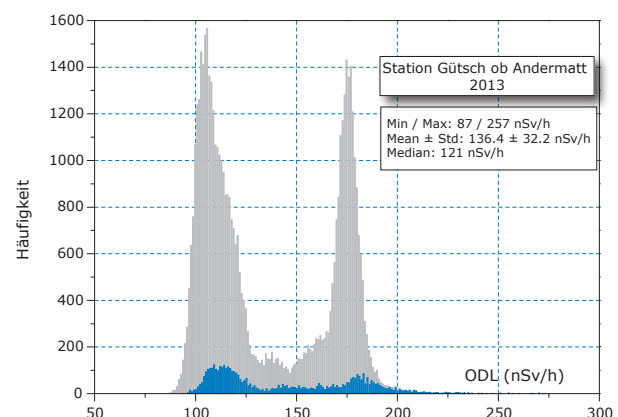
Figur 3:

Zeitverlauf der 10-Min-Werte für die Station Gütsch ob Andermatt im Jahr 2013. Deutlich sichtbar sind die niedrigeren Ortsdosisleistungswerte während des langen Winters, in denen der Schnee die terrestrische Strahlung abschirmt.



Figur 4:

Korrelation zwischen den 10-Min-Werten und den Niederschlägen für die Station Gütsch ob Andermatt im Jahr 2013. Die Ortsdosisleistungswerte über 210 nSv/h korrelieren sehr gut mit Niederschlägen.



Figur 5:

Verteilung der 10-Min-Werte für die Station Gütsch ob Andermatt im Jahr 2013; grau: alle Messwerte; blau: Messwerte während Niederschlägen. Deutlich sichtbar: Die beiden grauen Spitzen zeigen die häufigsten Messwerte im Winter (links) und im Sommer (rechts). Die höchsten Ortsdosisleistungswerte werden praktisch immer bei Niederschlägen gemessen.

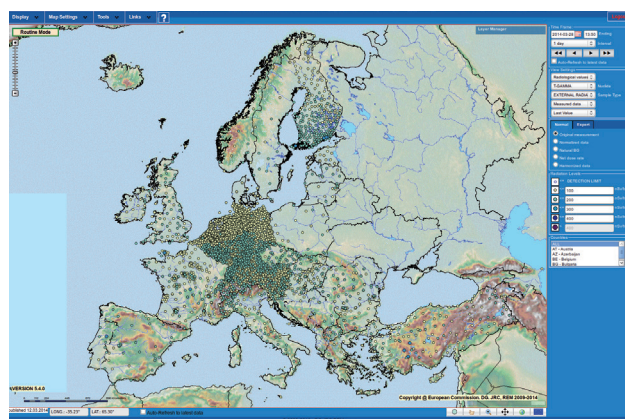
Andererseits beobachtet man einzelne Spitzen nach oben. Diese sind auf Niederschläge zurückzuführen, welche die Folgeprodukte des natürlich vorkommenden Radons (^{222}Rn) auswaschen und am Boden deponieren. Da die Folgeprodukte eine kurze Halbwertszeit haben, normalisieren sich die ODL-Werte innerhalb weniger Stunden wieder. Nach einer längeren Trockenperiode können die 10-Minuten-Werte der ODL bei Gewittern um bis zu einem Faktor zwei erhöht sein.

In Figur 4 ist die Korrelation der ODL-Daten mit dem Niederschlag dargestellt. Die ODL-Daten über 210 nSv/h korrelieren in den allermeisten Fällen mit Niederschlägen. Die ODL-Spitzen, die man in Figur 3 beobachtet, lassen sich damit sehr gut mit den Niederschlägen erklären. Der Niederschlagseffekt zeigt sich auch sehr gut in den maximalen 10-Minuten-Werten der Stationen Magadino (+177% im Vergleich zum Jahresmittelwert), Scuol (+144%), Meiringen (+133%), Neuchâtel, Luzern und Chur (+132%) (Figur 1).

Figur 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der 10-Minuten ODL-Daten. Grau kennzeichnet die Verteilung aller ODL-Daten, blau nur diejenigen bei Niederschlägen (Schnee oder Regen).

Bei der grauen Kurve sind zwei lokale Maxima sichtbar. Das erste Maximum, das ungefähr bei 110 nSv/h liegt, entspricht dem häufigsten Wert an Tagen mit geschlossener Schneedecke. Das zweite Maximum (bei ungefähr 175 nSv/h) entspricht dem häufigsten Wert an Tagen ohne Schneedecke.

Die blaue Kurve zeigt den Effekt der Niederschläge nochmals gut auf: die höchsten ODL-Messwerte wurden während Niederschlagsperioden gemessen.



Figur 6:
Dosisleistungskarte-Karte in EURDEP.
Quelle: EURDEP (28.03.2014)

Es ist interessant den Jahresmittelwert mit dem häufigsten Wert zu vergleichen (Tabelle 1). In den überwiegend schneefreien Gebieten sind die beiden Werte gleich (z.B. Bern, Bezau, Genève, Luzern, Möhlin). Wenn es jedoch am Standort der Sonde eine klare Wintersaison mit viel Schnee gibt und die terrestrischen Strahlung aufgrund des Untergrunds vergleichsweise gross ist, dann liegen diese beiden Werte klar auseinander (z.B. Gütsch, Ulrichen, San Bernardino).

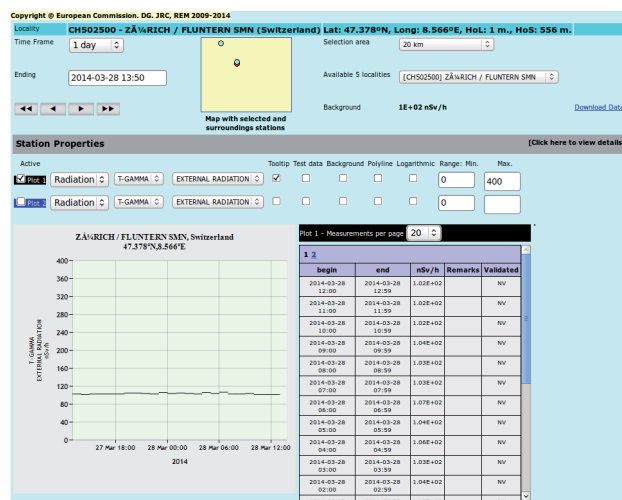
Infolge heftiger Niederschläge gab es 2013 mehrere klar erhöhte Werte (z.B. Magadino 398 nSv/h am 22.07.13 und Le Moleson 449 nSv/h am 17.09.13).

Am 09. Oktober wurde bei den NADAM- und MADUK-Sonden in der Umgebung von Leibstadt eine Erhöhung der ODL-Werte bis 477 nSv/h gemessen. Die nuklidspezifischen Analysen des ENSI haben gezeigt, dass natürliche Radioaktivität die Ursache war. Details zu diesem Ereignis finden Sie in Kapitel 8.3.

Die Station Vicosoprano ist fett markiert, da sie am 06.02.2013 neu in Betrieb genommen wurde.

Die europäische Plattform EURDEP

Seit 2002 wird von der EU die zentrale Datenbank EURDEP (European Radiological Data Exchange Platform) betrieben. Auf dieser Plattform werden radiologische Daten der meisten europäischen Länder nahezu in Echtzeit gesammelt und dargestellt. Der zentrale Knoten des EURDEP-Netzwerks ist das European Commission Joint Research Centre JRC in Ispra, Italien. 29 Länder (Stand 28.03.2014) schi-



Figur 7:
Darstellungsmöglichkeit in EURDEP: ODL-Zeitverlauf der Station Zürich-Fluntern. Quelle: EURDEP (28.03.2014)

Tabelle 1: Jahresmittelwert, häufigster Wert, Minimum und Maximum der NADAM-Stationen

In der folgenden Tabelle sind die Jahresmittelwerte, die häufigsten Werte, die Minima und Maxima, basierend auf den 10-Min-Werten, für alle NADAM-Stationen im Jahr 2013 aufgeführt.

Station (Abkürzung)	Kanton	Datum der Inbetriebnahme	Höhe [m. ü. M.]	Jahresmittelwert [nSv/h]	Häufigster Wert [nSv/h]	Minimum [nSv/h]	Maximum [nSv/h]
Adelboden (ABO)	BE	04.11.09	1322	111	114	78	217
Aigle (AIG)	VD	09.09.09	382	134	132	106	262
Altdorf (ALT)	UR	28.10.09	439	129	128	101	240
Basel-Binningen (BAS)	BS	19.11.09	317	106	104	90	203
Bern-Zollikofen (BER)	BE	30.09.09	554	109	108	86	238
Beznau (BEZ)	AG	19.11.09	327	108	107	90	205
Buchs-Aarau (BUS)	AG	20.11.09	388	94	92	79	191
Changins (CGI)	VD	23.09.09	459	111	109	87	232
Chasseral (CHA)	BE	17.09.09	1594	102	109	68	195
Chur (CHU)	GR	09.10.09	557	98	96	79	227
Grand St Bernard (GSB)	VS	09.09.09	2491	130	121	96	190
Davos (DAV)	GR	08.10.09	1589	133	145	84	222
Disentis (DIS)	GR	28.10.09	1197	115	116	85	248
Egolfswil (EGO)	LU	22.09.10	523	97	96	82	189
Engelberg (ENG)	OW	30.10.09	1035	93	95	67	212
Fahy (FAH)	JU	14.10.09	597	111	110	85	224
Génève (GVE)	GE	24.09.09	412	108	108	82	205
Glarus (GLA)	GL	02.12.09	518	95	96	60	205
Gösgen (GOE)	SO	20.11.09	381	100	98	83	155
Grenchen (GRE)	SO	06.12.10	431	94	93	77	193
Gütsch Andermatt (GUE)	UR	01.09.05	2296	136	106	87	257
Güttingen (GUT)	TG	03.12.09	441	104	103	88	181
Hörnli (HOE)	ZH	12.11.09	1133	92	92	71	181
Jungfrauoch (JUN)	VS	29.09.09	3581	189	183	159	251
Chaux de Fonds (CDF)	NE	17.09.09	1018	110	114	76	208
La Dôle (DOL)	VD	23.09.09	1670	106	111	79	192
La Frétaz (FRE)	VD	24.09.09	1206	103	109	71	183
Le Moléson (MLS)	FR	19.08.09	1975	110	114	80	449
Leibstadt (LEI)	AG	19.11.09	342	87	85	69	477
Locarno-Monti (OTL)	TI	22.10.09	368	166	161	138	298
Lugano (LUG)	TI	21.10.09	297	128	126	108	209
Luzern (LUZ)	LU	05.11.09	455	99	98	81	230
Cadenazzo (MAG)	TI	22.10.09	204	143	141	117	398
Meiringen (MER)	BE	06.10.11	590	132	134	78	307
Möhlin (MOE)	AG	09.2010	341	113	112	91	219
Mühleberg (MUB)	BE	15.10.09	481	107	104	83	211
Napf (NAP)	BE	05.11.09	1405	94	100	65	164
Neuchâtel (NEU)	NE	10.12.09	485	88	85	71	205
Oron (ORO)	VD	29.02.12	828	106	105	81	219
PSI- Villigen (PSI)	AG	2011	335	94	92	78	167
Payerne (PAY)	VD	13.08.09	490	104	102	88	216
Piotta (PIO)	TI	29.10.09	990	136	135	84	287
Plaffeien (PLF)	FR	14.08.09	1043	101	101	79	192
Pully (PUY)	VD	23.09.09	456	108	106	88	209
Reckenholz (REH)	ZH	13.11.09	444	113	112	91	243
Robbia (ROB)	GR	07.10.09	1079	149	144	104	334
Rünenberg (RUE)	BL	20.11.09	612	99	97	79	190
Samedan (SAM)	GR	25.08.09	1710	148	159	99	259
San Bernardino (SBE)	GR	29.10.09	1640	141	158	86	226
Santa Maria (SMM)	GR	15.12.11	1385	153	149	110	318
Säntis (SAE)	AI	11.11.09	2503	124	124	101	235
Schaffhausen (SHA)	SH	04.12.09	439	96	94	78	180
Scuol (SCU)	GR	27.08.09	1305	116	117	83	282
Sion (SIO)	VS	10.09.09	482	120	118	100	243
St. Gallen (STG)	SG	12.11.09	777	101	100	78	199
Stabio (SBO)	TI	21.10.09	352	134	131	93	248
Tänikon (TAE)	TG	03.12.09	539	103	101	83	186
Ulrichen (ULR)	VS	04.11.09	1347	138	163	70	252
Vaduz (VAD)	FL	03.12.09	458	109	107	91	244
Vicosoprano (VIO)	GR	06.02.13	1089	203	201	114	319
Visp (VIS)	VS	11.09.09	640	122	125	81	229
Wädenswil (WAE)	ZH	02.12.09	487	106	107	84	239
Wynau (WYN)	BE	15.10.09	423	102	101	83	202
Zermatt (ZER)	VS	11.09.09	1640	129	141	86	215
Zürich-Fluntern (SMA)	ZH	24.11.09	557	103	101	86	176
Zürich-Kloten (KLO)	ZH	24.11.09	427	102	98	85	209

cken ihre Dosisleistungsmesswerte (in der Regel Stundenmittelwerte) zum JRC: Einige Länder, darunter auch die Schweiz, schicken auch die Resultate von Luftaktivitätsmessungen.

Für die Schweiz ist die Nationale Alarmzentrale (NAZ) der Official Eurdep Contact Point: ihre Aufgabe ist es, alle Messwerte der Schweiz zu sammeln und an das JRC zu übermitteln und somit für alle EURDEP-Mitgliedsstaaten verfügbar zu machen. Folgende Werte werden von der Schweiz in EURDEP zur Verfügung gestellt:

- alle NADAM-Stundenmittelwerte (66 ODL-Stationen, 31.12.2013), stündlicher Versand (Quelle: NAZ)
- alle MADUK-Stundenmittelwerte (57 ODL-Stationen, 31.12.2013), stündlicher Versand (Quelle: ENSI)
- Luftaktivitätsresultate der 6 High Volume Samplers (31.12.2013), wöchentliche Auswertung und wöchentlicher Versand (Quelle: BAG-URA)
- 30min-gemittelte-Jodkonzentrationen in der Luft an 4 Stationen (31.12.2013), stündlicher Versand (Quelle: BAG-URA)

Qualitätssicherung

Die Sonden sind vom Hersteller typengeprüft und wurden durch das „Institut universitaire de radio-physique appliquée“ (IRA) geeicht. Die Gültigkeit des Eichzertifikats ist auf fünf Jahre festgelegt.

Die Sonden werden jährlich getestet und mindestens alle fünf Jahre geeicht. Die einzelnen jährlichen Sondentests werden von MeteoSchweiz gleichzeitig mit dem Unterhalt der dort vorhandenen Meteo-Station durchgeführt. Ziel dieser Sondentests ist einerseits zu überprüfen, dass die Sonden im definierten Wertebereich korrekt messen: Bei einer Abweichung von mehr als 7% des gemessenen Wertes zum Sollwert wird die Sonde ausgewechselt. Somit können sich die Dosisleistungswerte von zwei verschiedenen Sonden (verschiedene Seriennummer) am gleichen Standort um bis zu 15 nSv/h unterscheiden. Bei technischen Defekten werden die Sonden ausgewechselt, bei der MeteoSchweiz in Payerne im Labor getestet und wenn notwendig dem Hersteller zur Reparatur geschickt. Andererseits werden bei dem Sondentest auch die Meldewege getestet, insbesondere die Auslösung des Alarms.

Im Jahr 2013 wurden bei 66 Stationen 75 Sondentests durchgeführt (9 Stationen wurden 2 Mal getestet). Gesamthaft wurden in diesem Jahr 6 Sonden zur Reparatur geschickt. Diese Zahlen bestätigen, dass die NADAM-Stationen stabil und zuverlässig sind.

In Hinblick auf den oben erwähnten Ausbau des NADAM-Netzes wurden 2013 15 zusätzliche Sonden gekauft. Damit verfügt die NAZ insgesamt über 106 Sonden. Der grösste Teil davon ist an den NADAM Stationen im Einsatz, weitere Sonden befinden sich laufend in der Eichung oder in der Reparatur. Daneben müssen einsatzbereite Ersatzsonden an vier Wartungsstandorten der MeteoSchweiz zur Verfügung stehen.

3.3 Aeroradiometrische Messungen

B. Bucher¹, G. Butterweck², L. Rybach³, G. Schwarz¹

¹ Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

² Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI

³ Institut für Geophysik, ETH Zürich, 8092 Zürich

Zusammenfassung

Bei den Messflügen im Juni 2013 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) abgedeckt. Weiter wurden Olten, Aarau, Thun, Biel und Lyss sowie Sektor 3 in der Zone 2 von KKG und Sektor 5 in Zone 2 von KKM befliegen. Zudem wurde auf dem Waffenplatz Thun die Quellensuche geübt sowie das Kandertal entlang der Bahnlinie und eine Flugroute von Belp nach Dübendorf gemessen.

Die Messresultate in den Messgebieten KKG und KKM zeigten ein ähnliches Bild wie in früheren Jahren. KKG konnte nicht detektiert werden. Bei KKM konnte wie in früheren Jahren die gestreute, hochenergetische Photonenstrahlung des ¹⁶N detektiert werden. Ausserhalb der Betriebsareale wurden keine Aktivitäten identifiziert, die auf den Betrieb der Kernkraftwerke zurückzuführen wären.

Bei den Messungen über den Städten und den Sektoren der Zone 2 von KKG und KKM wurden keine Ergebnisse von radiologischer Bedeutung registriert. Die Messwerte lagen im für diese Gebiete typischen Erfahrungsbereich.

Einleitung

Aeroradiometrische Messungen in der Schweiz begannen 1986. Methodik und Software für Kalibrierung, Datenerfassung, Datenverarbeitung und Kartendarstellung wurden am Institut für Geophysik der ETH Zürich entwickelt (Schwarz 1991). In der Zeit von 1989 bis 1993 wurde die Umgebung der schweizerischen Kernanlagen jährlich aeroradiometrisch auf einer Fläche von jeweils rund

50 km² vermessen. Im Jahre 1994 ging man zu einem Zweijahresrhythmus über, wobei seither abwechselungsweise zwei bzw. drei Gebiete mit Kernanlagen vermessen werden. 1992 und 1995 wurden ebenfalls am Institut für Geophysik der ETH Zürich zwei neue Messgeräte gebaut (16.8 und 4.0 l Detektoren).

Seit den Messflügen 2001 kommt eine neu entwickelte online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware zum Einsatz (Bucher 2001).

Im Jahre 1994 wurde die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle, Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren und „Dirty Bombs“ im Vordergrund. Die jährlichen Messprogramme werden durch die Fachgruppe Aeroradiometrie zusammengestellt, die sich aus Mitgliedern der beteiligten Stellen zusammensetzt. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ).

Während der Jahre 2004 und 2005 wurden die Messsysteme erneuert und dabei die online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware im Messsystem integriert. 2006 wurde ein zweiter Detektor mit 16.8 l Volumen beschafft, kalibriert und bei den Messflügen 2007 erstmals eingesetzt.

Im Jahre 2010 (Bucher et. al, 2010) wurde mithilfe der Auswertung der Langzeitdaten die Nachweisgrenze der Messmethode ermittelt: 20 nSv/h werden in 95 von 100 Fällen erkannt (Vertrauensbereich 95%). Dies entspricht ungefähr 20 % der natürlichen externen Strahlung.

Messungen und Messresultate 2013

Bei den Messflügen im Juni 2013 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) abgedeckt. Weiter wurden Olten, Aarau, Thun, Biel und Lyss sowie Sektor 3 in der Zone 2 von KKG und Sektor 5 in der Zone 2 von KKM befliegen. Zudem wurde auf dem Waffenplatz Thun die Quellensuche geübt sowie das Kandertal entlang der Bahnlinie und eine Flugroute von Belp nach Dübendorf gemessen.

Die Messresultate im Messgebiet KKG zeigten ein ähnliches Bild wie in vorangegangenen Messkampagnen. KKG mit seinem Druckwasserreaktor konnte aeroradiometrisch nicht detektiert werden (Abbildung 1). Die Ergebnisse im Sektor 3 der Zone 2 sind sehr ähnlich zu denen in der unmittelbaren Umgebung des KKG und weisen keine Besonder-

heiten auf. Kleine Unterschiede sind auf Einflüsse der Topographie wie Untergrund, Vegetation und Gewässer zurückzuführen.

Im Gegensatz zu KKG können am Standort von KKM in der Abbildung 2 erhöhte Messwerte erkannt werden. Das KKM mit seinem Siedewasserreaktor konnte anhand gestreuter, hochenergetischer Photonenstrahlung detektiert werden (Abbildung 4). Diese Strahlung wird durch das Aktivierungsprodukt ^{16}N erzeugt, welches bei Siedewasserreaktoren durch die Frischdampfleitung in die Turbinen im Maschinenhaus gelangt. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise gering abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N aus der Luft gut gemessen werden. Ausserhalb des Betriebsareals sind keine erhöhten Werte erkennbar, die auf den Betrieb des KKM zurückgeführt werden könnten. Die Ergebnisse im Sektor 5 der

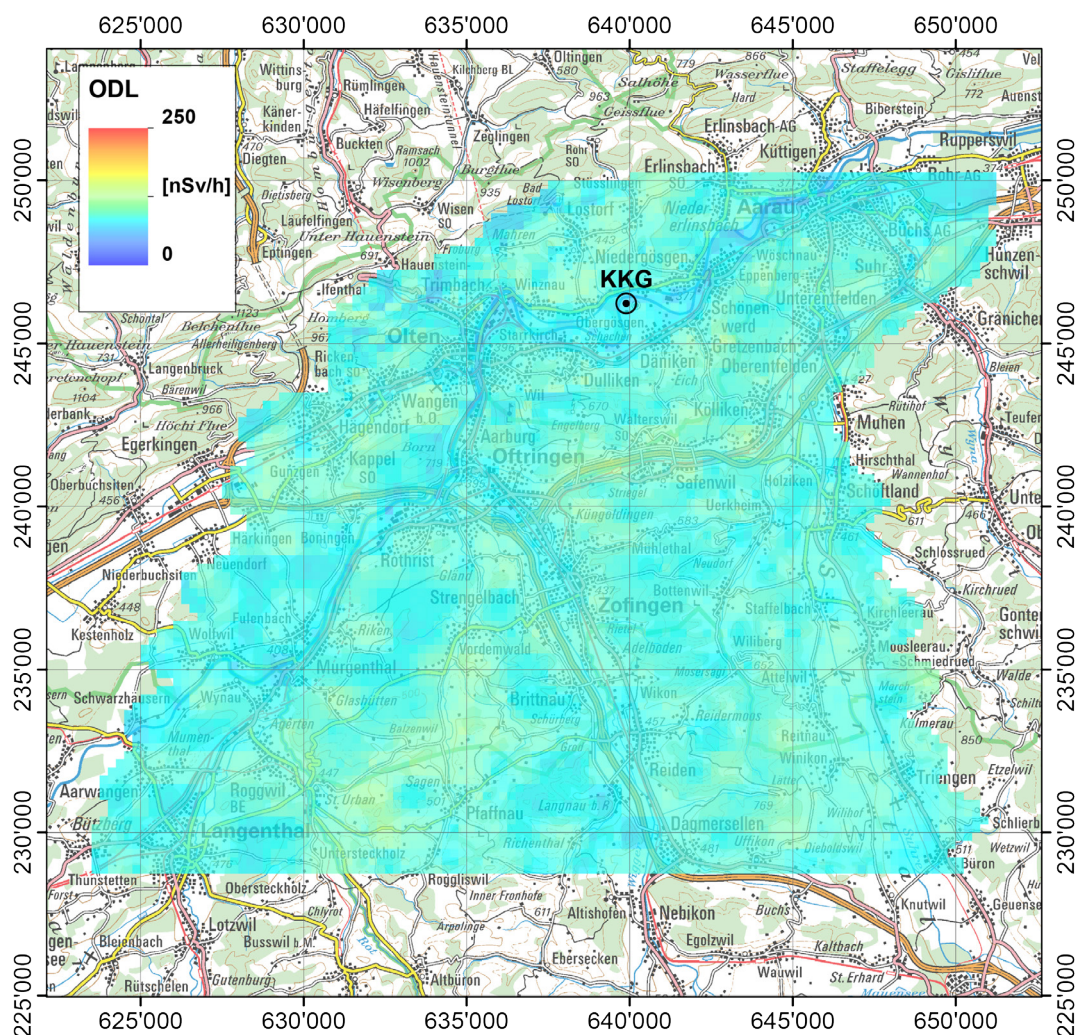


Abbildung 1:
Ortsdosisleistung 2013 im Messgebiet KKG, im Sektor 3 der Zone 2 von KKG, Olten und Aarau.
Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

Zone 2 sowie bei den Städten Biel und Lyss sind wie bei KKG sehr ähnlich zu denen in der unmittelbaren Umgebung des KKM und weisen keine Besonderheiten auf. Kleine Unterschiede sind auf Einflüsse der Topographie wie Untergrund, Vegetation und Gewässer zurückzuführen.

Die Messresultate über der Stadt Thun (Abb. 3) entsprechen den für das Schweizer Mittelland typischen Werten. Es wurden keine ungewöhnlichen Messwerte registriert. Unterschiede sind auf Einflüsse der Topographie wie Untergrund, Vegetation und Gewässer zurückzuführen. Ebenfalls bei den Messungen im Kandertal sowie auf der Strecke von Belp nach Dübendorf wurden keine ausserordentlichen Messwerte registriert.

Literatur

Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr.23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.

Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.

Bucher, B., Rybach, L., 2010: Flächendeckende Langzeitanalyse der Strahlung in der Umgebung der Schweizer Kernanlagen mit Hilfe der Aeroradiometrie, in: Natürliche und künstliche Radionuklide in unserer Umwelt, 42. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz e.V., FS-2010-153-T, ISSN 1013-4506, TÜV Media GmbH, Köln.

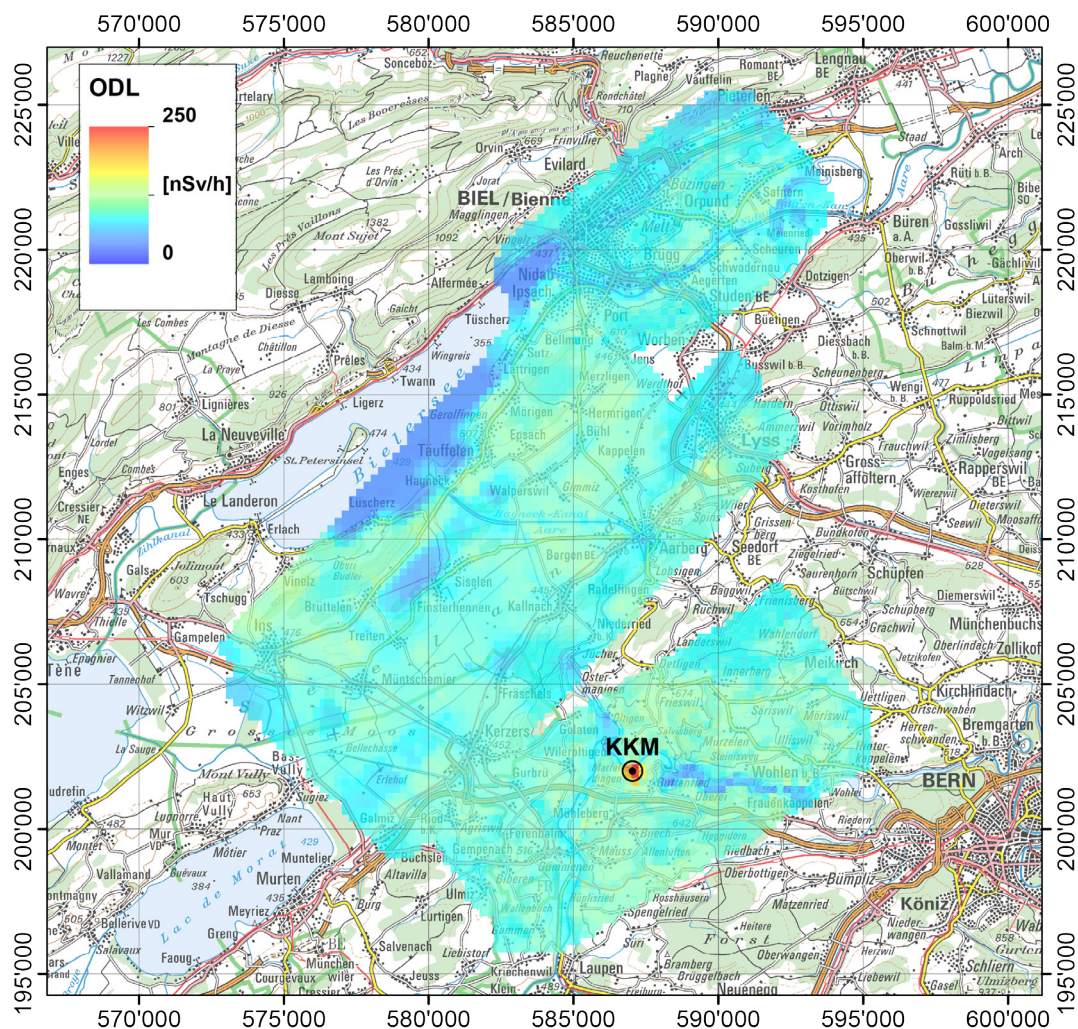


Abbildung 2:
Ortsdosisleistung 2013 im Messgebiet KKM, Sektor 5 der Zone 2 von KKM, Lyss und Biel.
Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

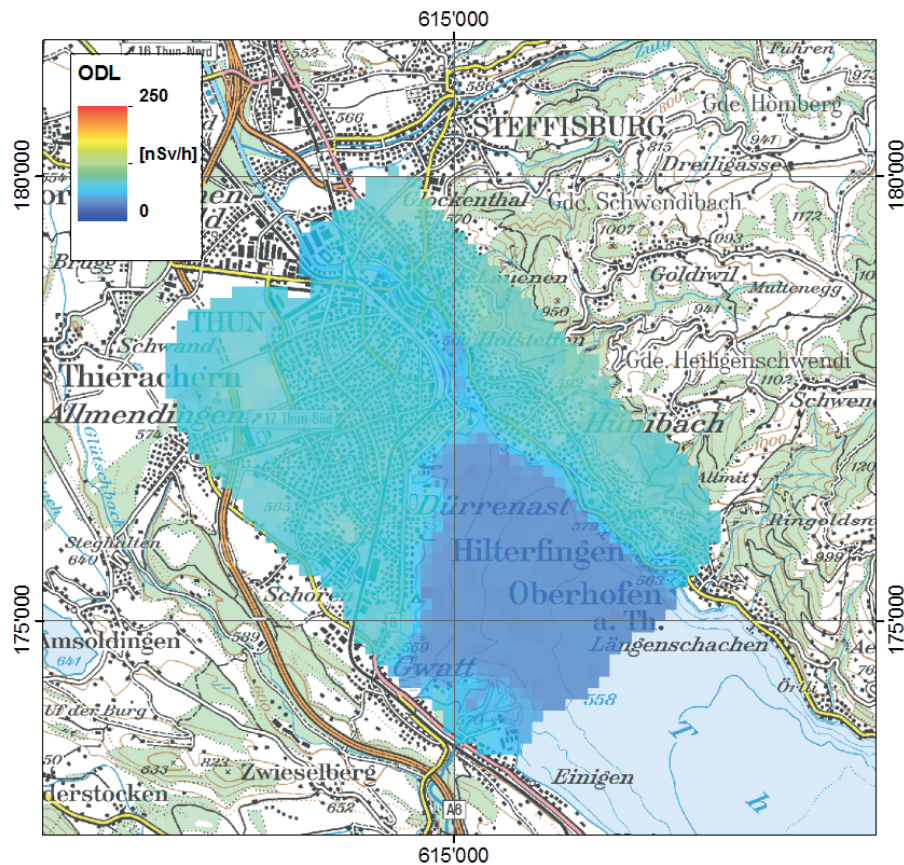


Abbildung 3:
Ortsdosisleistung 2013 im Messgebiet Thun. Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

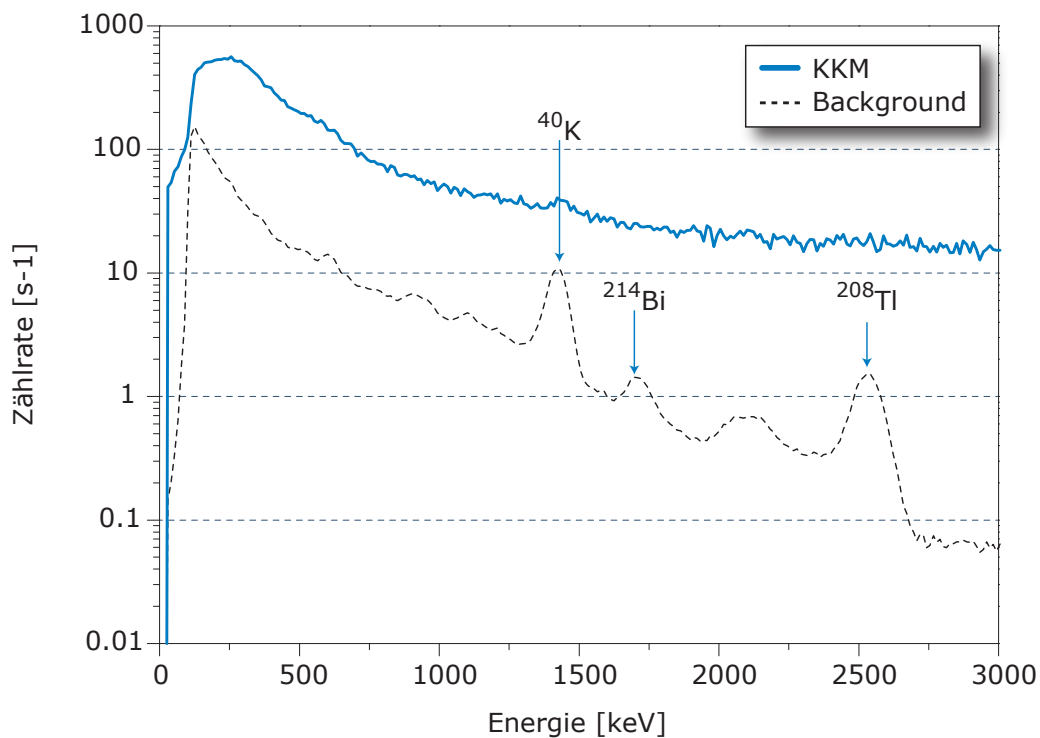


Abbildung 4:
Photonenspektrum 2013 im Bereich des Maschinenhauses des KKM im Vergleich zum Untergrund ausserhalb des Betriebsareals. Die Erhöhung der Zählraten im gesamten Energiebereich beim KKM ist auf Streustrahlung der hochenergetischen Gammalinien des ^{16}N zurückzuführen.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013
Résultats 2013



4

Umwelt

Environnement



Inhaltverzeichnis / Sommaire

4.1 Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag	53
Zusammenfassung	53
Luft	53
Niederschlag	56
4.2 RADAIR	57
Résumé	57
Introduction	57
Principe de mesure	58
Les modifications apportées en 2013	58
Les résultats de mesure	60
4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	62
Zusammenfassung	62
Vorgeschichte	62
Sammlung der Proben	63
Messung der Proben	64
4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen	65
Zusammenfassung	65
Ziele	65
Methoden	65
Ergebnisse	67
Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein	68
Partikelpollen	68
Fische	70
Wasserpflanzen	70
Grundwasser	70
Allgemeine Überwachung	71
4.5 Radionuklide in Sedimenten des Bielersees	72
Einleitung	72
Sedimentkerne als Archive	72
Probenahme und Aufarbeitung	73
Messresultate	73
4.6 Radioactivité du sol et de l'herbe	78
Résumé	78
Introduction	78
Résultats et discussion	79
Analyse des sols aux alentours de la centrale nucléaire de Leibstadt	81
Conclusions	81
4.7 Risikoabschätzung zum Eintrag von Uran aus Düngern ins Grundwasser in der Schweiz	82
Zusammenfassung	82
Einleitung	83
Gesetzliche Grundlagen, Trinkwasserhöchstwerte	83
Urankonzentrationen in Schweizer Grundwässern	85
Niederschlag in der Schweiz, Oberflächenabfluss, Evapotranspiration, Infiltration	86
Geogene Uranquellen	86
Anthropogene Uranquellen	87
Geochemie des Urans	88
Abschätzung des Eintrags von Uran über Mineraldünger ins Grundwasser in der Schweiz	88

4.1

Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag

P. Steinmann, S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, T. Marti, M. Müller
Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 BERN

Zusammenfassung

Die Messungen der Überwachung der Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag haben im Jahr 2013 keine erhöhten Werte gezeigt, welche eine Gefährdung der Gesundheit der Bevölkerung dargestellt hätten. In diesen Umweltkompartimenten überwiegt der Anteil an natürlicher Radioaktivität deutlich. Dank der grossen Empfindlichkeit der verwendeten Messmethoden konnten trotzdem kleinste Spuren von künstlichen Radionukliden auf den Aerosol-Partikeln nachgewiesen werden. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um ^{137}Cs , welches noch aus den alten Ablagerungen während der Atomwaffenversuche der 50-er und frühen 60-er Jahren und des Reaktorunfalles von Tschernobyl stammt. Alle gemessenen Konzentrationen von künstlichen Gamma- und Alpha-Strahlern liegen um viele Größenordnungen tiefer als die entsprechenden Immissionsgrenzwerte aus der Strahlenschutzverordnung (StrSV).

Im Niederschlag, d.h. in Regen und Schnee, wurden 2013 mit Ausnahme von Tritium und sporadischen Spuren von ^{137}Cs keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen. Die Tritiumkonzentrationen in der unmittelbaren Umgebung von Tritium-verarbeitender Industrie erreichten im Maximum 5% des Immissionsgrenzwertes der StrSV für öffentlich zugängliche Gewässer. Beim ^{137}Cs lagen auch die höchsten Konzentrationen um mindestens einen Faktor 1'000 unterhalb des Immissionsgrenzwertes.

Luft

Probenahme und Messung

Das BAG sammelt Aerosolpartikel mit sogenannten High-Volume-Samplern (HVS) an 6 Stationen in der Schweiz (siehe Tabelle 1). Bei den HVS Stationen wird fortlaufend Luft gefiltert (rund 100'000 m³ pro Woche). Einmal in der Woche werden die Filter gewechselt und zur Analyse ans BAG gesandt. Im Labor werden sie zur Messung vorbereitet und während 2 Tagen auf einem HPGe-Gammaspektrometer gemessen. Die lange Messzeit ist nötig, weil die Konzentration der radioaktiven Stoffe sehr tief ist. Anschliessend werden die Messresultate in der Datenbank validiert und gleichzeitig auf www.bag.admin.ch/hvs veröffentlicht.

Ziel der HVS Messungen ist nicht die schnelle Alarmierung (dafür gibt es Radair, MADUK und NADAM) sondern der Nachweis von kleinsten Spuren, die von den anderen Messsystemen nicht detektiert werden. Die Erfahrung, besonders im Jahr 2011 nach dem Reaktorunfall in Fukushima-Daiichi, hat gezeigt, dass für eine glaubwürdige Information der Bevölkerung und von öffentlichen Institutionen eine präzise Messung der tatsächlich vorhandenen Radioaktivität unverzichtbar ist.

Neben den HVS-Filtern betreibt das BAG Mittelvolumen-Filter (MV), welche ein 10 bis 20 Mal geringeres Luftvolumen filtrieren und damit entsprechend höhere Nachweisgrenzen haben. Die MV-Sammler sind zur Überwachung der Kernkraftwerke bei Gösigen, Leibstadt, Mühleberg und PSI/Beznau stationiert, wobei der letztgenannte vom PSI betrieben und gemessen wird. Ein weiterer MV-Sammler steht für die Überwachung der freien Atmosphäre bei der Hochalpinen Forschungsstation Jungfrauoch. Die Filter der MV-Sammler werden wöchentlich gewechselt und als Monatsprobe (4 - 5 Filter) gammaspektrometrisch gemessen.

Tabelle 1:
HVS-Stationen des BAG

Station	H.ü.M.	Gemeinde	Umgebung	Bemerkung
CAD	203 m	Cadenazzo	Landwirtschaft	Referenzstation für die Alpensüdseite
CERN	428 m	Meyrin	Landwirtschaft, Stadtnähe	Nähe CERN, zur Erfassung eventueller Abgaben aus den Beschleunigern
GUT	440 m	Güttingen	Landwirtschaft, Bodensee	Referenzstation für das östliche Mittelland
KLI	315	Klingnau	ländlich, Stausee	im Einflussbereich der KKW Beznau und Leibstadt
LBF	560	Köniz	städtisch, Agglomeration	am Standort des BAG
POS	640	Hauterive FR	Landwirtschaft	Referenzstation für das westliche Mittelland

Künstliche Radioisotope in der Luft

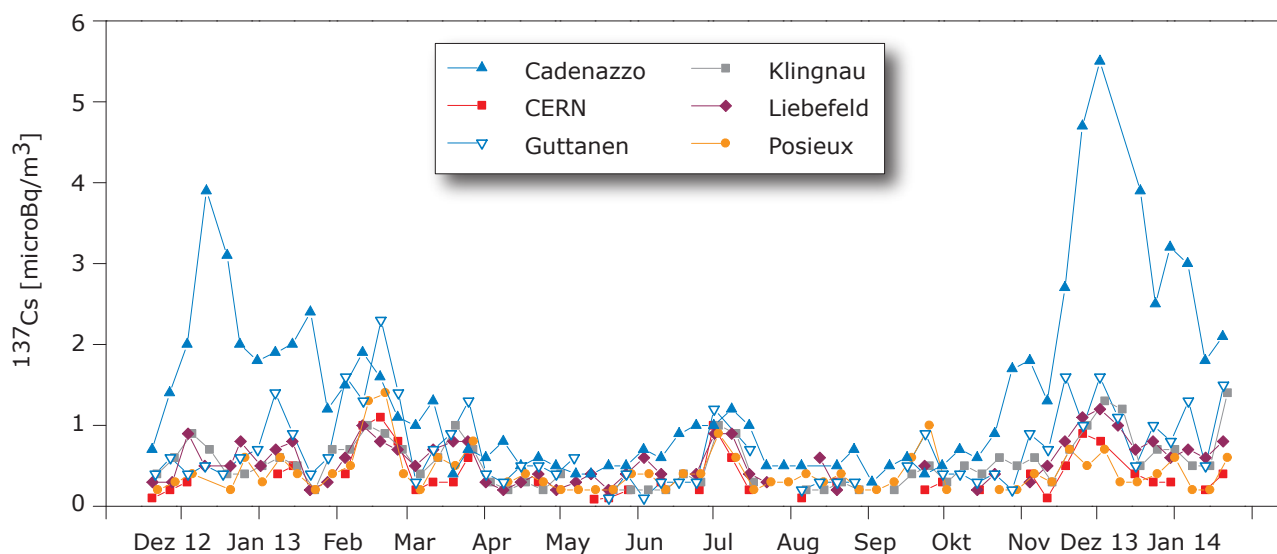
Als einziges künstliches Radioisotop war im Jahr 2013 das ^{137}Cs regelmässig nachweisbar (siehe Fig. 1). Dies allerdings in sehr geringen Konzentrationen von einem bis zwei Millionstel des Grenzwertes oder weniger. Die höchsten Werte von bis zu $5\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ wurden im Dezember für die Station Cadenazzo gemessen (der Grenzwert für ^{137}Cs ist $3'300'000\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$). Etwas höhere ^{137}Cs Konzentrationen in den Wintermonaten sind typisch für alle HVS-Stationen und sind wahrscheinlich durch aufgewirbelte Bodenpartikel in der vegetationsarmen Zeit erklärbar. Weil die Böden im Kanton Tessin nach Tschernobyl stärker kontaminiert wurden als im Mittelland erklärt diese Hypothese auch die etwas höheren Werte der Station Cadenazzo.

Beim HVS CERN konnten im Berichtsjahr keine Spuren von ^{24}Na nachgewiesen werden (typische Nachweisgrenze: $70\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$). Messbare Spuren von diesem Radioisotop (125 und $150\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) wurden dagegen in 2 Filtern aus Klingnau festgestellt. Auch diese Werte liegen deutlich unterhalb des Immissionsgrenzwertes von $100\ \text{Bq}/\text{m}^3$ (d.h. die Messwer-

te betragen ca. 1 Millionstel des Grenzwertes). Die Halbwertszeit von ^{24}Na ist 15h und die berechneten Aktivitäten beruhen auf der Annahme einer über die gesamte Sammelzeit konstanten Konzentration in der Luft.

Beim ^{131}I lagen 2013 alle gemessenen Werte unterhalb von $1\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

Plutonium- Isotope wurden 2013 an zwei Sammelproben von HVS-Filtern der Station Liebefeld bestimmt - eine Probe mit Filtern vom Frühling und eine Probe mit Filtern vom Winter. Die Summe der Alphastrahler ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu und ^{241}Am ergab 0.8 nano-Becquerel pro m^3 Luft (nBq/m^3) im Winter und $1 - 5\ \text{nBq}/\text{m}^3$ im Frühling. Diese Konzentrationen der künstlichen Alphastrahler sind sehr tief und liegen wie beim ^{137}Cs Grössenordnung eine Million Mal tiefer als der Immissionsgrenzwert. Erwähnenswert ist auch, dass die Konzentrationen von künstlichen Radionukliden in Stratosphärenluft bis zu tausend Mal höher sein können als in der bodennahen Luft. Die Erklärung dafür ist die lange Aufenthaltsdauer von kleinsten Aerosolpartikel mit



Figur 1:
 ^{137}Cs Konzentrationen bei allen HVS Stationen für das Jahr 2013.

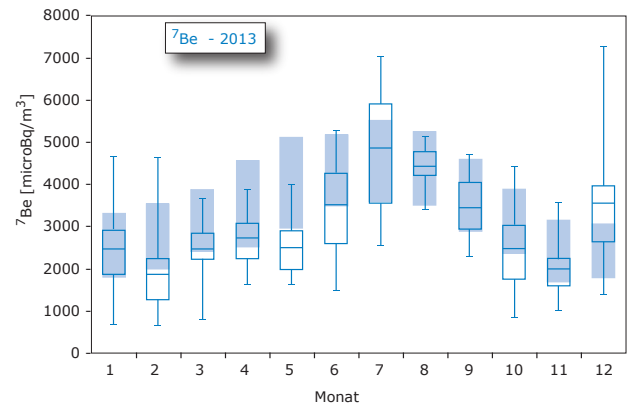
Radionukliden von den oberirdischen Atomwaffentests (Referenz 1).

Die Resultate der MV-Filter in der Umgebung der Kernkraftwerke zeigen keine erhöhten Werte im Vergleich zu den HVS-Filtern und werden im Kapitel 8.5 näher besprochen.

Natürliche Radioisotope in der Luft

Die 2013 auf den HVS Filtern gemessenen Radioisotope sind fast ausschliesslich natürlicher Herkunft. Das langlebige Radonfolgeprodukt ^{210}Pb und das kosmogene, in hohen Schichten der Atmosphäre gebildete ^7Be sind vorherrschend. Die Konzentration von ^{210}Pb lag im üblichen Bereich von 0.1 bis 1.4 mBq/m³ (Mittelwert 0.5 mBq/m³); die Konzentrationen für ^7Be schwankten zwischen 0.7 und 7.3 mBq/m³ (Mittelwert 3.0 mBq/m³).

Neben ^7Be ist in kleinsten Spuren von meist weniger als einem µBq/m³ das ebenfalls kosmogene ^{22}Na nachweisbar. Die Figur 2 zeigt für jeden Monat die Verteilung der ^7Be Konzentrationen aller Stationen im Vergleich mit dem langjährigen Jahresverlauf. Dieser Vergleich zeigt, dass im Frühling 2013 (März bis Mai) der erwartete Anstieg der ^7Be Konzentrationen ausblieb. Der Frühling 2013 zeichnete sich meteorologisch durch einen „Sonnenarmuts-Rekord“ aus (siehe MeteoSchweiz-Klimabulletin Jahr 2013). Das fehlende Erwärmen der tiefen Luftschicht hatte offenbar zur Folge, dass in diesem Frühling der Austausch zwischen der oberen Troposphäre und bodennaher Luft relativ schwach war und dass so nur wenig ^7Be reiche Luft an die Erdoberfläche gelangte. Die Sonnenarmut des Frühlings wurde im „extrem sonnigen Hochsommer“ (Meteo-

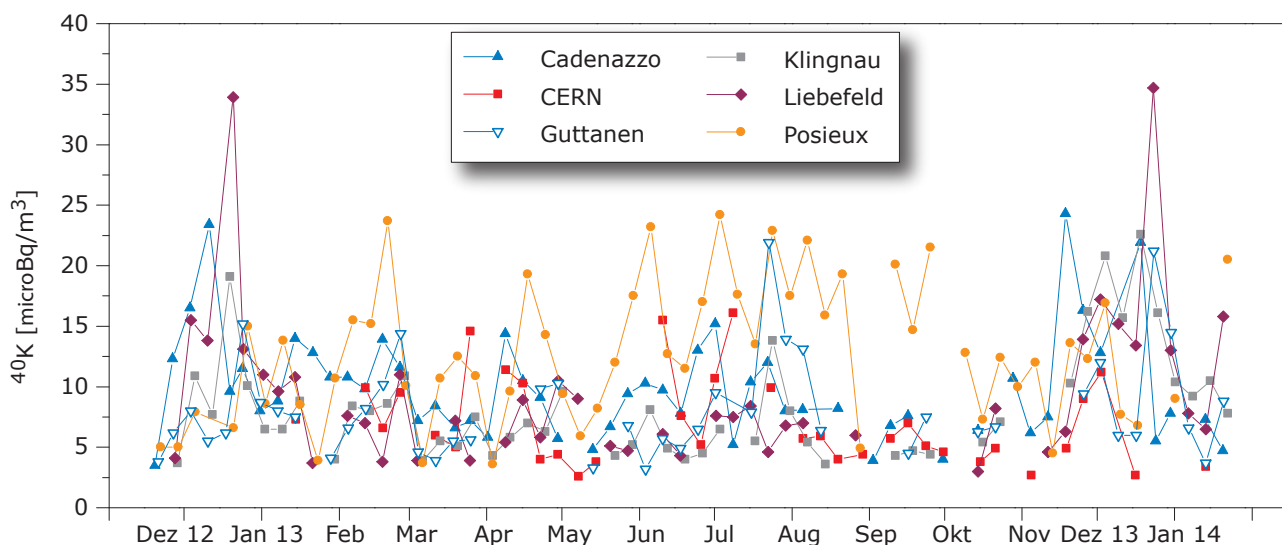


Figur 2:

Boxplot der monatlichen ^7Be Konzentrationen bei allen HVS Stationen. Die Box umfasst 50% aller Messwerte, die horizontale Linie in der Box entspricht dem Mittelwert und die „whiskers“ gehen zu Minimum und Maximum. Die ausgefüllten Boxen gelten für die langjährigen Monatsmittel (1994-2011) [Referenz 2].

Schweiz-Klimabulletin) ausgeglichen. Durch die hohen Sommertemperaturen verstärkte sich die konvektive vertikale Durchmischung der Troposphäre stark, so dass nun ^7Be aus den hohen Schichten bis nach unten gelangte und die ^7Be Messwerte ein übliches Niveau erreichten. Weiter fällt in Figur 2 auf, dass im Dezember deutlich höhere ^7Be Konzentrationen gemessen wurden, als aufgrund des langjährigen Mittels erwartet werden konnte. Dies wiederum passt zu den im Klimabulletin von MeteoSchweiz berichteten „Dezember-Sonnenscheinrekorden“.

Als weiteres natürliches Radioisotop findet sich in den HVS Filtern oft auch ^{40}K (Fig. 3). Es fallen die etwas höheren Werte der Station Posieux auf, ver-



Figur 3:

^{40}K Konzentrationen bei allen HVS Stationen im Jahr 2013.

ursacht durch lokale Einflüsse der dortigen landwirtschaftlichen Forschungsstation (z.B. erhöhte Resuspension von Bodenpartikeln; eventuell erhöhter Eintrag von Düngestaub durch entsprechende Arbeiten in der Nähe des Luftfilters). Interessant sind die beiden höchsten ^{40}K Werte in Fig. 3: Sie wurden bei der Station Liebefeld an den Filtern der Woche mit der Neujahrsnacht 2012 und 2013 gemessen. Das Kaliumnitrat aus dem Feuerwerk hinterlässt also seine Spuren in den Filtern dieser stadtnahen Station.

Niederschlag

Messungen von Gammastrahlern

Im Berichtsjahr 2013 wurde an folgenden Sammelstationen kontinuierlich Niederschlag gesammelt und monatlich gammaspektrometrisch gemessen: Umgebung der Kernkraftwerke Mühleberg, Leibstadt, Gösgen und Beznau, Umgebung PSI/ZWILAG sowie Posieux FR, Göttingen TG, Cadenazzo TI, Cernier NE und Davos GR. Mit Ausnahme von sporadischen Spuren von ^{137}Cs (alle Werte kleiner als 1 mBq/l) konnten in Regen und Schnee keine künstlichen Radioisotope nachgewiesen werden. Zur Erinnerung: der Immissionsgrenzwert der StrSV für ^{137}Cs in öffentlich zugänglichen Gewässern liegt bei 16 Bq/l. Für das natürliche ^7Be wurden Werte zwischen 0.1 und 2.2 Bq/l gemessen. Diese Resultate werden auch in Kapitel 8.5 besprochen.

Tritium-Messungen

Für die Niederschlagsproben der Referenzstationen Posieux, Göttingen und Cadenazzo lagen praktisch alle Tritiumkonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze von 2 Bq/l. Zwei Messwerte aus Posieux lagen mit 2 und 2.6 Bq/l knapp darüber. Diese beiden Werte liegen geringfügig oberhalb der natürlichen Tritiumkonzentrationen in Regen von 0.1 - 0.6 Bq/l. Als Ursache kommen immer noch vorhandenes Tritium aus den Atomwaffenversuchen der frühen 60-er Jahre oder Spuren von Tritium aus der Industrie in Frage.

Tritium-Messungen an Regenproben aus der Umgebung der Kernkraftwerke, dem PSI und dem ZWILAG ergaben ebenfalls meist Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze von 2 Bq/l, wobei auch höhere Werte auftraten, mit einem Maximum von 23 Bq/l im November beim PSI. Alle gemessenen Konzentrationen liegen sehr deutlich unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte (siehe Kapitel 8.5).

Höhere Tritiumwerte - aber immer noch sehr klar unterhalb der Grenzwerte - zeigte die Überwachung

von Tritium-verarbeitender Industrie. Nahe bei den betroffenen Standorten in Teufen AR und Niederwangen BE enthält das Regenwasser zwischen 8 und 680 Bq/l Tritium mit einem Mittelwert von rund 100 Bq/l. Die Höchstkonzentration entspricht rund 5% des Immissionsgrenzwertes der StrSV für öffentlich zugängliche Gewässer und sind damit etwas tiefer als in früheren Jahren. Ausführlicher werden die Tritium-Resultate in Kapitel 9.3 besprochen.

Referenzen

- [1] Corcho Alvarado, J.A., Steinmann, P., Estier S., Bochud F., Haldimann M. & Froidevaux P., 2014. Anthropogenic radionuclides in atmospheric air over Switzerland during the last few decades. *Nature communications*. 10.1038/ncomms4030.
- [2] Steinmann, P., Zeller, M., Beuret, P., Ferreri, G., Estier, S., 2013. Cosmogenic ^7Be and ^{22}Na in ground level air in Switzerland (1994e2011). *Journal of Environmental Radioactivity* 124, 68-73.

4.2 RADAIR

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 des mesures de la radioactivité dans l'air réalisées en continu par le réseau automatique de surveillance RADAIR exploité par l'Office Fédéral de la Santé Publique n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Dans ce compartiment environnemental, la radioactivité d'origine naturelle domine nettement, et aucune activité β d'origine artificielle supérieure à la limite de détection de 50 à 150 mBq/m³ n'a été enregistrée en 2013 par les collecteurs d'aérosols. Les concentrations d'¹³¹I gazeux sont elles aussi restées inférieures aux limites de détection de 50 - 60 mBq/m³.



Introduction

L'OFSP exploite trois réseaux de surveillance de la radioactivité dans l'air. Le premier se compose de collecteurs d'aérosols à moyen débit (40 m³/h) et est principalement dédié à la surveillance des centrales nucléaires (Gösgen-Däniken, Leibstadt et Mühleberg), ainsi qu'à la surveillance de sites en altitude (Jungfrauoch). Le deuxième, d'une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m³/h) situés à Posieux/FR, Cadenazzo/TI, Göttingen /TG, au CERN/GE et à Klingnau/AG. Finalement, l'OFSP gère les 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR.

Ces réseaux se distinguent par leur sensibilité et leur rapidité de réponse (intervalle de temps entre le début de la période de collection et la disponibilité des résultats de mesure) et remplissent des rôles bien distincts. Dans le cas des collecteurs d'aérosols à haut débit, la période de collection s'élève à 1 semaine. Les filtres sont ensuite envoyés par poste puis mesurés en laboratoire. Le délai pour l'obtention des résultats est donc de quelques jours. En revanche, les limites de détection sont très faibles, env. 0.5 µBq/m³ pour le ¹³⁷Cs. Ces installations permettent ainsi d'évaluer les niveaux réels de radioactivité présents dans l'environnement. Les résultats des mesures des filtres aérosols des collecteurs à haut débit sont détaillés au chapitre 4.1.

Le réseau RADAIR, quant à lui, est un système d'alerte dont l'objectif est de permettre une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité dans l'air: les aérosols sont ainsi collectés et mesurés en continu sur des filtres déroulants et les résultats sont collectés par la centrale de gestion des données toutes les 30 minutes. Le présent chapitre détaille les résultats des mesures enregistrées par le réseau RADAIR au cours de l'année 2013.

Principe de mesure

Le principe de mesure part de l'hypothèse que les activités α totales mesurées dans l'environnement sont d'origine naturelle, à savoir qu'elles proviennent du gaz radon émanant du sol ainsi que de ses produits de filiation. A cette activité α naturelle ($A_{\text{nat}} = A_{\text{tot}}$) est, en tout temps, associée une activité β naturelle, B_{nat} . Le rapport entre les activités $A_{\text{tot}} = A_{\text{nat}}$ et B_{nat} est supposé constant pour une station donnée et est noté F . Il est appelé facteur de compensation α/β .

En cas d'incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère, l'activité β totale mesurée, comprendra, en plus de la part naturelle, une contribution d'origine artificielle que nous cherchons à déterminer. L'activité β artificielle moyenne normée (B_{art}), qui constitue la véritable grandeur d'intérêt, est ainsi calculée à l'aide d'un algorithme de compensation qui soustrait la part naturelle de l'activité β ($B_{\text{nat}} = A_{\text{tot}}/F$) à l'activité β totale (B_{tot}) mesurée:

$$B_{\text{art}} = B_{\text{tot}} - (A_{\text{tot}} / F)$$

Une alarme est déclenchée si la valeur de l'activité β artificielle calculée dépasse un seuil prédéfini.

Dans la pratique, toutefois, il apparait que le facteur F n'est pas véritablement constant pour une station donnée mais fluctue (en moyenne entre 0.65 et 0.85) quotidiennement ainsi qu'en fonction de la saison et des conditions météorologiques.

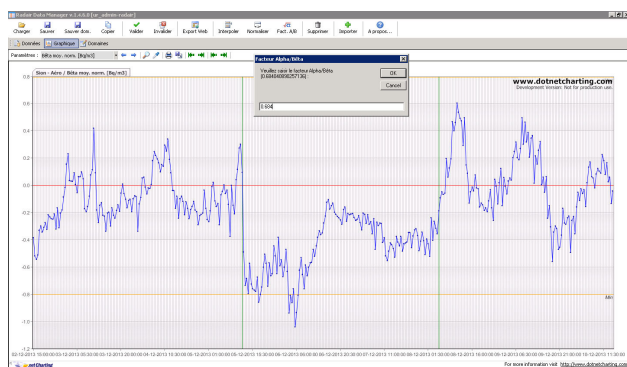
Jusqu'en 2011, une valeur constante du facteur F , dépendante du site et modifiée périodiquement par un administrateur système était utilisée. Dès 2012, les moniteurs ont été progressivement équipés d'un nouveau logiciel permettant d'adapter en permanence ce facteur F pour prédire au mieux

la composante naturelle du rayonnement β (B_{nat}) en tenant compte des fluctuations saisonnières et quotidiennes du site de mesure. Le but étant, d'une part d'automatiser la mesure le mieux possible et d'autre part d'améliorer la sensibilité. Pour cela, le moniteur effectue la moyenne glissante des n ($n > 10$) derniers rapports pour autant que ce dernier soit compris entre des valeurs seuils (0.6 et 0.9). Ce rapport moyen donnera le facteur F_m avec lequel la concentration β artificielle de la mesure en cours sera calculée.

Les moniteurs FHT59S, appelés aussi moniteurs $\alpha\beta$, sont aujourd'hui tous équipés de la nouvelle version du logiciel de mesure avec compensation automatique du facteur α/β (F_m). Ce nouveau principe de calcul offre un abaissement de la limite de détection, jusqu'à un facteur 2 suivants les sites, par rapport à la méthode manuelle. Une autre conséquence de ce nouveau principe est la diminution du nombre des pré-alarmes de niveau 1, c'est-à-dire des dépassements de la concentration β actuelle d'origine naturelle $> 5 \text{ Bq/m}^3$, en particulier lors de brusques variations de la concentration alpha. Si la méthode automatique de compensation ne donnait pas satisfaction sur une certaine période, la méthode manuelle de compensation existe toujours. Les administrateurs peuvent en effet gérer manuellement les données directement depuis la centrale à l'aide d'un logiciel. Celui-ci permet entre autre de recalculer la concentration bêta artificielle moyenne avec un autre facteur de compensation que celui d'origine (voir Figure 1).

Les modifications apportées en 2013

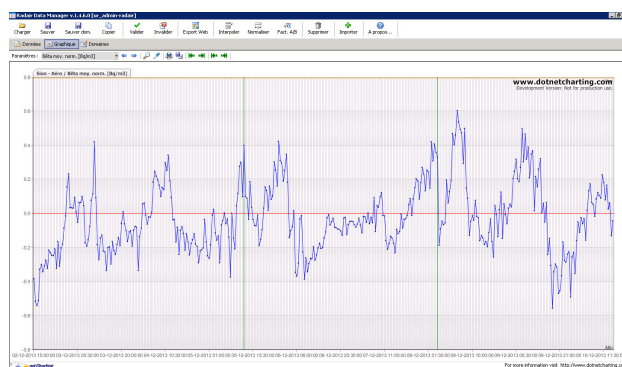
L'ensemble du système RADAIR (moniteurs et serveurs) fonctionne avec satisfaction. Durant deux



La concentration bêta artificielle moyenne manifestement sous-compensée suite à une descente brusque de la concentration alpha.

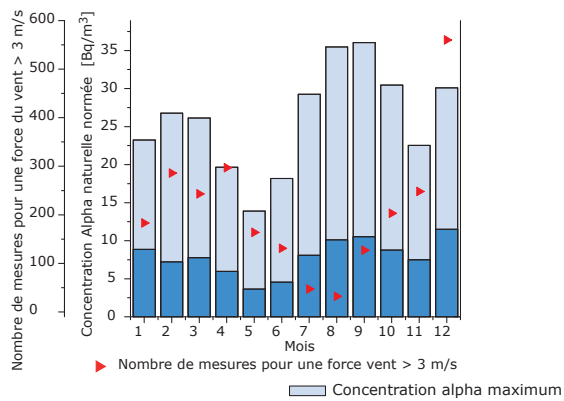
Figure 1 :

Exemple de recalcul de la concentration bêta artificielle moyenne avec un nouveau facteur α/β .

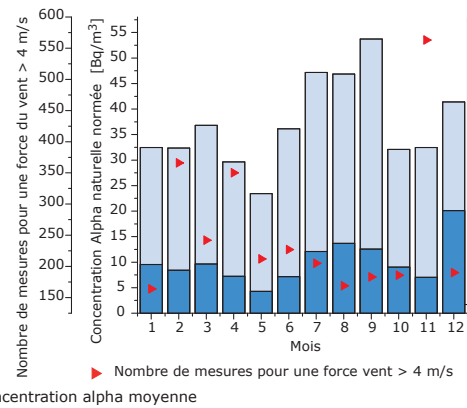


Compensation de la concentration bêta artificielle moyenne dans la période entre les curseurs.

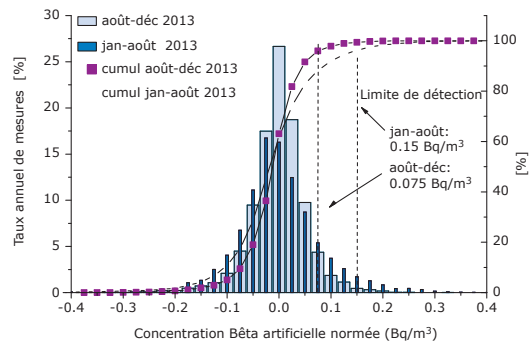
a) Bâle



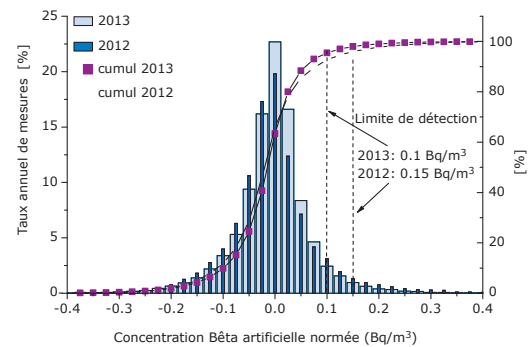
b) Genève-Meyrin



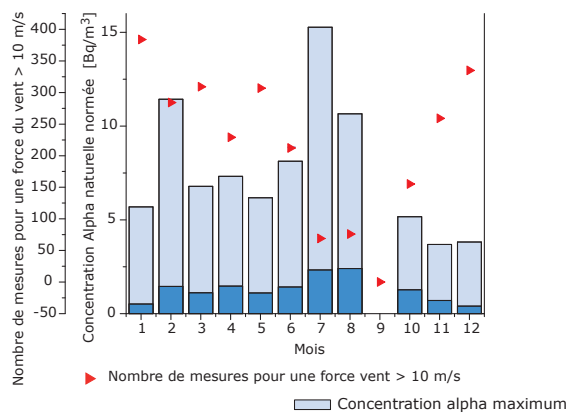
c) Bâle



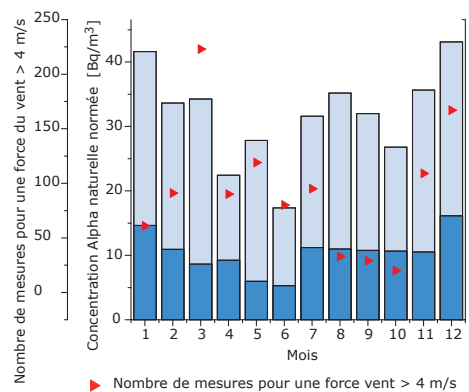
d) Genève - Meyrin



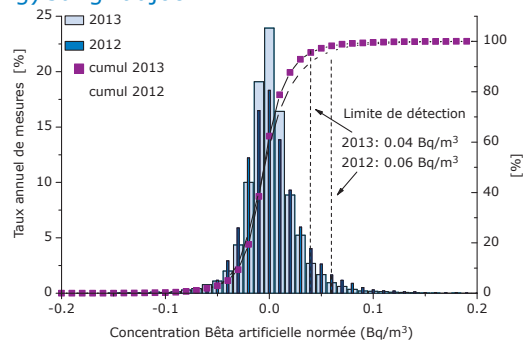
e) Jungfraujoch



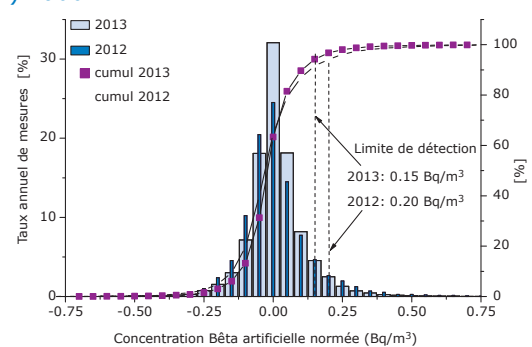
f) Vaduz



g) Jungfraujoch



h) Vaduz


Figure 2:

Les graphiques **a**, **b**, **e** et **f** montrent les concentrations alpha totales (d'origine naturelle) mensuelles moyennes et maximales ainsi que le nombre de mesures selon la force du vent enregistrées en 2013 aux stations de Bâle, Genève-Meyrin, Jungfraujoch et Vaduz. Les graphiques **c**, **d**, **g** et **h** représentent les histogrammes des concentrations bêta artificielles compensées obtenus en 2012 et 2013 à ces mêmes stations.

ans, l'acquisition, la gestion et le stockage des données se sont faites en parallèle avec l'ancienne et la nouvelle centrale sur deux serveurs distincts. Les tests de conformité se sont avérés concluants, c'est pourquoi l'ancien serveur, qui fonctionnait depuis 2003, a été désactivé en juin 2013.

Les données RADAIR sont déjà disponibles sur internet à l'adresse www.radair.ch, mais en 2014 elles seront également été intégrées à la plateforme internet Radenviro (www.radenviro.ch), donnant accès à tous les résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement effectuées dans le cadre de la surveillance coordonnée par l'OFSP.

Les résultats de mesure

Collecteurs d'aérosols α/β :

La figure 2 montre les concentrations α naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2013 aux stations de Bâle, de Genève-Meyrin, du Jungfraujoch et de Vaduz ainsi que les histogrammes des concentrations β artificielles obtenues après compensation.

Les concentrations α maximales enregistrées dans les différentes stations (cf graphiques a, b, e, f de la figure 2) dépendent de la nature géologique du sol et de l'environnement ainsi que des conditions météorologiques. Pour une station donnée, ces valeurs maximales fluctuent au cours de l'année, d'un facteur 2 à 3.

Les différences marquées entre concentrations maximales et concentrations moyennes reflètent les importantes fluctuations diurnes-nocturnes de radioactivité naturelle passant de 5 à 50 Bq/m³ (en 24 heures) suivant les sites (graphiques a,b,f de la figure 2). Il faut savoir que le phénomène d'inversion thermique limite la dispersion verticale du radon et de ses produits de filiation qui s'accumulent près du sol durant la nuit. A remarquer que lorsque le rapport entre les concentrations maximales et moyennes est petit, c'est la concentration moyenne qui reste relativement grande car il n'y a pas ou peu de résorption de cette inversion thermique et les émetteurs α et β restent piégés au niveau du sol sans être mélangés à de l'air frais. On observe ce phénomène durant les mois où il fait froid dans les basses couches de l'atmosphère, c'est-à-dire de novembre à février, par conséquent, la concentration α reste relativement élevée durant le jour. À l'inverse, dans les stations de montagne comme au Jungfraujoch, les concentrations en radon sont très faibles, en moyenne de l'ordre de

3 - 4 Bq/m³. La contribution provient essentiellement de la plaine, soit avec les vents thermiques, soit avec les vents dominants. Sur le graphe "e" de la figure 2, on observe un maxima relativement élevé au mois de février qui est dû au passage d'un front chaud, puis froid à travers la Suisse avec un vent dominant balayant les aérosols des basses couches. Sur la même figure, les maxima de juillet et août sont, quant à eux, plutôt dus à des courants thermiques locaux. Notons encore, d'une manière générale, que les concentrations naturelles les plus faibles se rencontrent durant les mois de mai et juin où d'une part, les précipitations sont plus conséquentes (lessivage des aérosols) et d'autre part, le brassage des masses d'air est plus important (phénomène de dilution).

Plus les fluctuations de radioactivité naturelle sont importantes, plus une contribution supplémentaire d'origine artificielle est difficile à mettre en évidence et donc plus la limite de détection de la concentration β artificielle sera élevée. Suivants les sites, on observe ainsi un rapport d'environ 300 à 500 entre la limite de détection des concentrations β artificielles et les valeurs maximales des concentrations α . La présence irrégulière du radon et de ses produits de filiation sur le sol suisse est ainsi responsable des différences notables observées en fonction des sites dans les limites de détection de la radioactivité β d'origine artificielle. Les histogrammes de la concentration β (graphiques c, d, g, h de la figure 2) montrent ces limites. Malgré l'application d'un facteur de compensation adéquat, encore amélioré grâce à l'algorithme automatique de compensation, des incidents de radioactivité plus petits que 150 mBq/m³ pour les stations de plaine et plus petits que 50 mBq/m³ pour les stations d'altitude ne sont pas décelables. À noter que le nombre de mesures réalisées au cours de l'année n'est pas identique pour chaque moniteur. Afin de faciliter la comparaison des histogrammes entre eux, le pourcentage de mesure (par rapport au nombre annuel total de mesures effectuées par le moniteur) est indiqué en ordonnée, plutôt que le nombre absolu de mesures.

De manière générale, les limites de détection ont diminué avec l'installation du programme de compensation automatique des concentrations β . Les histogrammes des concentrations β artificielles moyennes normées enregistrés en 2012 et en 2013 montrent ces diminutions. En 2012, plusieurs moniteurs n'étaient pas encore équipés et la compensation s'effectuait de manière manuelle : les fortes fluctuations diurne-nocturne de 5 à 50 Bq/m³ contraignaient à avoir un facteur de compensation sensiblement plus bas afin d'éviter

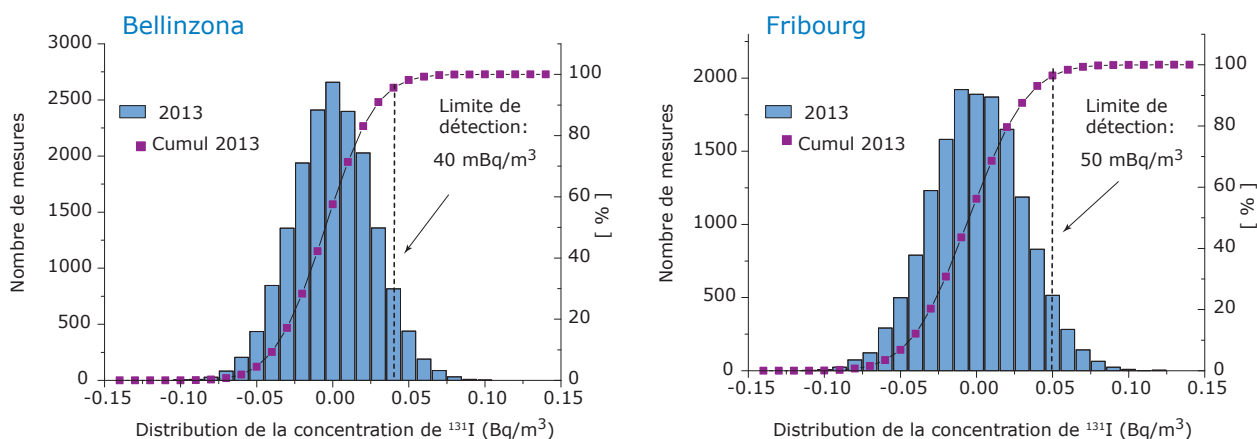


Figure 3: Histogrammes de la concentration moyenne du ^{131}I des stations de Bellinzona et de Fribourg en 2013.

de fausses alarmes dues à une compensation insuffisante; l'histogramme était alors décentré vers les valeurs négatives. Notons pour terminer qu'aucune activité β d'origine artificielle supérieure à la limite de détection n'a été enregistrée par les collecteurs α/β en 2013.

Collecteur de ^{131}I :

Les moniteurs de Bellinzona, de Fribourg, de Genève-Meyrin et du PSI mesurant l'iode gazeux (^{131}I) n'ont pas décelé de valeurs supérieures à leur limite de détection (50 -60 mBq/m³) au cours de l'année 2013. Actuellement, les débits de tous les moniteurs sont identiques, de l'ordre de 10 m³/h. La figure 3 montre l'histogramme de la concentration moyenne du ^{131}I enregistré dans les stations de Bellinzona et de Fribourg. L'histogramme du moniteur de Fribourg contient moins de données que celui de Bellinzona, car le moniteur d'iode a dû être arrêté durant 52 jours (Voir chap. des pannes). Ce même histogramme montre un nombre élevé de valeurs proches de zéro (gaussienne au sommet plat) suite aux seuils de comptage faiblement décentrés par rapport à la ligne gamma de la source d'étalonnage.

Disponibilité du système

Grâce à un entretien suivi, le taux de bon fonctionnement des moniteurs s'est situé en 2013 entre 90 et 98% pour la plupart des stations (collecteurs d'aérosols et d'iode inclus). A noter que les périodes d'arrêt des moniteurs pour entretien sont également compris dans cette statistique.

Les moniteurs situés au Jungfrauoch, à Fribourg et à Weissfluhjoch ont fait exception. Le premier a dû être arrêté durant 43 jours à cause d'un dysfonctionnement de la carte mère du PC de contrôle, le deuxième durant 52 jours à cause de travaux de réfection du toit du bâtiment. Quant au troisième, les mesures du moniteur de Weissfluhjoch ont dû être invalidées du 17 juillet au 10 octobre, à cause de l'endommagement de la ligne d'aspiration suite à la réfection de l'étanchéité du toit. Ainsi, l'air mesuré a été un mélange d'air intérieur et extérieur du bâtiment (voir figure 4).

D'une manière générale, les pannes les plus courantes ont été, dans l'ordre de fréquence: le positionnement incorrect des filtres lors du changement de ces derniers, des pannes de climatisation des locaux, quelques pannes de secteurs et de communication.



Les moniteurs d'aérosols et d'iode de Fribourg ont dû être arrêtés durant 52 jours à cause de travaux de réfection du toit du bâtiment.

Figure 4: Pannes



Du 17 juillet au 10 octobre (85 jours), les mesures du moniteur de Weissfluhjoch ont dû être invalidées à cause de l'endommagement de la ligne d'aspiration suite à la réfection de l'étanchéité du toit. Ainsi, l'air mesuré a été un mélange d'air intérieur et extérieur du bâtiment.

4.3 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

M. Müller, S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität, URA / BAG, 3003 BERN

Zusammenfassung

Mittels zwei an Militärflugzeugen montierten Sammelgeräten werden in 8'000 bis 12'000 m Höhe Aerosolpartikel gesammelt. Im Falle einer Radioaktivitätsfreisetzung kann somit im Idealfall die Nuklidzusammensetzung bereits bestimmt werden, bevor sich die Radioaktivität auf Boden und Pflanzen absetzt. Das Einsatzkonzept sieht im Normalfall 6 Flüge pro Jahr vor, im Ereignisfall können nach Absprache zusätzliche Sammelflüge durchgeführt werden.

Vorgeschichte

In den 60er-Jahren wurden von den Grossmächten (USA, Grossbritannien, der damaligen UdSSR, später auch von Frankreich und China) zahlreiche Kernwaffenversuche (zuerst A-Bomben später auch H-Bomben) in der Atmosphäre durchgeführt. Diese führten zu einem deutlichen Anstieg der künstlichen Radioaktivität in Luft und Niederschlägen und als Folge davon auch in Boden, Pflanzen und Nahrungsmitteln. Die damalige KUER (Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität) wurde bereits in den 50er-Jahren vom Bundesrat beauftragt, ein Überwachungsnetz für die Radioaktivität von Luft und Niederschlägen aufzubauen, um Behörden und Bevölkerung laufend über die Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlendosen informieren zu können.

Bei Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität zum grössten Teil in die Atmosphäre, und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen Höhe mit dem Wind verfrachtet.

Im Ernstfall (d.h. bei einem Kernwaffeneinsatz oder einem schweren Kernkraftwerk-Unfall) müssen die Einsatzorgane rasch über allfällige Schutzmassnahmen für die Bevölkerung entscheiden können. Es ist deshalb notwendig, Zusammensetzung (Nuklidvektor), Ausmass und Lage einer solchen radioaktiven Wolke möglichst frühzeitig zu erfassen, bevor sich deren Radioaktivität auf Boden und Pflanzen ablagert. Dies führte dazu, dass in den 60er-Jahren in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert wurden, welche ermöglichen, mittels Militärflugzeugen Aerosolproben aus bis zu 12'000 m Höhe zu sammeln (Fig. 1&2) um hernach deren Radioaktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 60er-Jahre wurden am Physikinstitut der Universität Freiburg die ersten Ge(Li)-Detektoren in Betrieb genommen, die für solche Messungen vom Labor der KUER für die Analyse von Luftfiltern benutzt werden konnten.

Ab dem Jahr 2000 war ein Einsatz mit den Sammelgeräten der ersten Generation nicht mehr möglich, da die Tiger-Flugzeuge über eine andere Aufhängvorrichtung verfügen; zudem zeigte sich auch, dass die seit rund 30 Jahren eingesetzten Geräte



Figur 1 & 2:
Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tigers sowie Detail-Aufnahme eines Sammelgerätes.

einer Überholung bedurften. Mit dieser Erneuerung und Anpassung sowie der erneuten Flugzulassung wurde RUAG Aerospace (die Nachfolgerin der Flugzeugwerke Emmen, die die Geräte damals gebaut hatte) beauftragt. Seit 2004 sind die Geräte wieder einsatzbereit und flugerprobt.

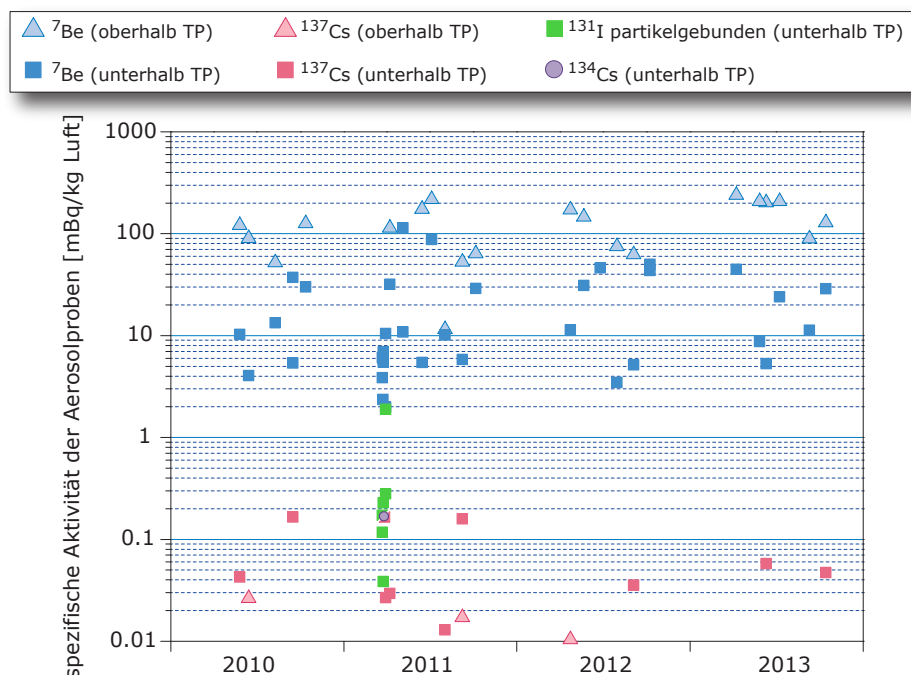
Sammlung der Proben

Die Probenahme der Aerosolpartikel erfolgt mit Hilfe von Luftfiltern, welche in einem Sammelaggregat unter dem Flügel eines Tigers F-5F/E befestigt werden. Die Geräte können vom Piloten ferngesteuert geöffnet und geschlossen werden, was eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Die Geräte wurden im Windkanal kalib-

riert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer beprobte Luftmenge (kg) ermittelt werden kann.

Die Flughöhe kann vom Auftraggeber gewählt werden, je nachdem, ob bei einem Ereignis die radioaktive Wolke bis in die Stratosphäre aufsteigt. Im Normalfall sind 6 Sammelflüge pro Jahr vorgesehen, wobei seit Anfang 2010 Hin- und Rückflug abwechselungsweise über resp. unter der Tropopause erfolgen. Die Höhe der Tropopause wird täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt.

Die Fluggeschwindigkeit beträgt normalerweise etwa 0.8 Mach. Bei einer durchschnittlichen Flugdauer von 20 bis 30 Minuten liegt die beprobte Luftmenge somit zwischen 2'000 und 4'000 kg.



Figur 3:
 ^7Be -, ^{134}Cs -, ^{137}Cs - und partikelgebundene ^{131}I - Messwerte in mBq/kg Luft in den Jahren 2010-2013.

Als Filtermaterial wird ein Zellulosefilter (Sorte 0048, Art. Nr. 348987) von Whatman mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Nach der Beprobung wird der Filter zur Analyse halbiert und eine Hälfte mit einer hydraulischen Presse mit 25 Tonnen zu einer Tablette von 63 mm Durchmesser und ca. 10 mm Dicke gepresst. Die andere Hälfte dient als Rückstellprobe sowie gegebenenfalls für weitere Analysen.

Der Vorteil dieses Überwachungsverfahrens ist der erhebliche Zeitgewinn im Falle eines Ereignisses mit einer Radioaktivitätsfreisetzung, indem der Nuklidvektor bereits bestimmt werden kann, bevor sich die Radioaktivität aus der Luft auf Boden und Pflanzen abgesetzt hat.

Messung der Proben

Die Messung erfolgt im Labor mittels hochauflösender Gammaspektrometrie, wobei nach 1-2 Tagen Messzeit für ^{137}Cs eine Nachweisgrenze von 0.01 - 0.05 mBq/kg Luft erreicht wird. Anschließend können an den Filtern weitere Untersuchungen, z.B. radiochemischer oder massenspektrometrischer Art durchgeführt werden.

Über die letzten vier Jahre liegt der Median der Konzentration des kosmogenen Radionuklids ^7Be oberhalb der Tropopause bei 124 mBq/kg. Bei den Messungen 1km unterhalb der Tropopause liegt der Median bei 19 mBq/kg. Als Vergleich seien hier die Werte von P. Winiger [1] bis [4] (Werte von 1960/1970) erwähnt, die für ^7Be im Mittel bei 100 mBq/kg bzw. 20 mBq/kg 1'000m über bzw. unter der Tropopause liegen.

Der grösste Teil der ^{137}Cs -Konzentrationen lag im Jahr 2013 unter der Nachweisgrenze von 0.01 - 0.05 mBq/kg. In Figur 3 deutlich sichtbar sind die nach dem Reaktorunfall Fukushima (März 2011) gemessenen ^{131}I Konzentrationen, welche jedoch infolge der Halbwertszeit von 8 Tagen schon kurze Zeit später nicht mehr messbar waren. Auch das Radionuklid ^{134}Cs konnte 2012 und 2013 nicht mehr nachgewiesen werden.

Quellen:

- [1] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Halbleitermessungen von Fallout. *Helv. Phys. Acta*, Vol. 41/5, pp. 645-649 (1968).
- [2] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse von Halbleiterspektren. *Helv. Phys. Acta* Vol. 42/7-8, pp. 901-902, (1969).
- [3] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse hochauflöster g-Spektren und ihre Anwendung auf Spaltfragmentgemische. *Helv. Phys. Acta*, Vol. 43/6, pp. 693-712 (1970).
- [4] P. Winiger, O. Huber, J. Halter und B. Michaud: Konzentrationsmessungen von ^7Be , ^{137}Cs und jungen Spaltfragmenten an der Tropopause. *Tellus* Vol. 28/5, 434-441.

4.4 Radioaktivität in aquatischen Systemen

M.S. Brennwald - Eawag, Gruppe Umweltisotope, Abteilung W+T, 8600 Dübendorf

A. Lück, J. Beer - Eawag, Gruppe Radioaktive Tracer, Abteilung SURF, 8600 Dübendorf

M. Zehringer - Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, Postfach, 4012 Basel

S. Estier - Bundesamt für Gesundheit, Sektion Umweltradioaktivität, 3003 Bern

A. Schmidt - Bundesanstalt für Gewässerkunde, D-56068 Koblenz

Zusammenfassung

In den Wasser- und Partikelproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich die Radionuklide ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co nachgewiesen, welche vorwiegend aus Abgaben vom Kernkraftwerk Mühleberg stammen. Weiter wurde ^{137}Cs gefunden, welches zum grössten Teil vom Tschernobylunfall stammt. Vereinzelt ergaben die Analysen der Wasserproben höhere Werte als aufgrund der Abgaben der Kernkraftwerke zu erwarten wäre. Dies ist vermutlich auf den Eintrag von Radionukliden durch Erosion des Bodens und Resuspension von Sedimenten zurückzuführen. Als Folge der seit einigen Jahren reduzierten Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co der Kernkraftwerke lagen die Aktivitäten insbesondere bei Klingnau und Pratteln häufig unter der Bestimmungsgrenze. In Stichproben von Schwebstoffen im Rhein bei Weil (D) wurden im Weiteren die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I und ^{177}Lu gefunden, welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden. In Fischen waren keine künstlichen Radionuklide nachweisbar. In Wasserpflanzen wurde regelmässig ^{40}K sowie sporadisch ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{137}Cs und ^{131}I gefunden. Analysen des Grundwassers bei Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf eine Infiltration künstlicher Radionuklide aus der Aare bzw. dem Rhein.

Ziele

Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über Einleitung von Abwässern oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Das Ziel der kontinuierlichen Überwachung der Radioaktivität in aquatischen Systemen ist, frühzeitig Änderungen in den Abgaben der entsprechenden Betriebe zu erkennen und die Gesamtaktivität, welche die Schweiz verlässt, zu bilanzieren.

Methoden

Die kumulierten Radionuklidabgaben der Kernkraftwerke werden mittels Wasserproben an verschiedenen Standorten entlang von Aare und Rhein erfasst und überwacht (Figur 1). Die Station Hagneck liegt stromabwärts des Kernkraftwerks Mühleberg an der Mündung der Aare in den Bielersee. An der Station Klingnau weiter stromabwärts werden zusätzlich die Abgaben der Kernkraftwerke Gösgen und Beznau überwacht. An der Station Pratteln werden schliesslich auch die Abgaben des Kernkraftwerks Leibstadt berücksichtigt. Komplementär zu den Wasserproben aus Rhein und Aare werden bei Hagneck, Klingnau und Pratteln auch regelmässig Schwebstoffproben gesammelt. Zusätzlich werden sporadisch auch Grundwasser-, Fisch-, und Wasserpflanzenproben untersucht. Die Aktivitäten der Radionuklide in allen Proben werden an der Eawag mittels Gammaskopimetrie bestimmt.



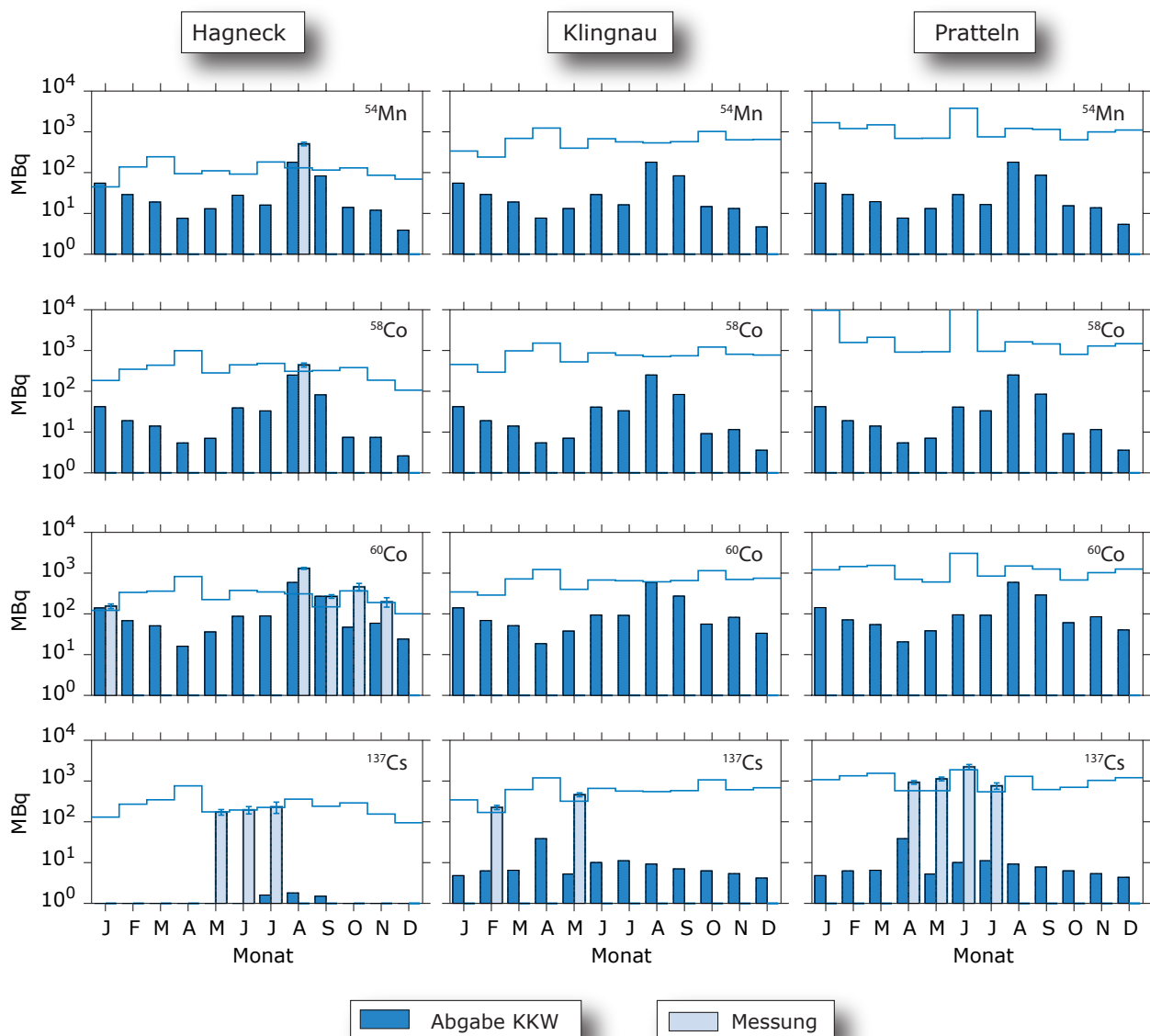
Figur 1: Standorte der Stationen zur Überwachung der Radionuklidabgaben aus den Kernkraftwerken Mühleberg (KKM), Gösgen (KKG), Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) und sonstigen industriellen oder medizinischen Betrieben.

Die Wasserproben aus Aare und Rhein bei Hagneck, Klingnau und Pratteln werden als grossvolumige, monatliche Sammelproben entnommen. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was monatliche Sammelproben zwischen 50L und 200L ergibt. Die mittleren Abflussmengen der drei Stationen waren 2013 bei Hagneck ca. 190 m³/s, bei Klingnau ca. 620 m³/s und bei Pratteln ca. 1'190 m³/s. Zur Bestimmung der monatlichen Fracht der Radionuklide in Aare und Rhein werden die Radionuklide in den Sammelproben durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert. Danach wird das Fällungsprodukt getrocknet, und darin die Aktivitäten der betreffenden Radionuklide bestimmt. Die Radionuklid-Fracht ergibt sich dann

aus dem Produkt der gemessenen Aktivität und der während der Sammelperiode abgeflossenen Wassermenge.

Bei den Stationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein werden die Radionuklide bei der Aufbereitung der Wasserproben nicht angereichert. Dasselbe gilt für die Wasserproben aus Rhone und Ticino, die von der Sektion Umweltradioaktivität (URA) des Bundesamtes für Gesundheit betreffend Gammaaktivität überwacht werden.

Die Schwebestoffproben werden mit Hilfe von Sedimentfallen als monatliche Sammelproben gesammelt. Die Fisch- und Wasserpflanzenproben (ohne Wurzeln) werden unmittelbar stromabwärts



Figur 2: Monatliche Frachten der im Wasser gelösten Radionuklide ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co und ¹³⁷Cs an den drei Stationen bei Hagneck, Klingnau und Pratteln im Vergleich mit den kumulierten Abgaben der flussaufwärts gelegenen Kernkraftwerke. Die Messwerte wurden nur dann eingezeichnet, wenn die Bestimmungsgrenze der jeweiligen Messung (blaue Stufenlinie) erreicht wurde. Die Fehlerbalken zeigen den Standardmessfehler der Fracht.

der Kernkraftwerke entnommen, wobei die Fische filetiert und die Wasserpflanzenproben gereinigt werden, um eine Partikelkontamination mit Radionukliden zu vermeiden. Die Sediment-, Fisch- und Wasserpflanzenproben werden vor der Analyse gefriergetrocknet. Die spezifische Aktivität dieser Proben wird in Bezug auf das Trockengewicht angegeben.

Die ^3H -Aktivität in der Aare und im Rhein wird an den Stationen "oberhalb Mühleberg", Brugg und Weil am Rhein durch die Sektion URA/BAG (Bestimmungsgrenze 2 Bq/L), an der Station Diepoldsau durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz (D) mittels elektrolytischer Anreicherung (Bestimmungsgrenze 0.17 Bq/L), und an der Rheinüberwachungsstation Weil (D) durch das Kantonale Labor Basel Stadt (Bestimmungsgrenze 1 Bq/L) bestimmt.

Das Amt für Umweltschutz Basel-Stadt entnimmt bei der internationalen Rheinüberwachungsstation Weil (D) zudem monatlich Schwebstoff-Stichproben. Dabei wird über Zeiträume von 0.3 bis 4 Tagen Rheinwasser aus der Querprofilmischung entnommen, wovon die Schwebstoffe abzentrifugiert werden. Die Schwebstoffe werden gefriergetrocknet, gemahlen und danach gammaspektrometrisch analysiert. Aus den so bestimmten spezifischen Aktivitäten und dem monatlichen Abfluss bei Basel werden die monatlichen Radionuklidfrachten auf suspendierten Partikeln abgeschätzt. Dabei ist zu beachten, dass diese Hochrechnung mit einer grossen Unsicherheit behaftet ist, da sie auf der Annahme beruht, dass die über 0.3 – 4 Tage gesammelten Stichproben repräsentativ für den ganzen Monat sind und die Abgaben der Kernkraftwerke kontinuierlich erfolgen, was beides nicht der Fall ist.

Die Eawag beprobt sporadisch die Grundwasserströme bei Aarberg (Pumpwerk Römerstrasse II, in der Nähe der Überwachungsstation Hagneck), bei Döttingen (Pumpwerk Unterwald, in der Nähe der Überwachungsstation Klingnau) und bei der Überwachungsstation Pratteln (Pumpwerk BW16 der Hardwasser AG). Dabei werden die Radionuklide aus 100 L Grundwasser analog zu den Flusswasserproben vor der Analyse angereichert und analysiert.

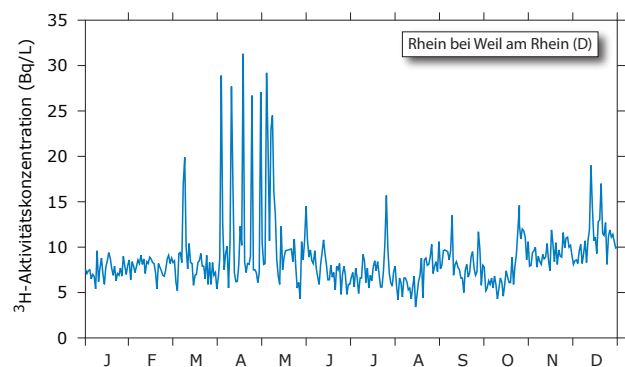
Ergebnisse

Figur 2 zeigt die monatlichen Frachten der im Wasser gelösten Radionuklide ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs bei den Stationen Hagneck, Klingnau, und Pratteln.

Die aus den Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co der flussaufwärts gelegenen Kernkraftwerke berechneten Frachten sind bei allen drei Stationen nahezu identisch, weil diese Nuklide überwiegend aus dem Kernkraftwerk Mühleberg stammen. Aufgrund einer Abgabe von 38 MBq ^{137}Cs des Kernkraftwerks Bznau im April ist die berechnete ^{137}Cs -Fracht bei der Station Klingnau in diesem Monat nahezu 10 mal höher als der über die restlichen Monate berechnete Mittelwert.

^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co wurden nur in den Proben der Station bei Hagneck gefunden, wo die Verdünnung der Abgaben aus dem Kernkraftwerk Mühleberg am geringsten ist. Die Messwerte bei Hagneck stimmen generell ungefähr mit den Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg überein, die im August und September aufgrund der Revision am grössten waren. Im Oktober und November übersteigen die gemessenen ^{60}Co -Frachten die Abgaben jedoch. Dies dürfte mit einer verstärkten Resuspension von Sedimentmaterial z.B. bei Bauarbeiten im Hagneckkanal zusammenhängen. Bei den weiter stromabwärts gelegenen Probenahmestellen liegen alle Messwerte aufgrund der zunehmenden Verdünnung und der Sedimentation von suspendierten Partikeln im Bielersee und dem Klingnauer Staubecken unter der Bestimmungsgrenze.

Wie bereits in früheren Jahren sind die beobachteten ^{137}Cs -Frachten auch dieses Jahr grösser als die Abgaben der Kernkraftwerke. Dies ist auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobylunfall zurückzuführen. Insbesondere in den Monaten mit hohem Abfluss und entsprechend hoher Erosion des Bodens und Resuspension aus dem Sediment wurden systematisch erhöhte ^{137}Cs -Aktivitäten gefunden.



Figur 3:
 ^3H -Aktivitätskonzentration im Rhein bei Weil am Rhein (D).

Beim Tritium zeigten die Wasserproben aus der Aare oberhalb des Kernkraftwerkes Mühleberg tiefe ^3H -Aktivitätskonzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze (2 Bq/L). Die ^3H -Aktivitätskonzentrationen in den monatlichen Sammelproben von der Aare bei Brugg Weil lagen ebenfalls unterhalb der Bestimmungsgrenze, ausser in den Monaten April (8.0 Bq/L) und Mai (7.1 Bq/L). In dieser Zeit gab das Kernkraftwerk Gösgen, wie jedes Jahr, Tritiumhaltiges Wasser ab, was zu erhöhten Tritiumkonzentrationen im Flusswasser führte (siehe Kapitel 8.5). Die ^3H -Aktivitätskonzentrationen der täglichen Rheinwasserproben von Weil (D) ist in Figur 3 dargestellt. Die ^3H -Konzentration schwankt generell im Bereich von 5 – 10 Bq/L. In den Monaten März und April wurden jedoch als Folge der ^3H -Abgaben des Kernkraftwerkes Gösgen deutlich höhere Werte (bis 32 Bq/L) beobachtet.

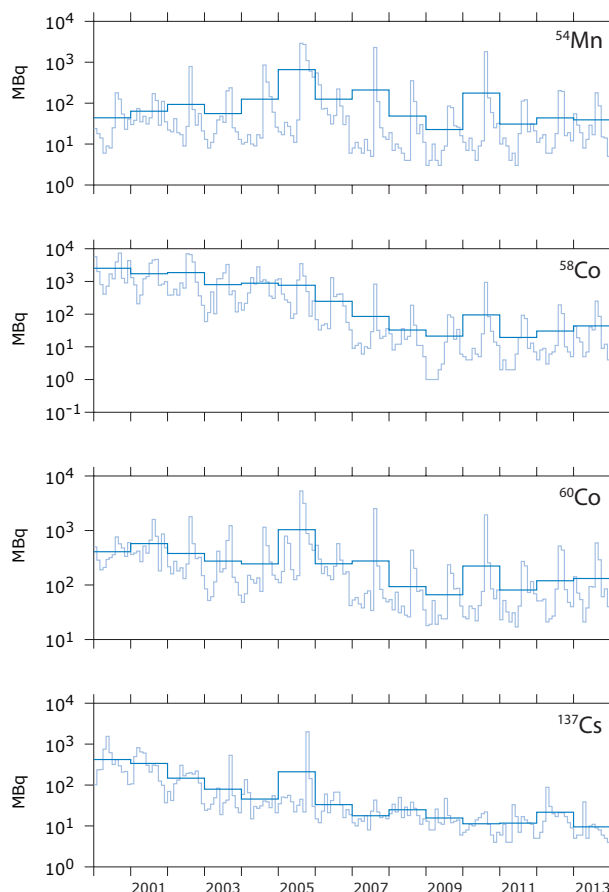
Ausser den oben diskutierten Radionukliden wurden keine weiteren künstliche Radionuklide nachgewiesen, wohl aber natürliche wie ^7Be , ^{40}K und ^{210}Pb .

Langfristige Entwicklung der Radionuklidabgaben und Frachten in Aare und Rhein

Figur 4 zeigt die den zeitlichen Verlauf der Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs aller Kernkraftwerke während den Jahren 2000 – 2013. Als Folge der Revisionen der Kernkraftwerke sind die Abgaben jeweils im Sommer/Herbst am grössten. Über die Jahre betrachtet haben die Abgaben von ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs bis ca. 2008 tendenziell abgenommen. Danach ist jedoch keine systematische Veränderung mehr erkennbar.

In früheren Jahren konnte anhand der gemessenen Frachten der im Wasser gelösten Radionuklide eine Bilanzierung der monatlichen und jährlichen Aktivitäten erstellt werden. In den letzten Jahren lagen die Messwerte aufgrund der geringeren Abgaben jedoch vermehrt unterhalb der spezifischen Bestimmungsgrenzen. Deshalb ist auch für das Jahr 2013 eine Quantifizierung der Jahresgesamtfracht anhand der monatlich überwachten Radionuklidfrachten nicht sinnvoll.

Um die Bestimmungsgrenze für die künftige Überwachung zu verringern, hat die Eawag gemeinsam mit der Rheinüberwachungsstation Weil (D) ein neues Probenahmesystem erarbeitet. Die Bestimmungsgrenze ist wesentlich durch das Volumen der monatlichen Sammelproben bestimmt, welches mit dem aktuell eingesetzten Beprobungssystem auf 200 L begrenzt ist. Das neue System soll es ermöglichen, Partikel, Schwebstoffe und gelöste Radionuklide aus Sammelproben mit einem Wasservolumen



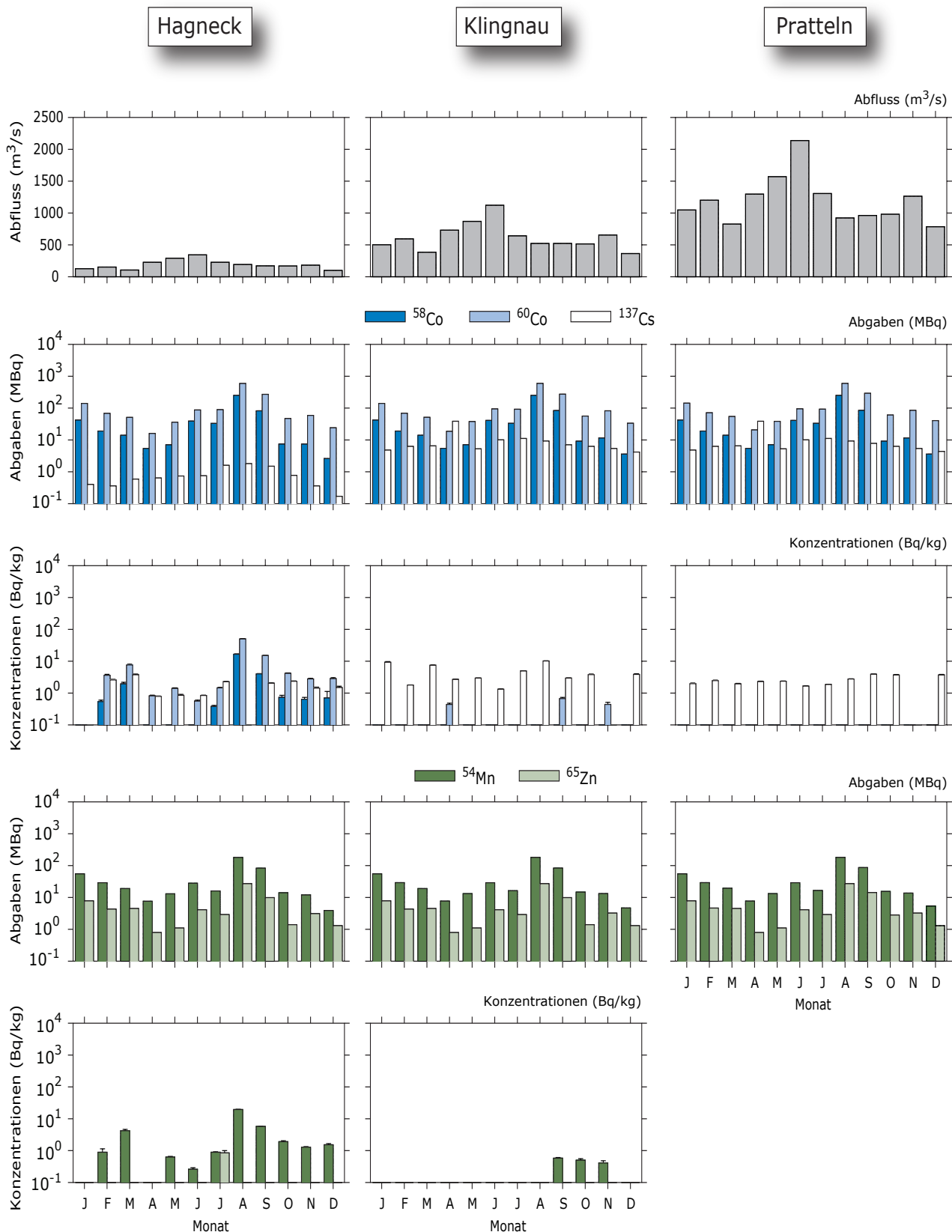
Figur 4: Jahres- und Monatsmittel der Abgaben von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs aus den Kernkraftwerken während 2000–2013 (Summe der Abgaben aller Kernkraftwerke).

von 1'000 – 2'000 L abzutrennen. Das neue System befindet sich seit Anfang 2014 an der Rheinüberwachungsstation Weil im Testbetrieb.

Partikelproben

Die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklidspezies lagern sich an suspendierte Partikel im Wasser an. Der Partikeltransport trägt somit wesentlich zur Verfrachtung der Radionuklide bei. Insbesondere werden Radionuklide durch sedimentierende Partikel aus dem offenen Wasser entfernt. Umgekehrt können Radionuklide durch Resuspension des Sediments auch wieder zurück ins offene Wasser gelangen.

Die spezifischen Aktivitäten von ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co in den Partikelproben der Stationen bei Hagneck widerspiegeln die saisonale Variation der Abgaben aus dem Kernkraftwerk Mühleberg (Figur 5). ^{65}Zn war aufgrund der geringen Abgaben nur in einer einzigen Partikelprobe nachweisbar. Bei der Station Klingnau wurden nur noch sporadisch geringe

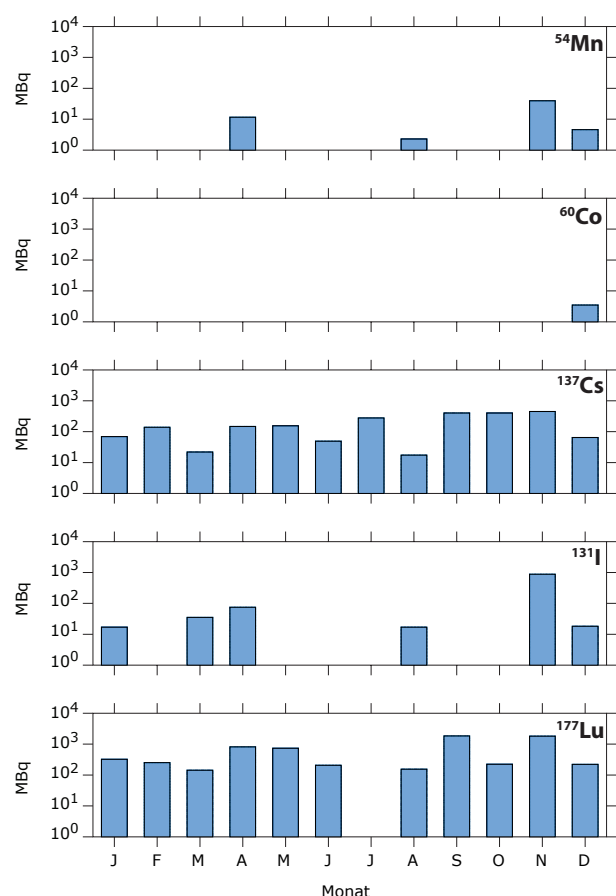

Figur 5:

Spezifische Aktivitäten von ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{137}Cs und ^{65}Zn in den monatlichen Partikelproben aus den Sedimentfallen bei Hagneck, Klingnau und Pratteln im Vergleich mit den kumulierten Abgaben der stromaufwärts gelegenen Kernkraftwerke und dem Abfluss. Die Messwerte wurden nur dann eingezeichnet, wenn die Bestimmungsgrenze der jeweiligen Messung erreicht wurde (typische Bestimmungsgrenzen für alle Nuklide in der Figur: 0.5 – 0.9 Bq/kg). Die Fehlerbalken zeigen den Standardmessfehler der spezifischen Aktivitäten. Bei Pratteln wurde in keiner Probe ^{54}Mn oder ^{65}Zn nachgewiesen.

spezifische Aktivitäten von ^{54}Mn und ^{60}Co , aber kein ^{58}Co und ^{65}Zn beobachtet. Dies ist auf die Sedimentation insbesondere im Bielersee und dem Klingnauer Staubecken zurückzuführen. Bei Pratteln wurde in keiner Partikelprobe ^{58}Co , ^{60}Co , ^{137}Cs oder ^{54}Mn nachgewiesen.

Bei ^{137}Cs findet man keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Abgaben. Zudem nimmt die spezifische ^{137}Cs -Aktivität der Partikelproben nicht wie bei $^{58,60}\text{Co}$ oder ^{54}Mn mit dem Abstand vom Kernkraftwerk Mühleberg ab. In Übereinstimmung mit den oben diskutierten Frachten des im Wasser gelösten ^{137}Cs ist dies durch die Mobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobylunfall durch Bodenerosion und Sedimentresuspension erklärbar.

Figur 6 zeigt die aus den Stichproben bei Weil (D) abgeschätzten Frachten von ^{54}Mn , ^{60}Co und ^{137}Cs auf Schwebestoffen. ^{54}Mn und ^{60}Co wurden nur sporadisch und vor allem in der zweiten Jahreshälfte nachgewiesen, was durch die erhöhten Abgaben der Kernkraftwerke in diesem Zeitraum (Figur 5)



Figur 6: Monatsliche Frachten von ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{131}I und ^{177}Lu auf Schwebestoffen bei Weil am Rhein. Die Frachten wurden aus den Messergebnissen der Stichproben abgeschätzt, welche über kurze Zeiträume (ca. 1 Tag pro Monat) gesammelt wurden.

bedingt sein könnte. In allen Stichproben wurde ^{137}Cs gefunden. Der Vergleich der ^{137}Cs -Messwerte mit den Abgaben der Kernkraftwerke zeigt wiederum, dass ^{137}Cs primär dem Tschernobylunfall zugeordnet werden kann. Zusätzlich zu den relativ langlebigen Radionukliden konnten in den Stichproben von Weil (D) auch die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I (Halbwertszeit: 8 Tage) und ^{177}Lu (Halbwertszeit: 6.7 Tage) nachgewiesen werden (ebenfalls Figur 6), welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden.

Fische

Im Jahr 2013 wurden Fische jeweils unmittelbar stromabwärts der vier Kernkraftwerke untersucht:

- Mühleberg: Alet, gefangen am 22.8.2013
- Gösgen: Alet, gefangen am 11.10.2013
- Beznau: Barbe, gefangen am 13.10.2013
- Leibstadt: Alet, gefangen am 26.8.2013

Bei allen Fischproben wurde natürliches ^{40}K gefunden (400 – 700 Bq/kg). Künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen.

Wasserpflanzen

Über das Jahr 2013 wurden in der Aare bei Hagneck sieben Wasserpflanzenproben entnommen und analysiert. In drei dieser Proben wurde ^{131}I nachgewiesen (5 – 37 Bq/kg). In einer Probe wurde ^{54}Mn (149 ± 4 Bq/kg), ^{58}Co (168 ± 5 Bq/kg) und ^{60}Co (501 ± 12 Bq/kg) gefunden. Diese Probe wurde im September nach der Revision des Kernkraftwerks Mühleberg entnommen. In den restlichen Proben wurden keine künstlichen Radionuklide gefunden. In allen Proben wurde ^{40}K gemessen (330 – 630 Bq/kg).

Grundwasser

Die Grundwasserproben von Aarberg, Döttingen und Pratteln wurden alle am 30.10.2013 entnommen. Es wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen (Bestimmungsgrenze ca. 0.4 mBq/L).

Allgemeine Überwachung

Neben den Überwachungsstationen stromabwärts von Kernkraftwerken wurden auch Wasserproben aus dem Rhein bei Diepoldsau und bei Rekingen untersucht. Aus wöchentlichen (Diepoldsau) und zweiwöchentlichen (Rekingen) Sammelproben wurden vierwöchentliche Mischproben hergestellt. In diesen Mischproben wurden keine Radionuklide nachgewiesen. Dies ist u.a. auf die hohen Bestimmungsgrenzen zurückzuführen, die sich durch die fehlende Radionuklidanreicherung bei der Aufbereitung dieser Proben ergeben.

Bei Diepoldsau schwankten die ^3H -Konzentrationen in den 12 über das Jahr verteilten Sammelproben im Bereich von 0.7 – 1.0 Bq/L.

Wasserproben aus dem Ticino (bei Contone) und aus der Rhone (bei Porte-du-Scex/VS sowie bei Chancy/GE) werden monatlich am BAG untersucht. Ausser Spuren von ^{137}Cs , das aus alten Ablagerungen stammt konnten keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen werden. Als ^{137}Cs -Konzentration wurde 1.8 ± 0.7 mBq/L in der Rhone bei Porte-du-Scex gemessen. Die monatlichen Messungen von Tritium im Ticino und in der Rhone ergaben durchwegs Aktivitäten unterhalb der Bestimmungsgrenze (2 Bq/L).

4.5 Radionuklide in Sedimenten des Bielersees

**S. Röllin¹, J. Beer², B. Balsiger¹, M. Brennwald³, S. Estier⁴, E. Klemt⁵,
A. Lück², V. Putyrskaya⁵, H. Sahli¹, P. Steinmann⁴**

¹ Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 Spiez

² Eawag, Abteilung Surf/RT, 8600 Dübendorf

³ Eawag, Abteilung W+T, 8600 Dübendorf

⁴ Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 Bern

⁵ Hochschule Ravensburg-Weingarten, D-88250 Weingarten

Einleitung

Im Januar 2013 veröffentlichten Forscher der Universität Genf eine Untersuchung zu Sedimentkernen aus dem Bielersee und berichteten über leicht erhöhte Cäsium-137-Gehalte (¹³⁷Cs) in Sedimentschichten, die sich um das Jahr 2000 abgelagert hatten (Referenz 1). Die Autoren mutmassten, dass dieses ¹³⁷Cs aus einer nicht deklarierten Abgabe aus dem Kernkraftwerk Mühleberg stamme und betonten im gleichen Zuge die Wichtigkeit des Seewassers für die Trinkwasserversorgung der Stadt Biel. Im Juli nahm die Sonntagspresse diese Aussagen auf und sorgte damit für Verunsicherung bei Anwohnerinnen und Anwohnern und in politischen Kreisen. Von Behörden Seite wurde darauf hingewiesen, dass das KKW Mühleberg um den besagten Zeitpunkt tatsächlich eine leicht erhöhte ¹³⁷Cs-Abgabe hatte, welche im vom BAG veröffentlichten Jahresbericht „Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 1999“ dokumentiert ist und innerhalb der bewilligten Abgabelimiten lag.

Im Sommer 2013 entnahmen die Eawag (ein Forschungsinstitut im ETH-Bereich) und das Schweizerische Institut für ABC-Schutz (LABOR SPIEZ) weitere Sedimentkerne aus dem Bielersee und untersuchten die einzelnen Sedimentschichten auf Radioaktivität. Diese Studie ist inzwischen abgeschlossen und bestätigt die Existenz einer ¹³⁷Cs-Spitze (Peak), der den veröffentlichten Abgaben von 1999 aus dem KKW Mühleberg zugeordnet werden kann. Neben ¹³⁷Cs und Cobalt-60 (⁶⁰Co) wurde an einigen der Sedimentkerne auch Plutonium gemessen. Die Verteilung des Plutoniums zeigt, dass dieses Ra-

dionuklid ausschliesslich durch die oberirdischen Atomwaffenversuche in den frühen 60-er Jahren freigesetzt wurde.

Auf Grund der gemessenen Aktivitäten kann eine gesundheitliche Gefährdung durch künstliche Radioisotope im Sediment und auch im Trinkwasser aus dem Bielersee ausgeschlossen werden.

Sedimentkerne als Archive

Anhand von Sedimentkernen lässt sich die Geschichte eines Sees rekonstruieren: Jedes Jahr lagert sich eine neue Sedimentschicht auf dem Seegrund ab. Die einzelnen Schichten sind in einem Tiefenprofil sehr gut erkennbar. Eine Alters-Tiefenbeziehung ergibt sich durch zwei in allen Kernen deutlich erkennbare ¹³⁷Cs Einträge:

- ein jüngerer Eintrag als Folge des Reaktorunfalles von Tschernobyl im Jahr 1986 sowie
- ein älterer Eintrag aufgrund der oberirdischen Kernwaffentests in den frühen 60er Jahren, mit einem Maximum im Jahre 1963.

Bereits 1998 konnte die Eawag aufzeigen, dass es im Bielersee zwischen den in praktisch allen Seen vorhandenen ¹³⁷Cs Einträgen von 1986 und 1963 zusätzliche, lokale ¹³⁷Cs Einträge aufgrund von Abgaben des Kernkraftwerkes Mühleberg gab. Zudem konnte auch vom Kernkraftwerk Mühleberg abgegebenes ⁶⁰Co nachgewiesen werden (Referenzen 2 und 3).

Probenahme und Aufarbeitung

Der Bielersee besteht aus zwei von Südwesten nach Nordosten ausgerichteten Becken, die durch eine schmale Halbinsel, die St. Petersinsel, getrennt sind und sich später zu einem weiteren, gemeinsamen Becken vereinen. Das Becken südlich der St. Petersinsel wird von der Aare bzw. dem Aare-Hagneck-Kanal gespeist. Am Ufer der Aare, flussaufwärts befindet sich das seit 1972 betriebene Kernkraftwerk Mühleberg, welches Wasser der Aare zur Kühlung verwendet.

Am 17. und 18. Juli 2013 wurden an den tiefsten Stellen der drei Becken des Bielersees Sedimentkerne entnommen (Abbildung 1). Drei der Kerne (je einer pro Standort) wurden von der Eawag untersucht, drei weitere Kerne vom LABOR SPIEZ, in Zusammenarbeit mit der Hochschule Ravensburg-Weingarten und dem geographischen Institut der Universität Bern.

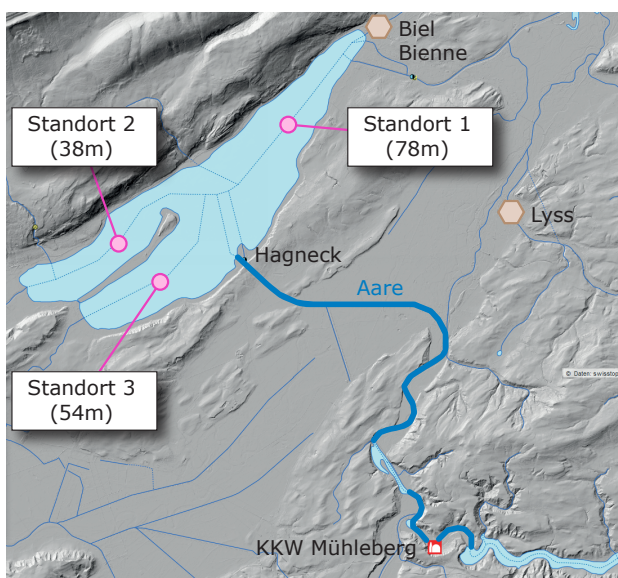


Abbildung 1:
Karte des Bielersees mit den Beprobungsstandorten des Jahres 2013. Karte: Swisstopo.

Für die gammaspektrometrische Messung von ^{137}Cs und ^{60}Co wurden die Proben gefriergetrocknet, homogenisiert und anschliessend in Polystyrol Dosen eingewogen. Zusätzlich wurden die Proben massenspektrometrisch auf Plutonium (^{239}Pu und ^{240}Pu) untersucht. Dazu wurden sie verascht und mit einem Schmelzaufschluss aufgelöst.

Messresultate

In den Abbildungen 2 - 4 sind Fotos der längs aufgeschnittenen Sedimentkerne zu sehen. Gut erkennbar ist eine hell-dunkel Laminierung. Die Abbildungen 2 - 4 zeigen die Messresultate der am LABOR SPIEZ untersuchten Sedimentkerne; die Abbildung 5 zeigt die Ergebnisse der an der Eawag analysierten Kerne. In den Diagrammen sind die entsprechenden Aktivitätskonzentrationen bezüglich des Trockengewichtes dargestellt. Die ^{137}Cs Tiefenprofile aller Kerne zeigen deutlich die Einträge aufgrund des Reaktorunfalles von Tschernobyl im Jahr 1986 und der Atomwaffentests der 60-er Jahre (Maximum 1963) sowie den jeweils exponentiell abnehmenden Eintrag aus dem Einzugsgebiet des Sees.

Ebenfalls gut zu erkennen sind die erhöhten ^{137}Cs Einträge durch die bewilligten Abgaben des KKW Mühleberg. In Übereinstimmung mit den Angaben der Kraftwerksbetreiber (Referenz 4) zeigen die Sedimentkerne erhöhte ^{137}Cs Konzentrationen für die Jahre 1976, 1979, 1982 und 1999. Die grösste Abgabe durch das KKW Mühleberg fand im Jahre 1976 statt und ein entsprechender Peak ist in allen Sedimentkernen zu finden. Die Abgaben von 1979 und 1982 sind deutlich in den Sedimentkernen des Standortes 1 (tiefstes Becken) und Standortes 3 (Becken auf der Seite der Aaremündung) zu erkennen. Beim Standort 2 (hinter der St. Petersinsel) sind diese Einträge weniger gut ersichtlich. Der von den Genfer Forschern gefundene ^{137}Cs -Peak um das Jahr 2000 konnte in fünf der sechs neuen Sedimentkerne nachgewiesen werden. Unter Berücksichtigung der Unsicherheit der Datierung (2000 ± 2 Jahre) kann diese Erhöhung mit den vom KKW Mühleberg deklarierten erhöhten Abgaben für das Jahr 1999 erklärt werden.

Die Tiefenverteilungen der Plutoniumisotope zeigen nur den direkten Eintrag aufgrund der oberirdischen Kernwaffentests in den späten 50-er und den frühen 60-er Jahren sowie einen verschleppten Eintrag von Bomben-Plutonium welches damals in den Böden abgelagert wurde und später durch Erosion in den See gelangte (Abbildungen 2 - 4). Ein zusätzlicher Eintrag durch das KKW Mühleberg ist nicht zu erkennen. Dass alles Plutonium von den Kernwaffenversuchen stammen muss, wird auch durch das Isotopenverhältnis von $^{240}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ bestätigt (rechte Spalte in den Figuren 2 - 4). Ein Wert von 0.18 für das $^{240}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ Verhältnis ist typisch für den globalen Ausfall nach den Kernwaffentests. Für Plutonium aus dem Reaktor des KKW Mühleberg würde man ein höheres Isotopenverhältnis erwarten.

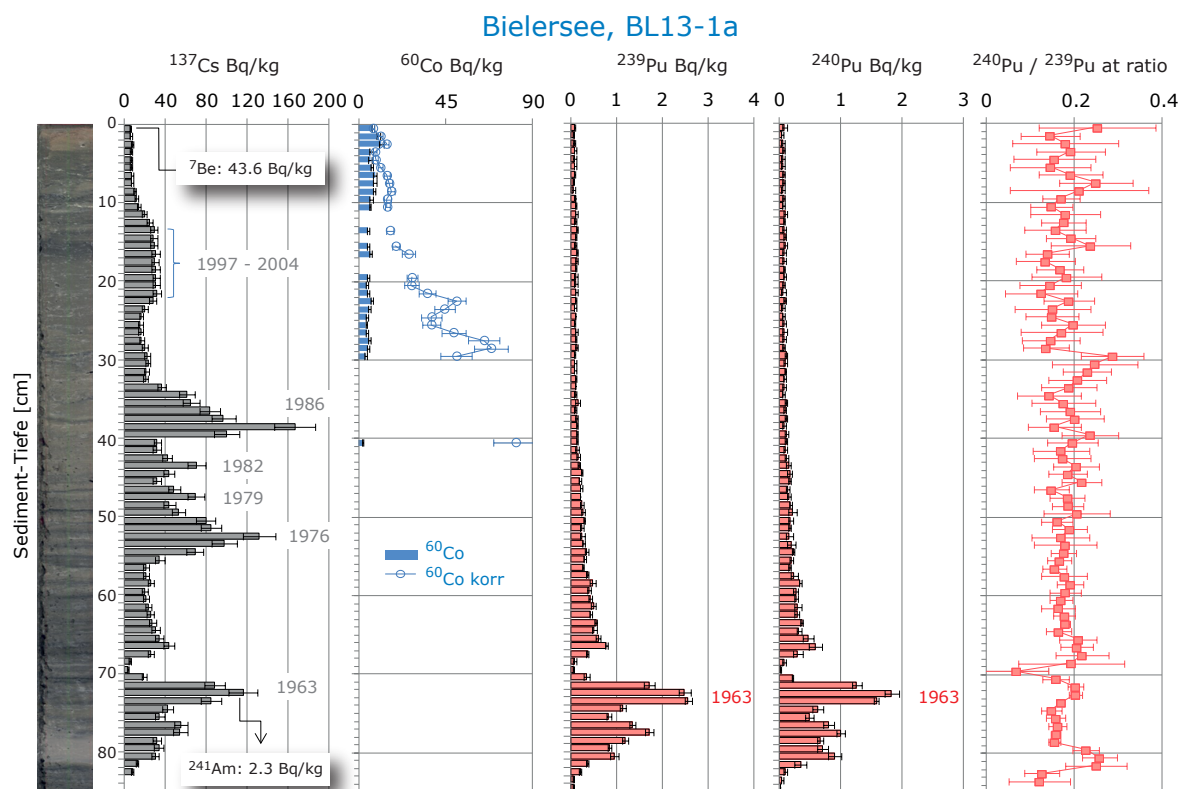


Abbildung 2:
Tiefenverteilung künstlicher Radionuklide am Standort 1 (BL13-1a)

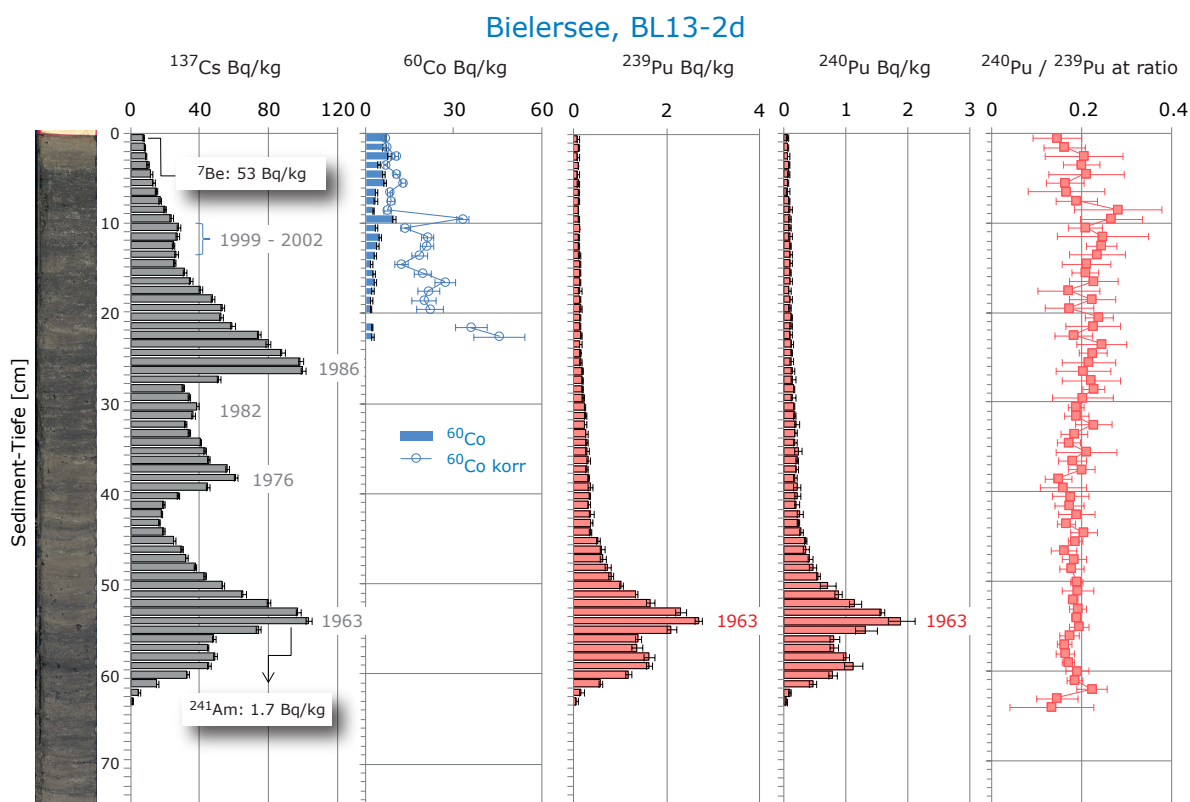


Abbildung 3:
Tiefenverteilung künstlicher Radionuklide am Standort 2 (BL13-2d)

Bielersee, BL13-3d

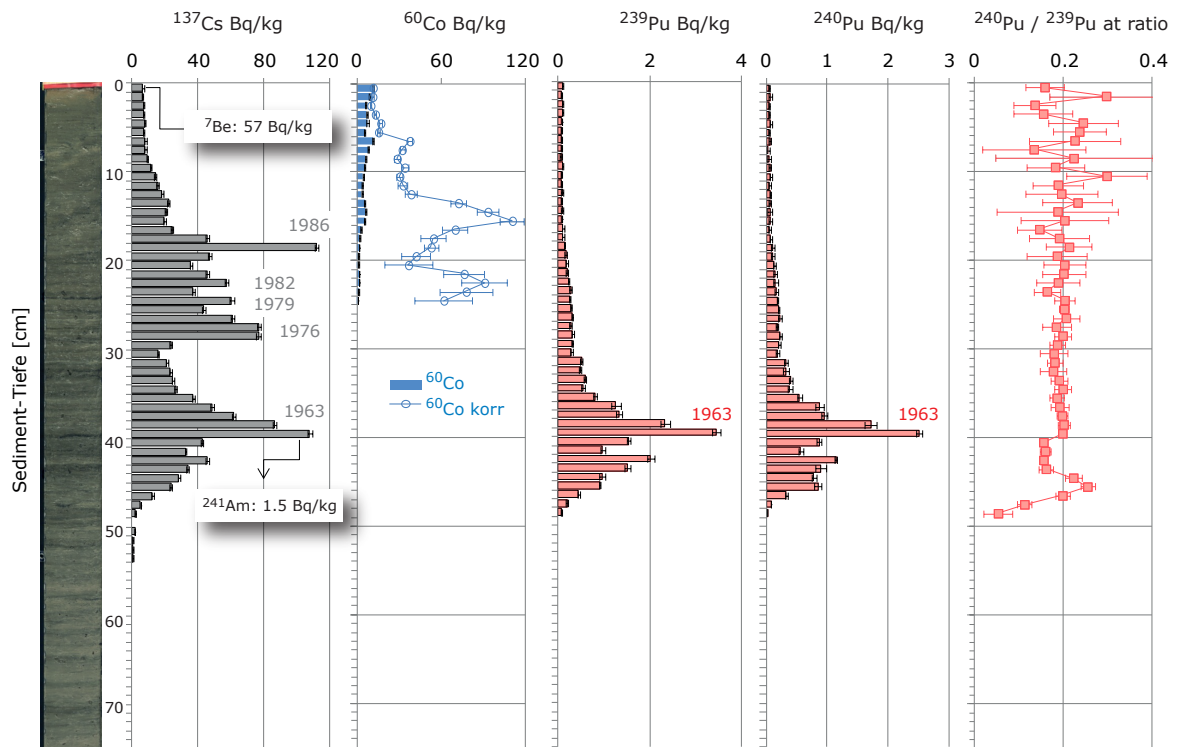


Abbildung 4:
Tiefenverteilung künstlicher Radionuklide am Standort 3 (Kern BL13-3d)

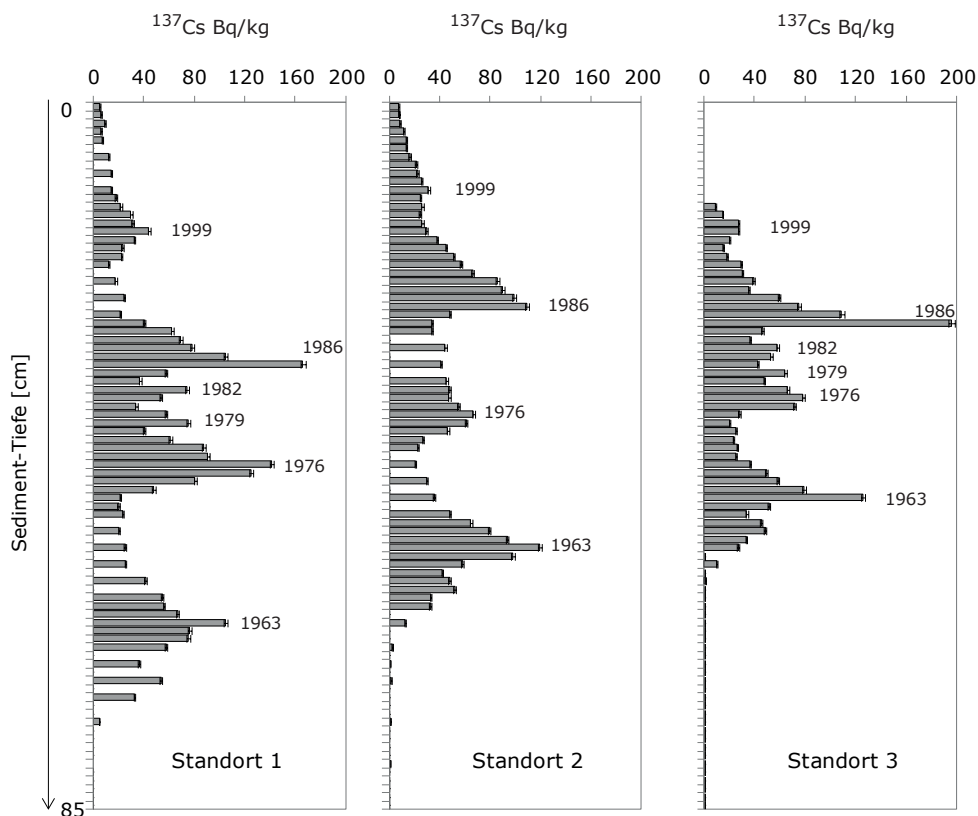


Abbildung 5:
Tiefenverteilungen von ^{137}Cs in den zweiten an jedem der Standorte 1-3 entnommenen Kerne (Kerne BL13-1C, BL13-2E und BL13-3E). Beim Kern von Standort 3 fehlen die obersten Zentimeter.

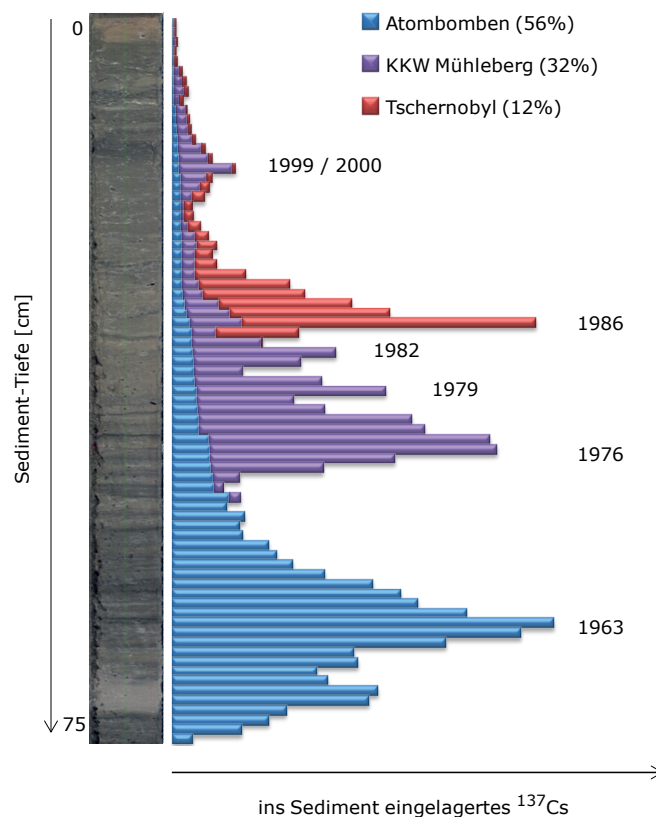


Abbildung 6:

Sedimentkern aus dem Bielersee (Standort 1) mit Zuordnung der Herkunft des künstlichen Radioisotopes ^{137}Cs . Dargestellt ist die ursprünglich im Sediment eingelagerte Menge an ^{137}Cs . Aufgrund der Halbwertszeit von 30 Jahren ist inzwischen ein Teil des ^{137}Cs in den unteren Schichten bereits zerfallen. Die Spitzen sind aber immer noch erkennbar (siehe Abbildungen 2 - 5).

Im Unterschied zu den Sedimenten von Seen ohne Kernkraftwerke an den Zuflüssen (etwa Thuner- und Brienersee; Referenz 5) kann in den Sedimenten des Bielersees ^{60}Co nachgewiesen werden. Aufgrund der relativ kurzen Halbwertszeit von ^{60}Co (5.3 Jahre) nehmen die Aktivitätskonzentrationen mit der Tiefe schnell ab. Die zerfallskorrigierten ^{60}Co Aktivitätskonzentrationen (^{60}Co korr in den Abbildungen 2 - 4) zeigen jedoch, dass der Eintrag von ^{60}Co aus dem Kernkraftwerk Mühleberg in jüngerer Zeit deutlich zurückgegangen ist.

Die Abbildung 6 versucht die Einträge von ^{137}Cs in den Bielersee den verschiedenen Quellen zuzuordnen. Dargestellt ist das zerfallskorrigierte ^{137}Cs Tiefenprofil von Standort 1 (Kern 1C), wobei der radioaktive Zerfall von ^{137}Cs rechnerisch zurückkorrigiert wurde. Ebenfalls korrigiert ist der Einfluss der teilweise etwas unterschiedlichen Dichte des Sediments. Es ist also die ursprüngliche Aktivität pro Sedimentvolumen angegeben. Anders ausgedrückt: die Abbildung 6 zeigt für jede Sedimentschicht, wie gross der zur Zeit der Sedimentbildung ursprüngliche Totaleintrag von ^{137}Cs war und wie dieser sich auf die verschiedenen Beiträge verteilt hat.

Vor der Inbetriebnahme des KKW Mühleberg 1972 ist alles ^{137}Cs den oberirdischen Atomwaffentests zuzuordnen. Auch nach dem Ende der Atomwaffentests ist durch die Erosion von Bodenmaterial im Einzugsgebiet weiterhin etwas Atomwaffen- ^{137}Cs in die Seesedimente gelangt. Dieser „verschleppte“ Anteil lässt sich anhand der Plutoniummessungen gut abschätzen: Für Plutonium betrug der „verschleppte“ Eintrag in den Bielersee im Jahr 1972 15% vom Maximalwert des Jahres 1963 und im Jahr 1986 noch 5% vom Maximum. Ein analoger Verlauf wurde folglich für das ^{137}Cs aus Atomwaffen angewendet. In den 70-er Jahren stammte im Bielersee der Grossteil des ^{137}Cs aus den bewilligten Abgaben des KKW Mühleberg. Diese Einträge errechnen sich für die Sedimentschichten vor dem Reaktorunfall in Tschernobyl (1986) aus der Differenz zwischen Gesamt-Cs-137 und Atomwaffen- ^{137}Cs . Im Jahr 1986 stellte der schon wiederholt erwähnte Reaktorunfall in Tschernobyl die wichtigste ^{137}Cs Quelle dar. Auch für dieses Ereignis muss ein verschleppter Eintrag durch Bodenerosion berücksichtigt werden. Für 1986 und die Jahre danach wurden dem KKW Mühleberg ^{137}Cs -Einträge proportional zu seinen Abgaben zugeordnet, unter Verwendung des Verhältnisses von „Eintrag ins Sediment / Abgabe KKW“ aus den 70er-Jahren.

Das Ergebnis dieser Abschätzung (Abbildung 6) zeigt, dass über den gesamten Zeitraum betrachtet etwas mehr als die Hälfte des ^{137}Cs im Bielersee-Sediment seinen Ursprung in den Atomwaffentests hatte. Das KKW Mühleberg ist für knapp einen Drittel des insgesamt im See abgelagerten ^{137}Cs verantwortlich. Der Rest (rund ein Achtel) ist dem Reaktorunfall in Tschernobyl zuzuordnen. Die Abschätzung zeigt auch, die Einträge von 1999 nur wenige Prozente des Gesamteintrages von ^{137}Cs ausmachten.

Keine gesundheitliche Folgen durch ^{137}Cs im Bielersee

Trotz der zusätzlichen Quelle durch das KKW Mühleberg sind die ^{137}Cs Konzentrationen im Bielersee-Sediment nicht höher als in anderen Seen vergleichbarer Grösse (Brienzersee, Thunersee, Vierwaldstättersee; Referenz 5). Die Seen im Tessin, welche stärker vom Fallout aus Tschernobyl betroffen waren, weisen sogar erheblich grössere ^{137}Cs Konzentrationen auf (Referenz 6). Die höchste im Bielersee-Sediment gemessene ^{137}Cs Konzentration beträgt 200 Bq/kg. Rechnet man die durchschnittliche Konzentration bis zu einer Sedimenttiefe von 70 cm ergeben sich knapp 50 Bq/kg. Betrachtet man nur die obersten 20 cm des Sediments, so ist der Durchschnitt unter 20 Bq/kg ^{137}Cs . Diese Werte liegen deutlich unterhalb des Grenzwertes für ^{137}Cs in Lebensmitteln von 1'000 Bq/kg. Für die menschliche Gesundheit stellt ^{137}Cs in den Bielersee-Sedimenten deshalb keine Gefährdung dar.

Bleibt noch die Frage nach einer möglichen Kontamination von Trinkwasser. Die Abgabelimiten von Radioaktivität an die Flüsse durch die Kernkraftwerke sind so gewählt, dass aufgrund der Verdünnung durch das Flusswasser die Grenzwerte für Trinkwasser eingehalten werden. Eine über mehrere Monate verteilte Abgabe von 10 GBq ^{137}Cs , wie sie im KKW Mühleberg während des Jahres 1999 stattgefunden hat, führt in der Aare zu Konzentrationen, die ein Vielfaches unterhalb des Toleranzwertes für Trinkwasser von 10 Bq/L ^{137}Cs liegen und natürlich noch klarer unterhalb des Grenzwertes von 1'000 Bq/L Trinkwasser. Diese gerechneten Verdünnungen wurden in einer Studie der Eawag durch Messungen bestätigt (Referenz 2). Zusätzlich bestimmt die Eawag die Radioaktivität in der Aare bei Hagneck seit 1998 an kontinuierlich gesammelten Monatsproben. Für das Jahr 1999 zeigen diese Messungen Höchstwerte von 2 mBq/L ^{137}Cs - ein Faktor 5'000 unterhalb des Toleranzwertes. Bedenkt man weiter, dass ein grosser Teil des ^{137}Cs in der Aare an Partikel gebunden ist und somit entweder im See sedimentiert oder bei der Trinkwasseraufbereitung zurückgehalten wird, ist klar, dass nie eine Gefährdung der Gesundheit durch ^{137}Cs in Trinkwasser aus

dem Bielersee bestand. Diese Aussage gilt auch für frühere Jahre, wie die 1970-er Jahre, wo die jährlichen Abgaben durch das KKW Mühleberg bis zu sechs Mal höher waren als 1999, oder die 1960-er Jahre mit den noch höheren Einträgen aufgrund der oberirdischen Atomwaffenversuche.

Referenzen

- 1] Thevenon, F, Wirth, S., Fujak, M., Poté, J., Girardclos, S., 2013, Human impact on the transport of terrigenous and anthropogenic elements to peri-alpine lakes (Switzerland) over the last decades, Aquatic Sciences, vol. 75, no. 3, p. 413-424. Download unter: [www.ensi.ch, http://static.ensi.ch/1373883748/101007_s00027-013-0287-6.pdf](http://static.ensi.ch/1373883748/101007_s00027-013-0287-6.pdf).
- 2] Albrecht, A. und Beer, J., 1995: „Verhalten von Radionukliden aus Kernkraftwerken in Aare und Rhein“ EAWAG-HSK Studie, 95 Seiten (pdf 11.3 MB, http://static.ensi.ch/1373885099/eawag_report_1995_001.pdf)
- 3] Albrecht, A., Goudsmit, G., Zeh, M., 1999: Importance of lacustrine physical factors for the distribution of anthropogenic ^{60}Co in lake Biel.
- 4] ENSI, 2013: Die Fakten zur „Radioaktivität im Bielersee“. www.ensi.ch, (pdf: <http://www.ensi.ch/de/2013/07/15/die-fakten-zur-radioaktivitaet-im-bielersee/>).
- 5] Röllin, S., Holzer, R., Sahli, H., Astner, M., Byrde, F., Burger, M., Klemt, E., Putyrskaya, V., 2012: „Natürliche und künstliche Radionuklide in Sedimenten von drei Schweizer Seen“. Kapitel 4.6 im Jahresbericht „Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz, 2011“, BAG, Bern. (pdf: <http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/12128/12242/index.html?lang=de>)
- 6] Putyrskaya, V., Klemt E., Röllin, S., 2009. Migration of ^{137}Cs in tributaries, lake water and sediment of Lago Maggiore (Italy, Switzerland) – analysis and comparison with Lago di Lugano and other lakes. Journal of Environmental Radioactivity, 100, 35-48.

4.6

Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux, M. Straub, F. Barraud, M. Pedro et F. Bochud

Institut de Radiophysique, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

S. Estier, P. Steinmann, A. Gurtner

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

M. Zehringer

Laboratoire Cantonal de Bâle, Kannenfeldstr. 2 CH-4012 Basel.

R. Holzer, J.A. Corcho Alvarado, M. Astner, B. Balsiger

Labor Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 Spiez

Résumé

Nous avons prélevé des échantillons de sol (0 - 5 cm) et d'herbe sur différents sites en Suisse, notamment aux abords des centrales nucléaires. Dans certains cas, des mesures de spectrométrie in-situ ont également été réalisées. Les résultats montrent que le niveau d'activité artificielle dans le sol et l'herbe est resté faible et au niveau des années précédentes. Les activités des radioéléments habituellement observés dans les échantillons de sol comme conséquence des essais d'armes atomiques réalisées en atmosphère dans les années soixante sont inférieures à 1 Bq/kg pour le plutonium, l'américium et au maximum de quelques Bq/kg pour le ^{90}Sr . Le niveau d'activité en ^{137}Cs est plus variable et dépend de la contribution de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl et peut atteindre au Tessin, région particulièrement touchée par les retombées de l'accident, jusqu'à 273 Bq/kg (env. 48 Bq/kg au maximum sur le plateau suisse). Les activités en ^{90}Sr sont restées très similaires à celles observées les années précédentes et sont plus élevées en altitude et au Tessin que sur le reste de la Suisse. Ces variations dans les sols se reflètent au niveau des herbes, avec des activités en ^{90}Sr supérieures dans les herbes de montagne (jusqu'à 10 Bq/kg MS) et du Tessin (^{137}Cs jusqu'à 15 Bq/kg MS).

Introduction

Le plan de prélèvement d'échantillons de sol et d'herbe de l'OFSP pour la mesure de la radioactivité a pour but la surveillance des centrales nucléaires suisses ainsi que l'analyse de sites de référence, hors influence des rejets potentiels des centrales. L'étude de l'impact de l'accident de Tchernobyl, notamment au Tessin, constitue également un but de ces mesures. La couche de sol analysée est celle de 0 - 5 cm de profondeur, car elle contient l'essentiel de la zone racinaire, appelée la rhizosphère, pour la plupart des espèces de plantes constituant l'herbe à brouter. L'herbe analysée est prélevée en général directement sur la surface de sol prélevé, ce qui permet l'établissement de facteurs de transfert sol-herbe. Actuellement en Suisse, la radioactivité artificielle des sols et de l'herbe a pour origine les retombées radioactives globales des essais atmosphériques d'armes atomiques (e.g. ^{90}Sr , ^{137}Cs , Pu, Am) ainsi que du dépôt provenant de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl (surtout ^{137}Cs).

Dans ce travail, nous avons déterminé l'activité des émetteurs gamma (e.g. ^{137}Cs) et du ^{90}Sr dans des échantillons de sol et d'herbe prélevés aux abords des centrales nucléaires suisses et sur certains sites de référence. Le but est de comparer les valeurs obtenues sur les sites des centrales avec celles obtenues sur les sites de référence ainsi que de comparer les valeurs obtenues avec celles des années précédentes. De plus, nous avons procédé à une étude détaillée des sols sur lesquels sont cultivés des salades, aux alentours de la centrale nucléaire de Leibstadt.

Résultats et discussion

Les résultats des mesures de la radioactivité dans le sol sont présentés dans le Tableau 1. Avec des activités situées entre 220 et 685 Bq/kg, le ^{40}K est l'émetteur gamma dominant. Le ^{137}Cs est l'unique émetteur gamma artificiel mesuré, avec des activités variant entre 4 et 275 Bq/kg. Les sites de prélèvement du Tessin, significativement plus contaminés lors de l'accident de Tchernobyl en 1986, ont les valeurs d'activité les plus élevées (jusqu'à 275 Bq/kg). Les sites d'altitude près de Thoune ont des activités intermédiaires (15 - 35 Bq/kg) alors que les sites de plaine, notamment près des centrales nucléaires ont les activités les plus faibles (2 - 16

Bq/kg). Le site d'Arenenberg, en Suisse orientale, est le site de plaine le plus contaminé en ^{137}Cs (48 Bq/kg); en effet cette région a subi de fortes précipitations juste après l'accident de Tchernobyl. Les sites aux abords des centrales nucléaires sont bien représentés dans les prélèvements et ne montrent pas de marquage supplémentaire en ^{137}Cs dû aux rejets. La mesure de ^{90}Sr dans les sédiments prélevés en aval des centrales confirme l'absence de marquage (< 0.5 Bq/kg, $n=3$). Les activités en ^{90}Sr de ces sédiments sont comparables à celles des sédiments prélevés en 2012 dans la Broye, hors impact des centrales nucléaires suisses (< 0.7 Bq/kg, $n=3$).

Tableau 1:

Activité du ^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2013 (Bq/kg matière sèche, $< 2\text{mm}$).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (voisinage KKB)	2	387 - 462	< 0.6	< 0.6	14.7 - 18.5	0.97 ± 0.22	0.13 ± 0.01	0.05 ± 0.01
AG (KKB in-situ)	2	320 - 350			10.8 - 12.0			
AG (PSI)	1	407 ± 45	< 0.8	< 0.8	13.6 ± 1.6	0.52 ± 0.15	0.09 ± 0.01	0.04 ± 0.01
AG (PSI in-situ)	1	310 ± 32			7.8 ± 1.0			
AG (ZWILAG)	1	390 ± 43	< 0.7	< 0.6	11.9 ± 1.4	0.57 ± 0.13	0.11 ± 0.01	0.04 ± 0.01
AG (ZWILAG in-situ)	1	320 ± 34			8.2 ± 1.0			
AG (vois. KKL)	4	387 - 458	< 0.7	< 0.7	10.5 - 12.9	0.70 ± 0.15	0.17 ± 0.01	0.06 ± 0.01
AG (KKL in-situ)	4	330 - 360			7.0 - 12.1			
AG/SO (vois. KKG)	4	392 - 446	< 0.8	< 0.8	10.3 - 17.7	0.65 ± 0.15	0.17 ± 0.02	0.09 ± 0.01
AG/SO (KKG in-situ)	4	290 - 320			6.7 - 10.7			
BE (voisinage KKM)	4	333 - 716	< 0.9	< 0.8	4.8 - 14.7	1.13 ± 0.14	0.08 ± 0.01	0.03 ± 0.01
BE (KKM in-situ)	4	220 - 560			5.5 - 11.1			
BE (Mürren) ¹⁾	1	507 ± 42	< 0.5	< 0.6	34.1 ± 4.1	5.05 ± 1.82	0.40 ± 0.02	0.14 ± 0.01
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	240 ± 21	< 0.8	< 1.0	24.8 ± 3.1	2.30 ± 0.32	0.35 ± 0.02	0.15 ± 0.01
BE (Fahrni) ³⁾	1	392 ± 33	< 0.5	< 0.5	16.3 ± 2.0	2.51 ± 0.75	0.28 ± 0.02	0.12 ± 0.01
BE (Diesse/Jura)	1	419 ± 36	< 0.5	< 0.5	13.0 ± 1.6	1.01 ± 0.22	0.39 ± 0.02	0.17 ± 0.01
BL (Sissach)	1	640 ± 18		< 0.1	26.0 ± 1.0	3.40 ± 0.69		
FR (Posieux)	1	392 ± 45	< 1.0	< 0.9	5.7 ± 1.0	0.78 ± 0.19	0.08 ± 0.01	0.03 ± 0.01
FR (Posieux in-situ)	1	330 ± 47			4.2 ± 0.8			
GE (Vois. CERN)	5	414 - 488	< 0.9	< 0.8	4.1 - 15.2	0.55 - 0.98	0.04 - 0.08	0.02 - 0.04
GE (CERN in-situ)	5	310 - 340			2.1 - 5.2			
TG (Güttingen)	1	435 ± 48	< 0.9	< 0.9	16.3 ± 1.9	0.43 ± 0.18	0.10 ± 0.010	0.05 ± 0.01
TG (Güttingen in-situ)	1	260 ± 28			9.3 ± 1.2			
TG (Arenenberg)	1	389 ± 12	< 0.4	< 0.5	48.0 ± 1.0	0.52 ± 0.13	0.10 ± 0.01	0.05 ± 0.01
TI (Centovalli)	1	634 ± 69		< 0.8	172.0 ± 28.0	28.0 ± 5.50		
TI (Leventina)	1	478 ± 68		< 0.6	9.5 ± 2.0	9.0 ± 1.8		
TI (Malcantone)	1	644 ± 73		< 1.0	103.0 ± 10.0	18.0 ± 3.6		
TI (Stabio)	1	630 ± 69	< 1.0	< 1.0	273.0 ± 28.0			
TI (Stabio in-situ)	1	550 ± 57			152.0 ± 15.0			
TI (Cadenazzo)	1	683 ± 74	< 0.9	< 0.9	72.2 ± 7.6	0.88 ± 0.19	0.06 ± 0.01	0.01 ± 0.05
TI (Cadenazzo in-situ)	1	580 ± 60			59.6 ± 6.1			
Ti (Caslano)	1	584 ± 63	< 0.8	< 0.8	90.6 ± 9.4			
Ti (Caslano in-situ)	1	500 ± 52			54.7 ± 5.6			

n = nombre d'échantillons; ¹⁾ Alpage (Alp Allmendhubel); ²⁾ Vallée; ³⁾ en plaine.

Tableau 2:

Activité du ^{90}Sr dans les sédiments prélevés en aval des centrales nucléaires suisses Suisse en 2013 (Bq/kg matière sèche, < 2mm) et les sédiments prélevés au point de rejet du système de drainage de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens en 2012.

Lieu	^{90}Sr (Bq/kg MS)
Lucens 80m rejet	0.25 ± 0.15
Lucens 10m rejet	0.67 ± 0.13
Lucens 30m rejet amont	0.30 ± 0.08
Pratteln	< 0.5
Klingnau	< 0.5
Hagneck	0.36 ± 0.12

L'analyse des activités du ^{90}Sr mesurées dans les sols du plateau suisse durant ces 40 dernières années montre que l'activité en ^{90}Sr dans les sols n'a cessé de décroître depuis l'adoption du traité d'interdiction des essais nucléaires en atmosphère en 1963. Le temps de résidence du ^{90}Sr dans la couche 0 - 5 cm du sol, estimé à partir de ces données, est de 14 ans. Il est de 13.5 ans dans l'herbe. Le temps de résidence représente le temps nécessaire pour que la moitié de l'activité en ^{90}Sr disparaisse du compartiment environnemental considéré, à savoir le sol ou l'herbe. Il est très similaire dans le lait et les vertèbres humaines (Froidevaux et al. 2010), ce qui montre bien le lien existant entre le com-

partiment «sol» qui est le réservoir de ^{90}Sr déposé lors des retombées globales des essais nucléaires, et les autres compartiments mesurés également annuellement que sont l'herbe, le lait et les vertèbres humaines.

Les résultats des mesures de radioactivité dans l'herbe sont présentés dans le Tableau 3. Comme pour le sol, les prélèvements sont réalisés pour comparer les mesures aux abords des centrales à celles de sites de référence. Nous pouvons faire les mêmes constatations que les années précédentes, soit que les activités du ^{137}Cs et du ^{90}Sr de l'herbe sont très basses en plaine et près des centrales nucléaires pour ces deux radioéléments anthropogénique, qui sont les seuls mesurables au-dessus de la limite de détection. Dans les sites de plaine, les activités de ^{90}Sr ne dépassent pas 1 Bq/kg; elles augmentent avec l'altitude des sites de prélèvements, avec des activités jusqu'à 10 Bq/kg de ^{90}Sr dans l'herbe de l'alpage de Mürren. Les herbes du Tessin, dont certains sites sont également situés en altitude, présentent les activités les plus élevées en ^{137}Cs (jusqu'à 15 Bq/kg) et parfois aussi du ^{90}Sr (jusqu'à 8 Bq/kg). Comme dans le sol, l'activité en ^{90}Sr dans l'herbe a constamment diminuée depuis l'adoption du traité d'interdiction des essais nucléaires atmosphériques.

Tableau 3:

^7Be , ^{40}K , ^{137}Cs et ^{90}Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2013 (Bq/kg de matière sèche). Pour les échantillons uniques, la valeur et l'incertitude sont indiquées ($a \pm b$). Si plusieurs échantillons ont été mesurés la gamme des valeurs est donnée ($a - b$).

Canton/Lieu	n	^7Be	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
AG (Voisinage KKB)	4	161 - 303	708 - 1'414	< 2.0	< 1.8	< 1.3 - 0.5 ± 0.4	0.88 - 1.58
AG (PSI-ZWILAG)	2	125 - 460	645 - 1'450	< 1.4	< 1.2	< 1.3 - 1.2 ± 0.5	1.53 ± 0.13
AG (PSI-OASE)	2	186 - 251	926 - 1'177	< 1.8	< 1.5	< 1.2 - 0.8 ± 0.7	1.45 ± 0.12
AG (Voisinage KKL)	8	75 - 331	510 - 1'520	< 1.7	< 1.5	< 1.1 - 2.0 ± 0.6	1.32 - 1.82
AG/SO (Voisinage KKG)	8	107 - 326	873 - 1'585	< 2.0	< 1.5	< 1.3 - 1.1 ± 0.6	0.99 - 1.42
BE (Voisinage KKM)	8	97 - 438	461 - 1'372	< 3.0	< 3.0	< 3.0	0.51 - 1.24
BE (Mürren) ¹⁾	1	166 ± 26	428 ± 37	< 0.7	< 0.5	0.91 ± 0.16	9.30 ± 1.30
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	204 ± 32	$1'100 \pm 95$	< 1.0	< 0.7	0.57 ± 0.14	1.59 ± 0.29
BE (Fahrni) ³⁾	2	171 - 260	1'010 - 1'180	< 1.0	< 0.7	< $0.28 \pm 0.29 \pm 0.1$	3.67 - 5.27
BE (Diesse/Jura)	2	121 - 260	1'120 - 1'290	< 1.0	< 0.7	< 0.70	0.31 - 0.85
BL (Sissach)	1		$1'100 \pm 34.0$		< 0.1	1.6 ± 0.51	1.60 ± 0.30
GE (Voisinage CERN)	5	170 - 272	790 - 1'224	< 3.0	< 2.5	< 2.60	0.73 - 1.06
FR (Posieux)	2	176 - 287	991 - 1'140	< 1.9	< 1.5	< 1.90	1.23 ± 0.08
TG (Güttingen)	2	178 - 184	1'157 - 1'282	< 2.0	< 1.5	< $1.70 - 0.7 \pm 0.4$	1.18 ± 0.10
TG (Arenenberg)	1	265 ± 12	$1'069 \pm 27$	< 0.5	< 0.5	2.1 ± 0.6	0.41 ± 0.07
TI (Centovalli)	1	184 ± 36	674 ± 79		< 2.8	14.5 ± 3.1	14.0 ± 1.70
TI (Leventina)	1	169 ± 21	792 ± 61		< 1.3	1.4 ± 0.7	3.80 ± 0.50
TI (Malcantone)	1	278 ± 36	$1'400 \pm 110$		< 1.4	1.1 ± 0.7	8.10 ± 1.00
TI (Cadenazzo)	2	97 - 302	1'110 - 1485	< 2.0	< 2.0	< $2.0 - 3.3 \pm 0.8$	1.39 - 5.61
TI (Stabio)	1	143 ± 22	516 ± 68	< 2.1	< 1.9	1.6 ± 1.1	
TI (Caslano)	1	184 ± 24	659 ± 78	< 2.0	< 2.0	< 2.0	

n = nombre d'échantillons; ¹⁾ Alpage (Alp Allmendhubel); ²⁾ Vallée; ³⁾ en plaine.

Analyse des sols aux alentours de la centrale nucléaire de Leibstadt

Depuis plus de 15 ans, nous analysons le ^{90}Sr dans des salades cultivées aux alentours de la centrale nucléaire de Leibstadt. Les activités sont situées entre 6 et 10 Bq/kg de masse sèche. Depuis 2009, nous analysons également le ^{90}Sr dans des produits frais du marché de Lausanne, dont des salades. L'activité du ^{90}Sr dans celles-ci ne dépasse pas 1 à 2 Bq/kg de masse sèche. Nous avons donc voulu comprendre pourquoi les salades de Leibstadt contenaient 5 à 10 fois plus de ^{90}Sr alors que les sols du voisinage de Leibstadt examinés dans le cadre du plan de prélèvement ne montrent pas d'activité de ^{90}Sr supérieure à 2 Bq/kg, soit une activité tout-à-fait normale pour le plateau suisse. Nous avons donc collecté les sols directement associés aux cultures de salades et de pommes-de-terre et mesuré l'activité en ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu et ^{241}Am . Les résultats sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 4:

Activité en Bq/kg de ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am dans les sols (< 1mm) prélevés aux environs de Leibstadt en 2013.

Lieu	^{90}Sr (Bq/kg)	$^{239+240}\text{Pu}$ (Bq/kg)	^{241}Am (Bq/kg)
Sol salade Leibstadt	3.80 ± 0.40	0.260 ± 0.020	0.107 ± 0.010
Sol salade Dogern	1.10 ± 0.13	0.180 ± 0.026	0.077 ± 0.008
Sol pommes-de-terre Dogern	4.30 ± 0.30	0.188 ± 0.024	0.077 ± 0.008
Sol pommes-de-terre Dogern	1.03 ± 0.15	0.200 ± 0.015	0.075 ± 0.008

On constate que les sols sur lesquels poussent les salades et les pommes-de-terre prélevées à Leibstadt et Dogern contiennent des activités supérieures en ^{90}Sr , plutonium et américium par rapport aux sites de plaine. Toutefois, ces activités présentent très exactement les mêmes rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}=0.033 \pm 0.007$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}=0.41 \pm 0.03$ que les retombées des essais nucléaires des années soixante. On peut donc conclure de ces mesures que l'activité supérieure des salades de Leibstadt est due à un sol plus actif par rapport aux sites de plaine, mais sans apport de la centrale de Leibstadt. Il est possible que l'adjonction de sol organique (tourbe) dans les sols de culture soit la cause de l'augmentation de l'activité en radioéléments artificiels de ce sol. En effet, l'exploitation de tourbières étant interdite en Suisse, la tourbe provient d'exploitations étrangères, notamment de l'est de l'Europe, dont les sols sont notoirement plus contaminés en radioéléments

artificiels. Cette petite étude démontre également qu'il est très important de maîtriser toutes les étapes du prélèvement et de la mesure lorsque l'on veut tirer des conclusions de résultats de mesures. Notamment, lors de l'interprétation de résultats de mesures de végétaux, il n'est pas seulement indispensable d'en connaître la classification phylogénétique mais également d'avoir une connaissance des propriétés physico-chimiques principales du sol, comme le pH, la CEC et la minéralogie (Guillaume et al. 2012).

Conclusions

Les activités de ^{90}Sr et de ^{137}Cs dans les sols et les herbes en Suisse en 2013 sont similaires à celles mesurées les années précédentes. Aucune augmentation d'activité n'a été constatée, ni aux abords des centrales nucléaires, ni dans les sites de référence. Les sites de montagne et certains sites du Tessin présentent des activités de ^{90}Sr et de ^{137}Cs supérieures à celles mesurées sur les sites de plaine, centrales nucléaires comprises. L'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl est par contre encore responsable d'un marquage assez important en ^{137}Cs dans des échantillons de sol et d'herbe de certains sites de prélèvement du Tessin.

Les activités de ^{90}Sr relativement plus élevées des salades prélevées à Leibstadt par rapport aux salades prélevées au marché de Lausanne (et cultivées alentours) sont bien dues à un sol plus contaminé par le ^{90}Sr , le plutonium et l'américium. Toutefois, les rapports isotopiques de ces radioéléments montrent que l'augmentation de ces activités n'est pas due à un apport supplémentaire par la centrale nucléaire de Leibstadt.

Références

- Froidevaux, P., Haldimann, M., Bochud, F. Chemosphere 80, 519-524, 2010.
- Guillaume, T., Chawla, F., Steinmann, P., Gobat, JM., Froidevaux, P. Plant Soil, 355, 29-39, 2012.

4.7

Risikoabschätzung zum Eintrag von Uran aus Düngern ins Grundwasser in der Schweiz

H. Surbeck

Nucfilm GmbH, CH-1792 Cordast

Zusammenfassung

Eine Abschätzung des möglichen Uraneintrags durch Dünger ins Grundwasser in der Schweiz ist mit grossen Unsicherheiten behaftet. Für Niederschlagsmengen, Evapotranspiration und Oberflächenabfluss gibt es zwar zuverlässige Daten, die Variationsbreite ist aber recht gross. Für die Infiltration wurde der Wert von $600 \pm 200 \text{ l/m}^2$ und Jahr verwendet.

Der Urangehalt der Phosphatdünger ($\text{mg U/kg P}_2\text{O}_5$) erstreckt sich nach neueren Messungen über 2 Grössenordnungen. Die Häufigkeitsverteilung zeigt 3 deutlich unterschiedliche Populationen. Etwa 30 % der Proben enthalten kaum Uran, etwa 20 % sehr viel. Für die Abschätzung des Eintrags wurde die mittlere Population benützt. Sie weist eine lognormale Verteilung auf. Verwendeter Wert: $250 \pm 100 \text{ mg U/kg P}_2\text{O}_5$.

Grosse Unsicherheit besteht auch beim tatsächlichen aktuellen Einsatz von Mineraldüngern. Der gewählte Wert von $35 \pm 12 \text{ kg P}_2\text{O}_5/\text{ha}$ und Jahr ist sehr wahrscheinlich höher als der aktuelle Eintrag, berücksichtigt aber, dass frühere Einträge möglicherweise durch die Bodenbearbeitung remobilisiert werden können. Er berücksichtigt indirekt zusätzlich, dass Uran auch aus organischen Düngern stammen kann.

Mit den obigen Schätzwerten ergibt sich, dass im Mittel $1.5 \text{ } \mu\text{g U/l}$ im Grundwasser aus dem Eintrag von uranhaltigem Mineraldünger stammen könnten.

Die Summe der relativen Unsicherheiten beträgt ca. 100 %. Damit ergibt sich ein geschätzter Beitrag der Mineraldüngung in der Schweiz zum Urangehalt des Grundwassers von < 0.1 bis $3 \text{ } \mu\text{g U/l}$.

In diesem Bereich liegen, je nach Region, 50 % bis über 90 % der Messwerte in Schweizer Grundwässern. Das heisst aber nicht, dass diese Urankonzentrationen anthropogenen Ursprungs sind. Das heisst nur, dass geogener und anthropogener Beitrag in der gleichen Grössenordnung liegen könnten.

Man sollte auch nicht vergessen, dass Uran natürlicherweise im Boden vorhanden ist. Auch dieses Uran kann mobilisiert werden und ins Grundwasser gelangen - besonders in landwirtschaftlich genutzten Böden. Gleichzeitig ist klar, dass die vorliegende generelle Abschätzung eine genaue Untersuchung im Einzelfall nicht ersetzt, wenn ein Verdacht auf erhöhten Eintrag von Uran aus Düngern besteht. Übermässiger Einsatz von stark uranhaltigen Düngern, ungünstige Bodenverhältnisse oder plötzliches Auswaschen von über lange Zeit akkumuliertem Uran sind Faktoren, die lokal durchaus zu einer stärkeren Belastung von Trinkwasser führen könnten.

Einleitung

Um das Jahr 1990 gab es in der Schweiz Überlegungen dazu, ob Uran in Phosphatdüngern zu einer nicht tolerierbaren Strahlungsbelastung beim Umgang mit diesen Düngern führen könnte (BUWAL 1991). Im Fokus stand dabei weniger die mögliche Belastung des Grundwassers als vielmehr die Arbeitssicherheit.

Das Thema Uran im Grundwasser wurde in der Schweiz 2005 wieder aktuell, nach Artikeln im Gesundheitstipp, zuerst über Uran in Mineralwässern und dann über Uran in Trinkwässern (Gesundheitstipp 2006). Vorerst wurden erhöhte Werte allerdings nur der Natur angelastet.

Ab etwa 2011 erreichte dann die „Uran im Trinkwasser aus Dünger“-Diskussion aus Deutschland auch die Schweiz. Auslöser dieser Diskussion in Deutschland waren vor allem Publikationen mit nicht immer nachvollziehbaren Annahmen über den Einsatz von uranhaltigen Phosphatdüngern (Kratz & Schnug 2006, Knolle 2009). Eine Anfrage im Deutschen Bundestag (Deutscher Bundestag 2009) führte dann zum generellen Angriff auf uranhaltige Dünger (Schnug 2012). Daraufhin gab die Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt eine Empfehlung ab für eine Kennzeichnungspflicht ab 20 mg U /kg P_2O_5 und für ein Verbot von Düngern mit mehr als 50 mg U /kg P_2O_5 (Umweltbundesamt 2012).

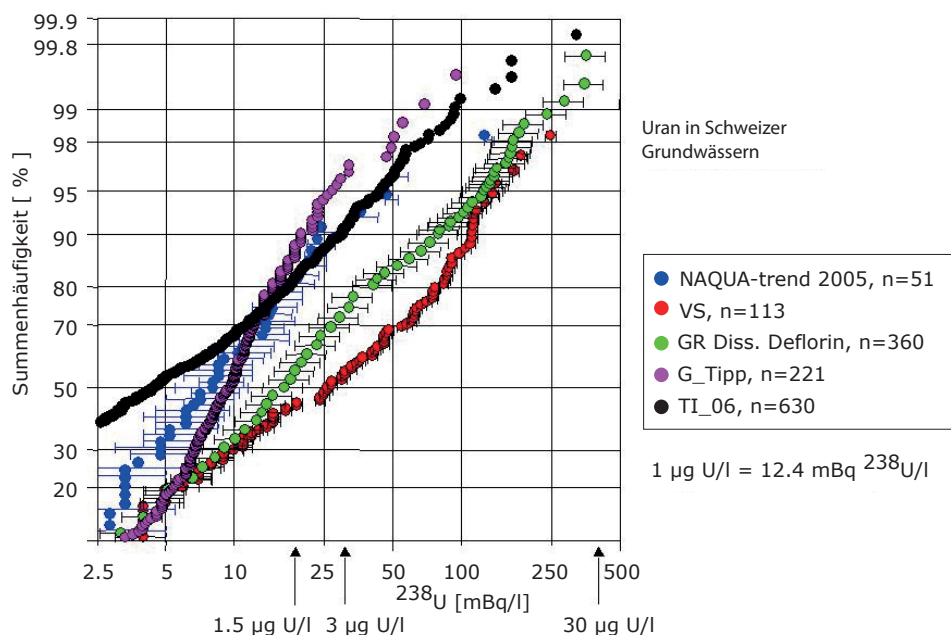
Eine Marktkontrolle an 2011/2012 in der Schweiz erhobenen Düngerproben bestätigten im wesentlichen die in Deutschland gefundenen Werte. Der Bericht erwähnt explizit die von obiger Kommission empfohlene Limite von 50 mg U /kg P_2O_5 . Sie wird bei 17 der 24 Proben überschritten (siehe unten).

Es gibt in Deutschland inzwischen aber auch einige Publikationen zu diesem Thema, die den geogenen Eintrag von Uran ins Grundwasser wieder stärker berücksichtigen und darauf hinweisen, dass allein schon die Tatsache, dass Landwirtschaft betrieben wird und Phosphor in den Boden eingebracht wird die Mobilität von Uran erhöhen kann (Dienemann & Utermann 2012, Kiefer & Fischer, Hinrichsen 2013).

Der vorliegende Bericht präsentiert die Fakten für die Schweiz.

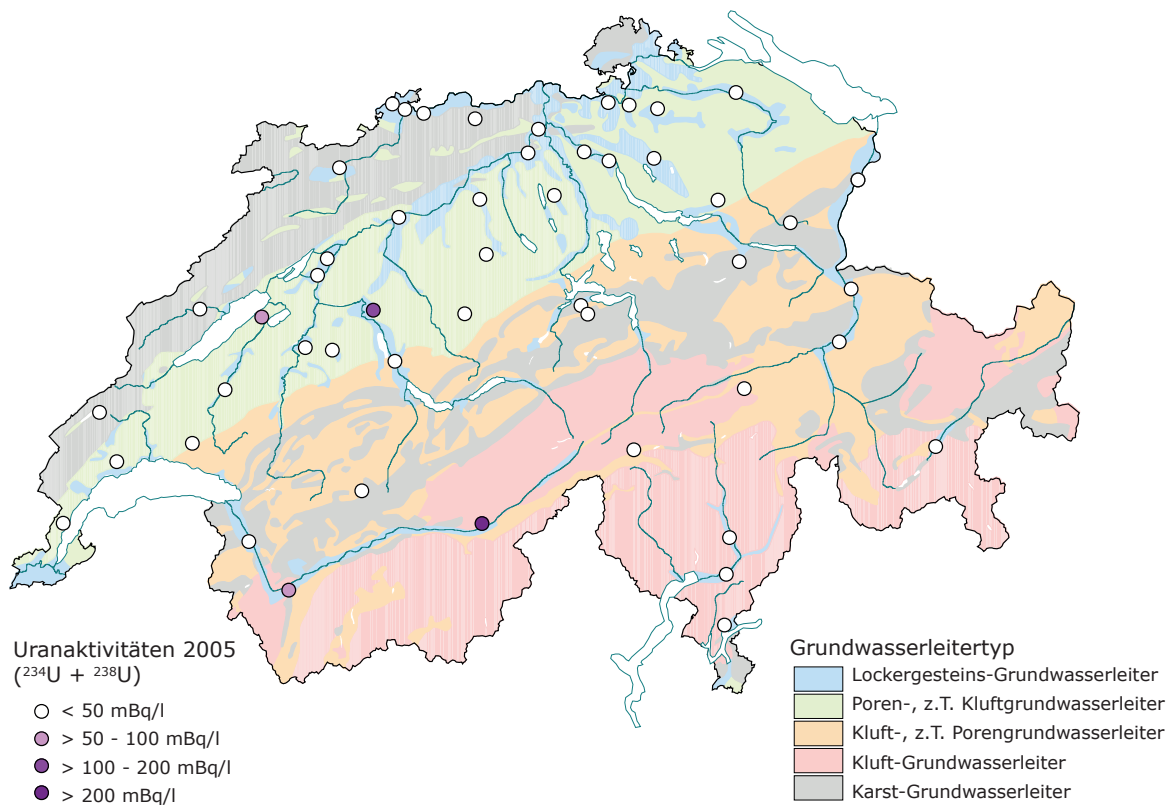
Gesetzliche Grundlagen, Trinkwasserhöchstwerte

Ein Grenzwert für Uran im Trinkwasser ist für die Radioaktivität im Anhang 6 der Fremd- und Inhaltsstoff-Verordnung (FIV) festgelegt. Für Radionuklide der Uran- und Thoriumreihe, Gruppe I (^{224}Ra , ^{228}Th , ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U) gilt für flüssige Lebensmittel ein Grenzwert von 10 Bq/l.

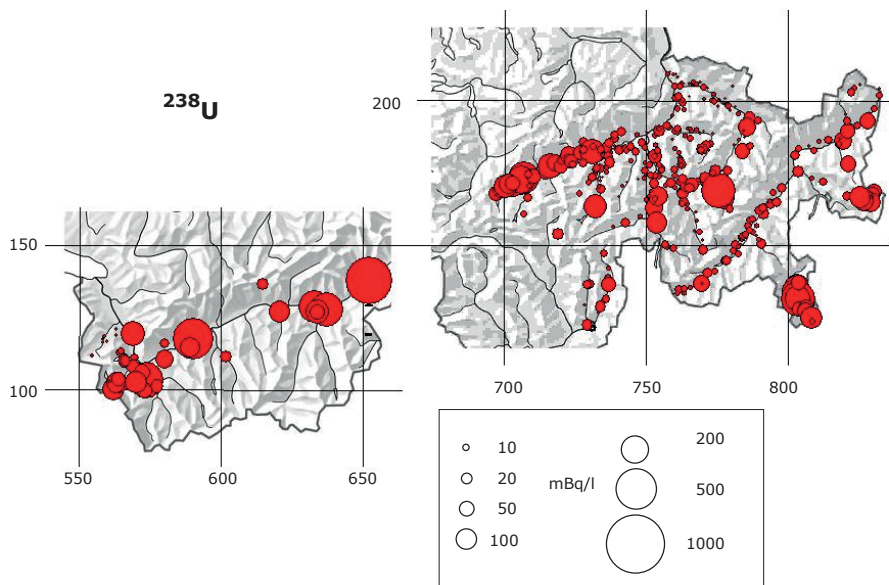


Figur 1:

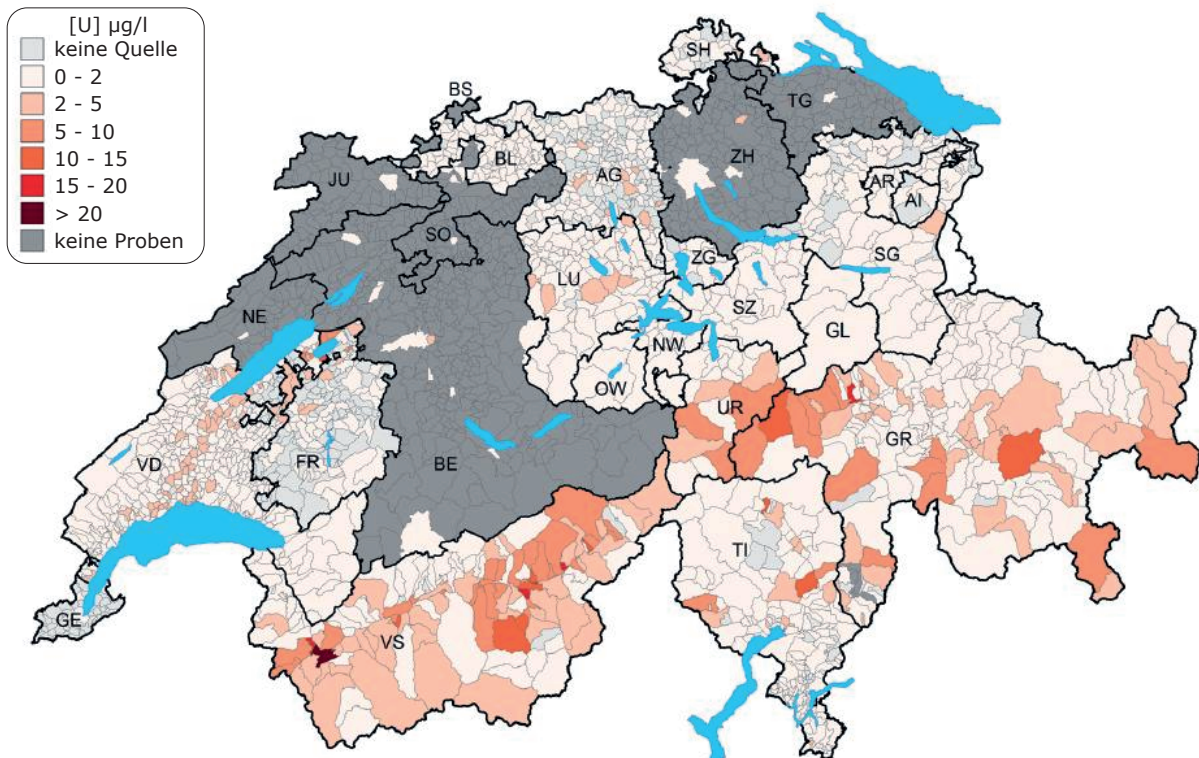
Uran-Konzentrationen in Schweizer Grundwässern. NAQUA-trend: Nationale Grundwasserbeobachtung NAQUA, Modul TREND 2005, BAFU (2009), Surbeck (2007); VS und TI_06: private Mitteilung KL-VS und KL-TI; GR Diss. Deflorin: Deflorin (2004); G_Tipp: Gesundheitstipp (2006).



Figur 2: Räumliche Verteilung der Uran-Aktivität im Jahr 2005. Nationale Grundwasserbeobachtung NAQUA, Modul TREND, Bundesamt für Umwelt (BAFU 2009).



Figur 3: Räumliche Verteilung der Daten für die Kantone VS und GR (Surbeck et al. 2006).



Figur 4:
Räumliche Verteilung der Uran-Aktivitäten im Trinkwasser der Schweiz (Haldimann 2012, Stalder et al. 2012).

Die Limite bezieht sich auf die Summe der Radionuklide der Gruppe I. ^{224}Ra ist in Schweizer Trinkwässern bisher nie mit Aktivitäten über 0.1 Bq/l festgestellt worden und Th ist höchstens in sehr sauren Wässern löslich. Solch saure Wässer werden aber nicht als Trinkwasser genutzt. Daher müssen nur die Uranisotope berücksichtigt werden. Falls kein angereichertes Uran vorliegt, macht das ^{235}U nur etwa 5% der Gesamtaktivität aus. Die bisherigen Messungen an Schweizer Trinkwässern haben gezeigt, dass das ^{234}U weitgehend im Gleichgewicht mit dem ^{238}U auftritt. Daher entspricht die Limite von 10 Bq/l je 5 Bq/l ^{238}U und 5 Bq/l ^{234}U . Chemisch sind das etwa 400 µg U/l (1 µg U/l = 12.4 mBq ^{238}U /l).

In der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV, ist das Uran neu auch in der Liste der toxischen Metalle mit einem Grenzwert von 30 µg U/l in Trinkwasser und Mineralwasser aufgelistet. Bezüglich der Radioaktivität entspricht das je 0.37 Bq/l ^{238}U und 0.37 Bq/l ^{234}U .

Im internationalen Vergleich liegen diese 30 µg U/l gleich hoch wie in den USA und entsprechen der aktuellen WHO Empfehlung. Deutlich tiefer ist mit 10 µg U/l der Grenzwert in Deutschland (gültig seit dem 1.11.2011).

Urankonzentrationen in Schweizer Grundwässern

Figur 1 zeigt die Häufigkeitsverteilungen der Urankonzentrationen im Grundwasser für verschiedene Messkampagnen in der Schweiz. Die höchsten bisher in der Schweiz in Trinkwasser gemessenen Urankonzentrationen wurden im Rahmen einer Masterarbeit in der Gegend von Saxon gefunden (ca. 160 µg U/l, Granges 2009). Die höchsten in Grundwasser allgemein in der Nähe des Lyssbachs bei Bern (ca. 400 µg U/l, Schmidt 2013). Beim letztgenannten Standort handelt es sich allerdings um Drainagewasser, das möglicherweise von einer Deponie beeinflusst ist.

Daten aus Deutschland zeigen ähnliche Häufigkeitsverteilungen der Urankonzentrationen im Grundwasser wie in der Schweiz (Knolle 2009, Diemann & Utermann 2012, Hinrichsen 2013, Kiefer & Fischer 2013)

Die teilweise in Fig. 1 und 2 dargestellten Proben der 50 Messstellen der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA, Modul TREND wurden in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt 2005, 2007/2008 und 2012 vom Bundesamt für Gesundheit auf Uran analysiert (BAFU 2009, Steinmann & Estier 2013). Die Ergebnisse der massenspekt-

rometrischen Messungen von 2007/2008 und von 2012 liegen sehr nahe beieinander. Die mit Alpha-Spektrometrie erhaltenen Werte von 2005 scheinen ein wenig höher zu sein. Auf jeden Fall zeigen diese Messungen keine Zunahme über die letzten 8 Jahre. Es ist auch kein klarer Zusammenhang zwischen der landwirtschaftlicher Nutzung und Urankonzentration zu sehen. So werden im landwirtschaftlich stark genutzten Mittelland nicht systematisch höhere Werte gemessen (Figur 2) und die Mediane der Messstellen mit Hauptbodennutzung "Ackerbau" sowie Hauptbodennutzung "Siedlung und Verkehr" sind vergleichbar (BAFU 2014).

Auch in Fig. 3, die die räumliche Verteilung der U-Konzentrationen im Grundwasser der Kantone VS und GR zeigt, liegen die hohen Werte nicht in landwirtschaftlich genutzten Gebieten, sondern dort wo sie aufgrund der Geologie zu erwarten sind.

Ein etwas anderes Bild zeigen Uran-Messungen an Trinkwasserfassungen des Kantons Bern. Hier wurden die höchsten Werte im Mittelland festgestellt und nicht bei den Fassungen im Alpenraum oder im Jura (KL BE, 2013).

Die Figur 4 zeigt die räumliche Verteilung der Urankonzentrationen in Trinkwasser für einen grossen Teil der Schweiz als Wert pro Gemeinde. Leider verunmöglicht diese Darstellung einen Vergleich mit geologischen Daten oder der Landnutzung.

Niederschlag in der Schweiz, Oberflächenabfluss, Evapotranspiration, Infiltration

Die mittlere jährliche Niederschlagsmenge im Schweizer Mittelland liegt bei etwa (1000 ± 200) mm, der Oberflächenabfluss und die Evapotranspiration bei je etwa 200 mm (BAFU, 2013). Damit verbleiben für den Infiltrationsanteil der Grundwasserneubildung (600 ± 200) mm pro Jahr. Dieser aufgrund der Daten aus dem Hydrologischen Atlas der Schweiz berechnete Wert stimmt recht gut mit den Annahmen der EAWAG (Von Gunten, 2000) für die ganze Schweiz überein (250 bis 500 mm pro Jahr). Für die Abschätzung des Uraneintrags wird für die Infiltration der Wert von (600 ± 200) mm pro Jahr benützt.

Geogene Uranquellen

Uran ist in Gesteinen und damit auch in den Böden allgegenwärtig. Neben Vererzungen (Gillieron 1988) finden sich in der Schweiz auch grossflächig erhöhte Urankonzentrationen. Im Schweizer Mittelland betrifft das neben dem uranreichen Quartärgeschiebe aus den Alpen vor allem Gebiete, bei denen der Übergang von der Unteren Süsswassermolasse zur Oberen Meeresmolasse nahe der Oberfläche liegt. Hier finden sich zahlreiche Tier- und Pflanzenreste mit stark erhöhten Urankonzentrationen. Das Uran wurde zur Zeit der Ablagerung unter anoxischen Bedingungen angereichert. Die Erosion hat im Lauf der letzten Millionen Jahre diese Schichten in den Bereich untiefer, sauerstoffreicher Grundwässer gebracht. Dadurch wird das Uran wieder mobil und mit dem Grundwasser transportiert (Schott & Wiegand 2003). Das ist auch eine mögliche Erklärung für die deutlich erhöhten Urankonzentrationen im Trinkwasser in einem Streifen Seeland - Neuenburgersee - Genfersee (Fig. 4).

Die stark erhöhten Urankonzentrationen im Grundwasser im Wallis und im Kanton Graubünden (Deflorin & Surbeck 2003, Deflorin 2004, Surbeck et al. 2006) finden sich vor allem in Gebieten mit bekannten Verrucano-Vorkommen. Der Verrucano, ein klastisches Sediment aus dem Permokarbon weist häufig erhöhte Urankonzentrationen auf (Gillieron 1988).

Uran kann aber auch aus völlig durchschnittlichen Boden ins Grundwasser gelangen. Im landwirtschaftlich genutzten Oberboden in der Schweiz finden sich ca. 3 mg U/kg (hergeleitet aus Estier & Gurtner, 2013). Das entspricht auch dem Mittelwert in anderen Gegenden Europas (Dienemann & Utermann 2012). Wird auch nur 0.1 % dieses Urans pro Jahr aus einer 10 cm dicken Schicht ausgelaugt so ergibt das bereits etwa 0.5 bis 1 µg U/l im Sickerwasser.

Unter besonderen Bedingungen kann natürliche Urananreicherung auch in Gebieten ohne speziell uranreiche Gesteine zu sehr hohen Konzentrationen von Uran in Böden führen. Ein Beispiel dazu findet sich im Dischmatal wo sich in einem natürlichen „hotspot“ Urankonzentrationen von beinahe 1000 mg U /kg T.S. gemessen werden konnten (Regenspurg, 2010).

Anthropogene Uranquellen

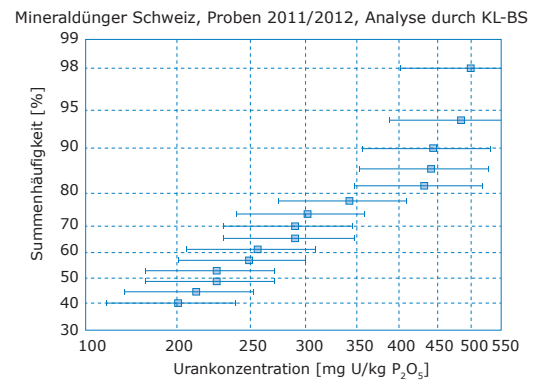
Mineraldünger

Sedimentäre Phosphate zeigen häufig erhöhte Urankonzentrationen: "there is a natural and unavoidable connection between phosphate mining and radioactive material. It is because phosphate and uranium were laid down at the same time and in the same place by the same geological processes millions of years ago. They go together. Mine phosphate, you get uranium" (Profitt 1995). Eruptive Phosphate enthalten dagegen nur wenig Uran. Der überwiegende Teil des zu Phosphatdünger verarbeiteten Rohphosphats stammt aber aus sedimentären Lagerstätten. Eine ausführliche Darstellung zum Uran in Rohphosphaten und in Mineraldüngern findet sich in IAEA 2003.

Urankonzentrationen in den in der Schweiz gehandelten Mineraldüngern

BUWAL (1991) erwähnt Messungen an Mineraldüngern durch das Paul-Scherrer Institut (PSI) und durch die Sektion Ueberwachung Radioaktivität des BAG (SUEr). Das PSI findet einen Mittelwert von 100 mg U/kg, bezogen auf die Trockensubstanz (T.S.). Die damals nicht publizierten Messungen der SUEr ergaben für 23 Proben einen Mittelwert von 670 Bq ^{238}U /kg, das entspricht 53 mg U/kg T.S. Der Maximalwert der SUEr-Messungen betrug 1965 ± 430 Bq ^{238}U /kg (dies entspricht 158 ± 35 mg U/kg T.S.).

Die Kantonalen Laboratorien Bern, Zürich und Basel haben Messungen an 24 Mineraldünger-Proben, die 2011 und 2012 erhoben wurden, durchgeführt. Diese Messungen entstanden im Rahmen einer Marktkontrolle der kantonalen Vollzugsstellen Chemikaliensicherheit in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLS). Die Resultate sind in Fig. 5 zu sehen. Die Uran-Aktivitäten liegen im Bereich dessen, was auch in Deutschland gemessen wurde (Kratz & Schnug 2006, Deutscher Bundestag 2009, Dienemann & Utermann 2012, Bundesumweltamt 2012). Es wird daher angenommen, dass die KL BS Daten repräsentativ für in Europa gehandelte Mineraldünger sind. Der Urangehalt dieser Proben (mg U/kg P_2O_5) in Fig. 5 erstreckt sich über 2 Größenordnungen. Die Häufigkeitsverteilung zeigt 3 deutlich unterschiedliche Populationen. Etwa 30 % der Proben enthalten kaum Uran, etwa 20 % extrem viel. Für die Abschätzung des Eintrags wurde die mittlere Population benützt. Sie weist eine lognormale Verteilung auf. Verwendeter Wert: (250 ± 100) mg U/kg P_2O_5 . Dieser Bereich entspricht der Summenhäufigkeit zwischen 30 % und 80 %.



Figur 5: Häufigkeitsverteilung der Uran-Konzentrationen in 2011 / 2012 in der Schweiz erhobenen Phosphatdünger-Proben (private Mitteilung KL-BS).

Organische Dünger

Für organische Handelsdünger, Klärschlamm und Hofdünger liegen für die Schweiz keine Daten zum Urangehalt vor. Messungen in Deutschland zeigten, dass Klärschlamm und Hofdünger maximal 8 mg U/kg P_2O_5 enthalten (Dienemann & Utermann 2012). Seit 2003 darf in der Schweiz der Klärschlamm nicht mehr auf die Felder ausgetragen werden. Im Moment entfallen daher allfällige Einträge von Uran aus dem Klärschlamm. Es gibt aber Bemühungen, wegen der drohenden Verknappung von Phosphor, den im Klärschlamm enthaltenen Phosphor rückzugewinnen (Ludwig 2009). Es gibt aber noch keine Messungen des Urangehaltes in diesem Recycling Phosphor.

Einsatz von Phosphatdüngern in der Schweiz

Der Phosphatbedarf der verschiedenen Kulturpflanzen ist sehr unterschiedlich. Diese grossen Unterschiede wurden bis etwa 1990 kaum berücksichtigt. Es herrschte die Meinung vor, dass kaum zu viel ausgebracht werden könne. Zunehmender Preisdruck und insbesondere die Auflagen für die Ausrichtung von Flächenbeiträgen (Integrierte Produktion) haben zu einem Umdenken geführt. In den letzten Jahren haben zusätzlich die strengen Auflagen für Bio-Labels zu einer weiteren Senkung des Mineraldüngerverbrauchs geführt.

Wurden 1980 noch 20'500 Tonnen Phosphor in der Form von Mineraldüngern importiert waren es 2002 nur noch 6'000 Tonnen (Spiess 2005). Bei einer offenen Ackerfläche von 270'000 ha in der Schweiz 2010 (Erdin 2010) entspricht das etwa 22 kg P/ha und Jahr. Diese Menge wird auch von Dienemann & Utermann 2012 für Deutschland angenommen. In den letzten Jahren ist der Mineraldüngerverbrauch in der Schweiz noch einmal zurückgegangen und liegt für 2012 bei rund 4'500 t P (BLW, 2013).

Die Düngungsnormen der Agroscope (GRUDAF = Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau) sind je nach Kultur unterschiedlich. Die Bandbreite geht von 10 kg P/ha für Zwischenfrüchte bis zu 52 kg P/ha für Futterrüben und liegt bei Getreide bei ungefähr 25 kg P/ha. Nach Flisch (2013) liegt der aktuelle durchschnittliche Phosphoreintrag in der Schweiz bei ca. 30 kg P/ha und Jahr, wobei der Anteil der Mineraldünger aber nur noch ca. 5 kg/ha beträgt. Dieser Anteil war früher 3 bis 4 mal höher.

Geschätzt liegt daher der jährliche Phosphoreintrag über Mineraldünger in der Schweiz bei (15 ± 5) kg P/ha. Das entspricht (35 ± 12) kg P_2O_5 /ha und Jahr. Dieser Wert ist wahrscheinlich höher als der aktuelle Eintrag, berücksichtigt aber, dass frühere Einträge möglicherweise durch die Bodenbearbeitung remobilisiert werden können. Er berücksichtigt indirekt zusätzlich, dass Uran auch aus organischen Düngern stammen kann.

Geochemie des Urans

Uran kommt hauptsächlich in zwei Oxidationsstufen vor, U(IV) und U(VI). U(IV) bildet nur sehr schlecht wasserlösliche Verbindungen und dominiert unter anoxischen Bedingungen. Bei Anwesenheit von Sauerstoff liegt das Uran vorwiegend als UO_2^{2+} (Uranyl) vor. Uranyl bildet mit Karbonat, Phosphat, Nitrat und Sulfat leicht lösliche Komplexe. Von besonderer Bedeutung für den Transport im Wasser sind ungeladene oder negativ geladene Uranyl-Karbonat Komplexe, da sie im Boden kaum adsorbiert werden. Details zur anorganischen Geochemie des Urans finden sich bei Gascoyne 1992 und zahlreiche Referenzen dazu bei Gainon 2006.

In biologisch aktiver Umgebung, wie das in landwirtschaftlich genutzten Böden der Fall ist, genügt es aber nicht, nur anorganische Prozesse zu betrachten. Allein schon die Huminsäuren sind sehr effiziente Komplexbildner und können so die Löslichkeit von Metallen erhöhen. In den letzten Jahren konnte auch gezeigt werden, dass Bakterien Uran sowohl binden als auch mobilisieren können (Wang et al. 2013). Insbesondere bei der Mobilisierung unter anoxischen Bedingungen spielt dabei die Anwesenheit von Phosphor eine entscheidende Rolle. Gebunden an extrazelluläres Material kann Uran auch in kolloidaler Form und damit weitgehend unbeeinflusst vom Redoxzustand transportiert werden.

Zusammengefasst heisst das, dass die Anwesenheit von Sauerstoff, CO_2 , Phosphat, Nitrat und eine biologisch aktive Umgebung die Löslichkeit von Uran deutlich erhöhen können. Das sind Bedingungen, die typisch für einen landwirtschaftlich genutzten

Boden sind. Dienemann & Utermann 2012 weisen daher darauf hin, dass allein schon die Tatsache, dass ein Boden landwirtschaftlich genutzt wird zu erhöhten Urankonzentrationen im Sickerwasser führen kann.

Abschätzung des Eintrags von Uran über Mineraldünger ins Grundwasser in der Schweiz

Die für die Abschätzung benutzten und in den vorherigen Kapiteln begründeten Wertebereiche für die Schweiz sind:

- Infiltration (IN): 600 ± 200 mm pro Jahr = $(6 \pm 2) \times 10^6$ l pro ha und Jahr.
- Phosphoreintrag über Mineraldünger (PE): 35 ± 12 kg P_2O_5 pro ha und Jahr
- Urankonzentration der Mineraldünger (CU): 250 ± 100 mg U/kg P_2O_5

Unter der Annahme, dass eine vollständige Auslaugung erfolgt, beträgt damit die U-Konzentration im Sickerwasser = $(PE \times CU) / IN = 1.5 \mu\text{g U/l}$.

Die Summe der relativen Unsicherheiten beträgt ca. 100 %. Damit erscheint folgendes Schlussresultat für den geschätzten Beitrag der Mineraldüngung zum Urangehalt des Grundwassers in der Schweiz als gerechtfertigt: < 0.1 bis $3 \mu\text{g U/l}$.

In diesem Bereich liegen, je nach Region, 50 % bis über 90 % der Messwerte in Schweizer Grundwässern. Das heisst nun aber nicht, dass die Urankonzentrationen anthropogenen Ursprungs sind. Das heisst nur, dass geogener und anthropogener Beitrag in der gleichen Grössenordnung liegen könnten.

Diese Abschätzung beruht auf durchschnittlichen Wertebereichen für die verwendeten Parameter und dürfte 80 % der Fälle abdecken. Gleichzeitig ist klar, dass genaue Untersuchungen von Einzelfällen bei Verdacht auf erhöhten Eintrag von Uran aus Düngern durch diese Abschätzung nicht ersetzen werden. Übermässiger Einsatz von stark uranhaltigen Düngern, ungünstige Bodenverhältnisse oder plötzliches Auswaschen von über lange Zeit akkumuliertem Uran aus Dünger sind durchaus Faktoren, die lokal zu einer stärkeren Belastung von Trinkwasser führen könnten. Aufgrund der Komplexität der Vorgänge bei der Auswaschung von Uran aus dem Boden besteht zu diesem Thema noch grosser Forschungsbedarf.

Literatur

- BAFU (2009), Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA). Zustand und Entwicklung 2004–2006. Umwelt-Zustand Nr. 0903. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU (2013), Hydrologischer Atlas der Schweiz, Bundesamt für Umwelt, Universität Bern.
- BAFU (2014), Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA), Zustand und Entwicklung 2007–2012.
- BLW (2013), Agrarbericht 2013, Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BUWAL (1991), Schwermetalle und Fluor in Mineraldüngern Schriftenreihe Umwelt Nr. 162, Boden. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, November 1991
- Deflorin, O. , Surbeck, H. (2003), Natürliche Radionuklide im Trinkwasser am Beispiel des Kantons Graubünden. GWA (Gas, Wasser, Abwasser), 1, 2003, 40 – 45.
- Deflorin, O. (2004) Natürliche Radionuklide in Grundwässern des Kantons Graubünden, Dissertation, Universität Neuenburg, Schweiz
- Deutscher Bundestag, (2009) Bundestagsdrucksache 16/11539, Deutscher Bundestag, 2009
- Dienemann, C., Utermann, J. (2012), Uran in Boden und Wasser, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- Erdin, E. (2010), Die Ackerflächen der Schweiz, LMZ-Aktuell, LMZ 8/2010, Schweizer Bauernverband
- Estier, S., Gurtner, A. (2013), Mesures in situ et exposition externe, Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2012, 87, Bundesamt für Gesundheit, CH-3003 Bern
- Flisch, R. (2013), Private Mitteilung, Agroscope
- Gainon, F. (2008), Les isotopes radioactifs de la série de l'uranium-238 (^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{234}U et ^{238}U) dans les eaux thermales de Suisse. Diss. Univ. Neuchâtel.
- Gascoyne, M. (1992): Geochemistry of the actinides and their daughter, in: Uranium Series Disequilibrium. M. Ivanovitch & R. S. Harmon. Oxford, Clarendon Press. Second edition.
- Gesundheitstipp (2006), Uran im Trinkwasser: Die Ortschaften.
- Gilliéron, F. (1988): Zur Geologie der Uranmineralisationen in den Schweizer Alpen. Beitr. Geol. Schweiz, geotech. Ser. 77.
- Granges, M. (2009), Systeme hydrothermal de Saxon : hydrochimie, origine et radioactivite de l'eau thermale, these master en hydrogeologie, Univ. de Neuchâtel
- Von Gunten, U. (2000), Grundwasser: Vom Trinkwasser-Reservoir zum Gewässer, EAWAG news 49d
- Haldimann, M. (2012), Vorkommen von Uran in Schweizer Trinkwasser, BAG-Bulletin 12/12, Bundesamt für Gesundheit CH-3003 Bern
- Hinrichsen, S. (2013), Untersuchungen zur Herkunft von Uran im Grundwasser von Baden-Württemberg, Masterarbeit, Karlsruher Institut für Technologie, Abteilung für Hydrogeologie
- IAEA (2003) Environmental contamination by natural occurring radioactive material (NORM) and technological options for mitigation, technical reports series No. 419, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2003
- Kiefer, J. , Fischer, T. (2013) Grundwasserdatenbank, Wasserversorgung, Sonderbeitrag zum, Jahresbericht 2012. Erweiterte Beurteilung der Grundwasserbeschaffenheit in Baden-Württemberg 2012, TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser Karlsruhe
- KL BE, 2014, Jahresbericht 2013, Kantonales Laboratorium Bern
- Knolle, F. (2009), Ein Beitrag zu Vorkommen und Herkunft von Uran in deutschen Mineral- und Leitungswässern, Dissertation, Fakultät für Lebenswissenschaften, Technische Universität Braunschweig
- Kratz, S.; Schnug, E. (2006): Rock phosphates and P fertilizers as sources of U contamination in agricultural soils in: Merkel, B.; Hasche-Berger, A. (Hrsg.): Uranium in the Environment – Mining Impact and Consequences, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, 57- 67
- Ludwig, H. (2009): Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwassereinigung. Eine Bestandsaufnahme. Umwelt-Wissen Nr. 0929. Bundesamt für Umwelt, Bern. 196 S.
- Profitt, W. (1995) Phosphate mining legacy feared Sarasota Herald Tribune | June 14th , 1995
- Regenspurg, et al. (2010) Speciation of naturally-accumulated uranium in an organic-rich soil of an alpine region (Switzerland) Geochimica et Cosmochimica Acta, 74, 2082–2098.
- Schmidt, F. (2013), Schwermetalle im Lyssbach – Herkunft und Bedeutung, Bachelorarbeit, ETH Zürich, Dept. Erdwissenschaften
- Schnug, E. (2012), Uran in Phosphor-Düngemitteln und dessen Verbleib in der Umwelt, in : Strahlentelex 612-613, S. 3-10
- Schott, B. & Wiegand, J. (2003), Processes of radionuclide enrichment in sediments and ground waters of Mont Vully (Canton Fribourg, Switzerland, Eclogae geol. Helv. 96 (2003) 99-107
- Spiess, E. (2005), Die Phosphorbilanz der Schweiz, Schriftenreihe der FAL (57), 2005, 82-85
- Stalder E, Blanc A, Haldimann M, Dudler V. (2012), Occurrence of uranium in Swiss drinking water. Chemosphere 2012; 86: 672–9.
- Steinmann, P., Estier, S. (2013), Radioaktivität

in Lebensmitteln, in Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2012, 87, Bundesamt für Gesundheit, CH-3003 Bern

- Surbeck, H., Deflorin, O. und Kloos, O. (2006), Spatial and temporal variations in the uranium series background in Alpine groundwaters, In : Uranium in the Environment, Mining Impact and Consequences, B.J.Merkel & A.Hasche-Berger (Eds.), Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 2006, p.831-839.
- Surbeck, H. (2007), Uran im Trinkwasser, in: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2006, 58-61, Bundesamt für Gesundheit, CH-3003 Bern
- Süß, E. (2005), Eintrag von Uran über Phosphat- und KPN-Dünger: Gefahr für das Grundwasser? Referat zum Seminar Grundwasserschutz im SS 2005, TU Bergakademie Freiberg.
- Umweltbundesamt (2012), Positionspapier der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt, Uran Einträge in landwirtschaftliche Böden durch Düngemittel
- Wang Y., et al (2013), Mobile uranium(IV)-bearing colloids in a mining-impacted wetland, accepted in: Nature Communications

Dank für Informationen, Anregungen und kritische Durchsicht des Manuskripts gilt Markus Flisch, Moritz Bigalke, Stephanie Zimmermann und Alexandra Gisler. Überarbeitung der ursprünglichen Version: Philipp Steinmann.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013 Résultats 2013



5

Lebensmittel Denrées alimentaires

5.1 Radioaktivität in Lebensmitteln	92
Zusammenfassung	92
Messprogramm	92
Höchstwerte für Lebensmittel	93
Ergebnisse der Überwachung der Lebensmittel aus der Schweiz	93
Ergebnisse der Untersuchungen von importierten Lebensmitteln	95
Bewertung und Interpretation	96
5.2 Bestimmung von ^{210}Po in Fischen aus Schweizer Seen	97
Einleitung	97
Proben	97
Methoden	97
Resultate	98
Interpretation	98
5.3 Auf der Spur von ^{137}Cs bei Wildschweinen im Tessin	100
Einleitung	100
Mit ^{137}Cs kontaminierte Wildschweine	100
Triagemessung	100
Weshalb Wildschweine?	100
Verständnisvolle Jäger	101
Bilanz der Herbstjagd	101
5.4 Traque au ^{137}Cs sur des sangliers au Tessin	102
Introduction	102
Sangliers contaminés au ^{137}Cs	102
Mesures de tri	102
Pourquoi les sangliers ?	103
Des chasseurs compréhensifs	103
Bilan de la session d'automne de chasse	103



5.1 Radioaktivität in Lebensmitteln

P. Steinmann, S. Estier - Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 Bern

M. Zehringer - Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, Postfach, 4012 Basel

C. Bajo - Amt für Verbraucherschutz, Obere Vorstadt 14, 5000 Aarau

mit Daten und Angaben von

E. Nyfeler - Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstrasse 19, 3000 Bern 19

T. Kaufmann - Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz, Vonmattstr. 16, 6002 Luzern

D. Baumann - ALT, Planaterrastrasse 11, 7001 Chur

M. Jermini, M. De Rossa - Laboratorio Cantonale, Via Mirasole 22, 6500 Bellinzona

S. Reber - Kantonales Labor, Postfach, 8032 Zürich

F. Bochud, P. Froidevaux, F. Barraud - IRA, Grand-Pré 1, 1007 Lausanne

R. Holzer, J.A. Corcho Alvarado, M. Astner, B. Balsiger - LABOR SPIEZ, VBS, 3700 Spiez

G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller - Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 Bern

Im Text werden die kantonalen Ämter mit «KL» gefolgt vom Kanton abgekürzt.

Zusammenfassung

Insgesamt wurden 2013 ca. 340 Lebensmittelproben aus der Schweiz und fast 300 importierte Lebensmittel auf Radioaktivität untersucht. Die Analysen fanden im Rahmen des BAG Probenahmeplans, von kantonalen Messkampagnen und von Spezialprogrammen statt. In den Hauptnahrungsmitteln waren wie in früheren Jahren Spuren von ^{137}Cs , ^{90}Sr und Tritium als anthropogene Radionuklide nachweisbar. In einigen importierten Grünteas aus Japan war immer noch ^{134}Cs als Folge des Fallouts von Fukushima Daiichi von 2011 messbar. Die festgestellten Toleranzwertüberschreitungen bei 4 importierten Waldbeerenproben (Europa) sowie bei 2 Wildpilz- und 3 Honigproben aus der Schweiz sind hingegen immer noch eine Folge der Kontamination durch den Tschernobyl-Reaktorunfall von 1986. Ebenfalls dieselbe Ursache haben Grenzwertüberschreitungen von ^{137}Cs in Wildschweinen aus dem Kanton Tessin, wobei dieses Fleisch für den Eigengebrauch vorgesehen war.

Messprogramm

Die Radioaktivität von Lebensmitteln wird von den Bundesstellen und den kantonalen Laboratorien gemeinsam überwacht. Die angewandten Untersuchungsmethoden sind Gammaspektrometrie sowie ^{90}Sr - und Tritium-Analytik. Der Probenahmeplan des BAG umfasst Messungen an den Hauptnahrungsmitteln Milch, Getreide und Gemüse. Die untersuchten Proben stammen sowohl aus der Umgebung von Kernanlagen und Tritium-verarbeitender Industrie als auch aus davon entfernten Standorten. Darüber hinaus messen einige Kantone weitere Lebensmittel wie einheimische oder importierte Wildpilze, Früchte, Gewürze etc. Seit dem Reaktorunfall in Fukushima 2011 besteht für Lebensmittelimporte aus Japan ein spezielles Überwachungsprogramm mit Messungen von Stichproben.

Höchstwerte für Lebensmittel

Die Europäische Union hat nach dem Reaktorunfall in Fukushima die Höchstwerte für Cäsium-Isotope für Lebensmittelimporte aus Japan den in Japan gültigen Grenzwerten angepasst (EU Verordnung 996/2012). Die Schweiz hat die EU-Regelung für Importe aus Japan übernommen (BLV Verordnung 817.026.2). Für Produkte aus der Schweiz und andere Importe gelten weiterhin die Grenz- und Toleranzwerte der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV (siehe Tabelle 1).

Ergebnisse der Überwachung der Lebensmittel aus der Schweiz

¹³⁷Cs, ¹³¹I und ⁹⁰Sr in Milch



2013 wurden 79 Milchproben gammaspektrometrisch analysiert. Für ¹³⁷Cs waren die meisten Werte unterhalb der Nachweisgrenze, die zwischen 0.04 Bq/l und 2 Bq/l lag (Median Nachweisgrenze: 0.2 Bq/l). Bei zwei Proben aus dem Kanton Tessin und einer Probe aus dem Kanton Graubünden konnten ¹³⁷Cs-Aktivitäten von mehr als 2 Bq/l nachgewiesen werden. Die zwei Proben aus dem Kanton Tessin lagen nahe beim Toleranzwert von 10 Bq/l; mit Berücksichtigung der

Messunsicherheit ist dieser aber eingehalten. Die leicht erhöhten Gehalte sind immer noch eine Folge der hohen ¹³⁷Cs-Depositionen nach dem Unfall von Tschernobyl.

¹³¹I konnte 2013 in keiner Milchprobe nachgewiesen werden (Nachweisgrenze: meist <1 Bq/l; Toleranzwert: 10 Bq/l).

Das IRA Lausanne, das KL BS und das LABOR SPIEZ untersuchten insgesamt 55 Milchproben auf ⁹⁰Sr. Mit einem Maximum von 0.19 Bq/L lagen alle ⁹⁰Sr Werte deutlich unter dem Toleranzwert von 1 Bq/L.

¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr in Getreide, Obst und Gemüse



Fünfehn Getreideproben und 17 Gemüse- und Obstproben aus der Schweiz ergaben ¹³⁷Cs-Werte unterhalb der Nachweisgrenze von <1 Bq/kg Frischgewicht. Damit konnte auch kein Unterschied zwischen Proben aus der Umgebung der Kernkraftwerke und Proben von davon entfernten Gegenden festgestellt werden. Der Toleranzwert (FIV) für ¹³⁷Cs von 10 Bq/kg Frischgewicht wurde klar eingehalten.

Die ⁹⁰Sr Werte der 15 Getreideproben (sowohl aus der Umgebung von Kernkraftwerken als auch aus entfernten Gebieten) variierten zwischen 0.04 und 0.30 Bq/kg mit einem Medianwert von 0.17 Bq/kg.

Tabelle 1:

Für Lebensmittel gültige Höchswerte (Bq/kg).

Isotope	Höchstwert	Lebensmittel für Säuglinge und Kleinkinder	Flüssige Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	Milch und Getränke auf Milchbasis	Wildfleisch und Wildpilze	Wildbeeren
Summe der Strontium-Isotope, insbesondere ⁹⁰ Sr	GW FIV ^a	75	125	750			
	TW FIV ^a	1	1	1			
Summe der Iod-Isotope, insbesondere ¹³¹ I	GW FIV ^a	150	500	2'000			
	TW FIV ^a	10	10	10			
Summe Plutonium- und Transplutonium-isotope	GW FIV ^a	1	20	80			
	TW FIV ^a	0.1	0.1	0.1			
Summe der Cäsium-Isotope ¹³⁴ Cs und ¹³⁷ Cs	GW FIV ^a	400	1'000	1'250		1'250	1'250
	TW FIV ^a	10	10	100		600	100
	HG (Jp) ^b	10	10 ^{c,d}	100 ^e	50		

^a) GW : Grenzwert; TW : Toleranzwert; FIV : Fremd- und Inhaltsstoffverordnung. Bei GW Überschreitungen sind die Lebensmittel für die menschliche Ernährung ungeeignet. Bei TW Überschreitungen sind die Lebensmittel verunreinigt oder sonst im Wert vermindert.

^b) HG (Jp) : in Japan ab 24.2.2012 gültige Höchstgrenze. Diese Werte werden auch für Importe aus Japan angewendet.

^c) ohne Milch und Getränke auf Milchbasis

^d) Für Tee gilt ein Zubereitungsfaktor von 50, d.h. der Höchstwert für trockene Teeblätter ist 500 Bq/kg.

^e) Für Sojabohnen und Sojabohnenerzeugnisse gilt eine Höchstgrenze von 500 Bq/kg.

Damit lagen alle Proben unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/kg. Sechs Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung des KKL zeigten ^{90}Sr Gehalten zwischen <0.02 und 0.12 Bq/kg Frischgewicht. In sieben Vergleichsproben vom Markt in Lausanne lagen die ^{90}Sr Gehalte mit Werten von <0.01 bis 0.12 Bq/kg Frischgewicht im gleichen Bereich wie jene aus der Umgebung KKL. Es wurde keine Überschreitung des Toleranzwertes von 1 Bq/kg Frischgewicht festgestellt.

^{137}Cs in Wildpilzen



Insgesamt 45 Proben von einheimischen Wildpilzen wurden im Jahr 2013 von KL TI gemessen. Knapp die Hälfte der Proben enthielt mehr als 100 Bq/kg Frischgewicht ^{137}Cs .

Eine Steinpilzprobe und eine Zigeunerprobe überschritten mit Werten zwischen 778 und 662 Bq/kg Frischgewicht den Toleranzwert von 600 Bq/kg. Beim Grossteil der untersuchten Pilze handelte es sich um Röhrlinge, deren mittlere ^{137}Cs -Aktivität bei 155 Bq/kg Frischgewicht lag. Das Radiocäsium in diesen Pilzen stammt zum grössten Teil vom Reaktorunfall in Tschernobyl, wobei ebenfalls noch ein Anteil vom Atombombenfallout der 60er Jahre vorhanden ist.

Tritium in Obst und Milch



Die in der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen gemessenen erhöhten Tritiumwerte im Niederschlag (siehe Kapitel 4.1) werden durch die genehmigten Abgaben an

die Umwelt verursacht. Als Folge davon ist Tritium in diesem Gebiet auch in Lebensmitteln nachweisbar. Die gemeinsam vom KL BE und BAG jährlich durchgeführten Routinemessungen von Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung der Firma im August 2013 ergaben Tritiumkonzentrationen von 14 - 170 Bq/l im Destillat (10 Proben).

Die ebenfalls leicht erhöhte ^3H -Aktivität der Milch aus der Umgebung des genannten Betriebes (15 - 43 Bq/l im Destillat von 5 Milchproben) ist auf die Aufnahme von ^3H aus lokalen Futtermitteln zurückzuführen. Das KL BS hat in 23 weiteren Milchproben aus der ganzen Schweiz Tritium gemessen. Die Werte lagen in einem Bereich von 5 Bq/l bis 10 Bq/l.

Bei allen untersuchten Obst- und Milchproben ist der Toleranzwert für Tritium von 1'000 Bq/l klar eingehalten.

^{137}Cs in Wildschweinen



Erhöhte ^{137}Cs Gehalte in Wildschweinen aus dem Tessin wurden schon in früheren Jahren festgestellt. Stichproben-Messungen von 2001 zeigten 2 Fälle von Grenzwertüberschreitungen (BAG-Jahresbericht 2001). Als Reaktion darauf wurden im Winter 2002/2003 bei den 188 im Tessin geschossenen Wildschweinen eine Triagemessung durchgeführt, wobei nur ein einziger verdächtiger Fall gefunden wurde (BAG-Jahresbericht 2002). Im Winter 2003/2004 fanden weitere Kontroll-Messungen statt, welche keine erhöhten Werte mehr zeigten (BAG-Jahresbericht 2003).

Berichte über ^{137}Cs in Wildschweinen aus Norditalien waren der Anlass zur Wiederaufnahme von Triagemessungen an Wildschweinen im Tessin in der Jagdsaison 2013/2014 (siehe Kapitel 5.3). Bei 6% von den 470 im Monat September erlegten Tieren wurde der in der FIV festgelegte Grenzwert von 1'250 Bq/kg überschritten. Nachmessungen im Labor zeigten ^{137}Cs -Werte bis 7'000 Bq/kg Frischgewicht. Die bei der Triagemessung aussortierten Tiere wurden der Tierkadaververbrennung zugeführt.

Andere Lebensmittel

Das KL TI untersuchte 23 Honigproben und fand ^{137}Cs im Bereich von <1 Bq/kg bis 18 Bq/kg mit einem Mittelwert von 6 Bq/kg. Drei der Proben überschritten den Toleranzwert von 10 Bq/kg leicht. Auch bei Fischproben aus dem Kanton Tessin war ^{137}Cs meist nachweisbar, aber ohne Toleranzwertüberschreitungen (Maximum: 3.5 Bq/kg Frischgewicht).

Das KL BE konnte in 44 Proben von Kräutertees keine Toleranzwertüberschreitungen für künstliche Gammastrahler (Cäsium-Isotope, ^{131}I , etc.) feststellen.

In einer einmaligen Kampagne untersuchte das Labor Spiez ^{210}Po an Fischen aus verschiedenen Schweizer Seen. Diese Resultate sind in Kapitel 5.2 zu finden.

Ergebnisse der Untersuchungen von importierten Lebensmitteln

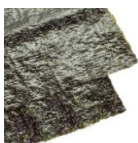
Lebensmittel aus Japan

Gleich wie die Europäische Union hat die Schweiz nach dem Reaktorunfall in Fukushima Daiichi ein Programm zur Kontrolle von Lebensmittelimporten mit Ursprung Japan beschlossen (Höchstwerte siehe Tabelle 1). Im Rahmen dieser Kontrollen hat das BAG in Zusammenarbeit mit den Kantonalen Laboratorien, dem BVet und dem Zoll im Berichtsjahr 30 Lebensmittelproben untersucht. Zudem haben die Kantonalen Laboratorien weitere Lebensmittelimporte aus Japan kontrolliert, insgesamt rund 110 Proben von Lebensmittelkategorien wie Tee, Sojaprodukte, Reis und Reisprodukte, Algen u.a.



Teeproben. Über 50 Teeproben wurden gammaspektrometrisch untersucht. Drei Tees wiesen erhöhte Radiocäsiumaktivitäten auf. Dabei konnte sowohl ^{134}Cs als auch ^{137}Cs nachgewiesen werden. Die Summe der Aktivitäten betrug 163, 195 und 258 Bq/kg getrockneter Tee. Da für den zubereiteten Tee ein Faktor 50 zu berücksichtigen ist, war jedoch auch für diese Proben der Grenzwert für Importe aus Japan wie auch der Schweizer Toleranzwert eingehalten. Der Nachweis des kurzlebigeren ^{134}Cs weist darauf hin, dass die Verunreinigungen auf Fallout von Fukushima-Daiichi zurückgehen. Weil keine Höchstwerte überschritten wurden, konnten alle kontrollierten Proben freigegeben werden.

Zwölf der Teeproben aus Japan wurden auch auf ^{90}Sr untersucht, wobei geringe Aktivitäten von ^{90}Sr in allen untersuchten Proben nachgewiesen werden konnten (Maximum: 8 Bq/kg; Mittelwert: 3.4 Bq/kg Trockengewicht). Weil im Grossteil der betroffenen Teeproben keine erhöhten Konzentrationen von Cäsium-Isotopen nachweisbar waren, stammt das gemessene ^{90}Sr wahrscheinlich von älteren Ablagerungen. Der FIV-Toleranzwert von 1 Bq/kg ^{90}Sr gilt wiederum für den zubereiteten Tee. Ausgehend von einer Verdünnung bei der Teezubereitung von 1:50 ist der Toleranzwert in allen Proben eingehalten.



Meeresalgen. Aus Japan wurden auch 21 Algenproben untersucht. In einer Probe konnte ^{137}Cs mit 2.4 Bq/kg Frischgewicht nachgewiesen werden. In allen anderen Proben war die Aktivität kleiner als die Nachweisgrenze von 1-2 Bq/kg. Sechzehn weitere Messungen **diverser Lebensmittel** aus Japan ergaben keine Messwerte oberhalb der Nachweisgrenze von maximal 2 Bq/kg für die künstlichen Gammastrahler.

Lebensmittel aus anderen Ländern

Neben den Importen aus Japan untersuchten die KL weitere 170 Lebensmittelimporte aus anderen Ländern, insgesamt wurden also rund 280 Proben von importierten Lebensmitteln untersucht.



Wildbeeren, insbesondere Heidelbeeren, sind bekannt dafür, dass sie ^{137}Cs verstärkt aufnehmen. Der Medianwert für ^{137}Cs der 25 untersuchten Wildbeeren-Proben aus Europa lag bei 6 Bq/kg Frischgewicht. Zwei Proben zeigten ^{137}Cs Werte oberhalb des Toleranzwertes von 100 Bq/kg Frischgewicht (133 bzw. 158 Bq/kg Frischgewicht). Bei drei Heidelbeeren-Proben wurde der Toleranzwert für Strontiumisotope von 1 Bq/kg überschritten (1.3 Bq/kg, 1.6 Bq/kg und 4 Bq/kg Frischgewicht).



Wildpilz. Die KL BE und ZH untersuchten Pilzimporte. In der Hälfte von 32 importierten Pilzproben war ^{137}Cs nachweisbar, mit Werten im Bereich von 3 und 148 Bq/kg Frischgewicht. Das KL GR untersuchte im Rahmen einer Zollkampagne 61 Pilzimporte vorwiegend aus Osteuropa. Sechs Pfifferlinge mit ^{137}Cs -Aktivitäten zwischen 160 und 620 Bq/kg Frischgewichts sowie ein Maronenröhrling (160 Bq/kg) wiesen Aktivitäten >100 Bq/kg Frischgewicht auf. Der Toleranzwert von 600 Bq/kg Frischgewicht ist (mit Berücksichtigung der Messunsicherheit von rund 10%) bei allen Proben eingehalten.



Nüsse und Nussmischungen. Das KL BS untersuchte 30 Nussproben. Davon enthielten 11 Proben Spuren von radioaktivem Cäsium (Mittelwert 0.6 Bq/kg). Der Toleranzwert von 10 Bq/kg wurde jedoch nicht überschritten. Die Analysen auf Radium (^{226}Ra und ^{228}Ra) ergaben erwartungsgemäss relativ hohe Aktivitäten, wenn Paranüsse in den Nussmischungen enthalten waren. Paranüsse aus Bolivien enthielten 70 Bq/kg. Für Paranüsse gilt jedoch der Grenzwert von 50 Bq/kg nicht. Der ^{226}Ra -Mittelwert aller Nussproben betrug 12 Bq/kg (24 % des Grenzwerts).



Fisch. Das KL BS untersuchte im Berichtsjahr 13 Fischproben aus dem Pazifik auf künstliche Radionuklide. Fünf Proben enthielten Spuren von ^{137}Cs (0.1 bis 0.4 Bq/kg Frischgewicht). Weitere 34 untersuchte Proben von Meeresfischen und Meeresfrüchten wiesen keine künstlichen Gammastrahler auf (<1 Bq/kg). Die KL BS, BE und TI haben ihre Radioaktivitätsmessungen auch in eigenen Berichten publiziert (für die Internetseiten der jeweiligen Labors siehe www.kantonschemiker.ch)

Bewertung und Interpretation

Toleranzwertüberschreitungen von ^{137}Cs wurden 2013 in Schweizer Wildpilzen (2 Proben) und Schweizer Honig (3 Proben) festgestellt. Bei 4 Proben von importierten Waldbeeren aus Europa zeigten sich Toleranzwertüberschreitungen von ^{137}Cs (2 Überschreitungen) und von ^{90}Sr (3 Überschreitungen).

Grenzwertüberschreitungen von ^{137}Cs wurden bei Wildschweinfleisch aus dem Tessin gemessen, allerdings war dieses Fleisch für den Eigengebrauch bestimmt.

Bei vermehrtem Konsum der am stärksten mit künstlichen Radionukliden belasteten Lebensmittel könnte eine Dosis von einigen wenigen Hundertstel mSv akkumuliert werden. Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die über die Nahrung aufgenommenen natürlichen Radionuklide im menschlichen Körper bei durchschnittlich rund 0.35 mSv. Davon stammen rund 0.2 mSv von ^{40}K , der Rest von Uran, Radium und Thorium und deren Folgeprodukten, insbesondere ^{210}Pb und ^{210}Po . Die beiden letztgenannten natürlichen Isotope könnten bei Personen mit überdurchschnittlichem Konsum von speziellen Lebensmitteln wie Wildpilzen, Sardinen, Sardellen oder Muscheln zu einer zusätzlichen Dosis von maximal 0.1 mSv/a führen.

5.2

Bestimmung von ^{210}Po in Fischen aus Schweizer Seen

H. Sahli, R. Holzer, B. Balsiger – LABOR SPIEZ, BABS, 3700 Spiez

Einleitung

^{210}Po ist ein Alpha-Strahler mit einer Halbwertszeit von 138 Tagen und kommt natürlich in der Umwelt als Produkt der Uran-Radium-Zerfallsreihe vor. Der Hauptteil stammt vom flüchtigen ^{222}Rn , welches aus der Erdkruste entweicht. Dessen Tochter ^{210}Po wird als Staubdeposition auf der Erdoberfläche deponiert.

^{210}Po wird in aquatischen Organismen akkumuliert und die Fische stehen am Ende dieser Nahrungskette. Eine Vielzahl von Studien hat gezeigt, dass vor allem in Ländern in Küstennähe, wo marine Organismen den Hauptbestandteil der Ernährung ausmachen, rund 70% der Gesamtaufnahme von ^{210}Po in den Körper über den Verzehr von marinen Organismen zustande kommt [1].

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die Gehalte an ^{210}Po im essbaren Muskelfleisch von Fischen aus Schweizer Seen zu bestimmen. Zusätzlich wurde eine gammaspektrometrische Analyse zur Bestimmung von ^{40}K und ^{137}Cs durchgeführt.

Proben

Die Probenahme wurde durch das Bundesamt für Gesundheit koordiniert. Die entsprechenden kantonalen Fischereiaufsichten sendeten die Proben direkt ans LABOR SPIEZ. Der Thuner- und der Brienzersee wurde durch das LABOR SPIEZ beprobt. Die Fische wurden ganz oder filetiert geliefert und bei -18 °C bis zur Verarbeitung gelagert. Die ganzen Fische wurden im LABOR SPIEZ fachgerecht ausgenommen. Von ausgewählten Proben wurden die ganzen Innereien separiert für eine ^{210}Po -Bestimmung. Die Probenahme erfolgte vom April bis Juli 2013.

Methoden

Alpha-Spektrometrie

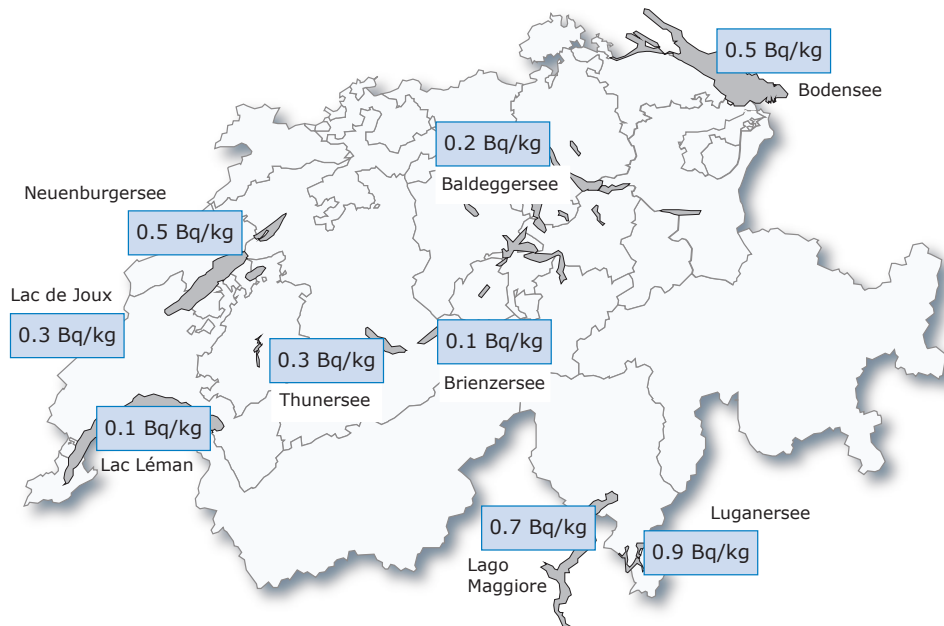
10 - 20 g essbares Muskelfleisch wurden mit 30 ml HNO_3 65% und 20 mBq ^{208}Po als Ausbeutetracer versetzt. Unter gelegentlichem Schwenken wurden die Proben auf dem Sandbad aufgelöst.

Alle Aufschlusslösungen wurden anschliessend auf dem Sandbad zur Trockene eingengt und mit HCl 32% abgeraucht. Die Rückstände wurden mit 30 ml HCl 1M gelöst, filtriert, mit 150 mg Ascorbinsäure versetzt und auf ca. 150 ml verdünnt. Die autoelektrische Abscheidung erfolgte im Thermoblock bei 95°C während 24 Stunden.

Alle Messpräparate wurden mit Alpha-Spektrometrie ausgemessen. Als Referenzdatum wurde das Fangdatum gewählt. Es wurde darauf geachtet, dass keine Probe mehr als 30 Tage nach dem Fang gemessen wurde.

Gamma-Spektrometrie

Ca. 15 g wurden in D60/10-Geometrien auf 10 mm Füllhöhe eingestampft und auf Ge-Detektoren gemessen.



Figur 1:
Mittelwerte ^{210}Po von allen Proben pro See.

Resultate

Die Tabelle 1 zeigt die Wertebereiche für die einzelnen Fischarten in den jeweiligen Seen. Der Wertebereich markiert den jeweiligen gemessenen Minimal- respektive Maximalwert in Bq pro kg Frischgewicht essbares Muskelfleisch. Die Messunsicherheit der Einzelwerte liegt bei ca. $\pm 10\%$ (1 sigma). Die Ausbeuten betrugen für alle Proben 70 - 80 %

In Figur 1 ist der Mittelwert für alle im jeweiligen See gemessenen Proben abgebildet. Es fällt auf, dass die Werte für die beiden Tessiner Seen leicht höher sind als in der übrigen Schweiz. Dies ist bedingt durch die geologischen Verhältnisse.

^{210}Po wird vorwiegend in den Innereien akkumuliert. Von den insgesamt 87 Proben wurden bei 34 Fischen von den Innereien eine ^{210}Po -Bestimmung durchgeführt. Der Wertebereich lag bei 1 bis 268 Bq/kg mit einem Mittelwert von 24 Bq/kg.

Die Werte aus der Gammaskpektrometrie zeigen für ^{40}K einen Wertebereich für alle Proben von 70 bis 140 Bq/kg. Für ^{137}Cs resultierten für alle Proben Werte von 0 bis 4 Bq/kg.

Interpretation

An insgesamt 87 Proben aus 9 Schweizer-Seen wurden die Gehalte an ^{210}Po im essbaren Muskelfleisch bestimmt. Die Mittelwerte pro See lagen alle unter 1 Bq/kg, der Maximalwert von 2.4 Bq/kg wurde in einer Trüsche aus dem Luganersee gefunden. Die ermittelten Werte liegen alle unterhalb des nach Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) geltenden Grenzwertes von 5 Bq/kg für allgemeine Lebensmittel. Höhere ^{210}Po -Werte finden sich in den Innereien, wo der Mittelwert aus 34 Proben einen Wert von 24 Bq/kg ergab. Da nur in seltenen Fällen die Lebern von Felchen gegessen werden, hat dies in der Praxis keine Bedeutung. Zudem wäre hier als Höchstwert der für Meerestiere gültige Grenzwert von 150 Bq/kg besser geeignet, da die Problematik der mitverzehrten Innereien in diesem Wert berücksichtigt wird. Ein Beispiel für Meerestiere, die mit Innereien verzehrt werden, sind Muscheln.

Die gemessenen Cäsium-Werte liegen ebenfalls unterhalb der Höchstwerte der FIV.






Referenz





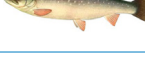
[1] S. Aközcän, Levels of ^{210}Po in some commercial fish species consumed in the Aegean Sea coast of Turkey and the related dose assessment to the coastal population. Journal of Environmental Radioactivity 118 (2013) 93-95

Tabelle 1:

Wertebereiche für die einzelnen Fischarten.

See	Fisch	Anzahl Proben	²¹⁰ Po Bq/kg
Bodensee	Egli	17	0.1 - 0.8
	Rotaugen	10	0.5 - 1.2
	Trüsche	3	0.4 - 1.7
	Zander	1	0.2
	Hasel	7	0.4 - 1.5
Baldeggersee	Felchen	3	0.1 - 0.4
Neuenburgersee	Egli	2	0.3 - 0.4
	Hasel	1	0.8
Lac de Joux	Felchen	2	0.5 - 0.6
	Forelle	4	0.1 - 0.6
	Egli	1	0.2
Lac Léman	Felchen	10	0.1 - 0.2
Thunersee	Felchen	2	0.1 - 0.2
	Hecht	1	0.5
Brienzersee	Felchen	1	0.1
Lago Maggiore	Forelle	5	0.1 - 0.6
	Finte	5	1.0 - 1.3
	Saibling	1	0.1
Luganersee	Felchen	2	0.2 - 0.3
	Egli	3	0.2 - 1.7
	Rotaugen	2	0.4 - 0.6
	Trüsche	2	1.7 - 2.4
	Finte	1	1.0
	Hecht	1	0.6

Name <i>d</i> , nom <i>f</i> , nome <i>i</i>	
Egli Perche Persico	
Rotaugen Gardon Trioito rosso	
Trüsche Lotte Bottatrice	
Zander Sandre Sandra	
Hasel Vandoise Leucisco	

Name <i>d</i> , nom <i>f</i> , nome <i>i</i>	
Felchen Corégone Coregone	
Forelle Truite Trota	
Hecht Brochet Luccio	
Finte Alose Alosa	
Saibling Omble chevalier Salmerino artico	

5.3

Auf der Spur von ^{137}Cs bei Wildschweinen im Tessin

M. Palacios (Gruson), S. Estier, G. Ferreri

Abteilung Strahlenschutz, BAG, 3003 Bern

Einleitung

Der Kanton Tessin war nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl von 1986 am stärksten von der ^{137}Cs -Kontamination betroffen. Diese Kontamination hat aus gesundheitlicher Sicht auch heute noch relevante Auswirkungen auf bestimmte empfindliche Lebensmittel. Nach der Einführung systematischer Messungen der Radioaktivität bei Wildschweinfleisch-Kontrollstellen im Tessin im Jahr 2013 wurden während der Jagdsaison fast dreissig kontaminierte Wildschweine konfisziert.

Mit ^{137}Cs kontaminierte Wildschweine

Montag, 3. September: Es ist der dritte Tag der Jagdsaison im Kanton Tessin. In der Wildschwein-Kontrollstelle von Gudo, in der Nähe von Bellinzona, geht es hoch zu und her. In einer langen Reihe von Geländefahrzeugen warten die Jäger darauf, dass sie mit der Kontrolle ihrer früher am Tag erlegten Rehe, Gämsen oder Wildschweine an der Reihe sind. Neben den üblichen Kontrollen ist in dieser Saison bei den Wildschweinen zusätzlich eine Radioaktivitätsmessung obligatorisch.

Gemäss Tullio Vanzetti, Kantonstierarzt des Tessins, «begann alles im April 2013 durch einen Bericht der Presse über ungewöhnlich hohe ^{137}Cs -Werte, die bei Wildschweinen in Norditalien festgestellt worden waren». Aus diesem Grund nahm er Kontakt mit der Sektion Umweltradioaktivität des BAG auf, um Laboranalysen von Wildschweinfleischproben durchführen zu lassen. Die Messungen ergaben bei mehreren Proben eine Aktivität von ^{137}Cs über dem Grenzwert von 1'250 Becquerels pro Kilogramm (Bq/kg), der in der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (FIV) festgelegt ist. Lebensmittel, bei denen dieser Grenzwert überschritten wird, gelten als für den menschlichen Verzehr ungeeignet und dürfen keinesfalls verkauft werden. Die Gesetzgebung über Lebensmittel gilt jedoch nicht für Produkte, die aus der Jagd stam-

men und für den persönlichen Verzehr vorgesehen sind. Gemäss dem Vorsichtsprinzip hat der Kantonstierarzt dennoch entschieden, alle erlegten Wildschweine zu kontrollieren und Tiere zu konfiszieren, bei denen der gesetzliche Grenzwert überschritten wird.

Triagemessung

Das BAG hat eine Methode für die Triagemessung entwickelt, bei der die auf einem Wildschwein festgestellte Dosisleistung mit den Labormessungen durch Gamma-Spektrometrie bei Fleischproben desselben Tiers verglichen wurde. Diese Analysen zeigten, dass bei einer Netto-Dosisleistung (d.h. Dosisleistung nach Abzug des natürlichen Hintergrundrauschens) auf der Oberfläche eines Tiers von über 60 nSv/h der Grenzwert von 1'250 Bq/kg für ^{137}Cs im Fleisch stets überschritten wurde. Für die Triagemessung vor Ort wird deshalb diese Schwelle von 60 nSv/h als Grenzwert verwendet.

Heute ist auch Giovanni Ferreri, Experte für die Radioaktivitätsmessungen des BAG, nach Gudo gekommen, um das Team zu unterstützen. Er zeigt, wie die Triagemessungen ablaufen. Dazu verwendet er ein Gerät zur Messung der Dosisleistung, wobei er den Szintillator direkt auf das Tier hält. Es erfasst den höchsten während etwa 30 Sekunden gemessenen Wert, einschliesslich Hintergrundrauschen, das an diesem Morgen bei 110 nSv/h liegt. «Da der Grenzwert für die Kontamination bei 60 nSv/h festgelegt ist, müssen also alle Wildschweine konfisziert werden, deren Dosisleistung bei über 170 nSv/h liegt», erklärt Giovanni Ferreri.

Weshalb Wildschweine?

Die Tessiner Wälder sind besonders reich an Hirschtrüffeln, für Menschen ungeniessbare Pilze, die im Boden in etwa 10 Zentimeter Tiefe wachsen. Das

^{137}Cs ist seit 1986 langsam bis in diese Tiefe vorgedrungen. Hirschtrüffel nehmen grosse Mengen von Radioaktivität auf. Bei diesen Pilzen werden im Tessin meist Aktivitäten von mehreren Tausend Bq/kg gemessen. Diese Werte liegen deutlich über den Werten, die bei für Menschen geniessbaren Pilzen erreicht werden. Wildschweine können die von ihnen sehr geschätzten Hirschtrüffel dank des besonderen Geruchs aufspüren. Im Tessin gibt es im Übrigen verhältnismässig viele Wildschweine: Das kantonale Amt für Jagd und Fischerei schätzt, dass sich der Wildschweinbestand in den vergangenen Jahren vervierfacht hat. Durch die hohe Dichte kommt es oft zu Schäden an Kulturen. Um die Wildschweinpopulation in den Griff zu bekommen, ist deshalb die Jagd während mehrerer Monate des Jahres gestattet. Jedes Jahr werden im Tessin zwischen 1'000 und 1'600 Wildschweine erlegt, die meistens auf dem Teller der Jäger enden.

Verständnisvolle Jäger

Bei den etwa dreissig an diesem Tag in Gudo kontrollierten Wildschweinen wird die bei 170 nSv/h festgelegte Schwelle bei zwei Tieren überschritten. Das am stärksten kontaminierte Wildschwein wurde vom Hobby-Jäger Gianpaolo Filippini im Bezirk Bellinzona erlegt. Das Gerät zeigte eine Dosisleistung von fast 380 nSv/h an (Abbildung 1), was bei einer Laboranalyse eine spezifische Aktivität von rund 7'000 Bq/kg ergeben würde. Der Jäger nimmt es gelassen: «Die Jagdsaison ist noch lange. Ich hoffe, dass ich Sie bald wieder sehe, und dann mit einem Wildschwein, das ich ohne Bedenken essen kann!». Tullio Vanzetti bestätigt, dass die grosse Mehrheit der Jäger positiv reagiert, da sie verstehen, dass diese Massnahme vor allem dem Schutz ihrer eigenen Gesundheit dient. Abgesehen davon erhalten die Jäger für jedes konfiszierte Tier eine finanzielle Entschädigung vom Kanton.

Bilanz der Herbstjagd

Für die Analyse im Labor wird bei jedem konfiszierten Wildschwein die Zunge entnommen. Auf der Grundlage dieser Analysen wurde eine Bilanz für die Jagd im Monat September erstellt. Von fast 470 im Kanton erlegten Wildschweinen wurde der in der FIV bei 1'250 Bq/kg festgelegte Grenzwert bei 27 Wildschweinen überschritten (6% der Fälle).

Im Zusammenhang mit der Entsorgung der kontaminierten Kadaver sieht Artikel 82 der Strahlens-



Abbildung 1:
Der Jäger Gianpaolo Filippini und sein mit ^{137}Cs kontaminiertes Wildschwein

chutzverordnung vor, dass Abfälle mit geringen Aktivitäten ausnahmsweise an die Umwelt abgegeben werden dürfen, wenn durch eine Vermischung mit inaktiven Materialien sichergestellt werden kann, dass die für ^{137}Cs bei 800 Bq/kg festgelegte Freigrenze nicht überschritten wird. Angesichts der geringen Menge und der Art der Abfälle und aufgrund von Schätzungen ging das BAG davon aus, dass die Entsorgung der Kadaver über den konventionellen Weg eine sichere Lösung für Mensch und Umwelt darstellt. Diese Hypothese bestätigten Messungen von Proben bei der Entsorgung.

Die kantonalen Behörden haben entschieden, die Situation in den kommenden Jahren sorgfältig zu beobachten, umso mehr, als die Herkunft der Kontamination der Wildschweine genau bestimmt werden konnte und die Halbwertszeit von ^{137}Cs bei dreissig Jahren liegt. Das BAG plant im Übrigen eine wissenschaftliche Publikation zu diesem Thema im Jahr 2014.

5.4

Traque au ^{137}Cs sur des sangliers au Tessin

M. Palacios (Gruson), S. Estier, G. Ferreri

Division Radioprotection, OFSP, 3003 Berne

Introduction

En 1986, le canton du Tessin a été la région de Suisse la plus touchée par les retombées en ^{137}Cs consécutives à l'accident de Tchernobyl. Cette contamination peut encore aujourd'hui poser des problèmes sanitaires dans certaines denrées alimentaires sensibles. Suite à l'introduction en 2013 de mesures systématiques de la radioactivité aux postes de contrôle du gibier tessinois, près d'une trentaine de sangliers contaminés ont dû être confisqués durant la session de chasse d'automne.

Sangliers contaminés au ^{137}Cs

Nous sommes le lundi 3 septembre, au troisième jour de la saison de chasse au Tessin. L'agitation est palpable au point de contrôle du gibier de Gudo à proximité de Bellinzona. Pris dans un embouteillage de véhicules tous-terrains, les chasseurs attendent leur tour pour faire contrôler les chevreuils, les chamois ou les sangliers qu'ils ont abattus plus tôt dans la journée. En plus des contrôles habituels, les sangliers sont soumis cette saison à une mesure obligatoire de la radioactivité.

Selon Tullio Vanzetti, vétérinaire cantonal du Tessin, «tout a commencé en avril 2013 par l'annonce dans la presse de valeurs anormalement élevées de ^{137}Cs relevées sur des sangliers au nord de l'Italie». En conséquence, il a pris contact avec la section radioactivité de l'environnement de l'OFSP pour l'analyse en laboratoire d'échantillons de viande de sangliers tessinois. Ces mesures ont mis en évidence sur plusieurs prélèvements une activité de ^{137}Cs supérieure à la valeur limite de 1'250 Bq/kg fixée dans l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Jugées impropres à la consommation humaine, les denrées alimentaires qui dépassent la limite ne peuvent en aucun cas être commercialisées. La législation sur les denrées alimentaires ne s'applique toutefois pas à la consommation personnelle des produits de la chasse. En vertu du principe de précaution, le vétérinaire cantonal a tout de même décidé de contrôler tous les sangliers abattus et de saisir les cas dépassant la limite légale.

Mesures de tri

L'OFSP a développé une méthode pour la mesure de tri en comparant le débit de dose mesuré sur un sanglier, avec les résultats des mesures effectuées par spectrométrie gamma en laboratoire sur des échantillons de viande prélevés sur le même animal. Ces analyses ont montré que lorsque le débit de dose net (après soustraction du bruit de fond naturel) à la surface de l'animal était supérieur à 60 nSv/h, la valeur limite de 1'250 Bq/kg pour le ^{137}Cs dans la viande était toujours dépassée. Ce seuil de 60 nSv/h a donc été retenu pour la mesure



Figure 1:
Le chasseur Gianpaolo Filippini et son sanglier contaminé au ^{137}Cs

de tri sur site. Ce jour-là à Gudo, Giovanni Ferrerri, expert en mesure de la radioactivité de l'OFSP, est venu soutenir le personnel du poste de contrôle. Il fait la démonstration des mesures de tri. A cette fin, il utilise un appareil de mesure du débit de dose, dont il place la chambre à scintillation directement sur l'animal. Il relève la valeur maximale mesurée durant environ 30 secondes et l'additionne avec le bruit de fond naturel mesuré le matin-même à 110 nSv/h. Comme le souligne Giovanni Ferrerri, «le seuil de contamination étant fixé à 60 nSv/h, tous les sangliers qui dépassent le débit de dose de 170 nSv/h doivent être confisqués».

Pourquoi les sangliers ?

Les forêts tessinoises sont particulièrement riches en truffes de cerf, champignon non comestible pour l'homme qui pousse dans le sol à environ dix centimètres de profondeur, soit au niveau où se trouve aujourd'hui le ^{137}Cs qui s'est lentement infiltré dans le sol depuis 1986. Les truffes de cerf ont la parti-

cularité d'absorber une grande quantité de radioactivité. Les activités en ^{137}Cs enregistrées dans ces champignons au Tessin atteignent le plus souvent plusieurs milliers de Bq/kg et sont donc nettement supérieures à celles rencontrées dans les champignons comestibles pour l'homme. Les truffes de cerf constituent un met très apprécié des sangliers, qui parviennent à les dénicher grâce à un odorat particulièrement développé. Il faut dire que le Tessin ne manque pas non-plus de sangliers : l'Office cantonal de la chasse et de la pêche estime que leur nombre a quadruplé ces dernières années. Cette présence en masse est à l'origine de fréquents dégâts aux cultures. Il est donc permis de chasser le sanglier pendant plusieurs mois par année afin de réguler la population. Chaque année, entre 1'000 et 1'600 sangliers sont ainsi abattus au Tessin et finissent le plus souvent dans l'assiette du chasseur.

Des chasseurs compréhensifs

Sur une trentaine de sangliers examinés ce jour-là à Gudo, deux cas dépassaient le seuil de 170 nSv/h. Le sanglier le plus fortement contaminé, abattu dans le district de Bellinzona par Gianpaolo Filippini, chasseur amateur, a indiqué un débit de dose de pratiquement 380 nSv/h (fig. 1), correspondant à une activité spécifique de 7'000 Bq/kg lors de l'analyse en laboratoire. Le chasseur reste philosophe : «La saison de chasse est encore longue, j'espère vous revoir, mais cette fois avec un sanglier que je pourrai déguster sans me poser de question !» Tullio Vanzetti confirme que la grande majorité des chasseurs réagissent positivement, car ils comprennent que ces contrôles visent avant tout à protéger leur santé. Ils peuvent par ailleurs bénéficier d'une indemnisation financière de la part du canton pour chaque sanglier confisqué.

Bilan de la session d'automne de chasse

On a procédé au prélèvement de la langue de chaque sanglier confisqué à des fins d'analyse en laboratoire. Sur cette base, un bilan sur l'ensemble de la saison de chasse du mois de septembre a pu être dressé. Sur presque 470 sangliers abattus dans le canton, 27 sangliers dépassaient la valeur limite de 1'250 Bq/kg fixée dans l'OSEC (soit 6 % des cas).

En ce qui concerne le traitement des carcasses contaminées, l'article 82 de l'ordonnance sur la radioprotection prévoit que des matériaux faiblement actifs peuvent exceptionnellement être rejetés

dans l'environnement si on a la garantie qu'en les mélangeant avec des matériaux inactifs, la limite d'exemption fixée à 800 Bq/kg pour le ^{137}Cs ne sera pas dépassée. En vue de la faible quantité et de la nature des déchets, l'OFSP a considéré sur la base d'estimations que l'élimination des carcasses par la voie conventionnelle de traitement de déchets carnés représentait une solution sûre tant pour l'environnement que pour l'homme. L'élimination a été accompagnée de mesures d'échantillons qui confirment cette hypothèse.

Les autorités cantonales ont décidé de suivre la situation avec attention dans les années à venir, d'autant que l'origine de la contamination des sangliers a pu être identifiée avec précision et que la période de demi-vie du ^{137}Cs est d'environ trente ans. L'OFSP a par ailleurs prévu une publication scientifique sur le sujet en 2014.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013
Résultats 2013



6

Radioaktivität im Menschen

Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2013	107
Zusammenfassung	107
Ziel der Messungen	107
Messmethode	107
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	108
^{40}K -Gehalt des Körpers	108
6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait	109
Résumé	109
Introduction	109
Résultats et discussion	110



6.1

Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2013

S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität, URA BAG, 3003 Bern

M. Boschung

Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, PSI, 5232 Villigen-PSI

Mme. S. Namy, et K. Jeandet

Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspitals, Av. Micheli-du-Crest 24, 1211 Genf-4

Zusammenfassung

Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Radioaktivitätsgehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig an Mitarbeitern des Paul-Scherrer-Institutes (PSI) in Villigen sowie an Gymnasiasten aus Genf durchgeführt. 2013 konnten aus organisatorischen Gründen in Genf keine Messungen durchgeführt werden. Das PSI meldete in diesem Jahr zwei ^{137}Cs -Messwerte über 200 Bq und drei Messwerte zwischen 60 und 200 Bq. Die ^{137}Cs -Aktivitäten für die anderen 441 am PSI durchgeführten Messungen lagen unterhalb der Nachweisgrenze von 60 Bq.

Ziel der Messungen

Am PSI werden Ganzkörpermessungen zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen dieses Institutes eingesetzt. Bei Ereignissen mit Verdacht auf Inkorporation radioaktiver Stoffe können auch Personen der Bevölkerung gemessen werden. Seit 40 Jahren wurden in Genf Gymnasiastinnen und Gymnasiasten gemessen, mit dem Ziel die Radioaktivität bis zum letzten Glied der Nahrungskette überwachen zu können und Angaben zur Verteilung natürlicher und künstlicher Radionuklide in der Bevölkerung zu erhalten. Leider konnten diese Messungen 2013 nicht durchgeführt werden, da es immer schwieriger wurde die Schüler für diesen freiwilligen Beitrag zu gewinnen. Ab 2014 wird das Messprogramm mit Studenten der höheren Fachschule für Gesundheit in Genf weitergeführt.

Messmethode

Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Genf werden mit grossvolumigen NaI-Kristallen in speziell abgeschirmten Messkammern mit Blei- und Eisenabschirmung durchgeführt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa zehn bis 30 Minuten. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines Personen-Phantoms bekannter Aktivität.

Für die Ganzkörpermessungen wird am PSI ein Reinstgermanium-Detektor in einer speziell abgeschirmten Messkammer (mit Blei- und Eisenabschirmung) eingesetzt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa 7 Minuten für die routinemässigen Überwachungsmessungen am PSI. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines personenähnlichen Phantoms bekannter Aktivität.

Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2013 am PSI in Villigen bei 259 Personen total 446 Ganzkörpermessungen durchgeführt. Bei zwei Messungen wurde eine ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität über 200 Bq nachgewiesen. Bei einer Messung wurde ein ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität zwischen 150 und 200 Bq nachgewiesen. Bei zwei Messungen wurde eine ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität zwischen 60 und 150 Bq gemessen. Die ^{137}Cs -Messwerte für alle anderen Messungen lagen unterhalb der Nachweisgrenze von 60 Bq.

Die beiden Messwerte von über 200 Bq wurden bei 2 Messungen eines PSI-Mitarbeitenden im Abstand von 6 Monaten ermittelt und sind auf eine einmalige, jedoch nachträglich zeitlich nicht bestimmbare Inkorporation bei der Arbeit zurückzuführen. Die Standardinterpretation des Messwertes gemäss den Vorgaben der Verordnung über die Personendosimetrie ergibt eine effektive Folgedosis von 25 microSv.

^{40}K -Gehalt des Körpers

Da ^{40}K ein Gamma-Strahler ist, kann es bei der Ganzkörpermessung ohne zusätzlichen Aufwand mitgemessen werden.

Das in der Natur vorkommende Kalium besteht zu 11.67‰ aus dem radioaktiven Isotop ^{40}K . Kalium befindet sich vor allem im Muskelgewebe und damit ist der Kalium-Gehalt proportional zur Muskelmasse. Da bei Männern der Anteil Muskelgewebe am Gesamtkörpergewicht grösser ist als bei Frauen, haben die Männer einen höheren Kalium-Gehalt als Frauen. Der durchschnittliche ^{40}K -Gehalt beträgt (gemäss älteren Publikationen) bei 20-30-jährigen Männern ca. 4'500 Bq und bei gleichaltrigen Frauen ca. 3'000 Bq und nimmt danach bis zum Alter von 70 Jahren um etwa 10 bis 20 Prozent ab.

Aus den langjährigen Ganzkörpermessungen an Gymnasiasten aus Genf (von 1974 bis 2012: 693 Messwerte an jungen Frauen und 715 Messwerte an jungen Männern) kann die Häufigkeitsverteilung des Kalium-Gehaltes bestimmt werden. Im Durchschnitt ergibt sich bei den untersuchten Gymnasiasten bei den jungen Frauen ein Mittel von 1.84 g Kalium (20 - 80%-Perzentile: 1.68 - 2.04 g K) pro kg Körpergewicht (entsprechend 3'300 Bq) und bei den jungen Männern 2.30 g K (20 - 80%-Perzentile: 2.11 - 2.51 g K) pro kg Körpergewicht (entsprechen 4'900 Bq). Man stellt eine Erhöhung der durchschnittlichen ^{40}K -Aktivität im Körper von ca. 10% über die letzten Jahre stellt man eine Erhöhung von 10% der durchschnittlichen ^{40}K -Aktivität im Körper fest. Diese ist direkt auf die Zunahme des durchschnittlichen Körpergewichts der Gymnasiasten zurückzuführen.

Die tägliche Kaliumzufuhr beträgt etwa 3.3 g d.h. rund 100 Bq ^{40}K . Die durchschnittliche Jahresdosis durch das natürliche ^{40}K beträgt bei den untersuchten Gymnasiasten etwa 0.19 mSv (0.17 mSv bei den Frauen und 0.21 mSv bei den Männern). Gemittelt über alle Altersgruppen liegt der Wert infolge Abnahme des K-Gehaltes mit dem Alter etwas tiefer, gemäss UNSCEAR: 0.17 mSv/Jahr. Da bei diesen Messreihen auch Grösse und Gewicht der untersuchten Personen erfasst wurden, konnte aus den Daten abgeleitet werden, dass der Kalium-Gehalt mit zunehmendem Body-Mass-Index (BMI = Gewicht/Grösse² [kg/m²]) leicht abnimmt. Das hängt damit zusammen, dass der BMI proportional zum Anteil Fettgewebe ist und damit umgekehrt proportional zur Muskelmasse und somit zum Kalium-Gehalt.

6.2

Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait**P. Froidevaux, M. Straub, F. Barraud, M. Pedro, F. Bochud**

Institut de radiophysique, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

Nous avons mesuré le ^{90}Sr dans des échantillons de dents de lait d'enfants nés entre 1994 et 2006 et prélevées entre 2010 et 2013. Les activités sont situées entre 0.010 et 0.015 Bq/g Ca. Des mesures similaires ont été effectuées sur des vertèbres de personnes décédées en 2012 et 2013, au Tessin et dans le canton de Vaud. Les activités sont situées entre 0.006 et 0.019 Bq/g Ca. Ces valeurs sont en constante diminution, ce qui démontre une disparition progressive du ^{90}Sr de la biosphère. Ces résultats montrent également que la chaîne alimentaire n'est contaminée en ^{90}Sr que par les résidus d'activité provenant des essais nucléaires des années soixante. En 2013, nous avons poursuivi les mesures de ^{210}Po initiées en 2010 dans ces mêmes échantillons afin de voir l'impact de l'inhalation de ^{222}Rn et de la contamination de la nourriture par le $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ sur l'humain. Les activités sont situées entre 0.019 et 0.060 Bq/g Ca.

Introduction

Le ^{90}Sr est un radioélément parmi les plus radio-toxiques que produit la fission nucléaire. Il est présent dans l'environnement en Suisse à la suite des retombées des essais nucléaires atmosphériques des années 1955 - 1963. Le ^{90}Sr a une période physique de 29.1 ans et constitue donc un danger potentiel d'irradiation à long terme, notamment s'il est accumulé dans le corps humain. Le ^{90}Sr est un analogue chimique du calcium et peut ainsi être incorporé dans les os et les dents. Un paramètre très important pour évaluer la dose reçue par la population suite à l'ingestion de ^{90}Sr est le temps de

réten-tion du radioisotope dans le corps humain. Il a été déterminé dans la vertèbre à 13.5 ans et suit le temps de rétention du ^{90}Sr dans tous les autres compartiments de l'environnement (Froidevaux et al. 2010). La présence de ^{90}Sr dans le squelette humain est donc liée à la présence de ^{90}Sr dans la biosphère.

Nous avons également mesuré le ^{210}Po dans des vertèbres provenant du Tessin et de Vaud. L'os est en effet un compartiment cible pour le ^{210}Pb , pré-curseur du ^{210}Po (Leggett, 1993). L'incorporation par ingestion de nourriture riche en ^{210}Po (poissons, crustacés, fruits de mer) peut mener à un niveau de ^{210}Po accru dans les os mais le régime alimentaire moyen en Suisse contient peu de ces produits. Le tabagisme accroît aussi de manière significative l'incorporation de ^{210}Po . Des valeurs d'excrétion de 15 - 20 mBq/l d'urine ne sont pas rares chez les fumeurs, alors que le taux normal chez les non fumeurs est inférieur à 5 mBq/l d'urine (Froidevaux and Baechler, 2006).

Dans ce rapport, nous avons ajouté la mesure de ^{226}Ra sur un échantillon de vertèbre du Tessin. En effet, nous avons développé une méthode de mesure de ^{226}Ra dans les échantillons environnementaux et biologiques (os, urine) avec un rattachement métrologique au traceur ^{225}Ra , issu du traceur ^{229}Th . La méthode implique une co-précipitation du radium sur BaSO_4 , suivi d'une séparation chimique sur résine Dowex 50w8 (cationique) en présence de complexants tels que EDTA et DCTA. Le radium est ensuite électrodéposé sur disque d' Ag^0 en milieu éthanol/ HNO_3 dilué, sous 25 - 30 V (env. 100 mA). Le rendement chimique est obtenu par la mesure sur le spectre alpha de la région d'intérêt de ^{217}At , arrière-petite fille de ^{225}Ra (cf. Figure 1).

Résultats et discussion

Les résultats des analyses 2013 sont présentés dans les tableaux 1 et 2. Les activités normalisées au contenu en calcium de l'échantillon sont de l'ordre de 0.013 Bq/g Ca dans les dents de lait (n=6) et dans les os (n=17). La présence de ^{90}Sr dans les dents de lait des enfants est due au passage de ce radioélément du plasma sanguin de la mère (après ingestion de nourriture contaminée) à travers le placenta durant les derniers mois de la grossesse ainsi qu'à la contamination du lait maternel lors des premiers mois d'allaitement. La présence de ^{90}Sr dans les vertèbres humaines est due à un échange permanent du calcium dans la masse osseuse. Le calcium échangé provient de la nourriture et peut contenir du ^{90}Sr , si celui-ci est présent dans l'environnement. La diminution exponentielle de l'activité en ^{90}Sr dans les vertèbres humaines et les dents de lait des enfants depuis le traité d'interdiction des essais d'armes atomiques en atmosphère (1963) indique que l'environnement en Suisse n'a pas été contaminé ultérieurement par ce radioélément.

Les activités en ^{210}Po mesurées dans les vertèbres sont beaucoup plus variables que celles de ^{90}Sr , car les niveaux d'activité dans l'air inhalé et dans la nourriture ingérée sont également plus variables, alors que les habitudes en matière de tabagisme ont également une importance fondamentale. Les valeurs mesurées en 2013 sont situées entre 18 et 60 mBq/g Ca. Il faut également noter que le niveau d'activité en $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ est dépendant de l'âge. Des niveaux de l'ordre de 13 mBq/g Ca ont été observés dans la tête de fémur d'enfants (Lovaas and Hursh, 1968) alors que des activités situées entre 20 et 100 mBq/g Ca sont rapportées pour les os trabéculaires chez l'adulte. Les activités mesurées dans vertèbres dans ce travail sont donc compatibles avec l'intervalle de valeurs reporté dans la littérature et ne présentent pas de danger d'irradiation significative.

L'activité de ^{226}Ra mesurée dans une vertèbre du Tessin était de 4.3 ± 0.5 mBq/g Ca, soit une valeur compatible avec l'intervalle de valeurs de 1.5 - 4.6 mBq/g Ca proposé dans la littérature (Lovaas and Hursh, 1968).

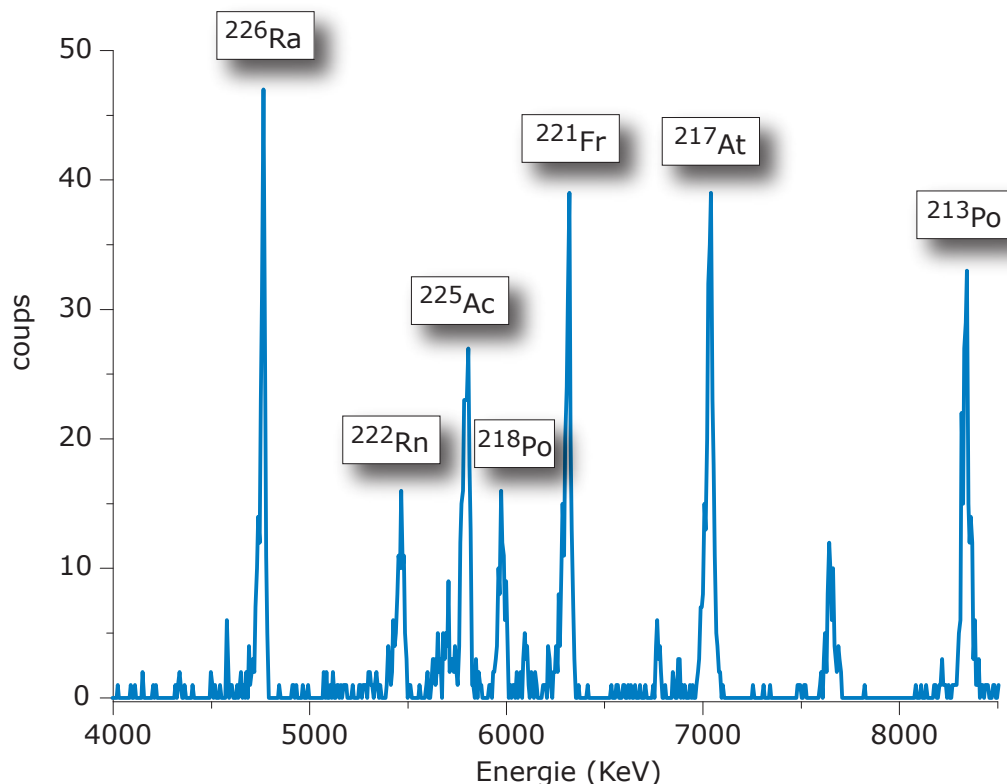


Figure 1: Spectre alpha de la fraction radium électrodéposée sur disque d'Ag⁰, à partir de 5 g de cendres d'os. On identifie le ^{226}Ra et ses filles, ^{222}Rn et ^{218}Po , ainsi que les filles de ^{225}Ra , ^{225}Ac , ^{221}Fr , ^{217}At et ^{213}Po . On utilise le pic de ^{217}At pour la mesure du traceur, car sa ROI est exempte d'interférence et la probabilité d'émission alpha sur sa ligne est de 100%.

Tableau 1:

⁹⁰Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait d'enfants nés en Suisse entre 1994 et 2006 et mesurées en 2013. Les dents de lait sont groupées pour former un échantillon d'au moins 4 g de cendre après calcination (environ 10 dents). Incertitudes pour u(95%).

Naissance		Année d'extraction	⁹⁰ Sr (Bq/g Ca)
Année	Lieu		
1994	Vaud	2011 - 2013	0.015 ± 0.003
1998	Vaud	2011 - 2013	0.012 ± 0.003
1999	Vaud	2010 - 2013	0.015 ± 0.003
2000	Vaud	2012 - 2013	0.010 ± 0.003
2002	Vaud	2011 - 2013	0.013 ± 0.003
2006	Vaud	2012 - 2013	0.011 ± 0.003

Tableau 2:

⁹⁰Sr (Bq/g Ca) et ²¹⁰Po (mBq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2012 et 2013 et mesurées en 2013. Incertitudes pour u(95%).

Lieu de décès	⁹⁰ Sr (Bq/g Ca)	²¹⁰ Po (Bq/g Ca)
Tessin	0.016 ± 0.004	0.047 ± 0.005
Tessin	0.012 ± 0.002	0.024 ± 0.003
Tessin	0.019 ± 0.003	0.019 ± 0.002
Tessin	0.010 ± 0.002	0.023 ± 0.002
Tessin	0.012 ± 0.002	0.059 ± 0.006
Tessin	0.008 ± 0.002	0.019 ± 0.002
Tessin	0.015 ± 0.002	0.018 ± 0.002
Tessin	0.006 ± 0.002	0.019 ± 0.002
Tessin	0.007 ± 0.002	0.023 ± 0.002
Tessin	0.014 ± 0.002	0.060 ± 0.006
Tessin	0.027 ± 0.003	0.030 ± 0.003
Tessin	0.013 ± 0.002	0.019 ± 0.002
Tessin	0.012 ± 0.002	
Tessin	0.017 ± 0.003	
Tessin	0.007 ± 0.003	
Vaud ^{a)}	0.009 ± 0.002	0.021 ± 0.002
Vaud ^{a)}	0.007 ± 0.002	0.027 ± 0.003
Moyenne	0.0124 ± 0.005	0.028 ± 0.014

^{a)} mélange de cendres de deux cas au moins pour la mesure du ⁹⁰Sr.

Conclusions

Les activités de ⁹⁰Sr mesurées en 2013 dans les dents de lait et les vertèbres sont très basses et s'approchent des limites de détection de la méthode qui utilise 5 g de cendres pour les deux types d'échantillons. Malheureusement le faible taux de réponse à la collecte annuelle de dents de lait ne permet pas d'augmenter ces quantités. En 2014, nous introduirons pour la mesure de ⁹⁰Sr dans les vertèbres 7.5 g de cendres dans l'analyse pour abaisser la limite de détection. Il est toutefois encourageant de constater que le ⁹⁰Sr introduit dans l'environnement suite aux essais d'armes nucléaires réalisées dans les années soixante a pratiquement disparu du corps humain.

La mesure de ²¹⁰Po montre des activités plus variables (19 - 30 mBq/g Ca) mais dans l'intervalle de valeurs que l'on peut trouver dans d'autres études incluant des cas d'âge de décès différents. Nous proposons également d'incorporer quelques mesures de ²²⁶Ra à ces mesures afin de compléter la détermination de l'impact de la radioactivité artificielle et naturelle sur l'humain en Suisse.

Remerciements

Nous remercions les médecins-dentistes ayant participé à la collecte des dents de lait et les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno pour la collecte des vertèbres.

Références

Froidevaux et al. Retention half times in the skeleton of plutonium and ⁹⁰Sr from above-ground nuclear tests: A retrospective study of the Swiss population. *Chemosphere*, **2010**, 80, 519-524.

Froidevaux and Bächler. Measurement and dosimetry of ²¹⁰Po. Rapport à l'OFSP. Institute for Radiation Physics. University Hospital Center. Lausanne **2006**.

R.W.Leggett. An Age-Specific Kinetic-Model of Lead Metabolism in Humans, *Environ.Health Persp.* **1993**, 101, 598-616.

P.L.Salmon et al. Dose210, a semi-empirical model for prediction of organ distribution and radiation doses from long-term exposure to Pb-210 and Po-210. *Rad.Prot.Dosim.* **1999**, 82,175-192.

Lovaas, A.; Hursh, JB. Radium-226 and Pb-210 in human teeth and bone. *Health Phys.* **1968**,14, 540-555.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013
Résultats 2013



7

Messung von Spezialnukliden Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37	114
Zusammenfassung	114
Kohlenstoff-14 (^{14}C)	114
Kernkraftwerk Leibstadt	116
Kernkraftwerk Mühleberg	117
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau	118
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	119
Krypton-85 (^{85}Kr)	121
Argon-37 (^{37}Ar)	122
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement	123
Résumé	123
Introduction	123
Conclusions	127



7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37

Th. Stocker, P. Düring, R. Fischer, R. Purtschert und T. Wagner

Abt. Klima und Umweltp Physik, Physikalisches Institut Universität Bern, Sidlerstrasse 5, 3012 BERN

C. Schlosser, M. Konrad und S. Schmid

Bundesamt für Strahlenschutz, Rosastrasse 9, D-79098 FREIBURG IM BREISGAU

J. Eikenberg, R. Siegwolf

Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN-PSI

Zusammenfassung

Die Messungen des ^{14}C -Gehalts an Laub von Bäumen aus der Umgebung von Kernkraftwerken (Beznau, Gösgen, Leibstadt und Mühleberg), Kehr-richtverbrennungsanlagen (Bern, Lausanne, Thun und Zürich), des Paul Scherrer Instituts und an verschiedenen Standorten der Stadt Basel wurden 2013 weitergeführt. Aus ^{14}C -Werten von Laubbäumen an drei Standorten ohne lokale ^{14}C -Quellen und -Verdünnungen wurde aus den Werten während der Vegetationszeit (Mai – September) ein Mittelwert errechnet. Es resultierte für die Zeit der Probenahmen 2013 ein $\Delta^{14}\text{C}$ -Referenzwert von $28 \pm 3\text{‰}$.

Die 96 auf ^{14}C untersuchten Standorte unterscheiden sich um -29‰ (KVA Lausanne L-2) bis maximal $+146\text{‰}$ (KKL Fullerfeld) von diesem Referenzwert. Im Industriegebiet der Stadt Basel lag der Höchstwert bei 64‰ (W-10A, St. Johann). Diese Werte entsprechen einer zusätzlichen Strahlendosis für die Bevölkerung von -0.4 bis $+2 \mu\text{Sv}$ ($1 \mu\text{Sv} = 10^{-6}$ Sievert) in einem Jahr. Im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung von $3'000 \mu\text{Sv/a}$ fallen die gemessenen geringfügigen Erhöhungen im Berichtsjahr kaum ins Gewicht.

Die beiden Edelgas-Radionuklide Krypton-85 und Argon-37 werden in der Atmosphäre auf natürliche Weise nur in sehr geringen Mengen produziert. ^{85}Kr , freigesetzt bei der Wiederaufbereitung von Kernbrennstäben, konnte sich wegen der vergleichsweise langen Halbwertszeit von 10.8 Jahren und den lange Zeit zunehmenden Emissionsraten über die letzten 40 Jahre in der Atmosphäre anreichern. Zurzeit verharrt die Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr auf konstantem Niveau. Die aktuellen Konzentrationen von ^{37}Ar sind praktisch nicht von künstlichen Quellen beeinflusst. Lokal erhöhte Werte könnten aber auf nukleare Aktivitäten hinweisen. Beide Isotope verursachen keine signifikante Erhöhung der jährlichen Strahlendosis.

Kohlenstoff-14 (^{14}C)

Die ^{14}C -Messungen wurden an der Universität Bern durchgeführt, Ausnahmen sind erwähnt.

Referenzwert

Der ^{14}C -Gehalt von atmosphärischem CO_2 nimmt weiter ab, liegt aber gegenwärtig immer noch über dem als Basis für die Radiocarbonatierung definierten Standardwert für das Jahr 1950:

$$(1) {}^{14}\text{A}_0 = (13.56 \pm 0.07) \text{ dpm/gC} = (0.226 \pm 0.001) \text{ Bq/gC}$$

Der noch vorhandene Anteil an durch Nuklearwaffentests vor allem zwischen 1955 und 1966 produziertem $^{14}\text{CO}_2$ in der Atmosphäre wird durch die Verbrennung fossiler (^{14}C -freier) Brennstoffe global noch nicht kompensiert. Nur lokal manifestiert sich die als „Süss“- oder „Industrie“-Effekt bekannte Verdünnung des atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$. Der von terrestrischen Pflanzen durch Assimilation aufgenommene Kohlenstoff widerspiegelt in seinem ^{14}C -Gehalt im Wesentlichen den zeitlichen Verlauf der atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration.

Radiocarbon-Quellen und -Verdünnungen (KKW, KVA, Industrie, Autobahnen) können den ^{14}C -Gehalt bei Knospen und Laub von Bäumen, die in deren Umgebung wachsen, insbesondere während der Blattwuchsphase beeinflussen. Laub und Knospen eignen sich also als ^{14}C -Monitor. Die für diesen Bericht gemessenen ^{14}C -Werte werden mit dem Radiocarbonstandard $^{14}\text{A}_0$ verglichen:

$$(2) \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} = ({}^{14}\text{A}_{\text{Probe}} / {}^{14}\text{A}_0 - 1) \times 1000 [\text{‰}]$$

Sinnvoll ist auch ein Vergleich mit ^{14}C -Werten von Laub, welches von Bäumen ohne lokale ^{14}C -Quellen oder -Verdünnungen stammt.

Zu diesem Zweck wurden an drei ländlichen Standorten Buchen- und Lindenblätter gesammelt. Ihr ^{14}C -Gehalt wurde bestimmt und nach (2) mit $^{14}\text{A}_0$ verglichen (Figur 1). Aus den resultierenden $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten wurde für die Zeit der Hauptprobenahmen 2013 ein Referenzwert für Laub in ungestörter Umgebung definiert. Als Basis hierzu dienten die im Juli, August und September gesammelten Blätter.

$$(3) \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2013}} = 28 \pm 3 [\text{‰}]$$

Die Differenz

$$(4) \text{Netto } \Delta^{14}\text{C} = \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2013}}$$

weist auf ^{14}C -Quellen (Netto $\Delta^{14}\text{C} > 0$) oder -Verdünnungen (Netto $\Delta^{14}\text{C} < 0$) hin.

Aufbereitung von Laubproben für die ^{14}C -Messung

Es gelangen zwei unterschiedliche Methoden zur Anwendung:

- **Methode A:** ^{14}C -Bestimmung nur in der Blattkohle ¹
- **Methode B:** ^{14}C -Bestimmung im ganzen Blatt

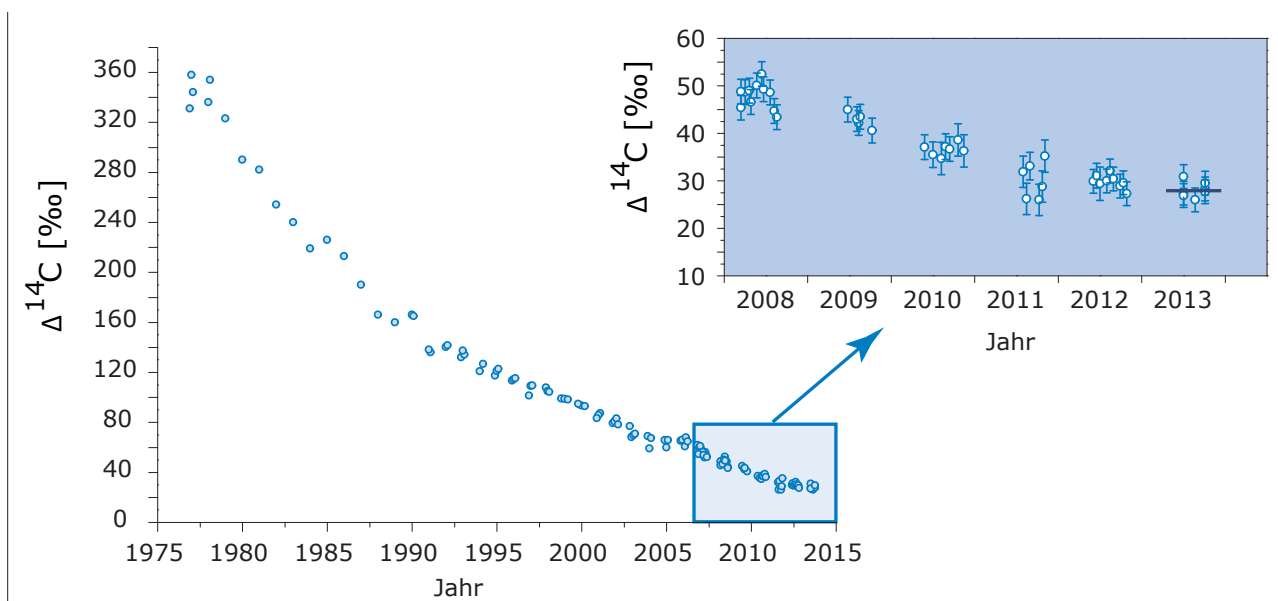
An der Referenzstation ergaben Messungen an der Blattkohle (Methode A) im Vergleich zu Messungen am ganzen Blatt (Methode B) Unterschiede von weniger als 4 ‰. An belasteten Standorten können die Unterschiede zwischen den Resultaten der nach den Methoden A und B aufbereiteten Proben jedoch grösser sein.

Bei der Messung am ganzen Blatt wird der gesamte Kohlenstoff erfasst. Diese zwar zeitaufwändigere, aber den wahren ^{14}C -Gehalt der Blätter besser wiedergebende Methode B wird für Proben von Standorten verwendet, die bereits in den Vorjahren deutlich höhere Werte zeigten.

¹ Die Probe wird im Stickstoffstrom pyrolysiert. Dabei verflüchtigen sich gewisse Kohlenstoffverbindungen, die somit für die Analyse ihres ^{14}C -Gehaltes verloren sind.

Tabelle 1:
Messwerte 2013 und Koordinaten der Referenzstationen.

Ort	$\Delta^{14}\text{C}$ [‰]			Koordinaten	[m.ü.M.]	Baumart/Standort
	Juli	Aug.	Okt.			
Taanwald	27	26	28	601320 / 186150	938	Rotbuchen im Wald (Blätter)
Belpberg	31	23	28	606050 / 190800	825	Rotbuchen auf Krete (Blätter)
Ballenbühl	27	35	30	612550 / 192800	852	2 Linden freistehend (Blätter)
Taanwald	-	-	(37)	Holz nahe der Referenzstation (Jahrring 2013, Baumfällung Okt. 2013)		

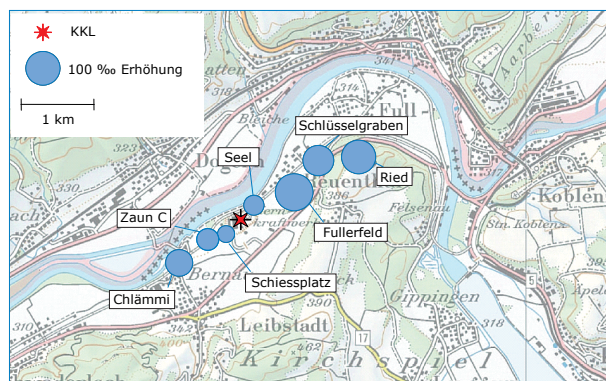


Figur 1:
 $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Buchen- und Lindenblättern von den Referenzstationen. Die dunkle horizontale Linie zeigt den bestimmten Referenzwert während der Vegetationszeit.

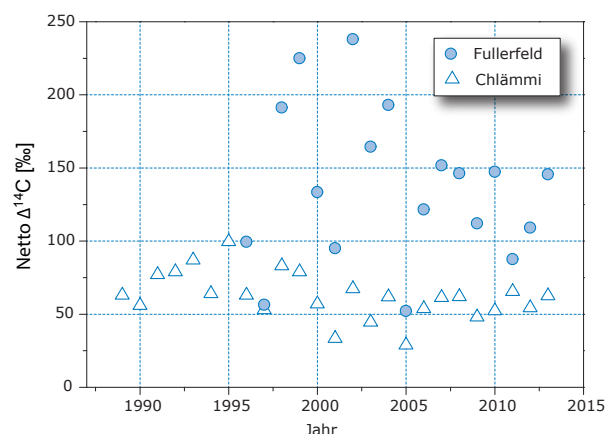
Mit $28 \pm 3\text{‰}$ ist der Referenzwert 2‰ geringer als in den beiden Vorjahren.

In den Jahren 2004 – 2006 wurde in den Blättern ein konstanter ^{14}C -Level gemessen. Dies wiederholt sich nun in den Jahren 2011 – 2013. Möglicherweise bremsen besonders warme Jahre die jährliche $^{14}\text{CO}_2$ -Abnahme in der Atmosphäre. Das könnte verursacht sein durch eine geringere Aufnahme von $^{14}\text{CO}_2$ im Ozean, der in wärmeren Jahren eine verstärkte Stratifizierung der obersten Wasserschichten aufweist. Man würde in diesem Fall auch einen verstärkten Anstieg von CO_2 in der Atmosphäre erwarten. Das ist konsistent mit der Beobachtung von verstärkten Anstiegsraten von CO_2 während El-Niño-Jahren und verringerten Raten bei Abkühlungen (z.B. Pinatubo Eruption).

Jahre mit konstantem Level während der Vegetationszeit hat auch die Universität Heidelberg (D) festgestellt. Dort wird der ^{14}C -Gehalt allerdings in der Luft und nicht in Blättern gemessen. An der deutschen Referenzstation Schauinsland, im Schwarzwald, wurden in den Jahren 2005 – 2006 sowie 2010 – 2011 ebenfalls konstante ^{14}C -Konzentrationen gemessen.



Figur 2: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (KKL) im Jahr 2013. Probenahme: 01.10.2013 (nach Revision). Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



Figur 3: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte nordöstlich (●) und südwestlich (Δ) des Kernkraftwerkes Leibstadt. Der Standort Fullerfeld wird seit 1996, derjenige von Chlämml seit 1989 beprobt. (Standorte: siehe Figur 2).

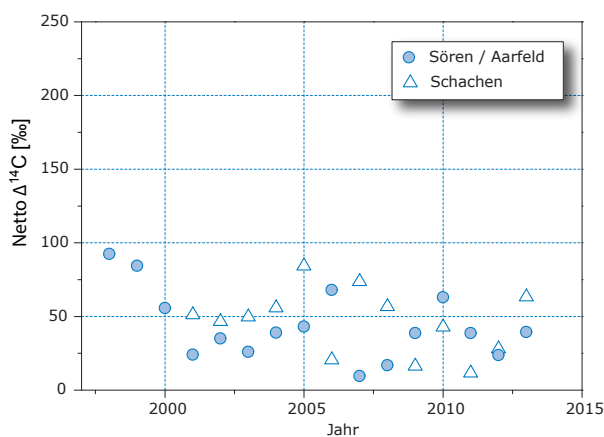
Kernkraftwerk Leibstadt

Im Sommer 2013 wurden beim Kernkraftwerk Leibstadt (KKL) Blätter an verschiedenen Standorten in beiden Hauptwindrichtungen gesammelt und gemessen. Damit werden die z. T. seit 1984 geführten Zeitreihen fortgesetzt. Die höchste ^{14}C -Konzentration ergab sich in 500 - 1000m Distanz vom KKL in nordöstlicher Richtung bei den Birken vom Standort Fullerfeld und im Südwesten im Bereich der Friedhof-Linde an der Position Chlämml (Figur 2).

Figur 3 zeigt die aufgetretenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte an diesen Standorten seit Messbeginn. Im Jahre 2005 musste das Atomkraftwerk während 5 Monaten stillgelegt werden. Der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwert verringerte sich gegenüber dem Vorjahr von 193‰ auf 52‰ . 2013 lag der höchste Wert bei 146‰ . Der grösste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert seit Messbeginn beträgt 238‰ (2002).



Figur 4: Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG). Probenahme: 04.07.2013. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

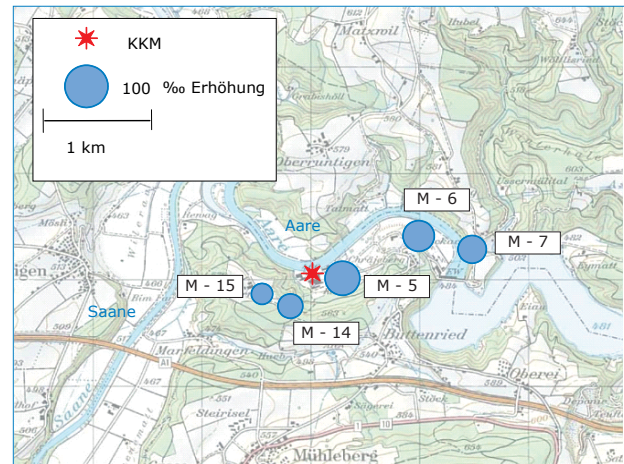


Figur 5: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (Δ) des Kernkraftwerkes Gösgen.

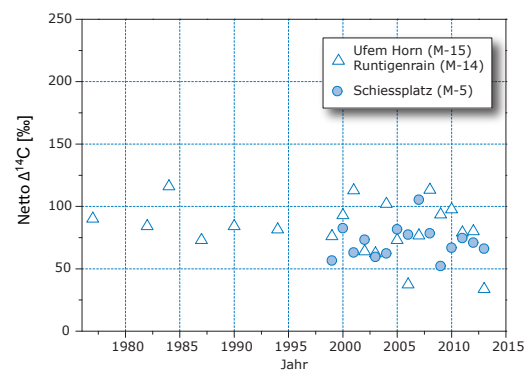
Kernkraftwerk Gösgen

In der Figur 4 sind die Resultate der am 4. Juli 2013 gesammelten Blattproben in der Umgebung des Kernkraftwerkes Gösgen (KKG) dargestellt. Der höchste ^{14}C -Messwert resultierte in diesem Jahr mit 63‰ am Standort Schachen. Er ist 35‰ höher als der Höchstwert des Vorjahres (Standort ebenfalls Schachen). Der Standort Chrummacher (408 m.ü.M.) befindet sich quer zu den topographisch bedingten Hauptwindrichtungen. Der Messwert bei Chrummacher ist identisch mit den Werten der unbelasteten Referenzstandorte.

In der Figur 5 sind die z.T. seit Messbeginn ermittelten höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. Werte > 100‰ wurden in dieser Zeitspanne nie festgestellt. Höchstwerte resultierten jeweils in ähnlicher Distanz zum Kraftwerk, jedoch nicht immer in der gleichen Windrichtung.



Figur 6: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM) im Jahr 2013. Probenahme: 17.09.2013. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



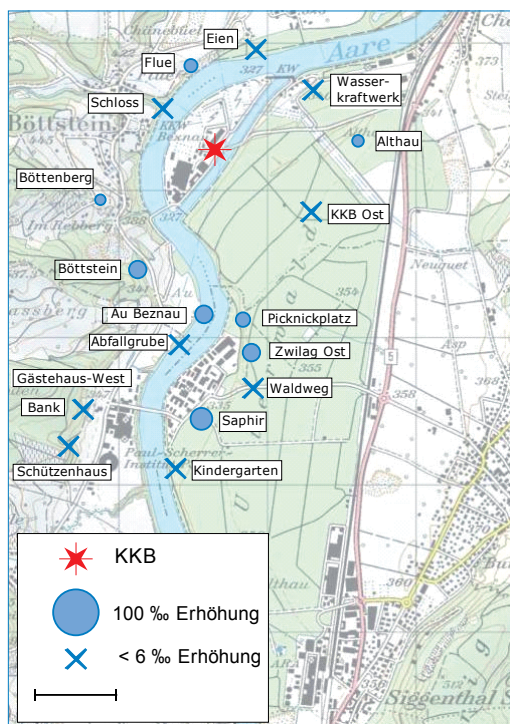
Figur 7: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (Δ) des Kernkraftwerkes Mühleberg seit Messbeginn. (Standorte: siehe Figur 6).

Kernkraftwerk Mühleberg

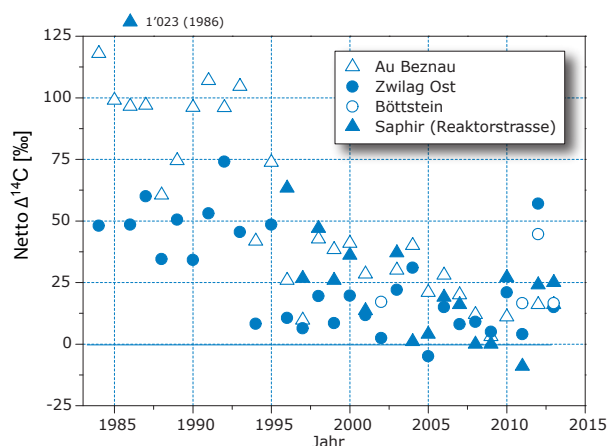
Die in Figur 6 mit Symbolen dargestellte Verteilung der Messwerte um das Kernkraftwerk Mühleberg (KKM) zeigt diesmal am Standort M-5 (Schiessplatz) mit 66‰ die grösste Erhöhung. Im letzten Jahr lag der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwert bei 80‰, und zwar am Standort M-15 (Ufem Horn).

Alle 2013 gemessenen Proben liegen deutlich unter den seit Messbeginn im Jahre 1977 registrierten Höchstwerten. Der mit 116‰ höchste Wert stammt aus dem Jahre 1984.

In Figur 7 sind die seit Messbeginn jährlich gemessenen höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufgeführt. In dieser Zeitspanne datiert der geringste gemessene Höchstwert aus dem Jahre 2003, einem Jahr mit sehr heissen Sommermonaten.



Figur 8: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Paul Scherrer Instituts (PSI), des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen (ZWILAG) und des Kernkraftwerks Beznau (KKB) im Jahre 2013 (J. Eikenberg, R. Siegwolf, PSI in Zusammenarbeit mit der Universität Bern). Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

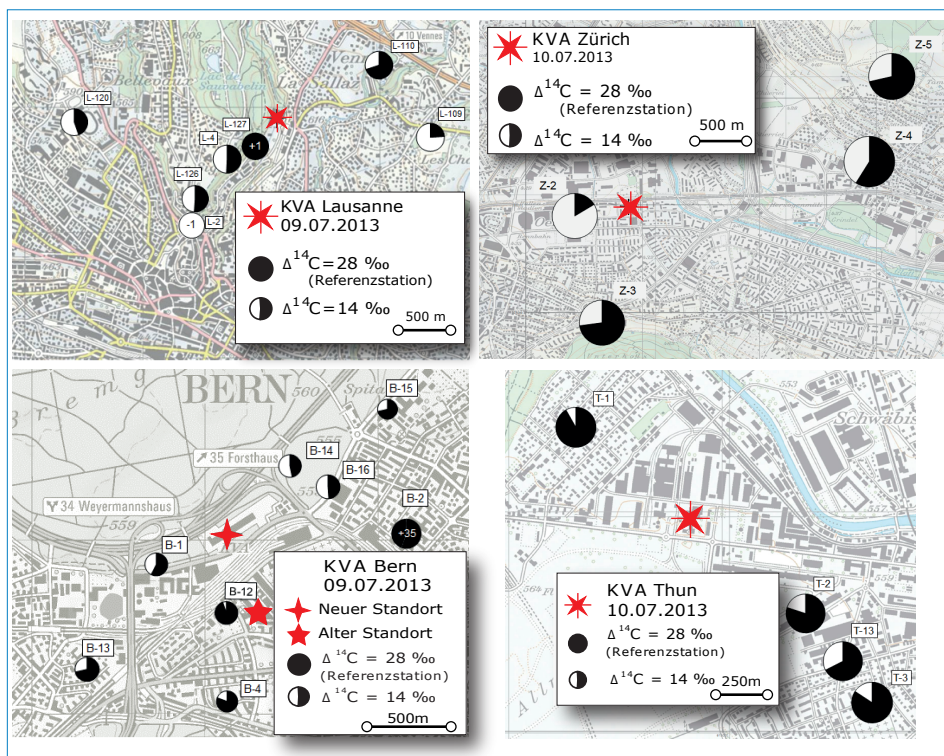


Figur 9: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●▲) und westlich (○△) des PSI/Zwillag sowie des Kernkraftwerks Beznau seit Messbeginn (Standorte: siehe Figur 8).

Paul Scherrer Institut,
Zentrales Zwischenlager Würenlingen,
Kernkraftwerk Beznau

Die zu diesen Standorten gehörenden ^{14}C -Messungen in den Blattproben wurden am PSI sowie an der Universität Bern durchgeführt. Die Messunsicherheit für die $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beträgt 3 bis 6‰. Alle Werte in der Umgebung PSI/ZWILAG sind 2013 im Vergleich zum Vorjahr vermindert. Der höchste Messwert seit Messbeginn stammt aus dem Jahre 1986. Darnach ist am Standort Saphir ein um 1'023‰ erhöhter Wert festgestellt worden.

In Figur 9 sind Zeitreihen von Standorten mit erhöhten Messwerten aufgezeigt. Gegenüber dem Referenzwert sind sie maximal 25‰ erhöht. Der grösste negative Wert wurde mit -15‰ am Standort Gästehaus-West ermittelt.



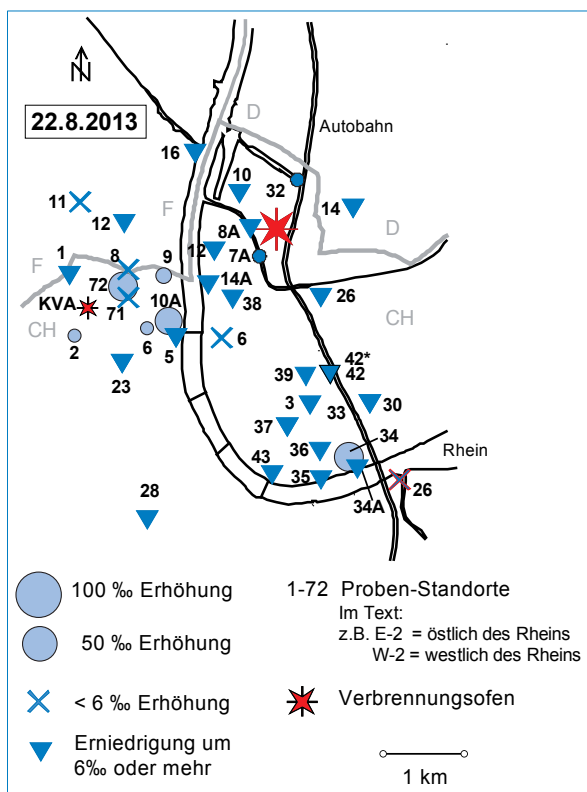
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)

Es wurden in Blättern von Bäumen im Umfeld der Verbrennungsanlagen nur an einem Standort in Bern (B-2) eine gering erhöhte ^{14}C -Konzentrationen festgestellt. Mit 35‰ liegt dieser Wert 7‰ über 28‰, dem Referenzwert für 2013. Alle weiteren Messpunkte weisen Werte <28‰ auf. Dies als Folge der Abgase aus fossilen Brenn- und Treibstoffen («Süss»-Effekt, vgl. S. 2).

In Figur 10 sind die Messwerte als Kreise dargestellt. Die weisse Kreisfläche entspricht der Absenkung gegenüber der Referenzstation. Am Standort Lausanne (L-2) konnte erstmals ein Wert gemessen werden, der den atmosphärischen Verhältnissen von 1890 resp. dem Standardwert vor den atmosphärischen Atombombentests, d. h. dem Jahr 1950, entspricht. An einem weiteren Standort in Lausanne (L-127) war der Messwert identisch mit demjenigen der Referenzstation. Dieser Punkt liegt abseits von Strassen und Häusern in einem Waldstück nahe der KVA und offenbar im Windschatten der Abluftfahne.

Messungen in der Region Basel-Stadt

Wie üblich fand die Hauptprobenahme 2013 in Basel im August statt. Im Westen befinden sich die Standorte im und um das Novartis-Werk St. Johann, im Osten um das Areal der Firma Roche. Die höchsten, am 22.08.2013 gemessenen Werte

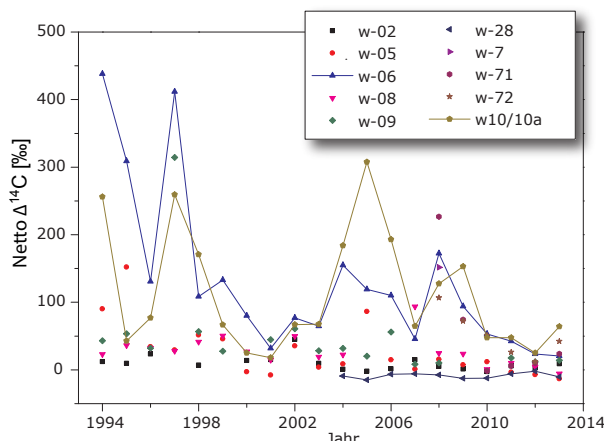


Figur 11: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte für Blattproben aus dem Raum Basel.

betragen westlich des Rheins +42‰ (Standort W-72) und östlich +25‰ (Standort E-34). Später, am 02.10.2013, wurde mit +64‰ (Standort W-10A) ein noch höherer Wert registriert. Alle 2013 gemessenen Erhöhungen fallen jedoch im Vergleich zu der um einen Faktor 1'000 grösseren natürlichen Strahlenbelastung kaum ins Gewicht.

Auf der französischen wie auch auf der deutschen Seite wurden im Raum Basel keine Erhöhungen registriert. Auffallend ist zudem, dass sich die Anzahl der Erniedrigungen um >6‰ in den letzten 3 Jahren von 6 und 14 auf 23 erhöht hat (siehe Figur 11 / Symbol ▼).

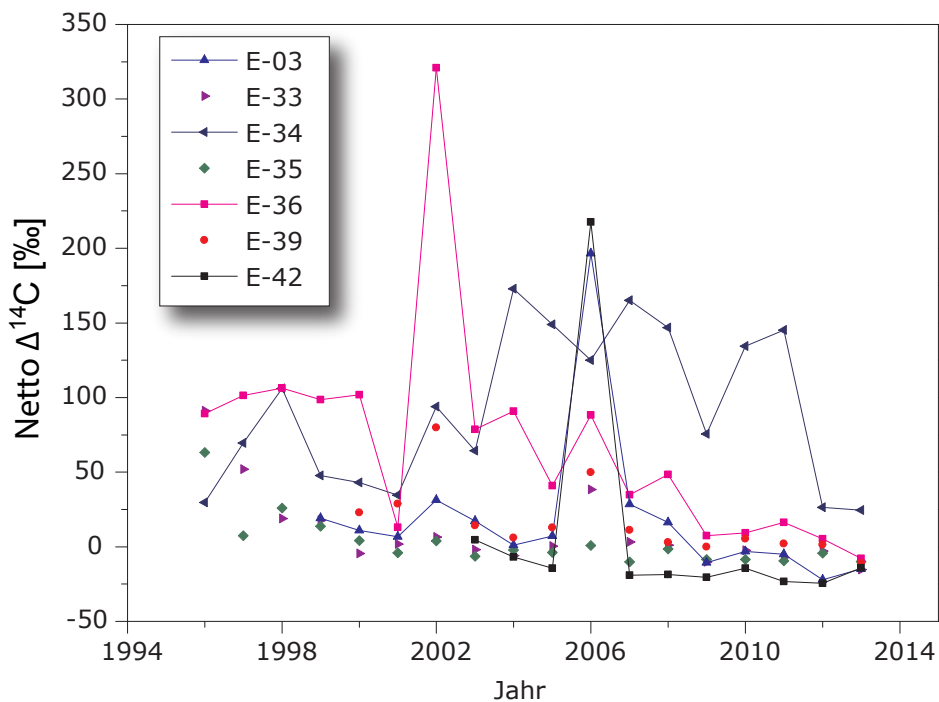
Zusätzlich wurden die Jahrringe 2011 - 2013 eines im Februar 2013 gefällten Baumes in unmittelbarer Nähe vom Gebäude des Verbrennungsofens beprobt. Die Werte lagen 0 - 7‰ unter den Werten der unbelasteten Referenzstationen.



Figur 12: Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte westlich des Rheins (östlich der KVA). Am Standort W-28 wird die ^{14}C unbelastete Stadtluft gemessen. Liegen von einem Standort mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert eingetragen.

Im Juni, August und Oktober wurden an einigen Standorten sowohl in der Blattkohle als auch an unverkohlten, ganzen Blättern Messungen durchgeführt. Bei der Blattverkohlungen allenfalls flüchtige Kohlenwasserstoffe werden bei der Messung von ganzen Blättern vollständig miterfasst. Da die Messung an ganzen Blättern jedoch zeitaufwändiger ist, wird sie nur dort angewendet, wo Höchstwerte zu erwarten sind (siehe Tabelle 2).

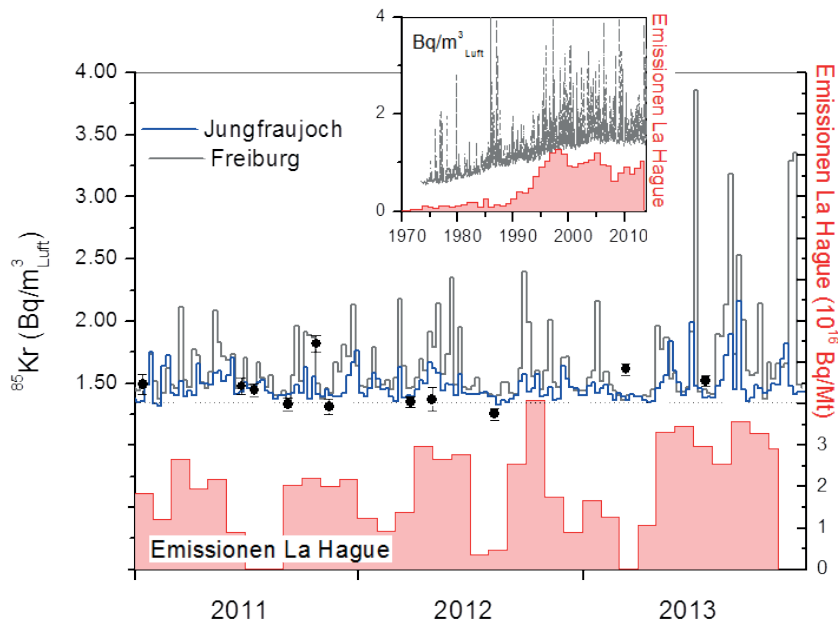
Die Figuren 12 und 13 zeigen die Messergebnisse seit Messbeginn an ausgewählten Standorten. Westlich des Rheins blieb der Höchstwert von Netto 438‰ (Standort W-06) aus dem Jahr 1994 die Ausnahme. Dasselbe kann östlich des Rheins am Standort E-36 festgestellt werden. Hier wurde der 2002 gemessene Höchstwert von 320‰ (E-36) in den letzten Jahren jeweils deutlich unterschritten.



Figur 13:
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte östlich des Rheins. Liegen von einem Standort mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert eingetragen.

Tabelle 2:
Im Jahre 2013 gemessene höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern im Vergleich mit Messungen früherer Jahre (1994 - 2012) am Standort Basel östlich (E-...) und westlich (W-...) des Rheins. Am Standort E-42 wurde vor dem Gebäude (Strassenseite) und hinter dem Gebäude (E-42*, Hofseite) gemessen. W-28 ist stellvertretend für das von ^{14}C -Quellen unbeeinflusste Stadtgebiet.

Ort	In der Blattkohle		Im ganzen Blatt	
	2013 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	1994-2012 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2013 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2004 - 2012 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]
E-03	-15	197 (2006)	-	23 (2007)
E-26	-13	169 (1996)	-	-
E-34	3	106 (1998)	25	173 (2004)
E-42	-14	4 (2003)	-	-
E-42*	-6	218 (2006)	-	-
W-06	0	438 (1994)	21	172 (2008)
W-10A	32	259 (1997)	64	308 (2005)
W-28	-11	-6 (2007)	-13	-
W-71	24	227 (2008)	-1	75 (2009)
W-72	42	107 (2008)	23	115 (2010)

**Figur 14:**

Atmosphärische ^{85}Kr Aktivitätskonzentrationen der Stationen Jungfraujoch (3'500 m.ü.M.), Freiburg i. Br. (276 m.ü.M.) in der bodennahen Luft sowie stichprobenartige Messungen in Bern (gemessen durch Uni Bern) über die letzten drei Jahre. Kleines Bild: Aktivitätsverlauf bei der Station Freiburg i. Br. über die letzten 39 Jahre; die Messungen der Proben aus Freiburg und vom Jungfraujoch wurden am Bundesamt für Strahlenschutz in Freiburg i. Br. durchgeführt. Zum Vergleich ist der Verlauf der Emissionsraten der Aufbereitungsanlage von La Hague dargestellt (rote Balken).

Krypton-85 (^{85}Kr)

Das radioaktive Edelgasisotop Krypton-85 ist ein Beta-Strahler mit einer Halbwertszeit von 10.76 ± 0.02 Jahren. Natürliches atmosphärisches ^{85}Kr hat seinen Ursprung in dem Einfang kosmischer Neutronen durch ^{84}Kr in der Atmosphäre und durch die Spaltung von Uran und anderen Aktiniden in der Lithosphäre. Die beiden Prozesse führen zu einem natürlichen atmosphärischen ^{85}Kr -Inventar von etwa $9 \cdot 10^{11} \text{ Bq}^2$ oder einer spezifischen Aktivitätskonzentration von $\sim 0.2 \mu\text{Bq/m}^3_{\text{Luft}}$. Im Gegensatz dazu stammt das derzeitige ^{85}Kr in der Atmosphäre hauptsächlich aus der Wiederaufarbeitung von Brennstäben und wird lokal und zeitlich gepulst freigesetzt. Zurzeit ist die Aufbereitungsanlage in La Hague (F) die weltweit grösste Emissionsquelle (Figur 14)³. Durch radioaktiven Zerfall nimmt das atmosphärische Inventar jährlich um 6.5% ab. Diese Reduktionsrate wurde lange Zeit von den globalen Freisetzungsraten von ^{85}Kr übertroffen, was

zu einem Anstieg der atmosphärischen Basisaktivitätskonzentration führte (Figur 14, kleines Bild). In der letzten Dekade ist eine Stabilisierung bei einer Konzentration von $1.4 \text{ Bq/m}^3_{\text{Luft}}$ in Mitteleuropa zu beobachten (gestrichelte Linie in Figur. 14). Im Jahr 2013 liegen die Gesamtemissionen von La Hague wieder leicht höher im Vergleich zu den Vorjahren⁴. Amplitude und Frequenz von Emissionswolken von La Hague (und Sellafield) nehmen mit geographischer Distanz und Höhenlage ab. Dies wird auch deutlich beim Vergleich der Daten der Stationen vom Jungfraujoch und Freiburg i.B. (Figur 14). Die ^{85}Kr Aktivitätskonzentration in Darwin, Australien in den Jahren 2007 – 2010 zeigt, wie schon andere Messreihen in der Südhemisphäre, ein ähnliches Verhalten. Aufgrund des verzögerten interhemisphärischen Austausches und fehlender größerer Emissionsquellen auf der Südhalbkugel ist der mittlere Untergrundpegel während der Messkampagne in Darwin mit $1.31 \pm 0.002 \text{ Bq/m}^3_{\text{Luft}}$ etwas geringer als in der Nordhemisphäre und es fehlen auch die typischen kurzzeitig erhöhten Messwerte⁵. Für die Beurteilung der jährlichen effektiven Dosis ist jedoch der für die Stationen gültige mittlere Un-

2 Schröder, K.J.P. and W. Roether, 1975, The releases of krypton-85 and tritium to the environment and tritium to krypton-85 ratios as source indicators, International Atomic Energy Agency, Vienna 1975, IAEA-SM-191/30.

3 Schlosser, C.: Grossräumige Veränderung der Umweltradioaktivität: Atmosphärische Radioaktivität. In: Interventionen und Nachhaltigkeit im Strahlenschutz. Klausurtagung der Strahlenschutzkommission am 13./14. November 2008, Berlin. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 65, H. HOFFMANN GmbH, Berlin, 2010, 254-280, ISBN 978-3-87344-159-0

4 <http://www.avea.com/EN/operations-2315/cumulative-release-results-report-for-the-avea-la-hague-plant.html>

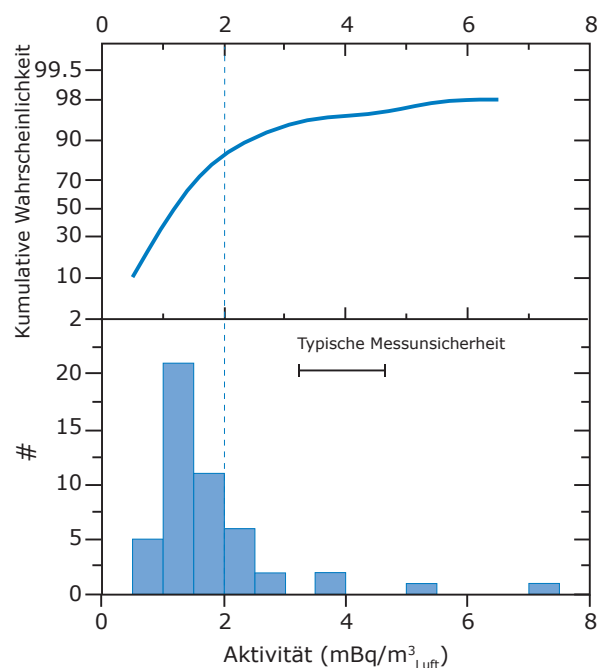
5 Bollhöfer, A., C. Schlosser, J. O. Ross, H. Sartorius, S. Schmid, Variability of atmospheric krypton-85 activity concentrations observed close to the ITCZ in the Southern Hemisphere, Journal of Environmental Radioactivity 127 (2014), pp. 111-118 DOI information: 10.1016/j.jenvrad.2013.10.003

tergrundpegel von ca. $1.4 \text{ Bq/m}^3_{\text{Luft}}$ relevant. Dieser führt zu einer Exposition von ca. 11 nSv/Jahr ($8 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/Bq m}^{-3} \text{ Jahr}^6$) was wenig ist in Relation zur Strahlenbelastung von etwa 1.1 mSv , verursacht durch natürliche Radioaktivität (siehe Kap. 2.1). Mit Hilfe der ^{85}Kr Messreihen des BfS wird ein derzeitiges atmosphärisches Gesamtinventar von etwa $5 \cdot 10^{18} \text{ Bq } ^{85}\text{Kr}$ ermittelt was etwa 7 Grössenordnungen über dem natürlichen Niveau liegt.

Stichproben gemessen am Physikalischen Institut der Universität Bern bestätigen den Aktivitätsbereich, der in Freiburg oder auf dem Jungfrauoch beobachtet wird. Die Streuung kommt durch die geographische Distanz aber vor allem durch den kürzeren Sammelzeitraum zustande. Die BfS Messungen entsprechen Wochenmittelwerten.

Argon-37 (^{37}Ar)

^{37}Ar wird in der Atmosphäre durch die Spallationsreaktion $^{40}\text{Ar}(n,4n)^{37}\text{Ar}$ produziert. Theoretische Abschätzungen der durch kosmische Strahlung erzeugten troposphärischen Gleichgewichtsaktivität liegen bei ca. $0.5 - 2 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ ^{7,8}, in guter Übereinstimmung mit den über die letzten 6 Jahre gemessenen Basiswerten (Figur 15). Diese Messungen wurden an Luftproben aus Bern durchgeführt. Einflüsse stratosphärischer Luftmassen in die Troposphäre, welche vor allem im Frühjahr zu erwarten sind, können zu leicht erhöhten ^{37}Ar Aktivitäten bis $8 - 10 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ führen^{7,8}.



Figur 15:

^{37}Ar -Aktivität in Troposphärenluft gemessen im Zeitraum 2006 - 2013. 85% der Messwerte liegen unter $2 \text{ mBq/m}^3_{\text{Luft}}$ *

6 ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.). Table C.1., p. 61

7 Lal, D.; Peters, B. Cosmic Ray Produced Radioactivity on the Earth; Springer-Verlag, 1967; Vol. 46.

8 Oeschger, H.; Houtermans, H. J.; Loosli, H. H.; Wahlen, M. In Nobel Symposium 12, Radiocarbon Variations and Absolute Chronology, 1970; pp 471-496.

7.2

Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

M. Straub, P. Froidevaux, F. Barraud, F. Bochud

Institut de Radiophysique, Rue du Grand Pré 1, 1007 Lausanne, Suisse

Résumé

Les mesures de plutonium et d'américium ont été effectuées sur des échantillons de sols et sédiments, d'eaux de pluie, de surface et de rivière ainsi que sur des filtres aérosols, des plantes aquatiques et des poissons. En plaine, les activités en $^{239+240}\text{Pu}$ pour les échantillons de sol se situent entre 0.04 - 0.20 Bq/kg et les activités en américium entre 0.01 - 0.09 Bq/kg. Les échantillons de sol de montagne ont des activités plus élevées qui se situent entre 0.28 - 0.40 Bq/kg pour le $^{239+240}\text{Pu}$. La moyenne du rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0.03 ± 0.02 dans les sols et les sédiments indique une contamination provenant des essais d'armes atomiques effectués en atmosphère durant les années soixante et de la chute du satellite SNAP-9A. Cette origine est confirmée par le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ qui est de 0.44 ± 0.09 .

Pour les eaux de pluie et de surface et les eaux de rivière, les valeurs ne dépassent pas les activités des années précédentes. Les activités mesurées dans la viande des poissons restent également très faibles. A cause d'un comportement chimique différent dans les compartiments de l'environnement pour ces divers types d'échantillons, les mesures des rapports $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ sont très variables. De plus, dans les poissons, l'américium est connu pour avoir un facteur de concentration supérieur à celui du plutonium. Les valeurs moyennes des filtres aérosols ne dépassent pas 3 nBq/m³ pour l'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am en 2013.

Introduction

Le plutonium a été distribué dans l'environnement suite aux essais d'armes atomiques en atmosphère, et suite à divers accidents comme celui de la centrale nucléaire de Tchernobyl, ainsi que via le fonctionnement d'installations nucléaires et du cycle du combustible (retraitement) (Tableau 1). L'américium est généré par la désintégration bêta du ^{241}Pu , et a été introduit d'une façon non uniforme dans les deux hémisphères par les mêmes sources que le plutonium (Tableau 1). L'importance de la surveillance de ces deux radioéléments dans l'environnement se justifie par leur radiotoxicité et leur longévité dans les systèmes biologiques.

Le but de ce travail était d'évaluer tout d'abord la présence des radioéléments plutonium et américium dans l'environnement en Suisse, d'en attribuer l'origine et d'analyser leur comportement. La mesure du plutonium et de l'américium au niveau de traces dans l'environnement est indispensable à la compréhension des mécanismes de mobilisation et d'absorption dans l'environnement. Pour cela, des sols, des sédiments, de l'eau, des plantes aquatiques, des poissons et des filtres aérosols prélevés en Suisse en 2013 ont été analysés.

Tableau 1:

Propriétés radioactives des actinides et leurs sources dans l'environnement. Dernière colonne: le "% du NWT-fallout-Pu" est donné en % de masse, "r" correspond au rapport des activités. NWT = nuclear weapon testing.

Radio-isotope	Emission	Energie (MeV)	Période (a)	Remarques (origine)
²³⁸ Pu	α	5.456, 5.499	87.8	Satellites SNAP, $r(^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu})=0.036$
²³⁹ Pu	α	5.101, 5.143	$2.41 \cdot 10^4$	84% du NWT-fallout Pu
²⁴⁰ Pu	α	5.124, 5.168	$6.57 \cdot 10^3$	15% du NWT-fallout Pu
²⁴¹ Pu	β	0.021	14.1	0.7% du NWT-fallout Pu, fille: ²⁴¹ Am
²⁴² Pu	α	4.856, 4.900	$3.74 \cdot 10^5$	0.3% du NWT-fallout Pu
²⁴¹ Am	α	5.443, 5.485	433	Fille: ²³⁷ Np, $r(^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu})=0.39$

Méthode de séparation chimique

La méthode de séparation chimique utilisée pour les analyses de plutonium et d'américium consiste à séparer séquentiellement le plutonium et l'américium sur des résines TEVA® et DGA® respectivement, après la digestion micro-onde des échantillons [1]. Les actinides sont ensuite électrodéposés sur des disques d'acier [2] et sont mesurés sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS. La procédure est décrite en détails

dans la référence bibliographique [1]. La performance de la méthode se traduit par des sources isotopiquement très pures et par des rendements moyens de 65 % et de 60 % pour le Pu et l'Am respectivement. La méthode est validée annuellement par la participation à des intercomparaisons internationales comme PROCORAD en 2013, et par la mesure d'échantillons certifiés (IAEA-soil-6, IAEA-sediments-375, etc).

Tableau 2:

Plutonium et américium (Bq/kg de matière sèche) dans les sols (0 - 5 cm) et sédiments prélevés en 2013.

Lieu	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	²³⁸ Pu / ^{239,240} Pu	²⁴¹ Am / ^{239,240} Pu
Sols plaine				
Arenenberg TG	0.10 ± 0.01	0.05 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.56 ± 0.13
Cadenazzo	0.06 ± 0.01	0.01 ± 0.00	0.05 ± 0.03	0.25 ± 0.07
Güttingen	0.10 ± 0.01	0.05 ± 0.01	< LD	0.45 ± 0.08
Posieux	0.08 ± 0.01	0.03 ± 0.01	< LD	0.37 ± 0.09
Sols centrales nucléaires + PSI + CERN				
Beznau	0.13 ± 0.01	0.05 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.36 ± 0.06
Gösgen	0.17 ± 0.02	0.09 ± 0.01	0.04 ± 0.02	0.51 ± 0.07
Leibstadt	0.17 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.39 ± 0.05
Mühleberg	0.08 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.02	0.43 ± 0.08
ZWILAG	0.11 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.42 ± 0.07
PSI-OASE	0.09 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.03 ± 0.02	0.42 ± 0.07
CERN 1	0.08 ± 0.01	0.04 ± 0.01	0.03 ± 0.02	0.53 ± 0.11
CERN 2	0.04 ± 0.01	0.02 ± 0.00	0.07 ± 0.04	0.50 ± 0.12
Sols sites d'altitude				
Allmendhubel	0.40 ± 0.02	0.14 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.35 ± 0.04
Diesse	0.39 ± 0.02	0.17 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.45 ± 0.04
Fahrni	0.28 ± 0.02	0.12 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.42 ± 0.05
Gimmelwald	0.35 ± 0.02	0.15 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.41 ± 0.04
Sédiments				
Pratteln	0.026 ± 0.005	0.015 ± 0.004	0.02 ± 0.03	0.56 ± 0.19
Klingnau	0.05 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.02	0.68 ± 0.18
Hagneck	0.04 ± 0.01	0.012 ± 0.004	0.03 ± 0.03	0.29 ± 0.12

Résultats

Les tableaux 2, 3 et 4 rapportent les résultats principaux obtenus en Suisse en 2013. Les incertitudes des mesures sont reportées pour un intervalle de confiance de 95 % ($k=2$)

Sols

Le tableau 2 présente les résultats dans différents sols et sédiments de Suisse. La profondeur analysée pour les sols est de 0 - 5 cm. Les activités en plutonium se situent entre 0.04 - 0.4 Bq/kg et les activités en américium entre 0.01 - 0.17 Bq/kg. Les valeurs les plus élevées sont observées dans les échantillons des sols situés en altitude (i.e. Allmendhubel, Diesse, Fahrni, Gimmelwald) et s'expliquent principalement par des précipitations plus importantes en montagne qu'en plaine. Cette observation est cohérente avec le phénomène d'augmentation des dépositions de radioactivité (^{90}Sr) avec l'altitude à échelle de l'Europe occidentale [3]).

La figure 1 illustre le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dans les sols et les sédiments. Tous les échantillons sont regroupés autour d'une valeur 0.4 (ligne rouge), représentative des rapports des retombées des essais nucléaires réalisés dans les années soixante. La figure 2 présente les mêmes résultats avec l'activité du ^{238}Pu en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ (a) et l'activité du ^{241}Am en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ (b) en comparaison avec les rapports correspondant de l'accident de Tchernobyl (ligne rouge) et les retombées des essais nucléaires (ligne bleue). Aucune contribution significative de l'accident de Tchernobyl à l'activité en plutonium et américium n'a été mise en évidence, comme démontré dans la figure 2.

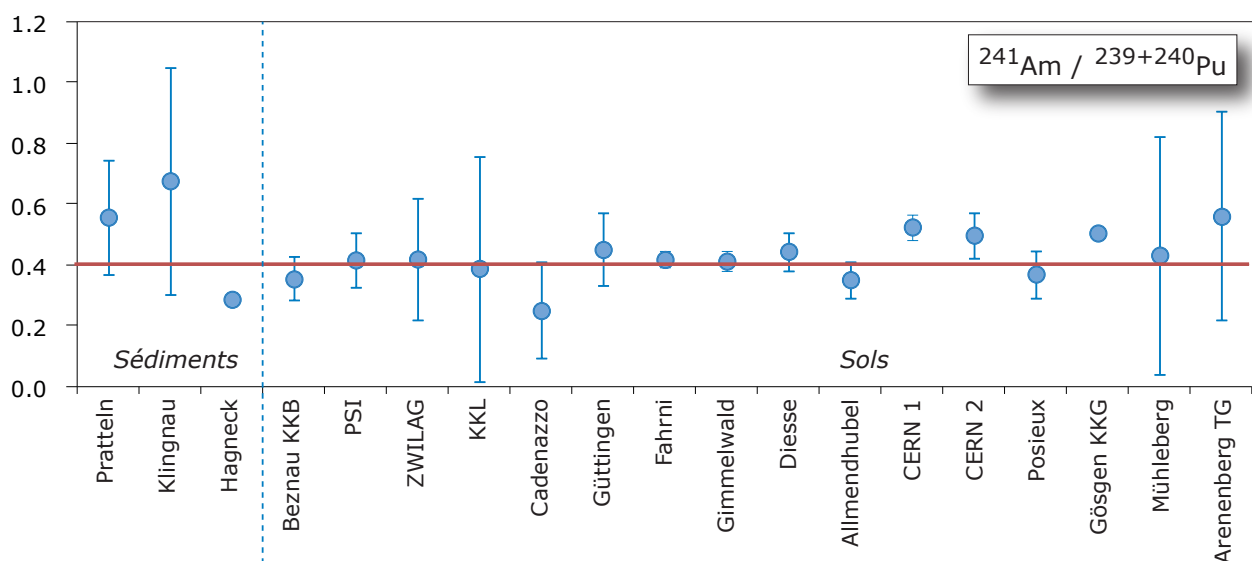


Figure 1 :

Rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dans les sols et les sédiments; la ligne rouge représente le rapport de retombées des essais nucléaires des années soixante (les incertitudes des mesures sont reportées à 2 sigma).

Eaux de pluie, de surface et de rivière, plantes aquatiques et viande de poisson

Pour l'analyse des eaux, au moins 65 litres par échantillon ont été prélevés. Dans les eaux de surface, les actinides sont présents en suspension dans la partie sédimentaire ou associés aux colloïdes organiques. Les activités en plutonium et en américium de l'eau de pluie et l'eau de rivière sont faibles et sont comprises dans la gamme observée lors des années précédentes ($<10 \text{ mBq/m}^3$). L'activité du plutonium et de l'américium dans l'eau du Rhône est plus élevée que l'activité mesurée dans les 3 échantillons de pluie (tableau 3), à cause d'une forte charge en sédiments dans l'eau du Rhône dans lesquels les radioéléments peuvent s'accumuler. Les trois eaux de surface montrent des activités situées entre 3.4 - 5.4 mBq/m^3 pour le $^{239+240}\text{Pu}$ et entre 2.6 - 4.2 mBq/m^3 pour l'activité en ^{241}Am . L'eau de surface de Hagneck a une activité en dessous de la limite de détection pour l'américium.

Les activités mesurées dans les plantes aquatiques sont faibles ($< 80 \text{ mBq/kg}$ de matière sèche). Les plantes aquatiques peuvent adsorber les radioéléments par transfert racinaire à partir des sédiments et par transfert foliaire à partir de l'eau. Le transfert de cations dans la partie intracellulaire des plantes implique des canaux sélectifs et non-sélectifs. Ainsi, l'accumulation de plutonium et d'américium n'est pas forcément identique et les rapports entre ces deux radioéléments ne seront pas similaires à ceux mesuré dans les sédiments, les sols ou dans l'eau (figure 3).

Les activités en plutonium et en américium dans la viande de poisson sont très faibles (tableau 3).

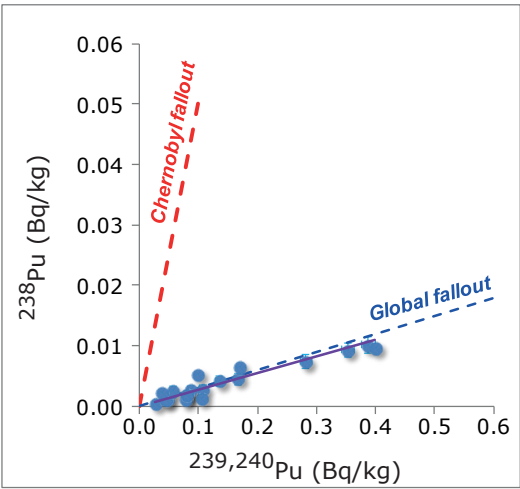


Figure 2a:
Activité du ^{238}Pu en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ dans les sols et les sédiments en comparaison avec les rapports correspondant de l'accident de Tchernobyl (ligne rouge) et les retombées des essais nucléaires (ligne bleue), les incertitudes des mesures sont reportées à 1 sigma.

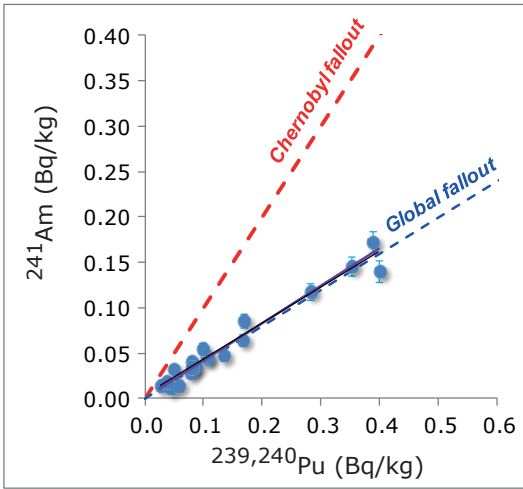


Figure 2b:
Activité du ^{241}Am en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ dans les sols et les sédiments en comparaison avec les rapports correspondant de l'accident de Tchernobyl (ligne rouge) et les retombées des essais nucléaires (ligne bleue), les incertitudes des mesures sont reportées à 1 sigma.

Les organismes aquatiques peuvent accumuler des transuraniens lors de l'interaction avec de l'eau et l'alimentation, par assimilation ou par adsorption. En général, l'américium a montré une biodisponibilité plus élevée que le plutonium [4,5] et cela pourrait expliquer les rapports $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ plus élevés observés dans les poissons (Fig. 3).

Filtres aérosols

Nous étudions annuellement quatre sites standard (Mühleberg KKM, Leibstadt KKL, Klingnau et Posieux) et, en 2013, aussi un site à Liebefeld où l'on a pris les échantillons par saison, hiver et été.

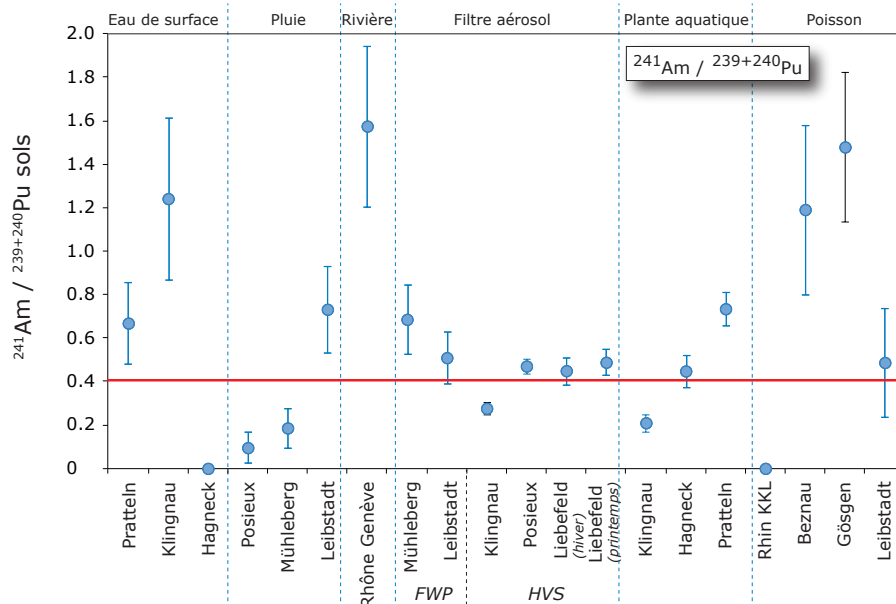
Les prélèvements sont effectués de manière hebdomadaire. Les filtres sont réunis pour former un échantillon annuel par site (saisonnier pour Liebefeld) pour l'analyse de plutonium et d'américium. Le volume d'air prélevé est d'au moins 550'000m³, ce qui permet une analyse à très bas niveau d'activité (nBq/m³). L'activité en plutonium et en américium des filtres à air (Tableau 4) reflète en général le phénomène de resuspension des particules de sol [2,6]. En fait, on mesure essentiellement la fraction particulaire de l'air, sur laquelle sont adsorbés les radioéléments.

Tableau 3:
Plutonium et américium dans les eaux (mBq/m³), les plantes aquatiques (mBq/kg) et la viande de poisson (mBq/kg) prélevés en 2013.

Lieu	Type	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$
Eaux (mBq/m ³)				
Mühleberg KKM	eau de pluie	0.17 ± 0.07	< LD	< LD
Posieux (Fribourg)	eau de pluie	0.22 ± 0.11	< LD	< LD
Leibstadt KKL	eau de pluie	1.83 ± 0.60	1.34 ± 0.58	0.73 ± 0.40
Rhône (Genève)	eau de rivière	2.30 ± 0.79	3.63 ± 1.17	1.58 ± 0.74
Pratteln	eau de surface	3.90 ± 0.97	2.61 ± 1.31	0.67 ± 0.38
Klingnau	eau de surface	3.37 ± 1.09	4.19 ± 2.11	1.24 ± 0.74
Hagneck	eau de surface	5.39 ± 1.96	< LD	< LD
Viande de Poisson (mBq/kg de matière sèche)				
Rhin KKL	poisson	20 ± 0.6	< LD	< LD
Bezau	poisson	1.3 ± 0.6	1.6 ± 0.7	1.2 ± 0.8
Gösgen	poisson	3.0 ± 1.4	4.4 ± 0.2	1.5 ± 0.7
Leibstadt	poisson	1.7 ± 0.9	< LD	< LD
Plantes Aquatiques (mBq/kg de matière sèche)				
Klingnau	plantes aquatiques	22.1 ± 4.5	4.6 ± 1.6	0.21 ± 0.08
Hagneck	plantes aquatiques	77.2 ± 16.5	34.6 ± 9.0	0.45 ± 0.08
Pratteln	plantes aquatiques	35.5 ± 4.3	26.0 ± 4.5	0.73 ± 0.16

Tableau 4:Plutonium et américium dans les filtres à air (nBq/m³) prélevés en 2013.

Lieu	Type	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	²⁴¹ Am/ ^{239,240} Pu
Filtres aérosols (nBq/m ³)				
Mühleberg KKM	filtre aérosol FWP	0.55 ± 0.15	0.38 ± 0.14	0.69 ± 0.32
Leibstadt KKL	filtre aérosol FWP	0.67 ± 0.17	0.34 ± 0.13	0.51 ± 0.24
Klingnau	filtre aérosol HVS	1.42 ± 0.12	0.39 ± 0.07	0.28 ± 0.06
Posieux	filtre aérosol HVS	2.66 ± 0.22	1.25 ± 0.15	0.47 ± 0.07
Liebefeld (hiver)	filtre aérosol HVS	0.49 ± 0.08	0.22 ± 0.05	0.45 ± 0.12
Liebefeld (printemps)	filtre aérosol HVS	0.96 ± 0.12	0.47 ± 0.10	0.49 ± 0.12

**Figure 3:**

Rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dans les échantillons dans lesquels le plutonium et l'américium peuvent être soumis à un fractionnement. La ligne rouge indique le rapport des retombées globales des essais nucléaires (les incertitudes des mesures sont reportées à 2 sigma).

Conclusions

Les analyses de plutonium et d'américium dans l'environnement en 2013 n'ont pas montré d'activité inattendue. Les activités en plutonium et en américium dans les échantillons de sols de montagne sont, comme d'habitude, plus élevées par rapport aux échantillons de sols de plaine. L'ensemble des mesures montre que la déposition est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude du site du prélèvement. Cette relation est un phénomène bien connu pour les dépositions de radioéléments suite aux essais des bombes atomiques réalisés en atmosphère.

Nous n'avons pas observé de marquage dû aux centrales nucléaires suisses dans les échantillons de sols et les rapports isotopiques sont indicatifs des essais nucléaires des années soixante et de la désintégration dans l'atmosphère du satellite SNAP-9A contenant une source de ^{238}Pu . En aval du rejet des centrales nucléaires suisses, l'analyse du rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dans des échantillons prélevés en Suisse en 2013 confirme l'absence de marquage radioactif par les centrales.

Références

- [1] Luisier F., Corcho Alvarado J.A., Steinmann Ph., Krächler M., Froidevaux P. Journal Radioanal. Nucl. Chem. 281, 3: 425-432 (2009)
- [2] Bajo S., Eikenberg J., Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 242, 3, 745-751 (1999)
- [3] Pourcelot L., Steinmann P., Froidevaux, P. Chemosphere 66, 1571-1579 (2007)
- [4] Aarkrog A., Boelskifte S., Dahlgaard H., Duniec S., Holm E., Smith J. Journal Radioanal. Nucl. Chem.: 115: 39-50 (1987)
- [5] Livingstone H., Bowen V. In: Hardy E. (ed.) Heath and Safety Laboratory Environmental Quarterly. HASL-315. Springfield, Virginia, National Technical Information Service (1977)
- [6] Corcho Alvarado J.A., Froidevaux P., Luisier F., Barraud F., Dlala J., Savary A., Bochud F. Rapport OFSP (2009).

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013
Résultats 2013



8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

8 Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions



Inhaltverzeichnis / Sommaire

8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	131
Zusammenfassung	131
Ergebnisse 2013	131
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	140
Zusammenfassung	140
Ergebnisse 2013	140
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	141
Zusammenfassung	141
Übersicht	141
Systeminstandhaltung und -ergänzung	143
Qualitätssicherung	143
Messergebnisse	144
8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	146
Zusammenfassung	146
Einleitung	146
Radiochemische Trennmethoden (Boden)	147
Staubfangplatten	147
Niederschlag	147
Resultate und Diskussion	148
8.5 Les installations nucléaires et l'environnement	149
Résumé	149
Introduction	149
Méthodologie	150
Résultats	151
Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens	154
Conclusions	155
8.6 Environnement du CERN (mesures OFSP)	156
Résumé	156
Programme de surveillance de l'OFSP	156
Mesures de l'exposition ambiante	157
Mesures dans le milieu atmosphérique	157
Mesures dans le milieu terrestre	158
Mesures dans le milieu aquatique	159
Conclusions	160
8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	161
Résumé	161
Le CERN	161
Aspects environnementaux	162
Programme de surveillance	163
Résultats 2013	163
Conclusions	166

8.1

Emissionen aus den Kernanlagen

F. Cartier, R. Habegger, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2013 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB & KKB 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul Scherrer Institut (PSI) und das am gleichen Standort gelegene Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimiten. Die aus den tatsächlichen Abgaben und der Direktstrahlung aus der jeweiligen Anlage errechnete Strahlenexposition liegt selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene, zehnjährige Kinder und Kleinkinder weit unterhalb des für Standorte von Kernanlagen festgelegten quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Ergebnisse 2013

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in der Figur 1 für die letzten fünf Jahre zusammen mit den entsprechenden Jahreslimiten dargestellt. Tabelle 1 zeigt die in den Kernkraftwerken und im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen gemäss ENSI-Richtlinie G14 errechneten Personendosen für Erwachsene, 10-jährige Kinder und Kleinkinder in der Umgebung der betreffenden Anlage im Jahr 2013. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 3a, mit der Abluft in den Tabellen 3b und 3c aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Alle Kernanlagen haben die vorgeschriebenen Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Zur Überprüfung der Messverfahren der Kernanlagen hat das ENSI an rund 180 Proben eigene gammaspektrometrische Messungen durchgeführt (inkl. Teilnahme an Ringvergleichen zur Sicherstellung der eigenen Messqualität). Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben aus den Anlagen stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse zeigen, dass die Abgabereglemente eingehalten werden.

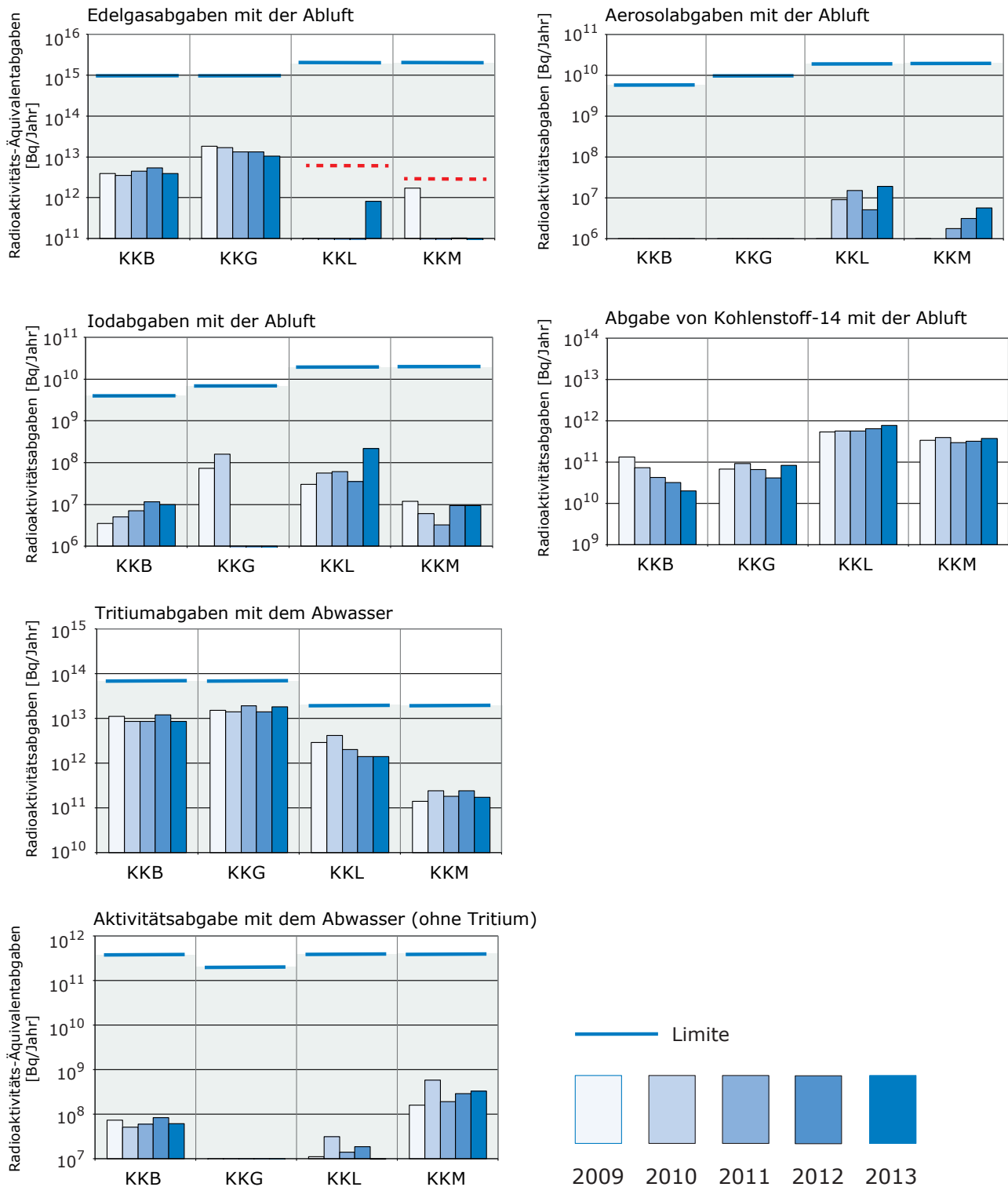
Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für einjährige Kinder in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt gemäss Tabelle 1 unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKG weniger als 0.001 mSv, beim KKB 0.0011 mSv, beim KKM 0.0045 mSv und beim KKL 0.0067 mSv. Die Dosiswerte für zehnjährige Kinder und Erwachsene liegen unterhalb derer von einjährigen Kindern. Somit betrugen die Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung im Jahr 2013 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts.

Das ENSI berücksichtigt bei den Dosisberechnungen auch die formell nicht limitierten ^{14}C -Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis dominieren. Das radioaktive Kohlenstoffisotop ^{14}C entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die ^{14}C -Abgaben der Kernkraftwerke sind systembedingt begrenzt, weil die Abgaberate primär von der Reaktorleistung abhängig ist. Die Kernkraftwerke haben in den letzten Jahren die ^{14}C -Abgaben gemessen und nachgewiesen, dass diese mit den Erfahrungswerten aus der Messkampagne vor etwa dreissig Jahren und den in der einschlägigen Literatur angegebenen ^{14}C -Abgabewerten für ähnliche Anlagen korrespondieren. Das KKL führt seit längerer Zeit aus eigener Initiative ^{14}C -Messungen durch. Mitte 1998 wurde die Apparatur des KKL zur Messung von ^{14}C aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibriert, was dazu führte, dass die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas höher ist. Das KKG führt seit Ende 2001 Messungen der ^{14}C -Abgaben mit der Abluft durch. Die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis der Jahre 2001 bis 2003 werden beim KKG im Nachhinein als um den Faktor 3 zu hoch eingeschätzt, dies aufgrund der Ergebnisse der neuen Kalibrierung der Messapparatur mit zwei diversitären Standards zu Beginn des Jahres 2004. Alle Schweizer Kernkraftwerke haben auch 2013 die ^{14}C - und die ^3H -Aktivität in der Abluft gemessen. Der Dosisbeitrag von ^{14}C wurde aus den Messwerten ermittelt.

Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet das ENSI eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.006 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich im PSI durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Edelgasen aus den Teilchenbeschleuni-

gern im West-Areal des Institutes. Die vom PSI und vom ENSI unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des für das PSI bewilligten Anteils von 0.15 mSv pro Jahr am quellenbezogenen Dosisrichtwert für den gemeinsamen Standort des PSI und des ZZL liegt. Für das ZZL beträgt der Anteil 0.05 mSv pro Jahr.

Im Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr keine weiteren Einlagerungen von Transport- und Lagerbehältern für hoch- und mittelaktive Abfälle, hingegen wurden in der Konditionieranlage grosse Mengen verschiedensten Materials angeliefert und konditioniert. Bei der Plasmaanlage fand 2013 aus logistischen Gründen nur eine Verbrennungskampagne im Herbst statt. Die für das Jahr 2013 bilanzierten Abgaben des ZZL sind in den Tabellen 1 und 3a bis 3c zusammengestellt. Die aufgrund der Abgaben unter ungünstigen Annahmen berechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Umgebungsbevölkerung lag unterhalb von 0.001 mSv.


Figur 1:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2009 bis 2013) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten.

Angegeben ist für die jeweilige Nuklidgruppe und den Abgabepfad die Jahressumme der bei den einzelnen bilanzierenden Messungen durch die Kernkraftwerke ausgewiesenen Aktivitätsabgaben. Die Edelgasbilanzierung im KKB und im KKG basiert auf Beta-Totalmessungen. Für die Umrechnung in die für den Vergleich mit den Abgabelimiten notwendigen Edelgas-Abgabeäquivalente wurde in diesen Fällen ein konservatives Nuklidgemisch angesetzt. Das KKL und das KKM bilanzieren die Edelgase dagegen nuklidspezifisch mittels Gamma-Spektrometriemessungen. Die nuklidspezifischen Messungen liegen häufig unterhalb der Nachweisgrenze. Die gestrichelten Linien bei KKL und KKM stellen eine abgeschätzte obere Grenze der tatsächlichen Abgaben dar, falls die Edelgasaktivitäten jeweils knapp unterhalb der Nachweisgrenze liegen würden.

Tabelle 1:

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2013 für die Kernkraftwerke und das Zentrale Zwischenlager Würenlingen und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.

(Fussnoten siehe Ende Kap 8.1)

Ort	Medium	Art der Abgaben ¹	Bilanzierte Abgaben ²				Berechnete Jahresdosis ³		
			Messung	Normiert ^{1,2}	Limiten ⁴		mSv/Jahr		
			Bq pro Jahr	Bq pro Jahr	Bq pro Jahr	Prozent der Limite	Erw.	10j Kind	1j Kind
KKB1 + KKB2	Abwasser 3'400 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	3.9·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	8.6·10 ¹²	8.6·10 ¹²	7·10 ¹³	12 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	4.1·10 ¹²	3.9·10 ¹³	1·10 ¹⁵	0.4%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.2·10 ⁵	-	6·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	4.5·10 ⁶	4.5·10 ⁶	4·10 ⁹	0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	2.0·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	0.0011
	Dosis total						<0.001	<0.001	0.0011
KKG	Abwasser 7'047 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	4.3·10 ⁶	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.8·10 ¹³	1.8·10 ¹³	7·10 ¹³	26 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	<9.3·10 ¹²	<1.0·10 ¹³	1·10 ¹⁵	<1.0%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	9.8·10 ⁴	-	1·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	2.8·10 ⁵	-	7·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	8.4·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	0.001
KKL	Abwasser 14'072 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	6.1·10 ⁷	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.4·10 ¹²	1.4·10 ¹²	2·10 ¹³	7 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2.0·10 ¹²	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	1.6·10 ⁷	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	2.2·10 ⁸	2.2·10 ⁸	2·10 ¹⁰	1.1 %	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	7.7·10 ¹¹	-	-	-	0.0029	0.0038	0.0065
	Dosis total						0.003	0.0039	0.0067
KKM	Abwasser 3'626 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	2.7·10 ⁹	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.7·10 ¹¹	1.7·10 ¹¹	2·10 ¹³	0.8 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2.9·10 ¹⁰	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	5.6·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	0.0027	0.0026	0.0025
		Iod: ¹³¹ I	9.3·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	3.7·10 ¹¹	-	-	-	<0.001	0.0012	0.0020
	Dosis total						0.0036	0.0038	0.0045
ZZL	Abwasser 367 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	3.7·10 ⁸	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.8·10 ⁹	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	β-/γ-Aerosole	1.2·10 ⁴	-	1·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		α-Aerosole	1.5·10 ⁴	-	3·10 ⁷	-	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	8.3·10 ⁷	-	1·10 ¹²	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.6·10 ⁹	-	1·10 ¹⁴	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001

Tabelle 2:

Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2013 und der daraus berechneten Dosen für Einzelpersonen der Bevölkerung – (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

	PSI Ost				
	Hochka-min	Saphir, Proteus	Forschungs-labor	Betriebs-Gebäude radioaktive Abfälle	Bundeszwischenlager
Abgaben im Abwasser^{1,2} [Bq/a]					
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-
Tritium	-	-	-	-	-
Abgaben über die Abluft^{1,2} [Bq/a]					
Edelgase und andere Gase	$1.5 \cdot 10^{11}$	-	-	-	-
β/γ -Aerosole, ohne Iod	$1.7 \cdot 10^8$	-	-	-	$1.1 \cdot 10^5$
α -Aerosole	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$3.2 \cdot 10^7$	-	-	-	-
Tritium als HTO	$1.0 \cdot 10^{11}$	$3.0 \cdot 10^7$	-	$4.7 \cdot 10^9$	$1.3 \cdot 10^{10}$
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:					
Erwachsene	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015
Kind 10j	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015
Kleinkinder	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert⁴	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%

	PSI West			Gesamtanlage des PSI ^{1,2}		
	Zentrale Fortluftanlagen	Injektor II	C-Labor	Abwasser 1'282 m ³	Abluft	Aequivalent-abgaben
Abgaben im Abwasser^{1,2} [Bq/a]						
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	$7.4 \cdot 10^7$	-	$1.6 \cdot 10^7$
Tritium	-	-	-	$8.0 \cdot 10^{10}$	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]						
Edelgase und andere Gase	$1.5 \cdot 10^{14}$	$3.1 \cdot 10^9$	-	-	$1.5 \cdot 10^{14}$	$3.4 \cdot 10^{14}$
β/γ -Aerosole, ohne Iod	$2.4 \cdot 10^{10}$	$2.8 \cdot 10^6$	$6.3 \cdot 10^3$	-	$2.4 \cdot 10^{10}$	-
α -Aerosole	-	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$5.7 \cdot 10^7$	-	-	-	$8.9 \cdot 10^7$	$3.9 \cdot 10^7$
Tritium als HTO	$1.2 \cdot 10^{12}$	-	-	-	$1.3 \cdot 10^{12}$	-
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:						
Erwachsene	0.0051	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.006	
Kind 10j	0.0051	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.006	
Kleinkinder	0.0051	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.006	
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert⁴	3.4%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 4.0%	

Tabelle 3a:

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2013: Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
^3H	$8.6 \cdot 10^{12}$	$1.8 \cdot 10^{13}$	$1.4 \cdot 10^{12}$	$1.7 \cdot 10^{11}$	$8.0 \cdot 10^{10}$	$1.8 \cdot 10^9$
^7Be					$1.4 \cdot 10^5$	
^{22}Na					$9.2 \cdot 10^4$	$1.0 \cdot 10^6$
^{24}Na	$2.7 \cdot 10^6$					
^{44}Sc					$7.2 \cdot 10^5$	
^{51}Cr	$6.1 \cdot 10^4$			$8.6 \cdot 10^7$		
^{54}Mn	$4.7 \cdot 10^6$		$5.7 \cdot 10^6$	$4.6 \cdot 10^8$	$6.2 \cdot 10^4$	
^{57}Co				$1.4 \cdot 10^6$	$2.3 \cdot 10^4$	
^{58}Co	$1.1 \cdot 10^7$		$1.3 \cdot 10^6$	$5.0 \cdot 10^8$	$2.4 \cdot 10^3$	
^{59}Fe				$1.3 \cdot 10^6$		
^{60}Co	$6.1 \cdot 10^7$	$9.8 \cdot 10^5$	$4.4 \cdot 10^7$	$1.5 \cdot 10^9$	$8.0 \cdot 10^5$	$9.9 \cdot 10^6$
^{65}Zn	$1.2 \cdot 10^5$		$6.1 \cdot 10^6$	$6.8 \cdot 10^7$		
^{89}Sr	$2.3 \cdot 10^6$			$1.3 \cdot 10^5$		
$^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$	$5.4 \cdot 10^5$			$5.6 \cdot 10^5$	$1.3 \cdot 10^7$	
^{95}Nb	$1.5 \cdot 10^5$			$8.8 \cdot 10^5$		
^{95}Zr	$1.7 \cdot 10^4$					
$^{99\text{m}}\text{Tc}$	$2.2 \cdot 10^6$	$8.1 \cdot 10^4$				
^{106}Ru						$5.5 \cdot 10^6$
^{109}Cd		$1.3 \cdot 10^6$				
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	$7.1 \cdot 10^6$			$6.6 \cdot 10^5$	$3.0 \cdot 10^4$	
^{111}In					$3.1 \cdot 10^4$	
^{122}Sb	$3.2 \cdot 10^6$					
^{124}Sb	$5.4 \cdot 10^7$			$3.7 \cdot 10^6$		$2.0 \cdot 10^4$
^{125}Sb	$5.8 \cdot 10^7$		$1.1 \cdot 10^6$	$4.0 \cdot 10^6$	$5.2 \cdot 10^4$	$5.0 \cdot 10^6$
$^{123\text{m}}\text{Te}$	$1.6 \cdot 10^7$	$1.2 \cdot 10^6$				
^{132}Te	$8.3 \cdot 10^6$	$5.5 \cdot 10^5$				
^{125}I					$1.2 \cdot 10^6$	
^{131}I	$2.8 \cdot 10^7$			$3.7 \cdot 10^5$		
^{132}I		$1.8 \cdot 10^5$				
^{133}I	$1.0 \cdot 10^7$					
^{134}Cs	$6.3 \cdot 10^6$				$4.9 \cdot 10^4$	$3.7 \cdot 10^6$
^{137}Cs	$1.1 \cdot 10^8$		$9.7 \cdot 10^5$	$9.7 \cdot 10^6$	$3.5 \cdot 10^7$	$3.4 \cdot 10^8$
^{141}Ce			$1.4 \cdot 10^6$			
^{144}Ce	$4.7 \cdot 10^5$					
^{161}Tb					$2.5 \cdot 10^6$	
^{177}Lu					$2.2 \cdot 10^7$	
^{195}Au					$4.4 \cdot 10^5$	
^{207}Bi					$2.1 \cdot 10^4$	
α -Strahler	*)	$1.3 \cdot 10^5$	$4.2 \cdot 10^5$	$2.6 \cdot 10^4$		*)
$^{234/238}\text{U}$					$1.4 \cdot 10^5$	
$^{239/240}\text{Pu}$	$2.9 \cdot 10^3$				$2.4 \cdot 10^4$	
$^{238}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$	$5.3 \cdot 10^4$				$2.5 \cdot 10^4$	
^{242}Cm	$6.1 \cdot 10^3$					
$^{243/244}\text{Cm}$	$2.8 \cdot 10^3$					

*) Angabe umfasst für das KKB und ZZL das 4. Quartal 2012 bis und mit dem 3. Quartal 2013

Tabelle 3b:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Edelgase und Iod 2013: Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
Gase, Edelgase						
Tritium	$5.9 \cdot 10^{11}$	$6.0 \cdot 10^{11}$	$1.3 \cdot 10^{12}$	$2.1 \cdot 10^{10}$	$1.3 \cdot 10^{12}$	$1.6 \cdot 10^9$
^{11}C					$2.4 \cdot 10^{13}$	
^{14}C (CO_2)	$2.0 \cdot 10^{10}$	$8.4 \cdot 10^{10}$	$7.7 \cdot 10^{11}$	$3.7 \cdot 10^{11}$		$8.3 \cdot 10^7$
^{13}N					$2.5 \cdot 10^{13}$	
^{15}O					$1.0 \cdot 10^{14}$	
^{18}F					$7.9 \cdot 10^{11}$	
^{24}Ne					$1.3 \cdot 10^{12}$	
^{41}Ar				$8.4 \cdot 10^9$	$4.0 \cdot 10^{12}$	
^{85}Kr					$1.5 \cdot 10^{11}$	
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$1.5 \cdot 10^{11}$		$1.2 \cdot 10^{10}$			
^{88}Kr	$2.6 \cdot 10^{11}$	$9.3 \cdot 10^{11}$				
^{133}Xe	$1.9 \cdot 10^{12}$	$7.4 \cdot 10^{12}$	$9.5 \cdot 10^{11}$			
^{135}Xe	$1.8 \cdot 10^{12}$	$9.3 \cdot 10^{11}$	$4.0 \cdot 10^{11}$	$3.9 \cdot 10^9$		
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$5.9 \cdot 10^{11}$			
^{138}Xe			$4.2 \cdot 10^{10}$			
EG-Aequiv.				$1.7 \cdot 10^{10}$		
EG: β -total						
Andere						
Iod						
^{123}I					$3.2 \cdot 10^7$	
^{125}I					$5.7 \cdot 10^7$	
^{126}I					$4.0 \cdot 10^4$	
^{131}I	$4.5 \cdot 10^6$	$2.8 \cdot 10^5$	$2.2 \cdot 10^8$	$9.3 \cdot 10^6$		
^{133}I	$2.8 \cdot 10^7$					

Tabelle 3c:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Aerosole 2013: Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
²⁴ Na					$2.3 \cdot 10^5$	
³⁸ S					$1.1 \cdot 10^9$	
³⁹ Cl					$8.1 \cdot 10^9$	
⁵⁴ Mn			$2.4 \cdot 10^4$	$9.8 \cdot 10^5$		
⁵⁸ Co				$1.1 \cdot 10^6$		
⁶⁰ Co	$6.0 \cdot 10^4$	$6.9 \cdot 10^4$	$1.6 \cdot 10^5$	$2.9 \cdot 10^6$	$7.3 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^3$
⁶⁵ Zn				$2.4 \cdot 10^5$		
⁷⁵ Se					$6.7 \cdot 10^3$	
⁷⁷ Br					$2.5 \cdot 10^6$	
^{80m} Br					$2.2 \cdot 10^9$	
⁸² Br					$4.4 \cdot 10^8$	
⁸⁹ Sr			$1.4 \cdot 10^6$			
^{99m} Tc					$1.6 \cdot 10^8$	
^{123m} Te		$1.3 \cdot 10^4$				
¹³¹ I (Aerosol)			$8.2 \cdot 10^6$	$5.3 \cdot 10^4$		
¹³⁷ Cs	$6.0 \cdot 10^4$	$2.4 \cdot 10^3$		$1.2 \cdot 10^5$		$1.1 \cdot 10^4$
¹⁴⁰ Ba			$5.8 \cdot 10^6$	$2.2 \cdot 10^5$		
¹⁴⁰ La			$3.6 \cdot 10^6$			
¹⁴⁴ Ce		$1.4 \cdot 10^4$				
¹⁸¹ Re					$5.3 \cdot 10^7$	
^{182m} Re					$1.5 \cdot 10^8$	
¹⁸³ Re					$6.5 \cdot 10^6$	
¹⁸³ Os					$1.8 \cdot 10^8$	
^{183m} Os					$4.8 \cdot 10^8$	
¹⁸⁵ Os					$1.5 \cdot 10^7$	
¹⁸⁵ W					$1.0 \cdot 10^9$	
¹⁹¹ Pt					$1.5 \cdot 10^5$	
¹⁹² Au					$8.0 \cdot 10^8$	
¹⁹⁴ Au					$4.7 \cdot 10^6$	
¹⁹² Hg					$5.4 \cdot 10^8$	
^{193m} Hg					$1.8 \cdot 10^8$	
¹⁹⁴ Hg					$4.7 \cdot 10^6$	
¹⁹⁵ Hg					$9.9 \cdot 10^9$	
^{195m} Hg					$7.5 \cdot 10^7$	
^{197m} Hg					$8.6 \cdot 10^7$	
²⁰³ Hg					$6.2 \cdot 10^6$	
Nicht spezifizierte						
α -Aerosole	$1.2 \cdot 10^4$	$5.1 \cdot 10^4$	$5.2 \cdot 10^4$	$7.1 \cdot 10^4$		$1.5 \cdot 10^4$

Fussnoten zu den Tabellen 1 bis 3

[1] Bei der Art der Abgaben resp. den Bilanzierten Abgaben ist folgendes zu präzisieren:

Abwasser: Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-LE-Wert von 200 Bq/kg angegeben. Die LE-Werte für die einzelnen Nuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein LE-Wert von 200 Bq/kg entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Ingestions-Dosisfaktor von $5 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq. Die unnormierte Summe der Abwasserabgaben ist in der Spalte „Messung“ angegeben.

Edelgase: Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von $4.4 \cdot 10^{-7}$ (Sv/Jahr)/(Bq/m³). Die unnormierte Summe der Edelgasabgaben ist in der Spalte „Messung“ angegeben.

Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine β -total-Messung durchgeführt; für die Äquivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80 % ^{133}Xe , 10 % ^{135}Xe und 10 % ^{88}Kr angenommen.

Gase: Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide ^{11}C , ^{13}N , ^{15}O und ^{41}Ar . Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist für die einzelnen Abgabestellen und das gesamte PSI die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben. Für die Gesamtanlage wird zusätzlich auch die auf den Referenz-CA-Wert von 2.10^5 Bq/m^3 normierten Abgabe aufgeführt.

Aerosole: Hier ist in jedem Fall die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.

Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar.

Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Strahlung der abgelagerten Aerosole, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist dem gegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.

Iod: Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von ^{131}I limitiert; somit ist bei den bilanzierten Abgaben nur dieses Iod-Isotop angegeben.

Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope nachgewiesen werden, ist die Abgabe für die einzelnen Abgabestellen und die Gesamtanlage als Summe der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben. Für die Gesamtabgabe wird zudem auch ein ^{131}I -Äquivalent als gewichtete Summe der Aktivität der Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ^{131}I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen.

Für die Berechnung der Jahresdosis werden sowohl für die KKW wie für das PSI immer sämtliche verfügbaren Iod-Messungen verwendet, d.h. es ist beispielsweise für KKB auch der Beitrag von ^{133}I berücksichtigt.

Kohlenstoff ^{14}C : In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des ^{14}C , der für die Dosis relevant ist, angegeben. Die für ^{14}C angegebene

Werte basieren bei allen Werken auf aktuellen Messungen.

[2] Die Messung der Abgaben erfolgt nach den Erfordernissen der Reglemente „für die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des...“ jeweiligen Kernkraftwerkes resp. des ZZL oder PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca. + 50 %. Abgaben unterhalb 0.1 % der Jahresabgabelimits werden vom ENSI als nicht-relevant betrachtet und werden in der Spalte „Normiert“ nicht ausgewiesen (-). Abgaben kleiner tausend Bq werden in der Tabelle 3 nicht aufgeführt.

[3] Die Jahresdosis ist für Personen berechnet, die sich dauernd am kritischen Ort aufhalten, ihre gesamte Nahrung von diesem Ort beziehen und ihren gesamten Trinkwasserbedarf aus dem Fluss unterhalb der Anlage decken. Die Dosis wird mit den in der Richtlinie ENSI-G14 angegebenen Modellen und Parametern ermittelt.

Dosiswerte kleiner als 0.001 mSv - entsprechend einer Dosis, die durch natürliche externe Strahlung in ca. zehn Stunden akkumuliert wird - werden in der Regel nicht angegeben. Beim PSI wird die Jahresdosis der Gesamtanlage als Summe über die Abgabestellen gebildet.

[4] Abgabelimits gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimits wurden so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) für die Kernkraftwerke unter 0.3 mSv/Jahr respektive das Zentrale Zwischenlager in Würenlingen (ZZL) unter 0.05 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2003 direkt über den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.15 mSv/Jahr limitiert.

8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Ortsdosis, respektive die Ortsdosisleistung durch externe Strahlung werden in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI mit dem MADUK-Messnetz (siehe Kapitel 8.3), und mit Thermolumineszenzdosimetern (TLD) in der Umgebung sowie am Arealzaun überwacht. Zusätzlich dazu führt das ENSI vierteljährlich stichprobenweise Dosisleistungsmessungen am Arealzaun sowie bei Bedarf spezielle Messkampagnen durch.

Die gemessenen Werte lagen allesamt unter den Immissionsgrenzwerten für die Direktstrahlung ausserhalb des Betriebsareals von 1 mSv pro Jahr für Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräume und von 5 mSv pro Jahr für andere Bereiche nach Art. 102 Absatz 3 der Strahlenschutzverordnung. Die tatsächlich durch eine Person am Arealzaun akkumulierte, jährliche Dosis aus externer Bestrahlung ergibt sich aus der mittleren Ortsdosisleistung am Arealzaun multipliziert mit der Aufenthaltszeit der Person. Eine Person, die sich während eines Jahres konstant am Arealzaun aufhalten würde, würde eine der Ortsdosis entsprechende Personendosis akkumulieren. Da sich eine Person aus der Umgebungsbevölkerung realistischerweise nur einige wenige Stunden direkt am Arealzaun aufhält, liegt die akkumulierte Personendosis um Faktor 100 bis 1'000 unterhalb der am gleichen Ort ermittelten Ortsdosis.

Ergebnisse 2013

Die Ortsdosisleistung ist im Nahbereich der Siedewasserreaktoren in Mühleberg und in Leibstadt durch Direkt- und Streustrahlung aus dem Maschinenhaus erhöht. Diese Strahlung resultiert aus dem radioaktiven Zerfall des kurzlebigen Stickstoffnuklids ^{16}N , welches im Reaktor produziert und bei Siedewasserreaktoren mit dem Dampf in die Turbine im Maschinenhaus getragen wird. Des Weiteren können Abfalllager zu einer erhöhten Ortsdosis am Zaun beitragen.

Am Zaun des KKM wurden bei stichprobenweise vierteljährlich vom ENSI durchgeführten Messungen Dosisleistungen zwischen etwa $0.08 \mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und $0.32 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Auf ein Jahr hochgerechnet würde basierend auf diesen Momentanwerten am meist exponierten Ort eine Dosiserhöhung von ca. 2 mSv (ohne natürlichen Untergrund) resultieren. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun ergeben für das Berichtsjahr nach Subtraktion des natürlichen Untergrundes von ca. 0.7 mSv eine Dosiserhöhung von 0.9 mSv.

Am Zaun des KKL wurden bei vierteljährlichen Stichproben des ENSI während des Leistungsbetriebes Ortsdosisleistungen zwischen $0.07 \mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und $0.19 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes und unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort einer Dosiserhöhung von ca. 1.0 mSv pro Jahr. Die höchste, mit den TLD am Zaun ermittelte Jahresdosis (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.6 mSv) beträgt 0.9 mSv.

Auf Grund der stichprobenweise vom ENSI gemessenen Ortsdosisleistung am Zaun des Paul Scherrer Instituts, Areal Ost ergibt sich hochgerechnet auf ein Jahr eine Ortsdosis von 0.4 mSv ohne natürlichen Untergrund. Im Jahr 2013 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des PSI ermittelte Wert ca. 0.2 mSv (ohne natürlichen Untergrund von ca. 0.6 mSv).

Beim KKB, KKG und beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD noch bei den vierteljährlichen Stichproben des ENSI eine signifikante Erhöhung der Ortsdosis über dem natürlichen Untergrund festgestellt.

Die Immissionsgrenzwerte für die Direktstrahlung ausserhalb des Betriebsareals von 1 mSv pro Jahr für Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräume und von 5 mSv pro Jahr für andere Bereiche nach Art. 102 Absatz 3 der Strahlenschutzverordnung wurden im Berichtsjahr wiederum von allen Anlagen eingehalten.

8.3

Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)

F. Cartier, B. Bucher, R. Habegger

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

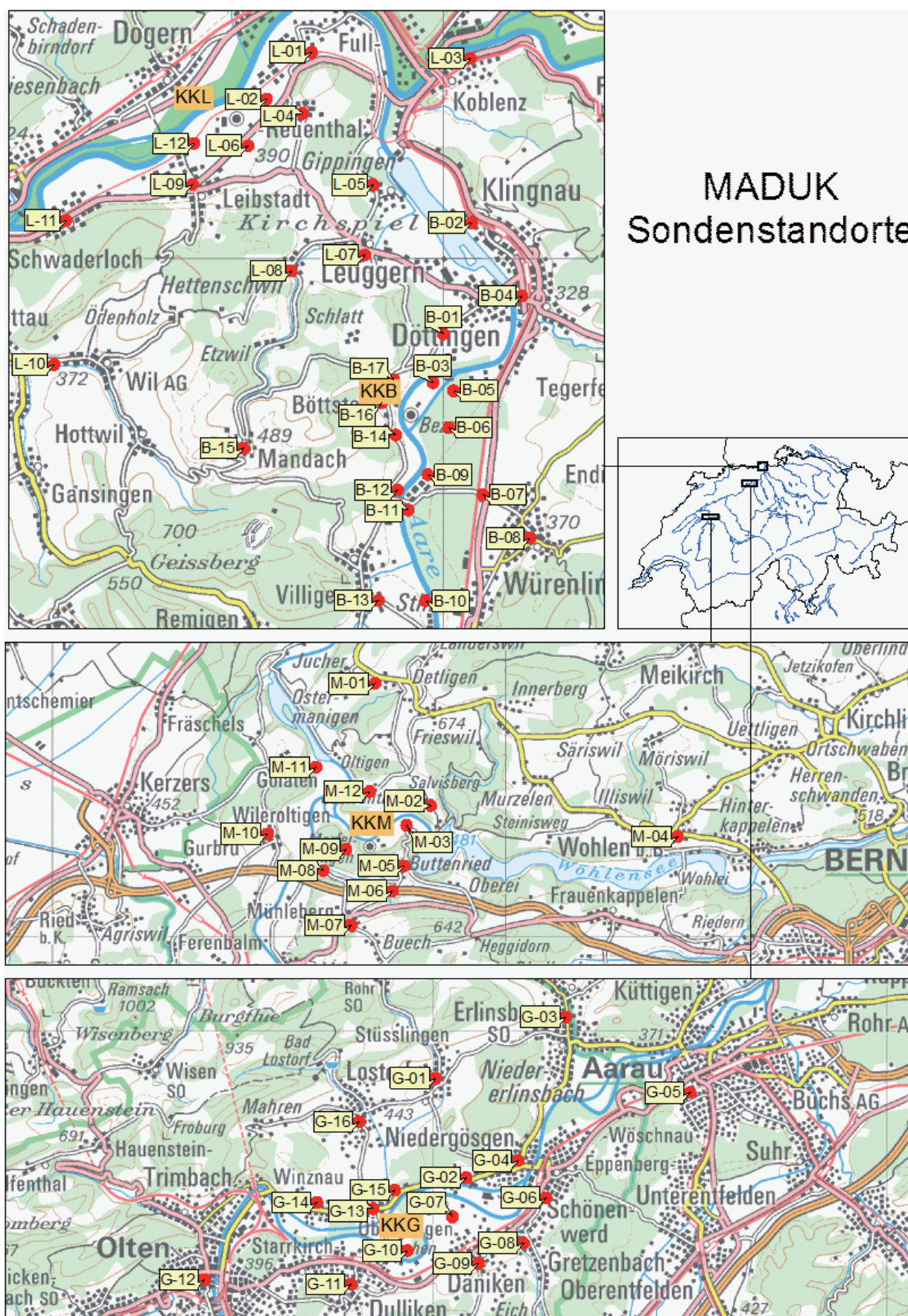
Das MADUK-System (Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke) inklusive der Einrichtungen zur Übernahme von Anlageparametern (ANPA) und Kaminemissionswerten aus den Kernkraftwerken wurde im Laufe des Jahres 1993 aufgebaut und ab Frühling 1994 in den operationellen Betrieb überführt. Da das System die Dosisleistung in der Umgebung der Kernkraftwerke ganzjährig rund um die Uhr misst und überwacht, dient es der Beweissicherung für die Behörden und gegenüber der Öffentlichkeit. Ebenso ermöglicht es das Erkennen von Betriebsstörungen und Unfällen, da Erhöhungen gegenüber den natürlichen Dosiswerten im ENSI automatisch angezeigt werden. Bei einem Störfall unterstützt MADUK die Notfallorganisation bei der Bestimmung des betroffenen Gebietes und bei der Einschätzung der möglichen Massnahmen. Zudem trägt MADUK mit einem schnellen Datenaustausch zur erfolgreichen Zusammenarbeit mit den involvierten Behörden bei.

Die Messwerte im Jahr 2013 lagen im üblichen Rahmen wie in früheren Jahren. Alle registrierten Erhöhungen waren auf Washout-Effekte natürlicher Radionuklide zurückzuführen. Es wurden keine Dosisleistungserhöhungen festgestellt, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückgeführt werden konnten.

Übersicht

Das MADUK-Netz zur Messung der Dosisleistungen besteht aus insgesamt 57 Immissionsmessstationen in der Umgebung der vier Kernkraftwerke. Die Messsonden des MADUK-Systems komplettieren und ergänzen das gesamtschweizerische Messnetz zur Radioaktivitätsüberwachung, das mit dem NADAM-Netz auf weitere 66 Messstationen zählen kann. Die Geiger-Müller-Zählrohre in den Sonden ermitteln die Gamma-Dosisleistung im Messbereich von 10 nSv/h (Niederdosiszählrohre) bis 10 Sv/h (Hochdosiszählrohr). Von den Kernkraftwerken werden Kaminemissionswerte und wichtige Anlagenparameter der Primär- und Sekundäranlage übernommen und in die MADUK-Zentrale geleitet. Die MADUK-Zentrale des ENSI verarbeitet und archiviert die Daten, sorgt im Bedarfsfall für eine sofortige Alarmierung der ENSI-Notfallorganisation und sichert die Daten langfristig. Des Weiteren sorgen verschiedene Subsysteme für den Datenaustausch mit externen und internen Partnern: Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich, Kernreaktorfernüberwachung Baden-Württemberg sowie die Systeme ADAM und ADPIC im ENSI. Die Darstellung (Figur 1) zeigt die Standorte der Messsonden in der Umgebung der Kernkraftwerke.

Die Daten von MADUK können mittels einer speziellen Software auf bestimmten Windows-Arbeitsplatzrechnern im ENSI, in den Kernkraftwerken und im Bundesamt für Gesundheit visualisiert werden. Auf der Internetseite www.ensi.ch unter Notfallschutz/Messwerte Radioaktivität sind die Tages-, Stunden- und Zehnminutenmittelwerte aller MADUK Stationen abrufbar.



Figur 1:
Die vier Messringe von MADUK. Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

Systeminstandhaltung und –ergänzung

Im Jahre 2013 lief die erneuerte MADUK-Zentrale im Parallelbetrieb zum operativen System. Dabei konnten noch Restfehler eliminiert werden. Gleichzeitig wurde auch die MADUK-Bedienoberfläche auf .NET-Technologie migriert. Die für die Umsetzung des Dosismassnahmenkonzeptes benötigten Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen von ADPIC werden in das MADUK-System übernommen und von diesem in den definierten Formaten an die Partner wie KFÜ Baden-Württemberg und Nationale Alarmzentrale weitergeleitet. Im Rahmen der Gesamtnotfallübung Odysseus konnte das neue System und die neuen Abläufe erfolgreich eingesetzt werden.

In Zusammenarbeit mit Swisscom wurden 35 DSL-Router in den Messstationen durch neue Geräte ersetzt. Die Integration und der Austausch der Geräte verliefen ohne Probleme.

Systemverfügbarkeit und Störungen

Die Systemverfügbarkeit ist bei MADUK von besonderer Bedeutung, da das System eine kontinuierliche Überwachung gewährleisten muss, die auch von der Öffentlichkeit wahrgenommen werden soll. Mit der Kenngrösse „Systemverfügbarkeit“ wird die Einsatztauglichkeit des Gesamtsystems MADUK beurteilt: Systemstörungen, die zu wesentlichen Nutzungseinschränkungen des Systems geführt haben, werden als Ausfallzeit in Stunden erfasst.

Die permanente Übertragung der Anlageparameter erreichte insgesamt wiederum eine sehr hohe

Verfügbarkeit. Bei KKB1 und KKB2 kam es im ersten und zweiten Quartal aufgrund von angekündigten Arbeiten zu Unterbrüchen von insgesamt 33.2 Stunden. 3.2 Stunden waren auf Umbauarbeiten am Rack der Übertragungsrechner zurückzuführen, zwei Mal 15 Stunden auf das Stoppen der Übertragungsrechner über Nacht wegen Umbauarbeiten an der Stromversorgung. Bei KKG kam es im zweiten Quartal während des Revisionsstillstands aufgrund angekündigter Unterhaltsarbeiten am Anlageninformationssystem zu Unterbrüchen in der Datenübermittlung von 2 und 1.3 Stunden. Bei KKM führte ein Stromunterbruch in der Versorgung des Kommunikationsrechners zum ENSI zu einem Datenunterbruch von 2 Stunden.

Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die Störungen an den Messstationen mit Störungsdauer, permanentem Datenverlust und Ursache der Störung.

Die Stationselektronik lief auch im 2013 grösstenteils zuverlässig. Es waren bis auf einen defekten DSL-Router keine wesentlichen Kommunikationsunterbrüche zu verzeichnen. Etwas häufiger als im 2012 kam es zu Ausfällen durch blockierte Datenlogger. Der längste Ausfall war auf ein durchtrenntes Kabel zwischen Messsonde und Datenlogger zurückzuführen. Das Kabel musste in der Folge zwischen Messstation und Sonde ersetzt werden.

Im Berichtsjahr lag die gemäss Managementhandbuch des ENSI bestimmte Systemverfügbarkeit bei 99.7 % (Verfügbarkeit der ANPA- und EMI-Daten eingerechnet). Die Verfügbarkeit der Dosisleistungsdaten aller MADUK-Stationen im Archiv betrug 99.93 %.

Tabelle 1:

Auflistung der Störungen bei den MADUK-Messstationen.

Station	Störungsdauer [h]	Permanenter Datenverlust [h]	Ursache
B-06	13.0	13.0	Blockierter Datenlogger
B-06	30.0	30.0	Blockierter Datenlogger
G-06	2.5	2.5	Defekte Messsonde
L-06	68.0	68.0	Defekter DSL-Router und blockierter Datenlogger
G-07	16.5	16.5	Blockierter Datenlogger
L-01	113.0	113.0	Kabelschaden zwischen Sonde und Datenlogger
B-15	23.1	23.1	Blockierter Datenlogger
L-11	37.5	37.5	Blockierter Datenlogger
G-08	1.1	1.1	Blockierter Datenlogger
B-07	2.3	2.3	Blockierter Datenlogger
L-12	4.0	4.0	Blockierter Datenlogger

Qualitätssicherung

Die Aufgaben im Bereich der Qualitätssicherung basieren auf dem Qualitätsmanagementsystem des ENSI. Dadurch ist gewährleistet, dass alle Aufgaben im Zusammenhang mit dem Betrieb, der Wartung und der Instandhaltung/Erneuerung qualitätsgestützt und nachvollziehbar bearbeitet werden. Die wesentlichen qualitätssichernden Massnahmen werden im Folgenden beschrieben.

In Anlehnung an die „Empfehlungen zur Sicherstellung der Messdatenqualität von Umgebungsdosimetriesystemen“ der Eidgenössischen Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität vom 24. November 2004 werden die MADUK Sonden vor einem ersten Einsatz geeicht. Die Eichung hat eine dreijährige Gültigkeit. Das Messverhalten der Sonden wird zwischen den Eichungen mit

halbjährlichen Genauigkeitstests geprüft. Bei den Genauigkeitstests werden mit Hilfe einer Prüfquelle die Resultate der Niederdosis- und Hochdosis-Zählrohre überprüft. Mit einer 460 kBq ^{137}Cs -Quelle werden erhöhte Werte bei jeder Sonde während ca. 40 Minuten produziert und mit Sollwerten verglichen. Gleichzeitig wird diese Sondenfunktionskontrolle auch für die Überprüfung der Datenübermittlung, der korrekten Archivierung im MADUK-Datenarchiv sowie der Alarmauslösung gemäss den festgelegten Schwellwerten benutzt. Im Jahr 2013 wurden zwei Funktionsprüfungen durchgeführt. Dabei erfüllten einige Niederdosiszählrohre die Testkriterien nicht. Im Managementhandbuch ist für den Fall einer nicht bestandenen Funktionsprüfung eine Reparatur der Sonde beim Hersteller vorgesehen. Nach Herstellerangabe erfolgt aber bei Erfüllung der Eichkriterien kein Eingriff an der Hardware, sondern es werden nur neue Referenzwerte angelegt. Eine detaillierte Analyse der Daten aus den Funktionsprüfungen der letzten fünf Jahre zeigte zudem einen allgemeinen Trend zu höheren Empfindlichkeiten bei den Niederdosiszählrohren. Wenn sich dieser Trend fortsetzt, werden sich in Zukunft die Fälle nicht bestandener Funktionsprüfungen häufen. Deshalb wird das Testkriterium der Funktionsprüfung dahingehend angepasst, dass ein zu frühes Zuschlagen des Kriteriums verhindert werden kann, die erforderliche Genauigkeit zur Erfüllung der Eichkriterien aber weiterhin sichergestellt ist. Mit diesem Schritt kann die bisherige Funktionsprüfung beibehalten und die Ergebnisse analog zu den bisherigen ausgewertet werden. Bei anhaltendem Trend zu höheren Empfindlichkeiten werden die Sonden mit den grössten Ist/Soll-Abweichungen im Eichlabor des PSI überprüft, um die tatsächlichen Abweichungen bei der Dosisleistungsmessung bestimmen zu können. Aus den Ergebnissen dieser Überprüfung werden dann die weiteren Massnahmen abgeleitet.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme werden Messungen mittels in-situ-Gammaspektrometrie im Feld durchgeführt. 2013 wurden Messungen bei den Sonden der Messringe Gösigen und Leibstadt durchgeführt. Die Messwerte lagen im Bereich der früheren Jahre. Bei der Station G-15 lag die ^{232}Th Aktivitätskonzentration knapp oberhalb des statistischen Streubereichs von 30%. Bei den Stationen L-05 (^{235}U), G-01 (^{137}Cs), G-02 (^{137}Cs) und L-04 (^{137}Cs) lagen die Aktivitätskonzentrationen unterhalb des statistischen Streubereichs. Die Entwicklung der Messwerte an diesen Standorten wird beobachtet.

Messergebnisse

Erhöhte Ortsdosisleistungswerte, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückzuführen waren, wurden keine festgestellt.

Die jährliche Überprüfungskampagne der NADAM Sonden an den Standorten, an denen auch eine MADUK-Station in Betrieb ist, führte 2013 bei keiner MADUK-Sonde zu wesentlichen Erhöhungen der Messwerte.

In der Tabelle 2 sind alle Ereignisse aufgelistet, bei denen der Nettodosisleistungsschwellwert von 50 nSv/h überschritten wurde. Alle registrierten Erhöhungen waren auf lokal begrenzte Starkregen und deren Washout-Effekte zurückzuführen. Ein Zusammenhang mit dem Betriebsverhalten der Kernanlagen konnte nicht hergestellt werden.

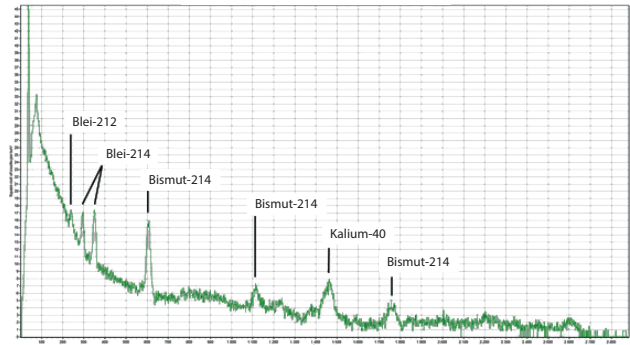
Tabelle 2:

Auflistung der Nettodosisleistungsschwellwertüberschreitungen im Jahr 2013.

Datum	Station	Dauer [h]	Max. NDL [nSv/h]	Max. ODL [nSv/h]
22.4.2013 22:00	L-06	0.8	63	156
6.05.2013 20:40	B-15	0.2	62	190
6.05.2013 20:40	L-08	0.6	78	196
28.8.2013 15:40	M-04	0.4	56	156
28.8.2013 16:40	G-14	0.4	52	212
6.10.2013 16:50	L-06	0.2	53	157
8.10.2013 17:40	L-06	2.8	179	289
8.10.2013 19:30	L-12	7.2	159	280
9.10.2013 02:10	L-09	0.5	77	197
9.10.2013 04:40	L-12	0.6	69	170
9.10.2013 06:00	L-06	5.5	400	509

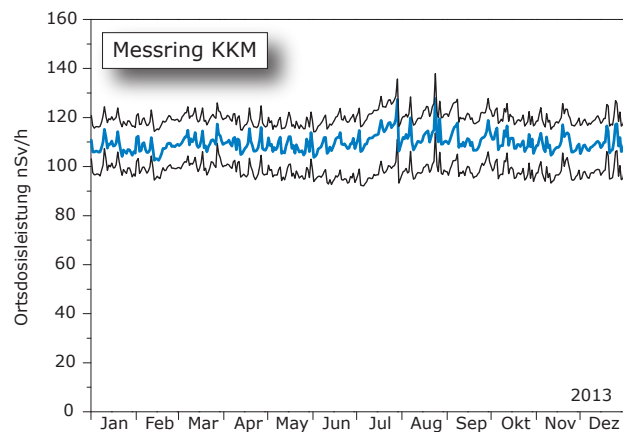
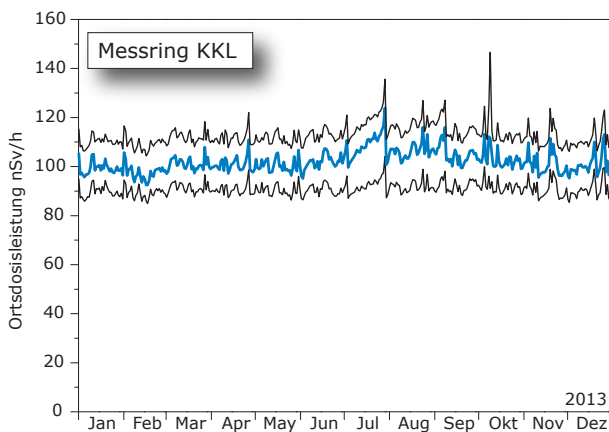
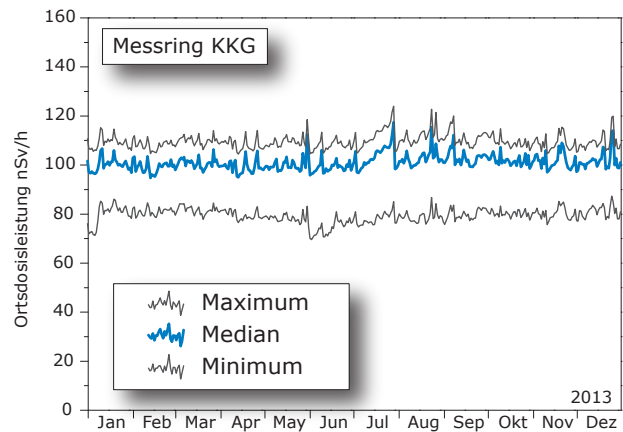
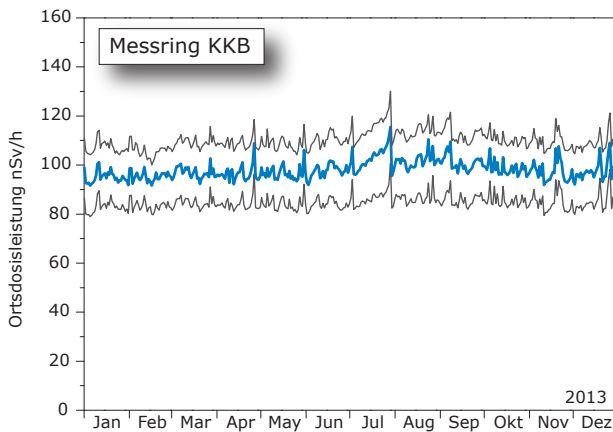
Besonders auffällig waren die Nettodosisleistungsschwellwertüberschreitungen vom 8. und 9. Oktober bei den Stationen L-06, L-09 und L-12. Zum Zeitpunkt der Erhöhungen lag eine Schwachwindlage vor und es herrschte Hochnebel. Der Wind (Messung Windrichtung Meteostation 10m) kam durchgehend aus südwestlicher Richtung. Die Stationen mit erhöhten Messwerten lagen nicht in Abwindrichtung des KKL. Die Meteostation Leibstadt (Standort der Station L-06) registrierte am 09. Oktober Niederschlag mit einer maximalen Intensität von 5.5 mm/10min um 08:50. Da die Erhöhungen aussergewöhnlich lange dauerten, konnten am 09. Oktober bei der Station L-06 (vor dem Einfahrtstor Meteostation) zwischen 10:00 und 10:30 mit einem mobilen Gammaspektrometer drei 10-Minuten Spektren erfasst werden. Als Spektrometer wurde ein 1.5" Lanthan-Bromid-Detektor der Firma Envi-

net verwendet. Die Auswertung der Spektren zeigte den natürlichen Ursprung der Dosisleistungserhöhung. Alle gemessenen Spektrallinien zeigten Zerfallsprodukte aus der ^{238}U und ^{232}Th Reihe (Figur 2). Die Spektrallinie bei etwa 35 keV ist auf Röntgenemissionen des im Detektor intrinsisch vorhandenen ^{138}La zurückzuführen. Am unteren Ende des Messbereiches, wo durch die Comptonstrahlung eine erhöhte Zählrate vorhanden ist ($<100\text{keV}$), liegt noch eine visuell sichtbare Erhöhung bei etwa 80 keV. In diesem Energiebereich fallen einige Spektrallinien der Zerfallsreihen ^{238}U und ^{232}Th zusammen. Eine eindeutige Zuordnung zu einem Nuklid ist bei dieser Energieauflösung nicht möglich. Die Erhöhung der Ortsdosisleistung ist auf Washout von Radonfolgeprodukten durch lokalen Niederschlag zurückzuführen. Während den Messungen lagen die Ortsdosisleistungen der Station L-06 zwischen 370 und 301 nSv/h. Bei der Zufahrt nach Leibstadt konnte beobachtet werden, dass der Niederschlag sehr lokal ausfiel. In Leuggern fiel kein Niederschlag, während in Leibstadt feiner, aber intensiver Regen fiel. Die Untergrenze des Hochnebels lag knapp über dem Kühlturm des KKL.



Figur 2:
Spektrum am Standort L-06, Meteostation Leibstadt, 09. Oktober 10:10 Uhr.

Die Figuren 3 und 4 zeigen die Maxima, die Minima und die Mediane der Tagesmittelwerte der jeweiligen Messringe im Berichtsjahr in den Umgebungen der Kernkraftwerke.



Figur 3 und 4:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB, KKG, KKL und KKM.

8.4

Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)

J. Eikenberg, M. Jäggi, H. Beer, C. Parussudis, I. Zumsteg

Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen

Zusammenfassung

Seit 1997 führt das PSI im Rahmen der Immissionsüberwachung Radionuklidmessungen an Waldbodenproben und Staubfangplatten aus der Umgebung des Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) durch. Das Vaseline auf den Staubfangplatten wird γ -spektrometrisch ausgewertet, wobei anthropogene Radionuklide wie ^{241}Am , und ^{137}Cs sowie natürliche Radionuklide wie ^7Be , ^{210}Pb gemessen werden. Bei den Bodenproben folgt nach der γ -spektrometrischen Messung eine radiochemische Trennung zur Bestimmung reiner α - und β -Strahler (^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm). Die Ergebnisse der γ -Spektrometrie zeigen einen deutlich abnehmenden Trend für das anthropogene Radionuklid ^{137}Cs von ca. 100 - 150 Bq/kg (im Jahr 1997) auf ca. 20 - 60 Bq/kg (2013). Die Abnahmen für die anthropogenen Radioisotope ^{90}Sr und $^{239+240}\text{Pu}$ sind ähnlich signifikant. So sanken die Aktivitätskonzentrationen für ^{90}Sr von 6 - 10 Bq/kg auf 1 - 3 Bq/kg und diejenigen für $^{239+240}\text{Pu}$ von 0.4 - 0.9 Bq/kg (1997) auf 0.2 - 0.7 Bq/kg im Jahr 2013. Die konstanten Isotopenverhältnisse von $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.03) und $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (ca. 0.4) zeigen deutlich, dass die gemessenen Werte für die Aktiniden den oberirdisch durchgeführten Kernwaffentests vor ca. 50 Jahren zuzuschreiben sind. In den Bodenproben wurden neben den anthropogenen Radionukliden auch typische Aktivitätskonzentrationen der U- und Th-Zerfallsreihen von 20 - 40 Bq/kg über die Gammastrahlung der Zerfallsprodukte von ^{226}Ra und ^{228}Ra nachgewiesen. Für das ebenfalls natürlich vorkommende Radioisotop ^{40}K wurden Aktivitätskonzentrationen zwischen 200 und 400 Bq/kg gemessen.

Einleitung

Das Zwischenlager (ZWILAG AG) für radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken wurde im Jahr 1999 in unmittelbarer Nähe zum Paul Scherrer Institut erstellt und anschliessend in Betrieb genommen. Um potentielle, geringfügige Radionuklid-Emissionen in der Umgebung des Areals aus Abgaben aus der Anlage feststellen zu können, wurden vor der Inbetriebnahme im Rahmen des Projektes Beweis-sicherung umfangreiche Radionuklid-Messungen an Bodenproben in der unmittelbaren Umgebung des Areals durchgeführt. (Details in [1]). Diese Analysen dienten der Erfassung der Konzentrationen kosmogener (z.B. ^7Be), terrestrischer (^{40}K sowie Radionuklide aus den U- und Th-Zerfallsreihen) und insbesondere anthropogener Radioisotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm) resultierend aus Aerosol-Fallout infolge von Kernwaffentests und dem Chernobyl-Ereignis. Seit der Durchführung dieser Studie werden im Routinebetrieb einmal jährlich an 4 Beprobungs-Punkten Waldbodenproben aus der oberen Schicht (0 - 5 cm) erhoben und im Labor auf ihren Radionuklid-Gehalt untersucht. Für die kontinuierliche Überwachung des Luftpfades wurden 4 Staubfangplatten an der Umzäunung der ZWILAG angebracht. Diese Platten werden monatlich ausgewechselt und die Konzentrationen Photonen emittierender Radioisotope ^{241}Am , ^{137}Cs bestimmt.

Radiochemische Trennmethoden (Boden)

Nach der Probenerhebung werden die Bodenproben zunächst getrocknet, gesiebt und in ca. 30g schwere Aliquots gesplittet. Vor der Analyse werden ^{243}Am - und ^{242}Pu -Tracer hinzu gegeben. Nach der Nass- und Trockenveraschung wird die Probe in 8 M HNO_3 unter Kochen während 1 Stunde ausgelaugt, so dass die oberflächlich adsorbierten Fallout-Produkte in Lösung gehen. Durch die Zugabe von H_2O_2 (Oxidation) beim Auslaugen, liegt das Plutonium vorwiegend als Pu^{4+} vor. Die Lösung, welche die Fraktionen von Pu, Am und Cm, aber auch U und Th enthält, wird sodann von der festen Phase über Filtration getrennt.

Diese Leach-Lösung wird dann direkt auf eine Anionenaustauscher-Kolonnen (Bio-Rad AG 1-X2, 100 - 200 mesh) gegeben und durch Zugabe von HCl und HNO_3 -Waschlösungen werden potentiell bei der α -Spektrometrie interferierende, natürliche Radionuklide abgetrennt (z.B. α -Emission von ^{228}Th und ^{238}Pu bei 5.4 MeV), bevor die Pu-Fraktion durch Reduktion von Pu^{4+} zu Pu^{3+} mit einer HI-Lösung eluiert wird. Die durch die Bio-Rad-Kolonnen gelaufene Fraktion mit Am und Cm wird über 2 zusammengesteckte Kolonnen geführt, einer U/TEVATM-Kolonnen zur Retention von U und Th und einer DGATM-Kolonnen, die Am und Cm absorbiert. Die Elution von Am/Cm erfolgt mit einer schwachsalzsauren NaNO_2 Lösung. Da Am in sehr geringen Konzentration vorliegt, ist ein weiterer Purifikationsschritt, die Trennung von den Lanthanoiden, mit einer TEVA-Säule notwendig. Die Fraktionen von Pu bzw. Am+Cm werden anschliessend eingedampft und in einer NaSO_4 - NaHSO_4 -Pufferlösung aufgenommen, die zur elektrolytischen Abscheidung von Aktiniden verwendet wird. Nach der Elektrodeposition werden die Messpräparate über 3 Tage mit hochauflösender α -Spektrometrie gemessen (alle Details in [1]).

Das Radionuklid ^{90}Sr (reiner β -Strahler) wird nach dem Leaching und einer Vorkonzentration via Oxalat-Fällung auf einer SrSpecTM-Kolonnen in 3 M HNO_3 -Medium fixiert und mit verdünnter Salpetersäure eluiert. Das Eluat wird mit der Szintillationsflüssigkeit Ultima Gold™ LLT vermischt und anschliessend im Flüssigkeitszintillations-Spektrometer gemessen.



Figur 1:
Staubfangplatte am Zaun des ZWILAG-Areals.

Staubfangplatten

Die 4 Staubfangplatten, eine pro Himmelsrichtung, befinden sich direkt an der Umzäunung des ZWILAG-Areals. Die Probenerhebung erfolgt monatlich, d.h. die Staubfangplatten werden jeweils ausgewechselt. Im Labor wird das Vaseline von der Kunststoffplatte abgezogen und in einem Metallschälchen eingeschmolzen. Die anschliessende γ -Messung dauert 15 Stunden. Bestimmt werden u.a. ^{131}I , ^{137}Cs und ^{241}Am .

Niederschlag

In einem 14-tägigen Turnus wird das in diesem Zeitraum anfallende Niederschlagswasser aus dem Niederschlagssammler beim ZWILAG-Areal entnommen und ein neuer Probenbehälter platziert. 10 ml dieser Wasserproben werden für die Tritium-Messung verwendet und grossvolumige Monatsmischproben (ideal 6 Liter) werden für die Langzeit Gamma-Spektrometrie genommen. Gemessen werden anthropogene Radionuklide, wie ^{137}Cs für das bei den Langzeitmessungen über 2 Tage Nachweisgrenzen von 0.03 Bq/Liter erreicht werden.

Resultate und Diskussion

Die Resultate der Radionuklid-Messungen in Bodenproben sind in Tabelle 1 für die anthropogenen Radioisotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) und natürlichen terrestrischen Isotope aus den U- und Th-Zerfallsreihen (^{226}Ra , ^{228}Ra) zusammengefasst. Dargestellt ist der Streubereich der Probenmessungen aus den 4 Bodenentnahmestellen um das ZWILAG-Areal. Wie die Tabelle zeigt, liegen die typischen Aktivitätskonzentrationen von $^{239+240}\text{Pu}$ derzeit zwischen 0.2 und 0.7 Bq/kg, diejenigen von ^{241}Am zwischen 0.1 und 0.3 Bq/kg. In Spuren ist noch ^{238}Pu nachweisbar (0.01 - 0.03 Bq/kg), während die Werte für das Spaltprodukt ^{90}Sr etwas höher sind (1 - 3 Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für ^{137}Cs (20 - 60 Bq/kg). Der Grund hierfür ist der zusätzliche Beitrag von Fallout-Caesium aus dem Chernobyl-Reaktorunfall. Über die Isotopenverhältnisse von $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (im Mittel 0.4) und $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ (0.03 ± 0.01) kann gefolgert werden, dass der Beitrag der anthropogenen Aktiniden ausschliesslich aus den atmosphärischen Kernwaffentests vor ca. 50 Jahren stammt [1,2]. Tabelle 1 zeigt den Vergleich der Aktivitätskonzentrationen der Fallout-Radioisotope der letzten Jahre. Ebenfalls eingetragen sind die Werte für ^{226}Ra (als Mass für natürlich vorkommendes, primordiales ^{238}U) und ^{228}Ra (als Mass für ^{232}Th). Diese Werte liegen konstant zwischen 20 - 40 Bq/kg und zeigen keinen Trend mit der Zeit, da diese Radionuklide fest in den Kristallgittern der Bodenminerale eingebaut sind. Wenn man die Aktivitätskonzentrationen über die spezifischen Aktivitäten in Massenkonzentrationen umrechnet, ergeben sich für ^{238}U 2 - 3 ppm und für ^{232}Th 5 - 9 ppm, d.h. typische Werte für Böden und Gesteine der Erdkruste.

Tabelle 1:

Wertebereich für anthropogene Fallout-Isotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) und natürlich vorkommende terrestrische Isotope (^{226}Ra , ^{228}Ra) im Verlauf der letzten Jahre (2009-2013) in Bodenproben Umgebung ZWILAG. Alle Werte in Bq/kg Trockengewicht.

Isotop	2010	2011	2012	2013
^{90}Sr	2 - 5	2 - 4	2 - 4	1 - 3
^{134}Cs ⁽¹⁾	< 1	< 1	< 1	< 1
^{137}Cs	20 - 70	20 - 70	10 - 80	20 - 60
^{238}Pu	0.01-0.03	0.01-0.03	0.01-0.03	0.01-0.03
$^{239+240}\text{Pu}$	0.3 - 0.8	0.2 - 0.7	0.1 - 0.7	0.2 - 0.7
^{241}Am	0.2 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3
^{226}Ra	25 - 40	25 - 40	20 - 30	20 - 30
^{228}Ra	20 - 40	20 - 40	20 - 40	20 - 40

⁽¹⁾ Die Halbwertszeit von ^{134}Cs beträgt nur 2.06 Jahre, d.h. das Radioisotop konnte in den Jahren 2010 - 2013 nicht mehr nachgewiesen werden.

Weniger aufwändig ist die Auswertung der Staubfangplatten. Mit der monatlichen Kontrolle ist praktisch eine kontinuierliche Überwachung möglich. Seit Beginn der Probennahme lagen die Werte für ^{137}Cs und ^{241}Am immer unter den Nachweisgrenzen von 0.2 bzw. 0.3 Bq/m². Die tiefe Nachweisgrenze für ^{241}Am von 0.3 Bq/m² ergibt sich aufgrund der Verwendung eines hochauflösenden Gamma-Spektrometers mit Be-Eintrittsfenster.

Bei den Regenwasserproben werden typischerweise ^3H -Aktivitäts-Konzentrationen von < 1 - 10 Bq/Liter nachgewiesen, mit der Gammaskopimetrie konnten seit 1997 noch nie anthropogene Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{131}I nachgewiesen werden. Die Nachweisgrenze dieser Radionuklide liegt jeweils bei 0.03 Bq/Liter.

Literaturliste

[1] Eikenberg, J., Bajo, S., Hitz, J., Beer, H., Gann, C., Wyer, L und Ziegler, J. (2002) Spezialnuklid-Analysen für die Beweissicherung ZWILAG AG 1997-2001: Abschlussbericht der Immissionsmessungen. PSI-Bericht Nr. 02-15.

[2] UNSCAER (2000), Sources and effects of ionising radiation. Report to the General Assembly, Volume 1, Annex C, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York.

8.5

Les installations nucléaires et l'environnement

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

Section radioactivité dans l'environnement, URA / BAG, 3003 BERN

Résumé

Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre dans le cadre de la surveillance de la radioactivité au voisinage des centrales nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt et ^{54}Mn dans les eaux et les sédiments) de ces installations. La contribution du rayonnement direct a également été détectée en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont toutefois restées nettement inférieures aux limites réglementaires et donc, sans danger pour la santé.

Hormis ces quelques exemples, les résultats des mesures environnementales ne se sont pas distingués de ceux relevés dans les endroits situés hors de l'influence des installations nucléaires. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables proviennent principalement des essais nucléaires des années 60 (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ et ^{241}Am) ainsi que de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs).

Notons encore qu'aucune valeur élevée de tritium n'a été mesurée dans les eaux du système de drainage de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens en 2013. Ces résultats confirment donc que l'augmentation enregistrée début 2012 était le résultat d'un phénomène ponctuel.

Introduction

Dans le but de préserver la santé de l'homme et l'environnement au voisinage des centrales nucléaires, l'OFSP poursuit depuis de longues années un programme spécifique de prélèvements et de mesures. Celui-ci commence au terme source, par des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, l'IFSN et l'OFSP sur divers échantillons en phase de rejet (filtres à aérosols, à iode, gaz, eaux de rejet). Les exploitants sont par ailleurs tenus de mesurer le bilan de leurs émissions et de le communiquer chaque mois aux autorités.

La surveillance se poursuit par la mesure des immissions des centrales nucléaires (concentrations radioactives effectivement mesurées dans l'environnement). Tous les compartiments environnementaux sont examinés, de l'air jusqu'aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et les sédiments. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant d'évaluer directement la radioactivité déposée au sol. Ce programme de surveillance, coordonné par l'OFSP, englobe non seulement les propres mesures de l'Office mais aussi celles des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut de radiophysique (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez (^{90}Sr dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne (^{14}C , ^3H et ^{85}Kr) et du LUBW (Baden-Württemberg), conformément au programme germano-suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. L'IFSN met également à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK, mesurant en continu le débit de dose ambiante au voisinage des centrales nucléaires. L'OFSP se doit ensuite de procéder à

l'examen critique de l'ensemble de ces données pour évaluer de manière pertinente l'influence des centrales nucléaires sur la population avoisinante et l'environnement. Le présent chapitre résume l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre de ce programme de surveillance des immissions au voisinage des installations nucléaires. Le tableau 1 indique les chapitres à consulter pour accéder aux résultats plus détaillés relatifs à un compartiment de l'environnement particulier ou un radionucléide spécifique.

Tableau 1

Tableau récapitulatif indiquant les chapitres du présent rapport à consulter pour accéder aux résultats détaillés de la surveillance du voisinage des installations nucléaires en fonction du compartiment environnemental (milieu) ou du radionucléide d'intérêt.

Milieu/Isotope	Chapitre
Exposition ambiante	Ch. 8.2 - 8.3
Air/Aérosols (émetteurs γ)	Ch. 4.1
Précipitations (γ , ^3H)	Ch. 4.1
Milieu aquatique	Ch. 4.4
Mesures in situ	Ch. 3.1
Sol et herbe (γ , ^{90}Sr)	Ch. 4.6
Sol (Pu, ^{241}Am)	Ch. 7.2
^{14}C dans les feuillages	Ch. 7.1
Denrées alimentaires	Ch. 5

fois difficilement mesurables dans l'environnement, l'estimation de la dose au public repose avant tout sur les calculs effectués à partir des émissions des installations. En effet, les niveaux de radioactivité à la source permettent une détection plus aisée et plus exhaustive des radionucléides rejetés. Leur impact sur l'environnement et l'homme est ensuite déterminé sur la base de modèles de transfert, basés sur des hypothèses conservatrices. En complément, les mesures dans l'environnement servent à vérifier ces modèles et à établir un bilan local réaliste de la radioactivité naturelle et artificielle.

Méthodologie

Dans le cas d'un suivi de l'environnement, deux aspects peuvent être pris en compte: l'un radio-écologique qui consiste à rechercher les meilleurs indicateurs de la contamination du milieu et l'autre dosimétrique, qui met l'accent sur ce qui peut contribuer aux doses de la population. La surveillance des installations nucléaires s'oriente sur ces deux aspects. Les méthodes de prélèvement et de traitement sont prescrites de manière à assurer une reproductibilité et à viser à concentrer un maximum de radioactivité dans un minimum de volume afin de pouvoir détecter la présence de radionucléides à très bas niveaux.

Les immissions des centrales nucléaires étant par-

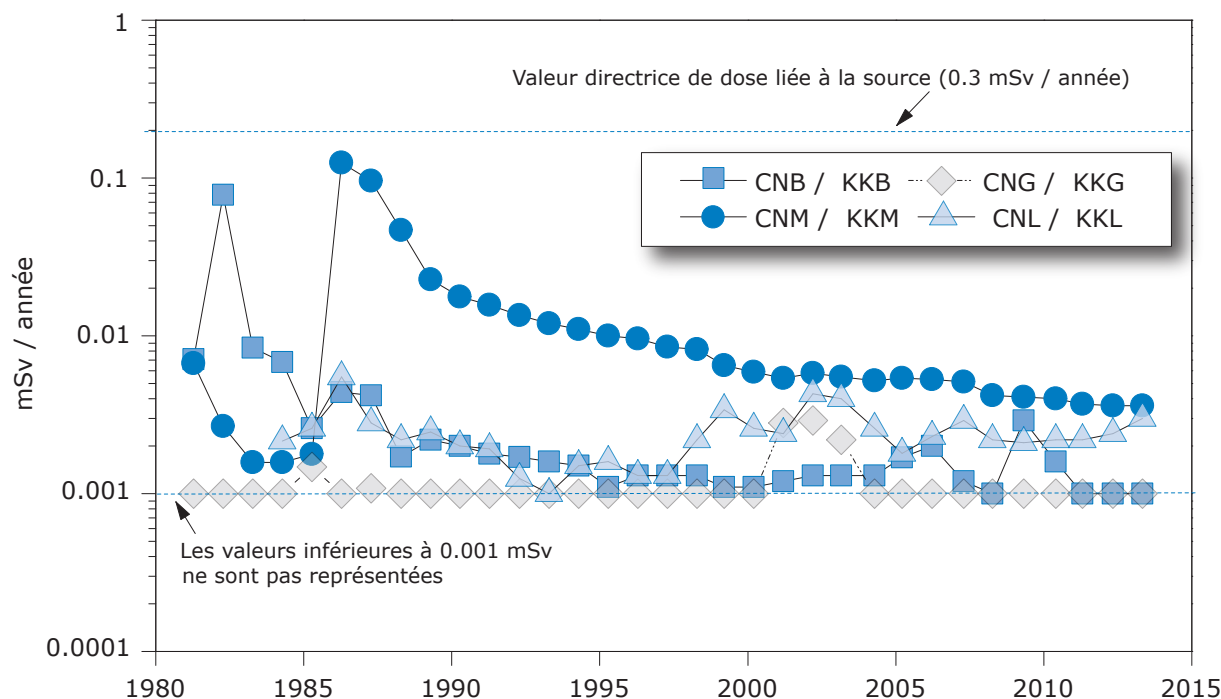


Figure 1:

Dose (calculée) due aux émissions des centrales nucléaires accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales pour chaque année de 1981 à 2013 (Données IFSN). La valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an (rayonnement direct compris) est représentée à titre de comparaison.

Résultats

Mesures à la source

Les mesures parallèles de l'exploitant, de l'IFSN et de l'OFSP sur des échantillons liquides et gazeux prélevés en phase de rejet ainsi que le contrôle des rejets déclarés mensuellement aux autorités ont confirmé que les 4 centrales nucléaires suisses, à savoir Beznau (KKB 1 et 2), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) et Mühleberg (KKM) ainsi que l'institut Paul Scherrer (PSI) et l'entrepôt de stockage intermédiaire de déchets radioactifs (ZWILAG), situés sur le même site, ont respecté les limites réglementaires fixées pour les émissions en 2013 (voir aussi Chap. 8.1).

La figure 1 présente l'impact des rejets sur la population avoisinante en termes de doses. En tenant compte des rejets des années précédentes, ces dernières se sont échelonnées en 2013 entre 0.001 et 0.007 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du ^{14}C), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis. Les calculs des doses reçues par les personnes les plus exposées vivant au voisinage des centrales nucléaires, qui sont représentées dans la figure 1, ont été effectués sur la base des rejets effectifs, en appliquant des modèles de dispersion et en tenant compte des temps de séjour, des habitudes alimentaires et de nombreux paramètres biologiques, physiologiques et environnementaux (voir directive G14 de l'IFSN pour plus de détails sur les modèles et paramètres utilisés). Trois catégories d'âge ont par ailleurs été considérées, l'adulte, l'enfant de 10 ans et le petit enfant. La dose représentée correspond à la dose reçue par la catégorie d'âge la plus péjorante.

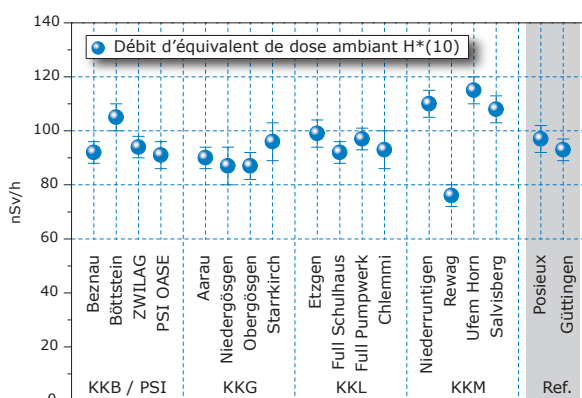


Figure 2: Contrôles du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectués en 2013 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1 m du sol. Les valeurs mesurées à Posieux et Güttingen sont représentées à titre de comparaison (grisé).

Mesures de l'exposition ambiante

L'exposition ambiante à la clôture et au voisinage des installations nucléaires est surveillée en permanence par le réseau MADUK ainsi qu'à l'aide de dosimètres thermoluminescents (TLD) et par des mesures périodiques effectuées par l'IFSN à la clôture des installations. Les résultats de cette surveillance ont mis en évidence une contribution clairement mesurable du rayonnement direct en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg ainsi que, dans une moindre mesure, au PSI (voir Chapitre 8.2). A Mühleberg, l'évaluation des TLD disposés à la clôture de la centrale a montré une élévation de la dose annuelle de 0.9 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel qui s'élève à 0.7 mSv/an). La dose supplémentaire maximale enregistrée à la clôture de la centrale de Leibstadt s'élève également à 0.9 mSv (après soustraction du bruit de fond naturel de 0.6 mSv/an). La valeur limite d'immissions pour le rayonnement direct a ainsi été respecté par toutes les installations en 2013. Rappelons que la valeur limite d'immissions pour le rayonnement direct, en dehors de l'enceinte des entreprises, est fixée à l'Art. 102, alinéa 3 de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), à 1 mSv par an dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et à 5 mSv par an dans tout autre endroit. Il convient de relever qu'il s'agit ici de dose ambiante et non de dose à la personne. Ces valeurs ne sont donc pas à mettre en relation avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an puisqu'aucun membre du public ne réside pour de longue période en ces endroits.

L'OFSP effectue également des mesures de débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1 m au-dessus du sol dans un voisinage plus étendu. La figure 2, illustrant les résultats de ces mesures, montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle enregistrée à Posieux ou Güttingen, situées hors de leur influence. Il est intéressant de remarquer que les valeurs de débit de dose légèrement plus élevées mesurées sur trois sites des environs de la centrale de Mühleberg sont dues à une concentration plus élevée en ^{40}K (naturel) dans les sols en ces endroits (cf. Figure 3).

Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance du milieu atmosphérique comprend l'analyse des précipitations et des aérosols par l'OFSP et le PSI ainsi que des dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant.

Les résultats 2013 des mesures mensuelles des filtres aérosols des environs des centrales nu-

cléaires suisses ainsi que du PSI ont montré la prédominance des radionucléides naturels ^7Be et ^{210}Pb , avec des valeurs comprises respectivement entre 1.4 et 5.2 et entre 0.3 et 3.0 mBq/m³ (mesures OFSP et PSI). Le seul radionucléide d'origine artificielle régulièrement détectés dans l'ensemble des stations est le ^{137}Cs (valeur maximale de 1.6 ± 0.4 µBq/m³), provenant de la remise en suspension d'anciennes contaminations (essais d'armes atomiques des années 50 et 60 ainsi que l'accident de Tchernobyl). Ces concentrations sont comparables à celles enregistrées sur les sites de référence. Des traces de ^{131}I (valeur de 3 ± 2 µBq/m³) ont par ailleurs été mesurées sur le filtre du voisinage de la centrale de Leibstadt en décembre 2013. En situation normale, l'origine la plus probable du ^{131}I sporadiquement décelé dans les filtres aérosols des stations situées aussi bien aux environs des centrales nucléaires que hors influence, est l'incinération de déchets hospitaliers contenant du ^{131}I , utilisé en médecine nucléaire. Une exception notable est celle du printemps 2011, où du ^{131}I provenant de l'accident de la centrale de Fukushima avait pu être mis en évidence sur l'ensemble des filtres aérosols collectés en Suisse. Par ailleurs, du ^{131}I peut également être décelé au voisinage du CERN dont les accélérateurs, quant ils sont en fonction, produisent ce radioélément.

Aucun autre radionucléide d'origine artificielle n'a été décelé dans les filtres aérosols du voisinage des centrales nucléaires suisses en 2013.

Dans les échantillons de pluie collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen et Beznau ainsi que ceux du voisinage du PSI et du ZWILAG, le seul émetteur gamma d'origine artificielle dont l'activité spécifique est parfois supérieure à la limite de détection est le ^{137}Cs .

Les résultats des mesures du tritium (^3H) dans les échantillons mensuels de précipitations des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 2. A titre de comparaison, notons que les concentrations de tritium dans les précipitations de la station de référence de Posieux sont restées en 2013 inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l. Les valeurs enregistrées dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, de Gösgen et de Leibstadt sont ainsi restées proches de celles enregistrées dans des stations de référence situées hors influence de ces installations. A proximité de Beznau, du PSI et du ZWILAG, les concentrations sont généralement restées proches du seuil de détection de 1 à 2 Bq/l avec ponctuellement des valeurs plus élevées. A noter que les maxima enregistrés dans les différentes stations ne présentent pas de corrélation, quand bien même celles-ci sont situées dans un rayon de quelques km seulement. Toutes ces valeurs sont par ailleurs nettement inférieures à la valeur limite d'immission fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public (12'000 Bq/l pour le ^3H).

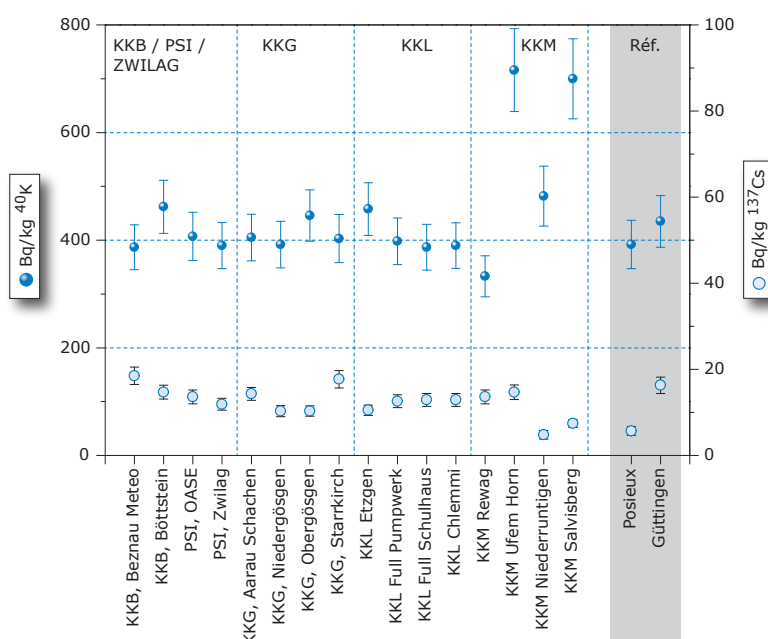


Figure 3:

^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2 mm) analysés par l'OFSP en 2013 (couche 0 - 5 cm). Les valeurs mesurées à Posieux et Güttingen sont représentées à titre de comparaison (grisées).

Tableau 2:

Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2013.

Lieu	Valeur min/ max	Médiane
	(Bq/l)	(Bq/l)
Niederruntingen * (environs KKM)	< 2 - 2.6	< 2
Niedergösgen * (environs KKG)	< 2 - 2.2	< 2
Full (environs KKL) *	< 2 - 3.0	< 2
Beznau (environs KKB) **	1.4 - 14.5	5.6
PSI **	< 1.1 - 52.9	3.9
ZWILAG **	< 1.1 - 8.70	1.9

* mesures OFSP / ** mesures PSI

Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ^{14}C . Les mesures de ce radionucléide dans les feuillages, poursuivies depuis de nombreuses années par l'université de Bern, ont ainsi mis en évidence en 2013 une augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 146 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques micro-Sv.

L'intérêt des mesures de ^{14}C se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Mesures dans le milieu terrestre

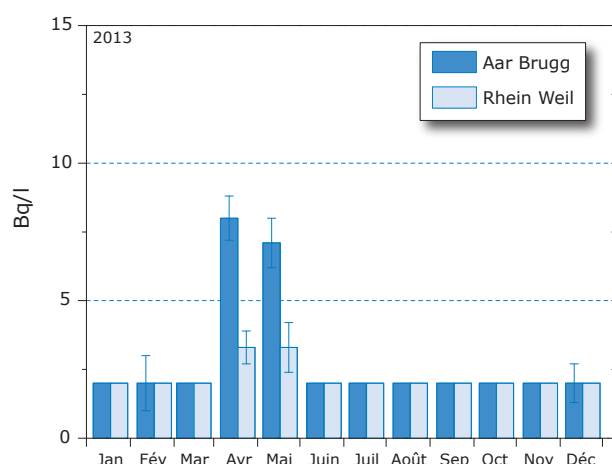
L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout examiné dans l'herbe et le sol, qui constitue un excellent intégrateur de pollution et permet de tenir compte des phénomènes d'accumulation à long terme. Les résultats enregistrés en 2013 pour les échantillons de sol et de plantes prélevés au voisinage des installations nucléaires montrent à nouveau que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que la radioactivité d'origine artificielle (^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am) provient principalement des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl. La figure 3 présente à titre d'exemple la contamination rémanente en ^{137}Cs dans les sols prélevés par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires en 2013.

Afin de caractériser les sites du point de vue des contributions individuelles à l'exposition externe du public, l'OFSP procède depuis les années 80 à des mesures par spectrométrie gamma in situ. Les résultats correspondants confirment les résultats précédents et montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites.

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. Les résultats des mesures de la radioactivité dans les aliments, coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux, n'ont pas révélé de marquage attribuable à l'exploitation des centrales nucléaires. Les mesures additionnelles de l'OFSP, en particulier celles du programme germano-suisse au voisinage de Leibstadt dans les produits agricoles et les poissons ont confirmé ce constat, puisqu'aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été décelé dans ces échantillons. Les résultats des mesures de ^{90}Sr effectuées par l'Institut de Radiophysique dans des échantillons de lait et de céréales prélevés au voisinage des centrales nucléaires ainsi que de fruits et légumes prélevés au voisinage de Leibstadt ne se distinguent pas de ceux enregistrés ailleurs sur le plateau suisse.

Mesures dans le milieu aquatique

L'EAWAG procède à des analyses mensuelles d'échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin collectés en continu, et de manière proportionnelle au débit, aux stations de Hagneck/BE (en aval de KKM), Klingnau (aval de KKB) et Pratteln (aval KKL). Depuis la réduction significative des rejets en ^{58}Co et ^{60}Co par la centrale de Beznau¹, seules les traces des rejets liquides de la centrale nucléaire de Mühleberg, à savoir principalement le ^{58}Co , le ^{60}Co ainsi que le ^{54}Mn , peuvent aujourd'hui être mis en évidence dans les échantillons d'eau. Les rejets les plus importants ont eu lieu au mois d'août et septembre, pendant la période de révision. Si les activités mesurées pour ces trois radionucléides dans les échantillons d'eau prélevés à Hagneck reflètent généralement bien les

**Figure 4:**

Suivi du tritium dans les échantillons mensuels d'eau de l'Aar à Brugg/AG et du Rhin prélevés à Weil/D en 2013.

¹ L'activité en ^{58}Co , dont Beznau était la principale productrice, rejetée par l'ensemble des centrales nucléaires dans le milieu aquatique a chuté d'un facteur 100 entre 2001 et 2011.

activités rejetées par la centrale de Mühleberg, on observe des différences notables pour le ^{60}Co en octobre et novembre. Les valeurs mesurées à cette période surestiment en effet les rejets effectifs. Cet écart est probablement dû à une plus grande remise en suspension de particules sédimentées, par exemple suite à des travaux réalisés dans le canal de Hagneck.

Comme mentionné plus haut, les activités du ^{60}Co , ^{58}Co et du ^{54}Mn enregistrées dans les eaux de l'Aar, à Klingnau/AG (en aval de KKB), ainsi que dans celles du Rhin, à Pratteln/BL, sont, quant à elles, toutes restées inférieures à la limite de détection.

Le ^{137}Cs , également présent dans les échantillons d'eau de l'Aar et du Rhin, est essentiellement dû à la remobilisation des dépôts de Tchernobyl et des essais d'armes atomiques des années 60 ; il n'existe ainsi pas de corrélation, pour cet isotope, entre les activités rejetées par les centrales et les valeurs mesurées dans les eaux.

Les concentrations mensuelles en ^3H enregistrées en 2013 dans les eaux de l'Aar à Brugg/AG ainsi que celles du Rhin prélevées près de Weil/D, en aval de Bâle, sont généralement restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l à l'exception de la période avril-mai, où, comme chaque année, on constate une légère augmentation (voir Figure 4) en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

Dans les échantillons mensuels de sédiments prélevés dans l'Aar à Hagneck, les radionucléides tels que le ^{54}Mn , le ^{58}Co et le ^{60}Co ainsi que le ^{137}Cs sont clairement mesurables. Si le ^{137}Cs se retrouve également dans tous les échantillons de sédiment de l'Aar, prélevés à Klingnau, et du Rhin, prélevés à Pratteln, le ^{54}Mn et le ^{60}Co n'y sont présents que sous forme de traces sporadiques. Les activités du ^{58}Co sont quant à elles toujours restées inférieures aux limites de détection dans ces échantillons.

En raison de la détection répétée de ^{131}I dans les échantillons de plantes aquatiques prélevées à Hagneck en 2011, l'EAAG procède depuis au prélèvement et à l'analyse régulier d'échantillons de plantes aquatiques en provenance de cette station. En 2013, 7 échantillons ont été analysés. Du ^{131}I a pu être mis en évidence dans 3 d'entre eux, avec des activités spécifiques comprises entre 5 et 37 Bq/kg. Dans l'échantillon prélevé en septembre, soit en fin de période de révision de la centrale de Mühleberg, des activités significatives de ^{54}Mn (150 Bq/kg m.s.), de ^{58}Co (160 Bq/kg m.s.) et de ^{60}Co (500 Bq/kg m.s.) ont été enregistrées. Ces valeurs restent toutefois inférieures aux valeurs

limites d'exemption définies dans l'ORaP (fixées par exemple à 1'000 Bq/kg pour le ^{60}Co). Dans les 6 autres échantillons de plantes aquatiques, les activités de ces radionucléides sont restées inférieures aux limites de détection de 5 à 10 Bq/kg.

Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar en aval de KKM, KKG, KKB et KKL en 2013 n'ont pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques.

Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens

(site soustrait à la législation sur les installations nucléaires)

La surveillance du site de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens effectuée sur mandat de l'OFSP se résumait, jusqu'à début 2012, au prélèvement de deux échantillons d'eau, l'un dans le bassin de contrôle (BdC) et l'autre dans la chambre de contrôle (CdC) tous les 15 jours environ. Le bassin de contrôle est un bassin de collecte où sont réunies les eaux de drainage provenant des 9 drains principaux du système de drainage ; la chambre de contrôle est située juste avant le rejet dans la Broye (voir Figure 5). Les prélèvements étaient effectués manuellement par un membre du personnel du dépôt de conservation des objets culturels du Canton de Vaud, qui occupe maintenant l'ancienne cave des machines. Les échantillons étaient ensuite envoyés à l'Institut de Radiophysique (IRA) à Lausanne chargé des analyses de la radioactivité (émetteurs gamma, tritium (^3H) et ^{90}Sr) sur mandat de l'OFSP.

Suite aux concentrations accrues de tritium enregistrées dans le système de drainage entre fin 2011 et début 2012 (valeur maximale de 230 Bq/l),

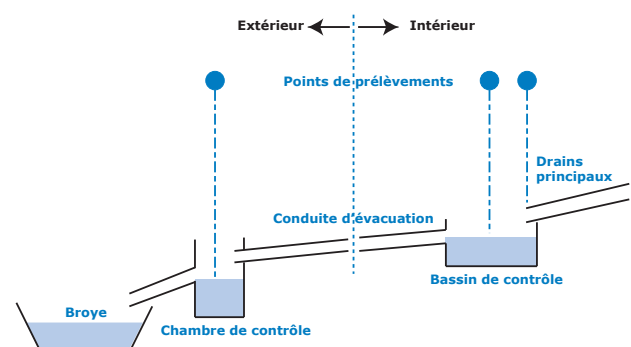


Figure 5 : Représentation schématique du système de drainage de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens.

L'OFSP avait pris la décision de renforcer la surveillance du site, notamment au moyen de prélèvements journaliers d'échantillons d'eau en différents points du système de drainage jusqu'à l'installation de 2 collecteurs automatiques début mai 2012. Des programmes supplémentaires de prélèvements et de mesures d'échantillons de l'environnement ont également été organisés. La surveillance complémentaire ayant démontré que l'augmentation enregistrée était due à un phénomène ponctuel et comme aucune valeur élevée n'a plus été enregistrée, un rythme de surveillance normal des eaux du système de drainage a pu être réintroduit dès la fin juin. Les collecteurs automatiques ont, quant à eux, été maintenus (pour les détails concernant cette augmentation et sur les résultats de cette surveillance rapprochée, voir chapitre 8.6 du rapport «Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse 2012»).

En 2013, l'IRA a donc poursuivi ses analyses comme par le passé. Pour la mesure des émetteurs gamma et du tritium, les échantillons d'eaux collectés toutes les 4h aussi bien par le collecteur automatique de la CdC que de celui du BdC sont réunis pour former un mélange mensuel pour chaque site. Une aliquote de ce mélange est ensuite envoyée à l'IRA pour analyse. Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être mis en évidence dans ces échantillons en 2013. Les résultats montrent en effet que les activités du ^{60}Co , ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs sont restées inférieures aux limites de détection de 0.3 à 1.5 Bq/l.

Les mélanges mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^3H est mesuré par scintillation liquide. Les valeurs moyennes de la concentration en tritium mesurées en 2013 dans les échantillons du BdC et de la CdC se sont élevées à 8.3 ± 1.3 Bq/l et 8.2 ± 1.3 Bq/l respectivement. Elles se situent ainsi en dessous des valeurs moyennes enregistrées au cours de la période 2001 et 2010 (env. 15 Bq/l), ce qui est attendu compte tenu de la décroissance radioactive.

Pour la mesure du ^{90}Sr , deux échantillons mensuels sont mélangés, aussi bien pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle. Deux échantillons collectés dans la CdC (mélange juillet-août et septembre-octobre) ont présenté des activités très légèrement supérieures à la limite de détection de 7 mBq/l (valeur maximale de 8.2 ± 1.6 mBq/l).

Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été faible en 2013.

Les doses résultant du fonctionnement des centrales nucléaires pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires. Les calculs effectués à partir des rejets effectifs et du rayonnement direct en se basant sur des modèles de transfert jusqu'à l'homme indiquent que l'impact dosimétrique des centrales nucléaires n'a pas dépassé la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an. Les calculs de dose effectués de manière indépendante par le PSI et les autorités de surveillance ont montré que les doses pour la population avoisinante générées par le centre de recherche sont également restées nettement inférieures à la valeur directrice liée à la source fixée à 0.15 mSv/an pour l'ensemble du site PSI/ZWILAG.

Les mesures effectuées dans tous les compartiments environnementaux ont mis en évidence un faible marquage du milieu : la détection du rayonnement direct, du ^{14}C issu des rejets atmosphériques et des produits d'activation présents dans les rejets liquides témoigne d'un fonctionnement normal de ces installations dans l'année sous revue.

Même si les expositions du public, du fait des rejets des installations nucléaires, conduisent à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe de précaution implique de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible pour répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public.

8.6

Environnement du CERN (mesures OFSP)

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

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

J.-L. Loizeau, Ph. Arpagaus

Institut F.-A. Forel, Université de Genève, 10 route de Suisse, 1290 VERSOIX

Résumé

Parallèlement aux mesures de contrôle effectuées par la Commission de Sécurité du CERN, l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) met en œuvre, de manière indépendante, un programme de surveillance de la radioactivité et des doses de rayonnements au voisinage du centre de recherche. L'ensemble des mesures effectuées par l'OFSP n'a pas révélé d'impact des installations du CERN sur l'environnement et la population avoisinante en 2013. Ce résultat était attendu étant donné que les installations du CERN n'ont pas fonctionné en raison de travaux de maintenance qui ont duré la quasi totalité de l'année.

Programme de surveillance de l'OFSP

L'OFSP surveille l'environnement du CERN de manière indépendante par les mesures suivantes (territoire suisse uniquement, à l'exception de la dosimétrie d'ambiance) :

- Dosimétrie d'ambiance du rayonnement gamma ainsi que des neutrons sur une base trimestrielle (13 dosimètres à thermoluminescence -TLD- évalués par l'IRA (institut de radiophysique - Lausanne) et mesures ponctuelles de l'équivalent de dose ambiant effectuées par l'OFSP sur 9 sites limitrophes du CERN et 9 sites de référence distants.
- Aérosols : mesure continue alpha/bêta de la station RADAIR avec compensation du rayonnement naturel et spectrométrie gamma hebdomadaire des filtres d'un collecteur à haut débit.
- Eaux du Rhône à Chancy (mesures gamma et tritium) et du Nant d'Avril (mesures spectrométriques de l'eau et des sédiments effectuées par l'Institut Forel, mesure du tritium par l'OFSP).
- Sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) et végétaux ainsi que certains produits locaux (comme le ^3H dans le vin).

Notons que l'installation ISOLDE n'a pas fonctionné en 2013, le LHC (ainsi que ses injecteurs) a également été mis à l'arrêt fin février 2013 pour une longue période de travaux qui devrait durer environ 2 ans. Malgré cela, la surveillance de la radioactivité dans l'environnement au voisinage du CERN et de ses installations s'est poursuivie comme par le passé.

Mesures de l'exposition ambiante

Les emplacements des TLD, destinés au contrôle de l'exposition ambiante au voisinage du CERN, ont été revus en 2006 déjà afin de pouvoir tenir compte de l'impact éventuel du LHC après sa mise en fonction. Treize sites ont été surveillés en 2013, 5 d'entre eux étant situés dans l'enceinte du centre de recherche (côtés suisse et français). En plus de l'équivalent de dose ambiant résultant du rayonnement gamma, la dose des neutrons a également été évaluée.

Les résultats de ces mesures, effectuées par l'Institut de Radiophysique (IRA) sur mandat de l'OFSP, ont montré, qu'en 2013, les doses de neutrons et des photons sont restées au niveau de l'irradiation naturelle (0.01 à 0.02 mSv par trimestre pour les neutrons et environ 0.2 mSv par trimestre pour les gammas), y compris aux emplacements situés à l'intérieur de la clôture, proches des accélérateurs du CERN ou de leurs injecteurs. Ces résultats étaient attendus, étant donné que les installations étaient à l'arrêt pour maintenance.

A noter toutefois, que des doses de neutrons deux fois plus élevées que la normale ont été enregistrées au troisième trimestre 2013; ce résultat est très surprenant étant donné qu'aucune installation du CERN ne fonctionnait au cours de cette période. Cette augmentation d'un facteur 2 par rapport aux valeurs habituelles a toutefois également été observée aux 2 sites de référence (le premier situé à Meyrin, le second à Lausanne). Le fait qu'autant les bruits de fonds que les sites contrôlés présentent des valeurs accrues indique que c'est l'ensemble de la série de mesure qui a été affectée d'un biais. Mais aucune explication technique n'a pu être trouvée à cette anomalie. Compte tenu des incertitudes

de mesure, les valeurs peuvent tout de même être considérées comme compatibles avec le niveau de l'irradiation naturelle. En définitive, il n'y a pas lieu de croire à une augmentation anormale du niveau de radiation des neutrons suite à ces résultats.

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (Figure 1) en septembre-octobre 2013 sur 9 sites du voisinage proche du CERN et 9 sites distants n'ont par ailleurs montré aucune influence du centre de recherche sur l'exposition ambiante. Les valeurs du débit d'équivalent de dose ambiant ($H^*(10)$) dû au rayonnement gamma se sont échelonnées entre 88 et 114 nSv/h et se situent dans le domaine de variation de l'irradiation naturelle (moyenne des sites limitrophes: 99.2 ± 2.6 nSv/h; moyenne des sites distants 101.5 ± 7.9 nSv/h).

Mesures dans le milieu atmosphérique

La station de mesure du réseau RADAIR située au CERN et mesurant en continu la radioactivité alpha et bêta des aérosols (voir Chap. 4.2) n'a pas signalé d'anomalie en 2013. Depuis 2007, un moniteur d'iode est également installé sur le site du CERN, pour la surveillance de l' ^{131}I gazeux. Aucune valeur supérieure à la limite de détection de 50 - 60 mBq/m³ n'y a été enregistrée.

Les résultats des mesures hebdomadaires des filtres aérosols à haut débit (HVS) du CERN ont confirmé, comme les années précédentes, la prédominance des radioéléments d'origine naturelle, tels que ^7Be et ^{210}Pb (cf figure 2). Le cas du ^7Be est toutefois particulier de par sa double origine: naturelle et anthropogénique (production dans les tunnels du CERN). Les installations ayant été à l'arrêt en 2013, une production supplémentaire de ^7Be par le CERN n'est toutefois pas attendue. Le tableau 1 montre que les concentrations de ^7Be mesurées en 2013 dans les filtres aérosols de la station du CERN ne se sont en effet pas distinguées de celles enregistrées dans les stations situées hors de son influence. Des traces de ^{22}Na , également d'origine naturelle, ont été détectées à plusieurs reprises (valeurs comprises entre 0.1 et 1.0 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

En ce qui concerne les radioéléments d'origine artificielle, seules des traces de ^{137}Cs ont été mises en évidence en 2013. Ce dernier provient de la remise en suspension des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl et est décelable partout en Suisse. Les activités de ^{137}Cs dans les filtres HVS de Meyrin n'ont pas dépassé $1.1 \pm 0.3 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Ainsi, contrai-

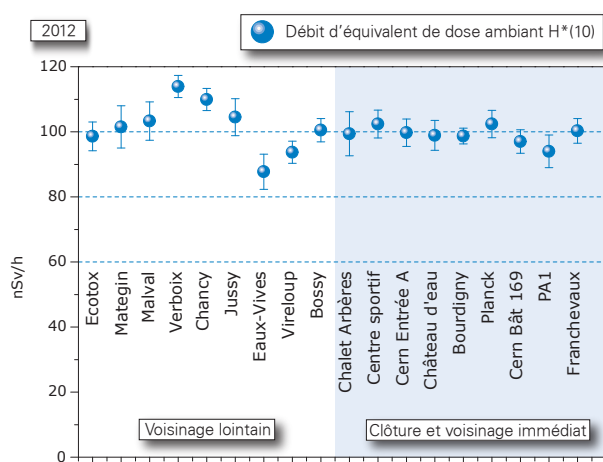


Figure 1: Mesures du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectuées par l'OFSP en 2013 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

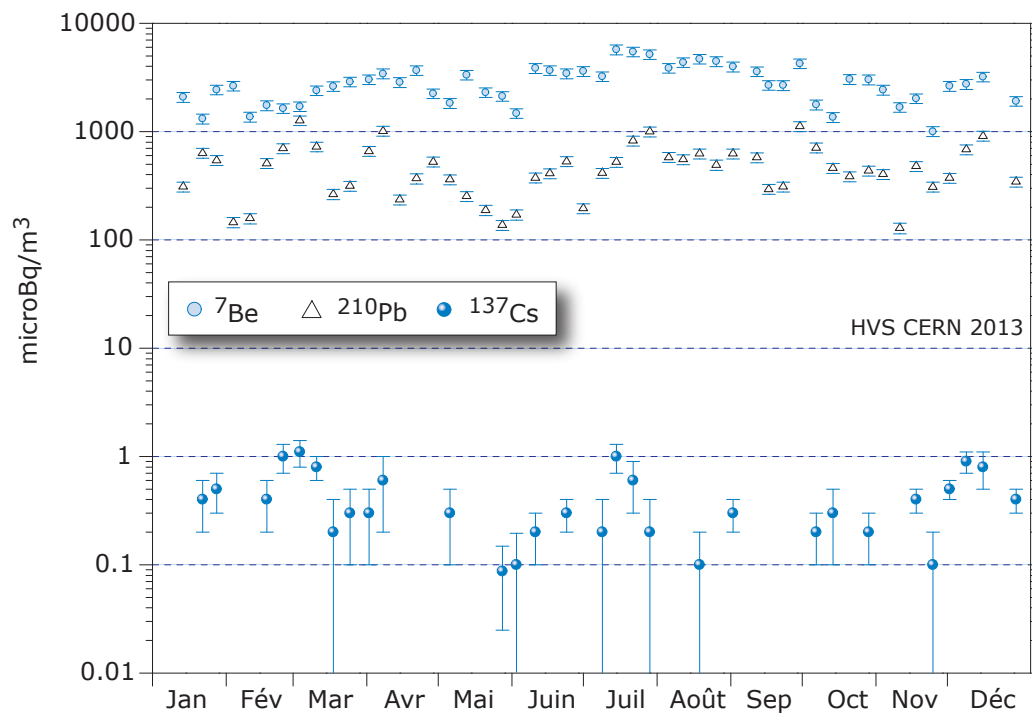


Figure 2: Concentrations de divers radioisotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés chaque semaine à la station à haut débit située au CERN en 2013.

rement aux années précédentes, aucun radioisotope artificiel attribuable aux activités du CERN, tel que ^{24}Na ou ^{131}I , n'a été mesuré dans les filtres aérosols. A nouveau, ce résultat se conçoit aisément, étant donné que les installations du CERN n'ont pas fonctionné.

Tableau 1: Concentrations du ^7Be mesurées en 2013 dans les filtres aérosols de la station à haut débit au CERN et comparaison avec les stations situées hors influence.

Station de collection à haut débit	Valeur min/ max	Moyenne
	(mBq/m ³)	(mBq/m ³)
CERN (Meyrin/GE)	1.0 - 5.7	2.9
Posieux/FR	1.0 - 5.9	3.1
Klingnau/AG	0.7 - 6.0	2.6
Güttingen/TG	1.0 - 5.8	2.9
Cadenazzo/TI	1.8 - 6.8	3.4

Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures par spectrométrie gamma in situ permettent de distinguer les contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition externe du public. Comme attendu, les mesures 2013 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN: la figure 3 montre en effet que les va-

leurs mesurées au voisinage proche du centre de recherche sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tels que Posieux/FR ou Güttingen/TG (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au Chap. 3.1).

Les analyses en laboratoire sur des échantillons de sol, d'herbes et autres produits locaux ont confirmé ce constat. Les résultats sont typiques de ceux obtenus dans des échantillons comparables du Plateau suisse. Outre la détection permanente des radioé-

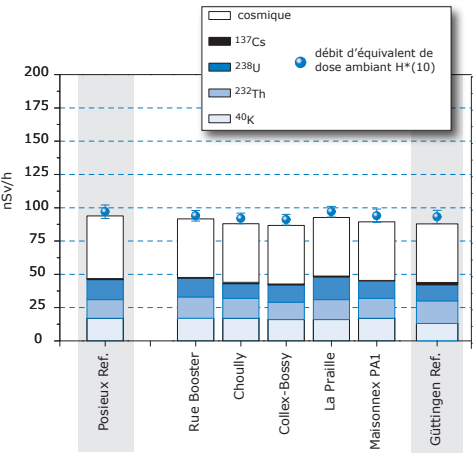


Figure 3: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2013, et comparaison avec les résultats obtenus à Posieux/FR et Güttingen/TG.

léments d'origine naturelle, dont les concentrations prédominent, on y détecte encore les traces des injections artificielles des essais nucléaires des années 50 et 60 et dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl.

Mesures dans le milieu aquatique

Les échantillons mensuels d'eau du Rhône prélevés à Chancy/GE n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle, à l'exception de rares traces de ^{137}Cs , provenant de l'érosion des sols anciennement contaminés. Les concentrations en tritium dans ces échantillons étaient par ailleurs toutes inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l. Ce constat s'applique également aux concentrations de tritium des échantillons mensuels d'eau du Nant d'Avril.

Le programme de surveillance du Nant d'Avril conduit par l'Institut F.-A. Forel à l'initiative de l'OFSP depuis 1999 a été poursuivi. Les résultats des mesures effectuées dans le cadre de ce programme pour la période novembre 2012 à novembre 2013 a fait l'objet d'un rapport spécifique ¹.

En dehors du ^{40}K et des isotopes des séries primordiales (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th), seuls 2 radioisotopes ont été détectés dans les échantillons d'eau brute (non filtrée) prélevés dans le Nant d'Avril.

Les activités maximales sont celles du ^7Be (maximum de 2.27 ± 0.13 Bq/l), avec une moyenne de 0.39 Bq/l lorsque l'isotope est présent. L'échantillonnage des eaux ayant été réalisé en fonction du débit, il est possible d'estimer le flux d'un isotope en multipliant les débits (exprimés en $\text{m}^3/\text{période}$) par l'activité spécifique du radionucléide. Le flux annuel estimé de ^7Be pour la période 2012 - 2013 est ainsi de 1'390 MBq au minimum et de 2'090 MBq au maximum et se situe dans la moyenne des périodes de mesure précédentes.

Le deuxième radionucléide mis en évidence dans les eaux du Nant d'Avril est le ^{137}Cs (maximum de 24 mBq/l). Ce radionucléide a été détecté exclusivement sur les particules (mesuré sur les filtres), ce qui montre qu'il est fortement associé à celles-ci, malgré une acidification de l'échantillon. Le ^{137}Cs provient de l'érosion des sols, qui entraîne des particules contaminées par les retombées des essais nucléaires dans l'atmosphère et de la catastrophe de Tchernobyl.

Contrairement aux années précédentes, aucune trace de ^{22}Na n'a été mesurée dans les échantillons bimensuels d'eaux. Comme le ^7Be , le ^{22}Na est produit dans la stratosphère par rayonnement cosmique, mais peut également être produit par les installations du CERN. Très peu de données récentes sont disponibles sur les flux naturels de ^{22}Na . Le fait que ce radionucléide n'ait pu être détecté en 2013, alors que les installations étaient à l'arrêt, tend à confirmer l'hypothèse faite les années précédentes, attribuant l'origine de ce radionucléide dans les échantillons d'eaux du Nant d'Avril aux activités du CERN.

L'analyse des sédiments prélevés mensuellement dans le Nant d'Avril a révélé la présence de ^7Be et de ^{137}Cs dans tous les échantillons. Les activités mesurées pour ces deux isotopes sont résumées dans le tableau 2. Pour le ^7Be , celles-ci sont légèrement supérieures à la moyenne des activités enregistrées au cours des 8 dernières années. Notons encore que depuis la période 2004 - 2005, aucune trace de ^{54}Mn , de ^{65}Zn ou des isotopes de cobalt (^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co) n'a plus été détectée dans les sédiments du Nant d'Avril.

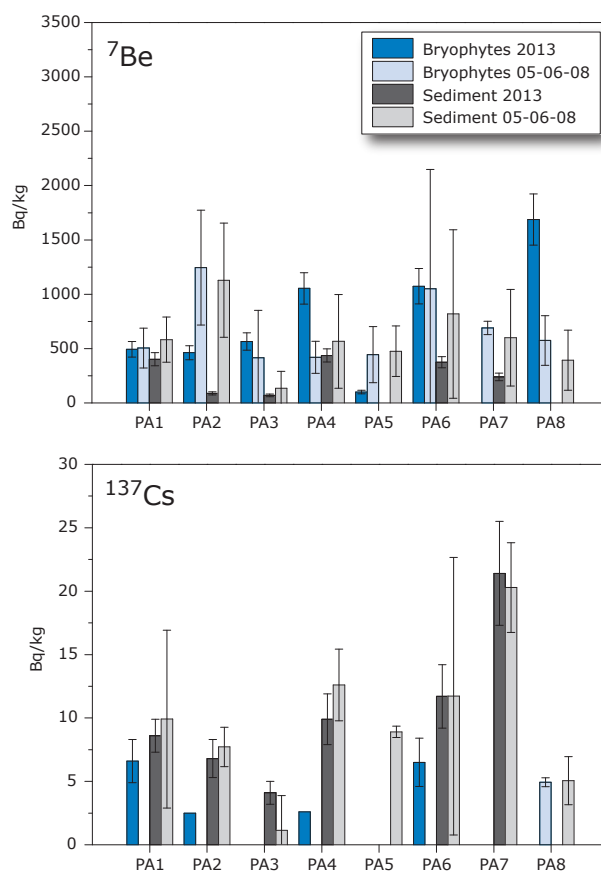


Figure 4: Activités du ^7Be et du ^{137}Cs dans les bryophytes et les sédiments aux points de rejet du LHC en 2013. Les valeurs 05-06-08 correspondent aux moyennes des résultats des campagnes de mesures effectuées au cours des périodes témoins 2005-2006-2008.

¹ J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus et K. Loizeau, Rapport N°13 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2012 - Novembre 2013; Institut F.-A. Forel (Décembre 2013).

Afin de mettre en évidence d'éventuelles augmentations des immissions radioactives dans le milieu aquatique dues au fonctionnement du LHC, des sédiments et des bryophytes sont par ailleurs prélevés une fois par an aux 8 principaux points de rejets des eaux du LHC et analysés par l'Institut Forel. Les activités spécifiques mesurées dans les échantillons de sédiments se sont échelonnées, en 2013, entre 69 et 437 Bq/kg pour le ^7Be et entre 4.1 et 21.4 Bq/kg pour le ^{137}Cs .

Comme attendu, elles sont conformes à celles enregistrées sur les mêmes sites dans le cadre du programme point zéro LHC (voir figure 4). Pour les bryophytes, les résultats montrent des activités spécifiques en ^7Be variant entre 100 et 1'688 Bq/kg et entre < 2 et 6.6 Bq/kg pour le ^{137}Cs . La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus dans le cadre du programme point zéro LHC (mesures effectuées en 2005, 2006 et 2008), n'a pas révélé la présence de nouveaux radioisotopes ni une augmentation significative des radionucléides présents. La figure 4 montre que les activités spécifiques de ^7Be dans les bryophytes prélevés aux points de rejet PA4 et PA8 dépassent la gamme d'activité enregistrée sur les mêmes sites lors des périodes témoins, sans toutefois dépasser les maximums observés sur les autres sites au cours des mêmes périodes témoins.

En résumé, si l'on exclut le ^7Be dont la fraction produite par les installations du CERN est incertaine, aucun radionucléide attribuable aux activités du centre de recherche n'a pu être décelé dans le milieu aquatique en 2013. Les radioéléments produits par les installations du CERN tels que ^{22}Na , ^{65}Zn , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn , mis en évidence par le passé dans le Nant d'Avril, n'ont en effet été retrouvés ni dans les eaux, ni dans les sédiments, ni dans les bryophytes durant l'année sous revue.

Tableau 2:

Résumé des résultats des mesures effectuées par l'Institut F.-A. Forel dans les sédiments du Nant d'Avril durant la période novembre 2012 à novembre 2013 (11 échantillons analysés).

Isotope	Min- Max	Moyenne	Médiane
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
^7Be	316 - 1'779	883	811
^{137}Cs	2.7 - 11.1	7.7	7.9

Conclusions

Le programme de surveillance mené de manière indépendante par l'OFSP, en collaboration avec l'Institut F.-A. Forel, a montré que l'impact radiologique du CERN sur l'environnement et la population avoisinante s'est avéré négligeable en 2013. Contrairement aux années précédentes, aucun radionucléide d'origine artificielle attribuable aux activités du CERN (tels que ^{24}Na et ^{131}I dans l'air ou ^{22}Na dans l'eau) n'a pu être mis en évidence malgré la mise en œuvre de techniques de prélèvement et de mesure d'une très grande sensibilité. Ceci s'explique par le fait que les installations du CERN étaient à l'arrêt pour maintenance pendant la quasi totalité de l'année 2013.

8.7 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)

F. Malacrida, P. Vojtyla

CERN

Organisation européenne pour la recherche nucléaire

Unité santé et sécurité au travail et protection de l'environnement (HSE)

1211 Genève 23

Résumé

Les résultats du programme de surveillance du CERN combinés aux calculs de dose pour les populations des groupes de référence ont démontré, à l'instar des années précédentes, que l'Organisation a respecté la valeur directrice de 0.3 mSv/a pour l'année 2013. La dose effective délivrée aux membres du public Suisse a été inférieure à 0.00003 mSv, soit < 0.01 % de la valeur directrice. Les concentrations de radionucléides sont restées inférieures à 0.3 % des limites applicables dans tous les échantillons environnementaux. De fait, l'impact radioécologique du CERN a été négligeable.

Le CERN

Le CERN, l'Organisation européenne pour la Recherche nucléaire, est l'un des plus grands et des plus prestigieux laboratoires scientifiques du monde. Le CERN a son siège à Genève et ses installations sont situées d'un côté et de l'autre de la frontière franco-suisse. Il a pour mission la recherche fondamentale en physique des particules afin de découvrir les constituants et lois de l'Univers. Il utilise des instruments scientifiques complexes pour sonder les constituants ultimes de la matière: les particules fondamentales. En étudiant ce qui se passe lorsque ces particules entrent en

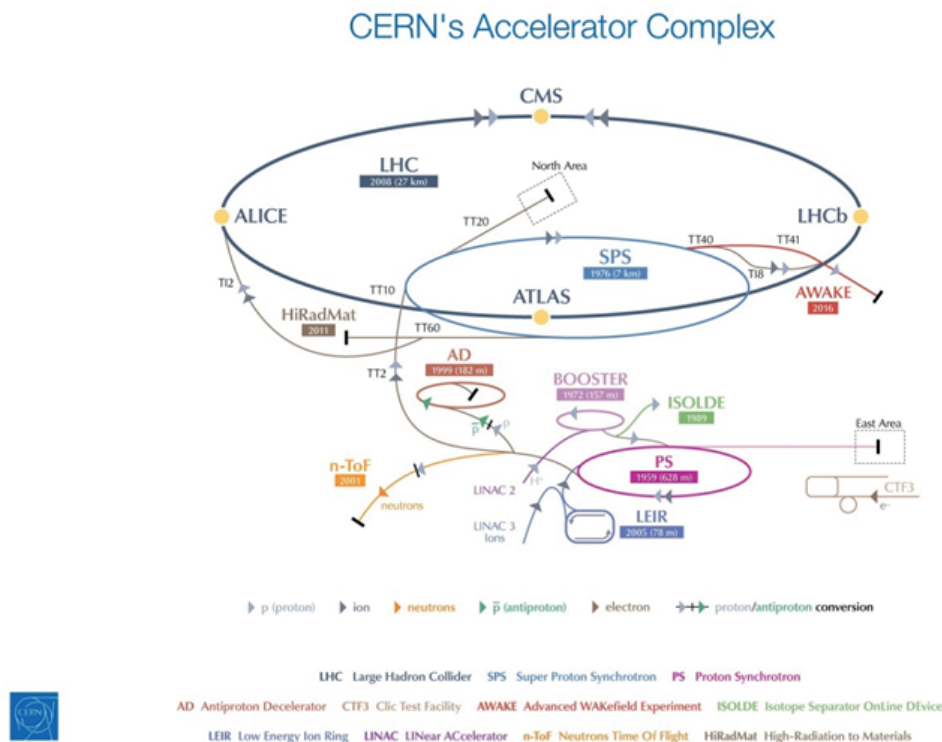


Figure 1:
Le complexe des accélérateurs du CERN (voir Glossaire en fin de chapitre).

collision, les physiciens appréhendent les lois de la nature. Les instruments qu'utilise le CERN sont des accélérateurs et des détecteurs de particules. Les accélérateurs portent des faisceaux de particules à des énergies élevées pour les faire entrer en collision avec d'autres faisceaux ou avec des cibles fixes. Les détecteurs, eux, observent et enregistrent les résultats de ces collisions.

La Figure 1 présente le complexe des accélérateurs du CERN de manière schématique. Pour un complément d'information, se référer au site web du CERN www.cern.ch.

Aspects environnementaux

L'interaction de particules de hautes énergies avec la matière génère des radiations ionisantes et produit des nucléides instables, c'est-à-dire radioactifs. Ces interactions se produisent lorsque les particules en percutent d'autres ou percutent des cibles fixes, ainsi que lors de l'accélération, de l'extraction et de la collimation des faisceaux. Les accélérateurs sont blindés et les plus puissants d'entre eux sont situés profondément sous terre, de telle manière à ce que seule une fraction infime des rayonnements

traverse ces protections; ce type de rayonnement est nommé rayonnement diffusé. Les tunnels des accélérateurs et les zones expérimentales nécessitent d'être ventilés et une fraction de la radioactivité produite dans l'air peut être émise dans l'atmosphère par le biais de cheminées. De manière similaire, l'eau de refroidissement des systèmes ainsi que l'eau d'infiltration des tunnels souterrains doivent être évacuées. Ces effluents peuvent contenir des substances radioactives. Les rayonnements diffusés, les rejets gazeux et les effluents sont surveillés en continu (voir ci-dessous).

En termes d'impact environnemental, le risque radiologique induit par des installations mettant en jeu des accélérateurs est très faible. Maintenir un faisceau de particules en orbite requiert une instrumentation parfaitement ajustée et la moindre dérive, un événement normal et récurrent, engendre des pertes concertées de faisceau. Ces écarts sont immédiatement détectés et, en fonction de leur amplitude, peuvent conduire à un arrêt automatique quasi instantané des machines. Les radionucléides produits sont des émetteurs gamma et beta de relativement courtes demi-vies et de faibles radiotoxicités.

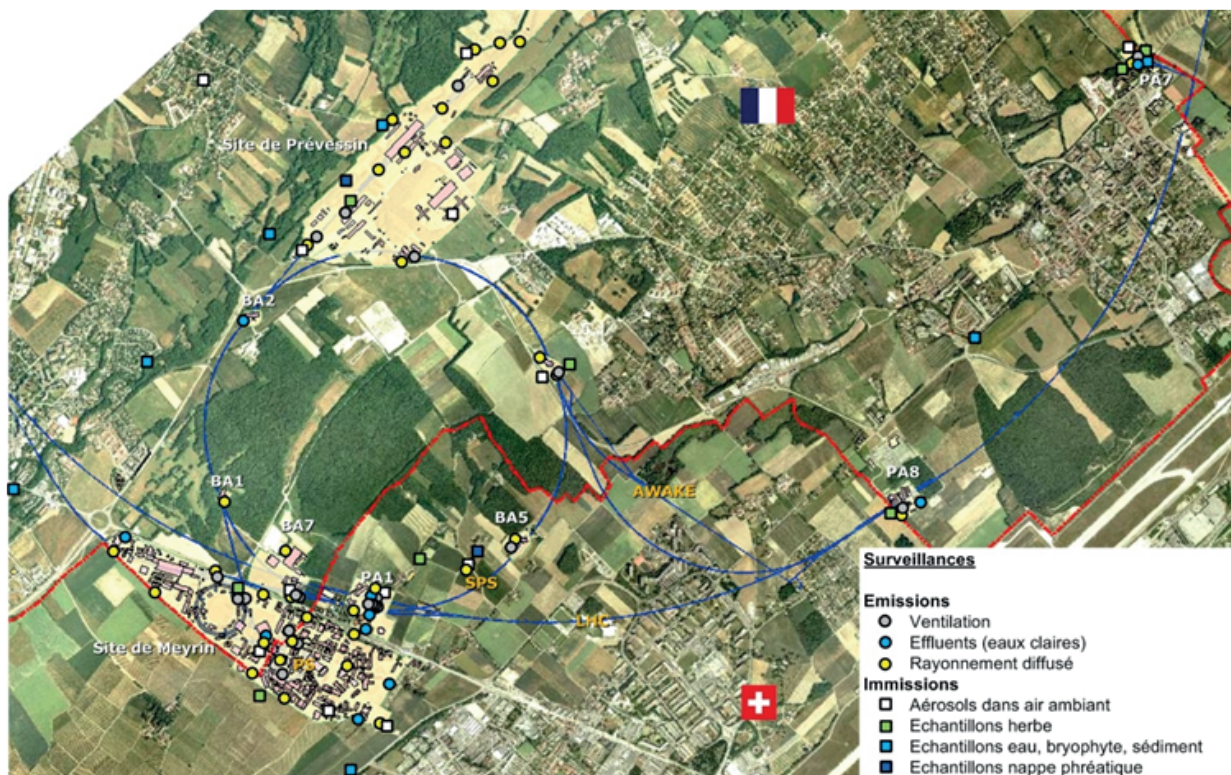


Figure 2: Région frontalière franco-suisse: sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS) et du Grand collisionneur d'hadrons (LHC), situation des stations de surveillance et lieux d'échantillonnage du CERN; ceux qui concernent le territoire suisse y sont tous représentés, excepté le point de collecte des échantillons de l'Allondon qui est hors-carte.

Pour plus d'information, se référer au site : <http://environmental-impact.web.cern.ch/environmental-impact/fr/Radiation/Radiation-fr.html>.

Lorsque les accélérateurs sont arrêtés, l'émission atmosphérique de gaz de demi-vies courtes et le rayonnement diffusé cessent. Néanmoins, le béton des tunnels reste sensiblement marqué par son exposition au faisceau ; celui-ci contient donc des radionucléides produits par activation. L'eau d'infiltration des tunnels peut donc toujours potentiellement se charger en radionucléides lors de sa percolation, avant d'être évacuée vers les eaux de surface. De la même manière, des traces de radionucléides peuvent être mesurées dans l'air, lorsque par exemple le tritium transfère des parois des tunnels. Aussi, l'installation ISOLDE peut continuer d'émettre des petites quantités d'iode ou de gaz radioactifs qui ont été provisoirement stockés dans des cuves en vue de leur décroissance avant rejet. Seule une fraction des quantités initialement récoltées sont émises. Les quantités impliquées restent donc très faibles, mais cet état de fait implique néanmoins la continuité du programme de surveillance radiologique des émissions de l'Organisation durant les périodes d'arrêt machine.

Programme de surveillance

Le CERN, en tant que responsable de ses installations, se doit de réaliser son propre programme de surveillance environnemental, qui est élaboré en fonction des sources d'émission avérées et potentielles. Des stations de surveillance des rayonnements diffusés se situent aux lieux où ces rayonnements ont pu être observés ou prédits par des calculs. Chaque station est équipée d'une chambre d'ionisation dédiée à la mesure en continu des photons et des particules chargées et pénétrantes, comme les muons, ainsi que d'un moniteur de neutrons. En 2013, 41 stations de ce type étaient en opération. Les points d'extraction d'air, d'où des substances radioactives peuvent être émises, sont équipés de stations de surveillance qui mesurent en continu les radionucléides gazeux à demi-vie courte et échantillonnent les aérosols sur des filtres périodiquement analysés en laboratoire. En 2013, 32 stations étaient en opération. De manière similaire, les points de rejet d'eaux claires sont équipés de stations de surveillance de l'eau (15 stations en 2013). Ces stations mesurent en continu les radionucléides de demi-vies courtes et collectent des échantillons d'eau analysés périodiquement en laboratoire.

Les niveaux de rayonnements diffusés mesurés ainsi que le bilan des rejets vers l'atmosphère et les cours d'eau sont utilisés pour quantifier l'impact dosimétrique, par le biais de modèles environnementaux et radiologiques largement reconnus [1,2]. La surveillance des émissions est complétée par la surveillance des immissions, qui est un processus impliquant la collecte d'échantillons environnementaux et leur analyse en laboratoire. Les résultats doivent corrélérer avec les prédictions, confirmant ainsi qu'aucun rejet incontrôlé n'a été effectué et que les modèles utilisés sont corrects. Cette surveillance implique un échantillonnage en continu des aérosols contenus dans l'air ambiant (11 stations), des échantillons d'herbe (12 points d'échantillonnage), d'eau, de bryophytes (mousses) et de sédiments dans les cours d'eau (13 points), de l'eau des nappes phréatiques (7 points), ainsi que des échantillons de produits d'agriculture locaux, tels que blé, graines de tournesol, asperges et vin.

Les positions des stations de surveillance des émissions et des rayonnements diffusés ainsi que les points de collecte des échantillons destinés à être mesurés en laboratoire dans le cadre de la surveillance des immissions sont présentés en Figure 2.

Résultats 2013

Activités du CERN et opération des accélérateurs en 2013

2013 a été une année particulière en termes d'exploitation des accélérateurs. Les chaînes d'injections des complexes du PS et SPS ainsi que le LHC ont été exploités durant une courte période de cinq semaines se terminant à fin février et, durant cette période, seule une partie des zones expérimentales a reçu du faisceau. Les intensités impliquées sont restées relativement faibles comparées aux années précédentes. À partir de cette période et jusqu'en 2014, le CERN procède à de grands travaux avec pour objectif d'augmenter l'énergie des particules dans le LHC et l'intensité des faisceaux. À cette occasion, de nombreuses installations ont subi des travaux de consolidation et d'amélioration. Cette période d'arrêt, nommée Long Shutdown 1 (LS1), va se terminer par un redémarrage progressif des chaînes d'injection dès juin 2014. Le LHC, quant à lui, ne sera exploité qu'à partir de 2015.

Dans le cadre de l'optimisation des installations, d'autres travaux ont été effectués, tel que par exemple le renforcement du blindage du PS, qui permettra de diminuer les niveaux des rayonnements diffusés. La ventilation de cet accélérateur a été renouvelée, en vue d'une meilleure maîtrise des

flux d'air et les cheminées remplacées, afin de garantir une meilleure dispersion¹ des émissions atmosphériques. La zone des collimateurs au LHC 7 a été modifiée en vue de mitiger les rejets en gaz de demi-vies courtes. L'arrêt des accélérateurs a aussi permis à l'unité en charge de la surveillance environnementale d'engager la rénovation partielle de son parc de moniteurs.

Rayonnement diffusé

Durant l'opération des accélérateurs en janvier et février, aucun moniteur situé en bordure de site n'a pu mettre en évidence des rayonnements diffusés ; ceci s'explique par les faibles intensités exploitées, comparativement aux années précédentes. Un moniteur neutron localisé en bordure du site de Meyrin a enregistré une dose annuelle nette de 9 μSv , dû à l'utilisation d'une source neutron de calibration. Au vu de la localisation concernée, le public n'est pas impacté par cette dose. Les activités de calibration seront prochainement transférées dans un nouveau hall au blindage optimisé, localisé sur le site de Préveressin (F).

Rejets de substances radioactives dans l'atmosphère

Les rejets de substances radioactives par les cheminées dans l'atmosphère qui concernent le territoire suisse sont résumés au Tableau 1². Dû à la faible hauteur des cheminées ainsi qu'aux courtes demi-vies des radionucléides émis, l'impact, qui est minime, reste local. Les radionucléides se répartissent en quatre catégories : les gaz radioactifs de demi-vie courte ^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O , et ^{41}Ar ; le ^7Be ; l'activité bêta total (majoritairement ^{32}P , ^{33}P) et le tritium (^3H). Les valeurs tritium sont surestimées car elles sont le résultat d'une méthode d'évaluation très conservatrice. L'impact radiologique du tritium est dans tous les cas négligeable (voir plus loin).

L'expérience ISOLDE a émis de l'iode après l'arrêt du faisceau. Les concentrations sont, par effet de décroissance, retombées en dessous du mBq/m^3 au second semestre ; les quantités d'iode radioactif ^{124}I , ^{125}I , ^{126}I , ^{131}I rejetées s'élèvent à 5 MBq (ne figure pas dans le Tableau 1). La dose reçue par le groupe de population de référence imputable aux émissions d'iode est inférieur à 0.004 μSv . Durant le deuxième semestre, de l'eau contenant du tritium en concentrations inférieures au centième de la limite d'exemption ont été évaporées sur le site de Meyrin.

1 Une meilleure dispersion dérive en un impact radiologique plus faible, principalement pour le personnel sur site mais aussi pour la population proche.

2 En 2013, les codes des stations ont été modifiés mais les numéros restent identiques (par exemple, PMV907 et PMWS21 sont respectivement devenus VMS907 et WMS021).

Rejets de substances radioactives dans les cours d'eau

Les effluents du CERN sont rejetés dans plusieurs cours d'eau qui rejoignent finalement le bassin du lac Léman ou le Rhône. Cependant, l'impact des rejets dans chaque cours d'eau doit être déterminé spécifiquement, car les membres du public ne peuvent être exposés aux immissions dans plusieurs cours d'eau à un moment donné. Les radionucléides rejetés se répartissent en trois catégories : (a) le tritium sous forme aqueuse (HTO), (b) l'activité bêta total imputable en grande majorité au ^{22}Na et (c) les rejets d'émetteurs de positrons de demi-vie courte (^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O) ; néanmoins ces derniers n'ont pas été détectés dans les rejets en 2013. Le Tableau 2⁽²⁾ présente les rejets de 2013, mais seulement pour les points de rejet où des radionucléides en concentration supérieure aux limites de détection ont été mesurés.

Surveillance des immissions

Le Béryllium-7 est un radioélément faiblement radiotoxique, produit dans l'air par les particules de haute énergie. Il possède une grande affinité aux aérosols, ce qui permet de l'utiliser comme marqueur de rejets dans l'atmosphère de particules radioactives en suspension dans l'air provenant des accélérateurs (voir Tableau 1). Cependant, ce radioélément est également produit naturellement par les rayonnements cosmiques en atmosphère. Aux latitudes moyennes, la concentration en ^7Be dans l'air varie au cours de l'année, avec des maximums en début d'été et en été, lorsque la tropopause, une couche se situant entre la troposphère et la stratosphère, se rompt. L'air provenant de la stratosphère, riche en radioéléments produits par rayonnements cosmiques, est alors injecté dans la troposphère. Les pluies influencent aussi la concentration naturelle en ^7Be , car elles précipitent les aérosols en suspension dans l'air. La Figure 3 montre la concentration de ^7Be dans l'air ambiant collecté dans deux types de stations : (a) des stations situées autour du CERN pouvant capter des rejets d'accélérateurs et (b) une station de référence très éloignée des accélérateurs (HVS Posieux/FR). Les valeurs mesurées proches et loin des sites du CERN ont toute corrélées, prouvant ainsi que la majeure partie de l'activité en ^7Be mesurée est d'origine naturelle. La mesure de l'échantillonneur d'aérosols à haut volume EAS973 situé au LHC-PA7 a été suffisamment sensible pour détecter le ^{22}Na naturel, aussi produit par rayonnements cosmiques. Les quantités mesurées, soit < 0.001 mBq/m^3 , correspondent à celles mesurées avant que le LHC ne soit en opération. Les mesures des filtres d'aérosols de la station de ventilation VMS907 du LHC PA7 n'ont pas mis de ^{22}Na en évidence.

Tableau 1:

Rejets radioactifs dans l'air (CERN, 2013).

Origine du rejet	Station	Air rejeté	$^{11}\text{C}, ^{13}\text{N}, ^{14}\text{O}, ^{15}\text{O}, ^{41}\text{Ar}$	^7Be aérosol	Bêta aérosol	Tritium
		10^6 m^3	TBq	MBq	MBq	GBq
Anneau principal PS	VMS174	70*	0.05	2	0.4	1.6
PS BOOSTER	VMS175	24*	0.02	4	0.1	0.8
TT10 injection PS-SPS	VMS011	80*	0.09	2	1.1	2.5
ISOLDE	VMS170	80	<LD	<LD	0.01	3
LHC PA7, collimateurs	VMS907	127*	0.08	<LD	<LD	<LD
Evaporation tritium	-**	2*	<LD	<LD	<LD	6.3

* durant l'exploitation de l'installation - ** L'eau est analysée en laboratoire avant son évaporation.

Tableau 2:

Rejets radioactifs dans les cours d'eau (CERN, 2013).

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (^{22}Na)	Rejeté dans:
		10^6 m^3	GBq	MBq	
Site de Prévessin, SPS	WMS021	0.38	6.4	37	Le Lion (F)
Site de Meyrin Sud-est	WMS101	2.4	4.5	9.1	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Ouest	WMS103	0.30	0.50	8.6	Le Lion (F)
AD infiltration	WS104	0.02	0.06	3.5	STEP*
Site SPS BA6 + site LHC PA1	WMS910	1.3	1.1	<LD	Nant d'Avril (CH)
Site LHC PA7	WMS970	0.01	0.03	0.08	Affluent du Marquet (F/CH)
CNGS**, rejet par le site du LHC PA8	WMS980	0.10	0.40	<LD	Le Nant (F)

* Station d'épuration d'eau Bois-de-Bay à Satigny/GE - ** Une expérience arrêtée en 2012.

Concernant l'environnement aquatique, des faibles concentrations de ^{54}Mn ont pu être détectées dans deux échantillons de bryophytes (mousses) et dans deux échantillons de sédiments du Lion (F) et de l'Allondon (F/CH), prélevés en aval du point de rejet WMS021 (comparer avec le Tableau 2). L'eau provient des zones expérimentales du CERN. Les concentrations maximales mesurées dans ces échantillons ont été respectivement de 24 ± 2 et $0.1 \pm 0.1 \text{ Bq/kg sec}$ dans les mousses et sédiments. Les bryophytes sont d'excellents bio accumulateurs de pollution; alors que la mesure de l'eau de rivière est une valeur instantanée, ces végétaux, qui peuvent être assimilés à des collecteurs, permettent d'identifier des radionucléides ayant été présents dans l'eau. Aucun autre radionucléide provenant du CERN n'a pu être détecté dans les autres échantillons d'eau, de bryophytes et de sédiments. Tous les échantillons susmentionnés ont été collectés en septembre. Bien que les radionucléides aient été mesurés dans des échantillons provenant du territoire français, ils sont mentionnés dans ce présent rapport car la rivière le Lion rejoint l'Allondon, qui termine son cours dans le Rhône. Aucun radionucléide provenant des effluents du CERN n'a

pu être mesuré dans le Nant d'Avril, dont le flux est principalement alimenté par les eaux de rejet du CERN durant les périodes sèches. Cette rivière fait depuis 1998 l'objet de contrôles réguliers par l'Institut Forel de l'Université de Genève. En 2013, aucun radionucléide d'origine anthropique n'a pu être mis en évidence [6].

En sus du programme conventionnel de surveillance de l'environnement, des échantillons organiques ont été transmis pour analyses au groupe de radioécologie de l'Institut de Radiophysique, rattaché au Centre Hospitalier Universitaire Vaudois. Des analyses du tritium organiquement lié³ mettent en évidence un très faible marquage de l'environnement immédiat. Les herbes prélevées sur les sites de Meyrin et de Prévessin présentent des concentrations de 1 Bq/kg m.f. (la limite d'exemption du tritium est $200'000 \text{ Bq/kg}$ [5]). L'analyse des mousses aquatiques prélevées dans le Nant d'Avril et dans l'Allondon n'a pas mis en évidence de marquage significatif en évidence.

3 Le tritium organiquement lié est la fraction du tritium qui est intégré par une plante, principalement par photosynthèse.

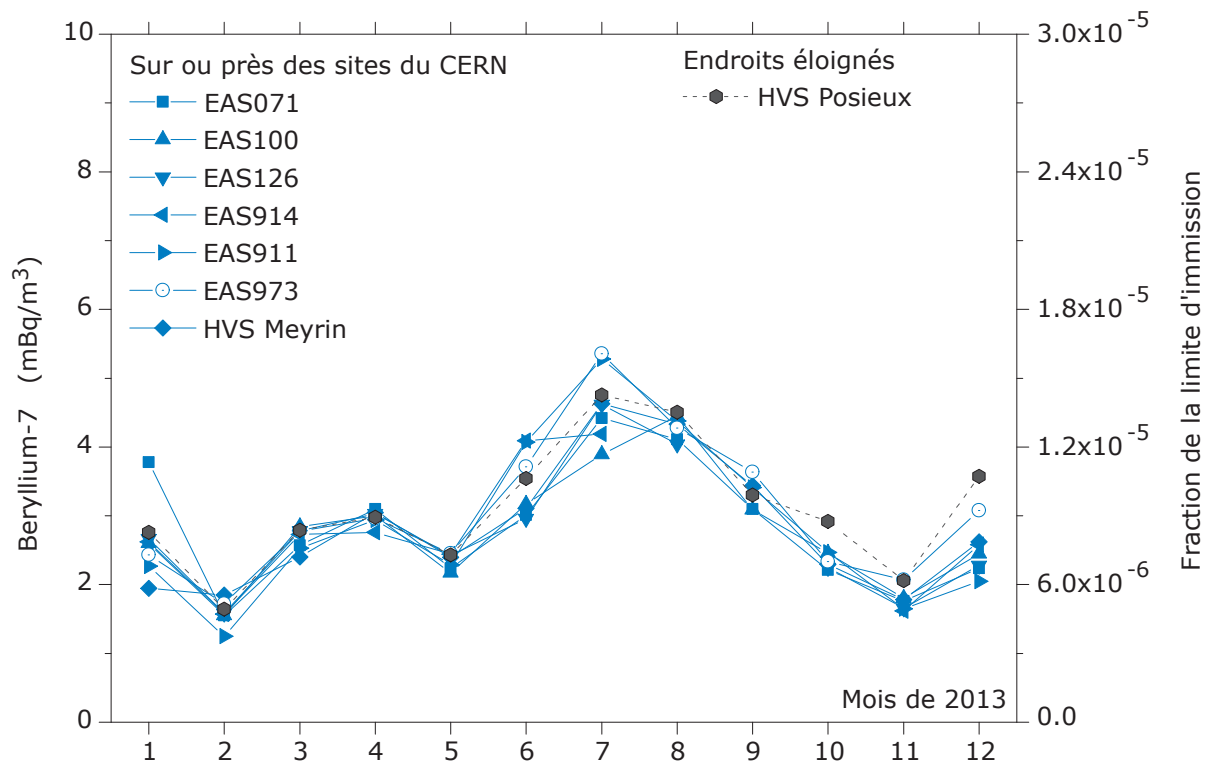


Figure 3:

Activités du ^7Be mesurées par le biais de 8 stations d'échantillonnage dont 7 sont situées sur ou proches des sites du CERN. EAS071 : Site du SPS BA-7. EAS100 : Site CERN de Meyrin. EAS126 : Proche du PS. EAS914 : Site du LHC PA1. EAS911 : Proche d'une ferme de Meyrin. EAS973 : Échantillonneur CERN à haut débit sur le site du LHC PA7 proche de Collex-Bossy/GE. HVS Meyrin, HVS Posieux : Échantillonneurs OFSP à haut débit, le premier se situant sur le site CERN de Meyrin et le second à Posieux/Fribourg [4].

Aucun radionucléide produit au CERN n'a pu être mis en évidence dans aucun des autres échantillons environnementaux analysés; le marquage de l'environnement par des radionucléides produits au CERN peut donc être considéré comme négligeable.

Impact radiologique

La dose effective, reçue par les membres du groupe de référence pour le site de Meyrin du CERN en 2013, a été calculée à partir des valeurs d'activités des substances rejetées dans l'air et l'eau, en utilisant un modèle de diffusion amélioré basé sur les directives [1,2]. La valeur de dose résultante est de 0.00003 mSv, qui doit être comparée avec la valeur guide pour les membres du public de 0.3 mSv, comme définie en [3] (<0.01%). De fait, en 2013 et comme pour les années précédentes, la dose effective est restée considérablement en dessous des limites réglementaires. La dose effective totale de 0.00003 mSv a consisté essentiellement en rejets de radionucléides gazeux à demi-vie courte (81%). Le groupe de population de référence exposé aux rejets d'effluents liquides dans le Nant d'Avril a reçu une dose inférieure à 0.00001 mSv.

Les contributeurs majeurs sont surveillés en continu, garantissant ainsi un temps de réaction optimal en cas de dégradation de fonctionnement des installations.

Conclusions

1. Les résultats du programme de surveillance effectué par le CERN, combinés aux calculs de dose pour les populations des groupes de référence ont démontré, à l'instar des années précédentes, que l'Organisation a largement respecté la valeur directrice de 0.3 mSv/a pour l'année 2013;
2. Des techniques de mesure sensibles ont permis de détecter des radionucléides en faibles concentrations dans certains échantillons environnementaux. Les valeurs de concentration sont néanmoins restées inférieures à 0.3% des limites applicables. De fait, l'impact radioécologique du CERN est négligeable.
3. La dose effective de 0.00003 mSv correspond, à basse altitude, à une demi-heure d'exposition aux rayonnements externes d'origines naturelles.

Références

[1] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (Juli 1997).

[2] Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series No. 19, IAEA, Vienna (2001).

[3] Code F Rev., Radioprotection – Manuel de radioprotection, CERN (2006).

[4] S. Estier et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement: Résultats des mesures 2013 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2014).

[5] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2013), Annexe 3.

[6] J.-L. Loizeau, Ph. Arpagaus et K. Loizeau, Rapport n° 14 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Novembre 2012 – Novembre 2013 (2013).

Glossaire

AD	Décélérateur d'antiprotons
AWAKE	Advanced WAKEfield Experiment (en construction, exploitation en 2016)
CLIC	Compact Linear Collider, projet impliquant un collisionneur linéaire
CTF3	CLIC Test Facility, installation de test pour le projet CLIC
HIRAD-MAT	Hi Irradiation to Materials, tests d'irradiations de matériaux
ISOLDE	Isotope Separator On-Line Device – Séparateur de radio-isotopes en ligne
LEIR	Low Energy Ion Ring, stockage des ions lourds avant leur accélération par le PS
LHC	Large Hadron Collider – Grand collisionneur d'hadrons
LINAC2	Accélérateur linéaire pour les protons, injecteur du PSB
LINAC3	Accélérateur linéaire d'ions lourds, injecteur du LEIR
n-TOF	neutron Time-Of-Flight, expérience impliquant une source de neutrons de spallation
PSB	Proton Synchrotron Booster – accélérateur injecteur pour le PS et pour l'ISOLDE
PS	Synchrotron à protons
SPS	Super synchrotron à protons

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013 Résultats 2013



9 Industrien und Spitäler

9 Industries et hôpitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	170
Zusammenfassung	170
Resultate	171
9.2 Emissionen der Spitäler	173
Zusammenfassung	173
Ausgangslage	173
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	173
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	173
9.3 Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets	177
Résumé	177
Introduction	177
Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ^3H	178
Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	179
Conclusions	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 2003 - 2013.

	Isotope	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006	2005	2004	2003	Einheit
Produktionsbetriebe	^3H	7.53	15.11	10.03	6.31	7.58	7.62	11.51	3.85	5.24	5.49	5.51	PBq
	^{14}C	0.58	0.19	1.33	0.34	0.35	0	0.38	0.13	0.23	0.01	0.84	TBq
	^{147}Pm	13.03	5.76	0.07	1.55	15.26	19.66	13.16	13.19	40.00	5.40	32.62	TBq
Leuchtfarbenbetriebe	^3H	0	0	0	0	0	0.09	5.28	10.93	12.98	24.66	18.78	TBq
Forschungsbetriebe	^3H	11.4	18.8	11.4	15.5	22.8	8.7	28.4	23.6	15.2	19.4	4.3	TBq
	^{14}C	76.0	192.6	200.6	132.5	207.3	171.9	207.6	295.4	397.9	343.4	1552.8	GBq
	^{32}P	1.4	1.0	1.4	1.6	2.1	7.9	7.3	9.1	11.3	20.8	6.4	GBq
	^{35}S	3.7	2.0	0.8	3.8	3.5	5.9	7.9	10.3	63.2	51.3	14.9	GBq
	^{45}Ca	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.06	GBq
	^{51}Cr	0	0	0	3.2	3.8	3.5	4.1	5.1	6.7	6.5	7.9	GBq
	^{125}I	14.1	12.1	15.7	16.3	17.5	1.2	1.1	1.7	3.2	23.9	27.2	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	0.2	0.3	0.4	0.4	0.3	0.4	0.5	0.7	0.7	0.9	0.9	GBq
	^3H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	MBq
	^{57}Co	0	0	0	0	0	0	0	0	3.08	3	5	MBq
	^{14}C	0	0	0	0	0	96.8	116.2	133.6	525.4	703.6	884.4	MBq

Leuchtfarbenbetriebe

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

Forschungsbetriebe (Total 53 Betriebe)

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

Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 14 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 2013 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 2013 (GBq).

	Abgaben an die Abluft (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	99.68 (org.) 59.24 (Gas)	1.16	120 (org.) 2'000 (Gas)	80
Novartis Pharma AG	5.03 (org.) 6.84 (Gas)	2.08	500 (org.) 4'000 (Gas)	60

Tabelle 2b:

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2013 (GBq).

	Abgaben an das Abwasser (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	2.2	0.09	80	40
Novartis Pharma AG	6.96	0.82	300	30
Syngenta Crop Protection AG	-	-	1	1

Tabelle 3:

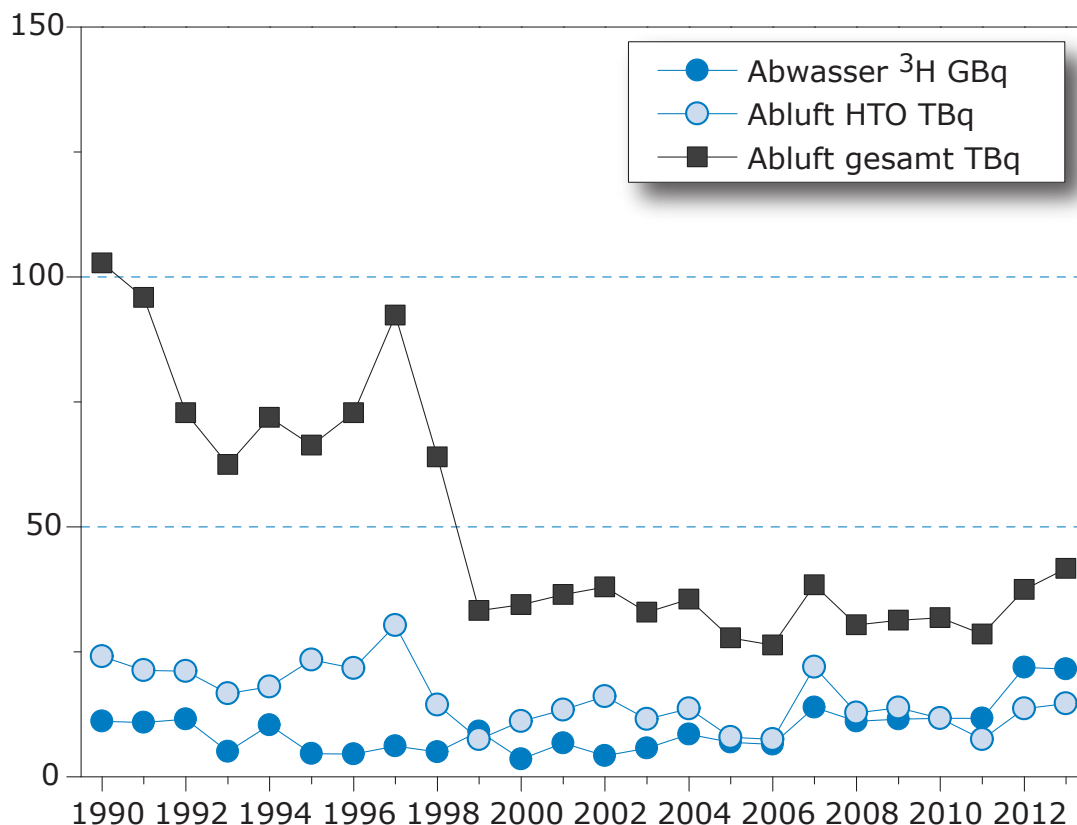
Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2013 (GBq).

	^3H (GBq)	^{14}C (GBq)	^{35}S (GBq)
Verbrennungen in Ofen	847.72	55.05	0.02
Bewilligungslimite	4'000	450	8.0

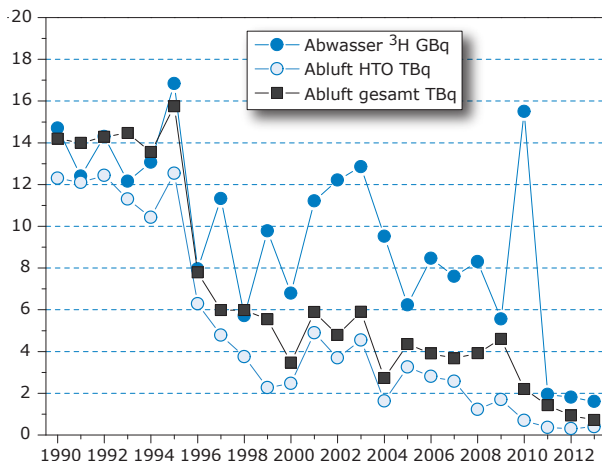
Tabelle 4:

Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe.

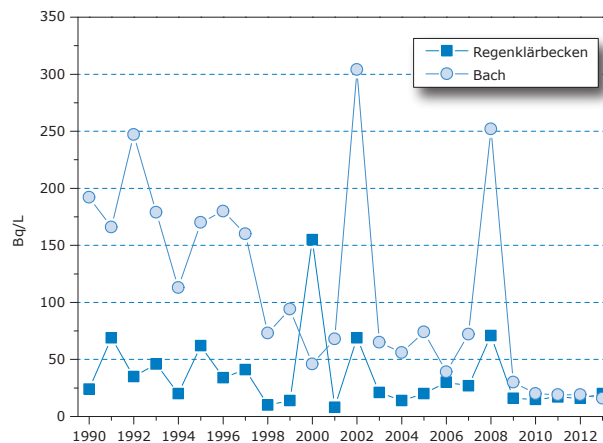
	Abwasser	Abluft	
	^3H	^3H (HT)	^3H (HTO)
MB-Microtec AG, Niederwangen / BE	40 GBq	370 TBq	37 TBq
RC-Tritec AG, Teufen / AR	20 GBq	15 TBq	20 TBq



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 letzten Jahre. Die ^{131}I Schilddrüsen-therapie stellt weiterhin die am häufigsten durchgeführte Behandlung mit dem höchsten Aktivitätsumsatz an offenen radioaktiven Stoffen dar. Beim Verbrauch an Beta-Strahlern zur Schmerzlinderung bei Tumorerkrankungen (Fig.2) fällt der weitere Anstieg des Verbrauchs bei Luthetium 177 auf. Dies ist darauf zurückzuführen, dass ein entsprechendes ^{177}Lu Radiopharmakon zugelassen wurde und dadurch vermehrt angewendet wird. Die Abgabe von ^{131}I ans Abwasser nimmt gegenüber dem Vorjahr trotz einem höheren Umsatz weiter leicht ab. (Fig.3). 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. Ausgangslage

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 Schilddrüsen-therapie 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 Therapie-zimmern isoliert und dürfen erst entlassen werden, wenn eine Dosisleistung von 5 $\mu\text{Sv/h}$ in einem Ab-

stand von 1m unterschritten wird. Die Ausscheidungen 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 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. Zusätzlich wird seit dem Berichtsjahr der Alphastrahler ^{223}Ra zur palliativen Behandlung von Knochenmetastasen eingesetzt. Diese ambulant durchgeführte Therapie wird in Zukunft voraussichtlich vermehrt durchgeführt werden.

Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser

Die für einen Betrieb vom BAG bewilligte Abgabeaktivität 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 Abgabeaktivität 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 2013 in GBq.

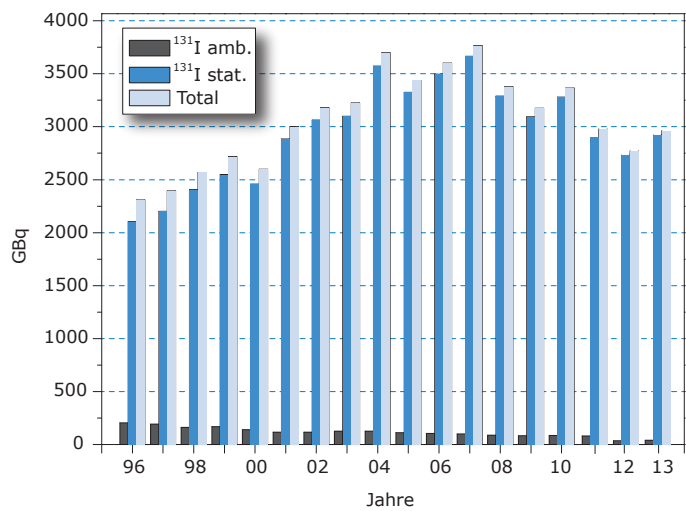
Ort	Spital	¹³¹ I amb.	¹³¹ I stat.	⁸⁹ Sr	³² P	¹⁸⁶ Re	¹⁶⁹ Er	⁹⁰ Y	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu	²²³ Ra
Aarau	Kantonsspital	0.60				0.24	0.04	3.40			0.09
Baden	Kantonsspital		200.02						2.70		
Basel	Claraspital	0.66									
Basel	Universitätsspital		320.53			0.56		1'546.79	2.50	1489.25	
Bellinzona	Ospedale Reg.	0.8	193.35					0.74	6.00		
Bern	Insel		477.56		0.27		0.11	53.92	5.49	59.20	
Brig	MRI							0.22			
Biel	Klinik Linde	4.20									
Bruderholz	Kantonsspital	0.50						0.37	6.00		
Chur	Kantonsspital	0.87	132.38			0.07		1.48			0.07
Frauenfeld	Kantonsspital							0.19			
Freiburg	Hopital Cantonal	0.33	124.00					0.37			
Genf	Hopital Cantonal	0.87	246.74			0.07		57.77	2.96		0.06
Carouge	CDRC								4.39		
Genf	Beaulieu	0.28									
Chêne-Bougeries	IMGE	0.67									
Chaux-de-Fonds	Hôpital	2.27				0.08		0.53			
Lausanne	Cli. Source	1.77									
Lausanne	CHUV		187.11	0.14	0.15	0.15	0.04	118.34	13.00		0.03
Lugano	Ospedale Civico	5.79					0.19	1.85			
Luzern	Kantonsspital							0.89			
Luzern	St. Anna							0.37			
Münsterlingen	Kantonsspital		81.91		0.19	0.15	0.04	1.30	9.00		
Sion	Hopital Cantonal		79.74								
Solothurn	Bürgerspital		29.10			0.07		0.185			
St.Gallen	Kantonsspital	6.99	216.23			0.30		3.19			0.08
Winterthur	Kantonsspital	4.42	147.05				0.19	1.35	2.50		
Yverdon	CINOV SA			0.15							
Zürich	USZ		301.68			0.33	0.48	100.81		38.63	
Zürich	Triemli	5.82	186.08						10.38		
Zürich	Waid	3.07							6.37		
Zürich	Dr. Binz	0.84									
Zollikerberg	Schild- drüsenpraxis	0.72									
Schweiz gesamt		41.44	2'923.47	0.29	0.60	2.02	1.08	1'894.05	71.29	1'587.08	0.32

Tabelle 2:Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2013 in MBq.

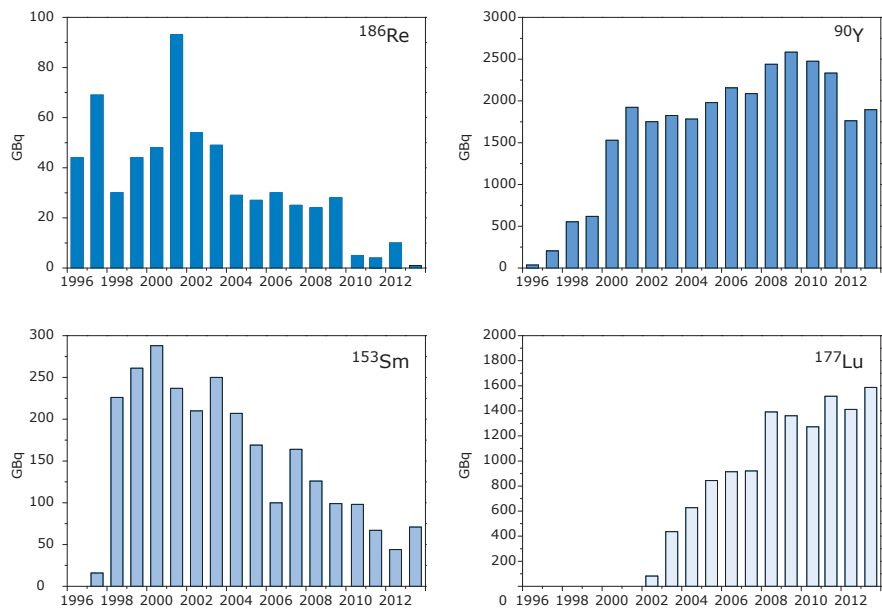
Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	Uni-spital ¹⁾	Osp. Region.	Insel	KS	HC	HUG	CHUV
Jan.	56	317	3	1	3	0	98	0
Feb.	54	131	0	0	0	0	125	16
März	54	293	3	2	2	0	41	0
April	70	360	5	0	0	0	187	25
Mai	40	203	7	0	0	0	130	1
Juni	21	230	9	3	0	0	47	0
Juli	14	416	6	10	2	0	61	7
Aug.	63	290	15	20	0	0	37	4
Sept.	21	423	6	5	1	0	88	34
Okt.	49	480	3	0	0	0	70	9
Nov	45	327	0	16	2	0	198	10
Dez.	39	148	0	26	8	0	57	8
Total 2013	526	3618	57	83	18	0	1139	114
Total 2012	588	3050	32	54	11	0	840	234

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

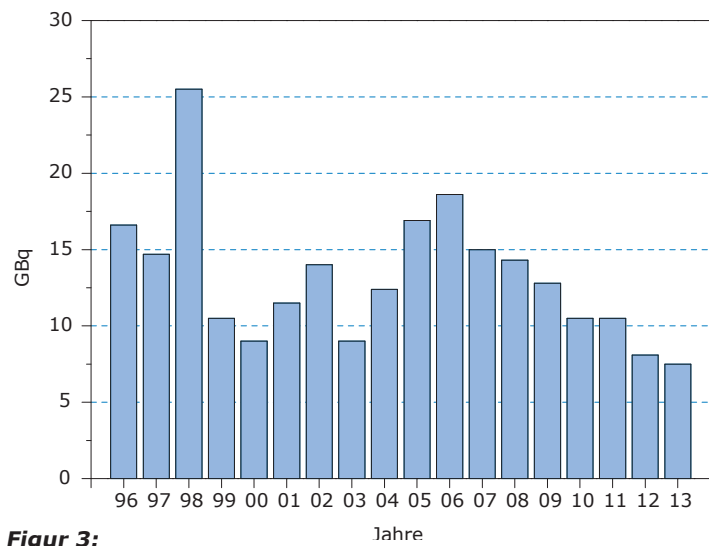
Ort	Münsterlingen	Sion	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	0	4	10	8	0	0	105	
Feb.	0	0	1	84	0	55	103	
März	0	6	9	0	1	17	81	
April	4	9	0	15	0	35	115	
Mai	6	1	0	0	23	0	202	
Juni	4	0	0	1	0	6	101	
Juli	0	0	0	1	0	2	92	
Aug.	0	1	1	20	0	0	211	
Sept.	0	1	0	6	0	3	108	
Okt.	0	0	0	2	0	0	92	
Nov	0	4	0	4	1	11	78	
Dez.	0	13	0	20	1	1	226	
Total 2013	14	39	21	161	26	130	1514	7.5
Total 2012	4	97	42	266	0	1238	1624	8.1



Figur 1:
Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1996-2013 in GBq.



Figur 2:
Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq.



Figur 3:
Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1996-2013 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 2013 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 en diminution par rapport aux années précédentes et sont restées bien inférieures aux limites légales (elles ont atteint au maximum 6 % 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. Les résultats des mesures des eaux des stations d'épuration et des eaux de lavage des fumées des usines d'incinération n'ont révélé aucune valeur anormale.

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 ³H

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 2013 sont résumés dans le tableau 1.

Les concentrations de tritium enregistrées en 2013 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 représentés sur la figure 1 et sont en nette baisse par rapport à celles obtenues au cours des années précédentes : la moyenne annuelle 2013 des concentrations de tritium à Firma Schär a par exemple diminué de moitié par rapport à celle de 2012, la valeur maximale d'un facteur 3. La concentration maximale de tritium mesurée dans un échantillon de précipitation au voisinage de mb Microtec s'est ainsi élevée en 2013 à 620 Bq/l, ce qui représente environ 5 % 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 ³H dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (Fig. 1). Les valeurs obtenues en 2013 se sont échelonnées entre 1.2 et 9.1 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 3.9 Bq/m³.

Tableau 1 : Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ³H en 2013.

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Mediane/moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma RCT	10 – 680	56 / 89
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	11 – 227	38 / 63
Garage 200 m SW de l'entreprise	7.6 – 132	43 / 46
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	13 – 304	56 / 84
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	67 – 620	181 / 246

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 10 et 44 Bq/l pour le lait (5 échantillons) et entre 15 et 111 Bq/l pour les 9 échantillons

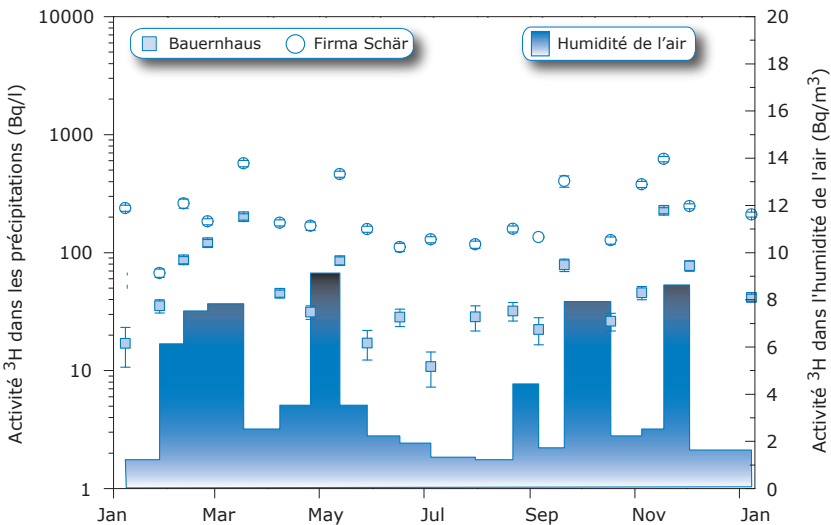


Figure 1 : Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m³ d'air) enregistrées en 2013 à Niederwangen/BE.

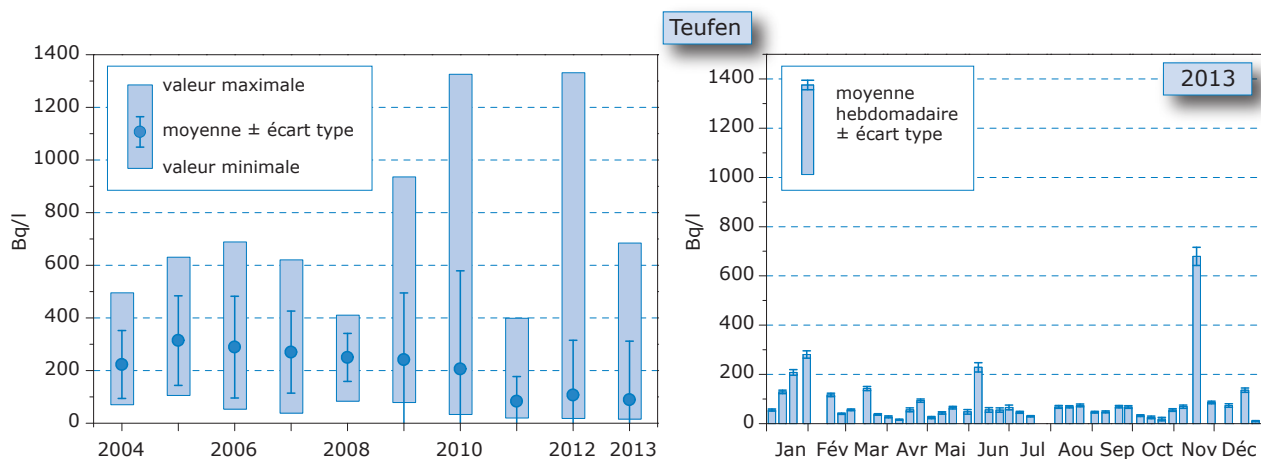


Figure 2:
Concentration du tritium mesurée dans les précipitations de Teufen / AR entre 2004 et 2013.

de pommes et celui de courgette. Ces valeurs sont stables par rapport à celles enregistrées en 2012.

La figure 2 montre le suivi des concentrations de ^3H 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 9 dernières années. Les concentrations obtenues en 2013 se situent dans la gamme des concentrations mesurées en 2011 et 2012, mais en diminution par rapport aux années précédentes. Avec une concentration de 680 Bq/l, c'est par ailleurs au voisinage de cette entreprise qu'a été enregistrée la plus forte teneur en tritium dans un échantillon de précipitations au cours de l'année 2013. Cette valeur représente environ 6% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) pour les eaux accessibles au public.

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 ^3H et d' ^{131}I rejetées dans l'environnement. Le tritium provient de la

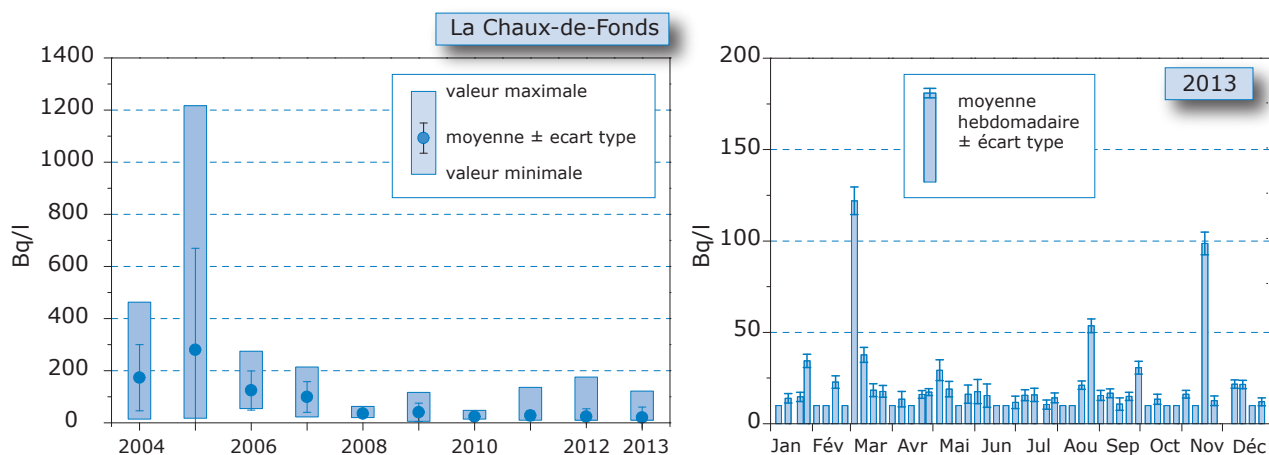


Figure 3:
Concentrations du tritium mesurées dans les eaux de la station d'épuration de La Chaux-de-Fonds entre 2004 et 2013.

Tableau 2:Tritium (^3H) et ^{131}I dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP) en 2013.

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	< 0.5 - 4.5	1.85	-
Incineration Bâle		^{131}I	50	0.2 - 3.9	0.34	-
		^3H	339	1.4 - 2'038	16	57
STEP Berne	Labor Spiez	^{131}I	51	< 0.09 - 0.17	-	-
	URA/OFSP	^3H	12	< 5 - 25	5.3	-
STEP Bienne	URA/OFSP	^3H	52	< 10 - 329	< 10	-
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	^3H	51	< 10 - 122	14.7	-
STEP Lausanne	IRA	^{131}I	35	< 0.6	-	-
		^3H	11	< 3.0	-	-
STEP Zürich	EAWAG	^{131}I	52	< 0.5	-	-
	URA/OFSP	^3H	12	5 - 49	-	-

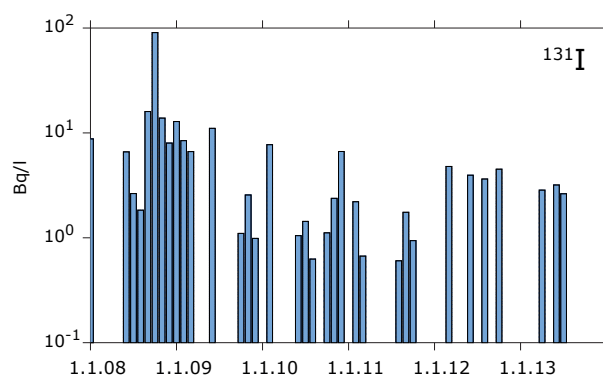
combustion de déchets contenant du tritium (p.ex. montres avec peinture luminescente au tritium) dans les usines d'incinération, l'iode des applications médicales. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2 pour l'année 2013.

Des concentrations plus élevées de tritium, dépassant les 1'000 Bq/l sur une période de 1 à 2 jours ont été observées à 2 reprises dans les échantillons journaliers des eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville. Par le passé, des valeurs nettement plus élevées (dépassant les 150'000 Bq/l) avaient parfois été observées sans que leur origine ait pu être précisément déterminée. L'incinération de montres contenant du tritium, jetées dans les ordures ménagères, constitue toutefois l'explication la plus probable.

Les concentrations de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds sont généralement plus élevées que celles enregistrées dans les autres STEP comme Lausanne ou Zürich. Ceci s'explique par le fait que les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrivent également dans la STEP. 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.

La figure 4 montre les concentrations de ^{131}I mesurées entre 2008 et 2013 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 2013, seuls 3 échantillons ont présenté des concen-

trations supérieures à la limite de détection de 0.2 - 0.3 Bq/l (valeurs comprises entre 2.6 et 3.2 Bq/l). Ces résultats sont conformes à ceux enregistrés au cours de la période 2008-2012.



Figur 4: Concentrations de ^{131}I (Bq/l) enregistrées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz en 2013 (prélèvement et analyse effectués par l'EAWAG).

Conclusions

Les résultats des mesures effectuées en 2013 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. 6% 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. Les résultats des mesures des eaux des stations d'épuration et des eaux de lavage des fumées des usines d'incinération sont restés conformes à ceux enregistrés au cours des années précédentes et n'ont mis en évidence aucune valeur suspecte.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013
Résultats 2013



10 Radon

10.1 Radon	184
Aktionsplan Radon 2012–2020	184
Anpassung der Gesetzgebung	184
Bauvorschriften und Ausbildung haben Priorität	185
Schrittweise Sanierung bei bestehenden Gebäuden	185
Entwicklung von Werkzeugen und Methoden	186
10.2 Radon	187
Plan d'action radon 2012–2020	187
Révision de la législation	187
Priorité aux prescriptions de construction et à la formation	188
Approche graduée pour l'assainissement	188
Développement d'outils et de méthodes	189



10.1 Radon

M. Palacios (Gruson), C. Murith

Radiologische Risiken, Abteilung Strahlenschutz, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

Aktionsplan Radon 2012–2020

Das radioaktive Gas Radon ist nach dem Rauchen die zweithäufigste Ursache für Lungenkrebs und in der Schweiz für jährlich 200 bis 300 Todesfälle verantwortlich. In den vergangenen Jahren haben die internationalen Organisationen neue Richtlinien zu Radon veröffentlicht, die namentlich einen Referenzwert von 300 Becquerel pro Kubikmeter (Bq/m^3) in Wohn- und Aufenthaltsräumen vorsehen. Auf dieser Grundlage hat das BAG die Situation für die Schweizer Bevölkerung neu beurteilt und entsprechende Massnahmen im „Aktionsplan Radon 2012–2020“ vorgeschlagen, der vom Bundesrat im Mai 2011 genehmigt wurde.

Anpassung der Gesetzgebung

Die Anpassung der gesetzlichen Bestimmungen im Zusammenhang mit Radon an die neuen internationalen Standards ist eine der vordringlichen Massnahmen des Aktionsplans. Im Jahr 2013 hat sich das BAG im Rahmen der Totalrevision der Strahlenschutzverordnung (StSV) eingehend mit diesem Thema beschäftigt und in diese Arbeiten namentlich auch die Suva einbezogen, die für die Strahlenüberwachung bei Arbeitnehmenden verantwortlich ist.

Die geplante neue Regelung wurde drei kantonalen Vertretern der Konferenz der Vorsteher der Umweltschutzämter der Schweiz (KVU) und des Verbands der Kantonschemiker der Schweiz (VKCS) zur Validierung vorgelegt. Nach diesem Austausch sendete das BAG im November 2013 allen Mitgliedern der KVU und des VKCS ein Schreiben, mit dem es über die vorgesehenen Anpassungen informierte,

Radonrisiko *



* Bemerkung: in einigen Gemeinden wird das Radonrisiko aufgrund ungenügender Messungen geschätzt

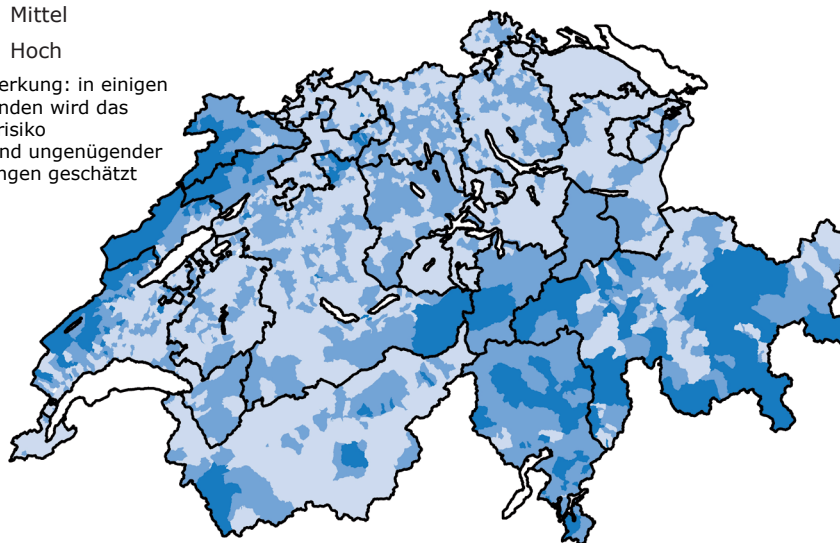


Abb. 1:

Radonkarte der Schweiz (Wohn- und Aufenthaltsräume), Stand: 2013, Quelle: GG25 © Swisstopo

bevor das offizielle Anhörungsverfahren ausgelöst wird. Die wichtigste Änderung betrifft den Ersatz der geltenden gesetzlichen Grenzwerte von Bq/m^3 und $1'000 \text{ Bq/m}^3$ für Wohn- und Aufenthaltsräume durch einen einzigen Referenzwert von 300 Bq/m^3 , unter Berücksichtigung des Grundsatzes der Optimierung. Von den Schutzmassnahmen können deshalb alle Regionen der Schweiz betroffen sein, was die Bereitstellung eines effizienten, für die kantonalen Behörden leicht umsetzbaren Dispositivs mit einem guten Kosten-Nutzen-Verhältnis erfordert.

In diesem Zusammenhang präsentierte das BAG den aktuellen Stand der Umsetzung der europäischen Radonnormen in der Schweiz an der jährlichen Konferenz des Fachverbands für Strahlenschutz, die im September 2013 in Essen (D) stattfand.

Bauvorschriften und Ausbildung haben Priorität

Das BAG schlägt vor, die Radonproblematik bei Neubauten und Renovationen im Rahmen der bestehenden Bewilligungsverfahren einzubringen. Es ist vorgesehen, dass die für Baubewilligungen verantwortlichen Behörden den Bauherrn auf die Anforderungen der StSV und auf bestehende präventive Bautechniken zum Schutz vor Radon aufmerksam machen. Wenn der systematischen Kontrolle bei Neubauten sowie der Sanierung von Fällen mit Überschreitung des Referenzwerts Priorität eingeräumt wird, erhält der Bauherr die Möglichkeit, seine Rechte bei einer mangelhaften Ausführung des Baus gegenüber dem Unternehmer innerhalb der im Obligationenrecht (OR) vorgesehenen Frist geltend zu machen.

Durch dieses Vorgehen können die Praktiken im Baugewerbe nach dem Stand der Technik harmonisiert werden, der gegenwärtig in den Empfehlungen des BAG unter www.ch-radon.ch festgelegt ist. Diese Empfehlungen werden in Kürze ergänzt durch die neue Version der SIA-Norm 180 des Schweizerischen Ingenieur- und Architektenvereins (SIA) betreffend Wärmeschutz, Feuchteschutz und Raumklima in Gebäuden. Die alte SIA-Norm von 1999 legte einzig fest: „Die Abdichtung zwischen Wohnbereich und Keller oder dem Erdreich muss in Gegenden mit hoher Radonbelastung besonders sorgfältig ausgeführt werden“. In der revidierten Fassung (Entwurf vom September 2013) wird auf die Luftqualität eingegangen. Zudem werden Massnahmen zur Abdichtung von Trennflächen zwischen Wohnräumen und mit Radon belasteten Räumen vorgeschlagen, insbesondere an Türen und Durchführungen. Aus-

serdem sieht die Norm die Berücksichtigung der Radonproblematik bei den Planungsarbeiten und die Anwendung von ergänzenden Präventionsmassnahmen bei Wohnräumen in direktem Kontakt mit dem Erdreich.

Artikel 118 der aktuellen StSV räumt dem BAG die Möglichkeit ein, Ausbildungskurse zu organisieren. Es fanden bereits mehrere Weiterbildungskurse für Baufachleute an Fachhochschulen und Universitäten statt, an denen mehr als 200 Radonfachpersonen teilnahmen. Im Jahr 2013 wurden solche Weiterbildungen an der Università delle Svizzere Italiana (USI) und an der Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana (SUPSI) organisiert. Die Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW) lancierte ausserdem einen praktischen Kurs für zukünftige Radonfachpersonen, die bereits erfolgreich die theoretische Prüfung der autodidaktischen Plattform des BAG absolviert haben. Im Zusammenhang mit der Revision der StSV ist vorgesehen, die gesetzliche Verankerung der Ausbildung der Radonfachpersonen zu verstärken und ihre Rolle genauer festzulegen. Zu diesem Zweck möchte das BAG die Anforderungen und Inhalte der Kurse in der Strahlenschutz-Ausbildungsverordnung festhalten.

Auf internationaler Ebene hat die Weltgesundheitsorganisation im April 2013 ein Treffen in Paris organisiert, an dem auch das BAG teilnahm, um eine Broschüre für die Ausbildung von Baufachleuten auszuarbeiten, in der die Techniken zum Schutz vor Radon erläutert werden.

Schrittweise Sanierung bei bestehenden Gebäuden

Um die Situation bei bestehenden Gebäuden zu verbessern, soll die Sanierung schrittweise und nach dem Grundsatz der Verhältnismässigkeit erfolgen. Die zukünftige Strategie zielt darauf, dass Gebäude spätestens beim nächsten Umbau, für den ein Baugesuch erforderlich ist, saniert werden. Ausserdem soll den Kantonen die Möglichkeit eingeräumt werden, in einzelnen und gerechtfertigten Fällen Erleichterungen zu vereinbaren. So kann bei der natürlichen Erneuerung des Gebäudebestands von Synergien profitiert werden. Selbst wenn die Sanierungspflicht der Eigentümer von Mietobjekten bestehen bleibt, wird dieser Aspekt nicht in die neue StSV aufgenommen, da er bereits im Obligationenrecht ausreichend verankert ist. Die Kantone haben weiterhin die Möglichkeit, z.B. auf Betreiben eines Mieters, eine Radonmessung anzuordnen.

Gemäss dem Aktionsplan Radon ist bei der Sanierung der festgestellten Überschreitungen „den dringenden Fällen Vorrang einzuräumen, damit die am stärksten gefährdete Bevölkerung geschützt werden kann“. Im Jahr 2013 lancierten mehrere Kantone Projekte, in deren Rahmen die am stärksten betroffenen Gebäudeeigentümer, hauptsächlich Einfamilienhäuser und Schulen, durch eine vom BAG anerkannte Radonfachperson Gutachten erstellen lassen können. Die Radonfachpersonen wurden über die Minimalanforderungen an ein Gutachten informiert, das aus einem diagnostischen Teil (Bestandesaufnahme und Kontrollmessungen) und einem Sanierungsplan für das Gebäude besteht. Gemäss Artikel 116 der StSV müssen jedoch weiterhin die Eigentümer für die Kosten der eigentlichen Arbeiten aufkommen.

Entwicklung von Werkzeugen und Methoden

Es wurden bereits zahlreiche Projekte lanciert, um den Übergang zur neuen Strategie vorzubereiten. Das BAG unterstützt zum Beispiel eine Doktorarbeit im Bereich der geostatistischen Erstellung einer Radonkarte, das am Institut für Radiophysik (IRA) in Lausanne durchgeführt wird. Eine vom Eidgenössischen Institut für Metrologie (METAS) und vom BAG gebildete Arbeitsgruppe, in der auch die Kantone vertreten sind, befasst sich derzeit damit, standardisierte Protokolle für die Radonmessung festzulegen. Eine Methode zur schnellen Diagnose ist in Entwicklung. Schliesslich haben die EIA-FR (Projekt MESQUALAIR) und die SUPSI Studien lanciert, mit denen die Wirkung der Energieeffizienz auf die Luftqualität in neuen und renovierten Gebäuden untersucht werden soll. Die Hochschule Luzern wiederum befasst sich mit der Radonmessung in Gebäuden mit Erdwärmetauschern. Die Ergebnisse dieser Projekte werden zwischen 2014 und 2015 vorliegen, und somit vor dem für 2016 geplanten Inkrafttreten der revidierten StSV.

Das BAG hat drei Kompetenzzentren an den folgenden Fachhochschulen geschaffen:

- Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW) in Muttenz für die deutschsprachige Schweiz
- Hochschule für Technik und Architektur Freiburg (EIA-FR) für die französischsprachige Schweiz
- Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana (SUPSI) in Canobbio für die italienischsprachige Schweiz

Diese Zentren verfolgen den Stand der Technik im Bereich des Radonschutzes und fördern die Ausbildung und den Austausch zwischen den beteiligten Akteuren in ihrer Sprachregion.



Figur 2:
Radon-Dosimeter.

10.2 Radon

M. Palacios (Gruson), C. Murith

Risques radiologiques, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

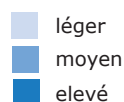
Plan d'action radon 2012–2020

Le gaz radioactif radon représente la deuxième cause de cancer du poumon après le tabagisme et est à l'origine de 200 à 300 décès chaque année en Suisse. Ces dernières années, les instances internationales ont publié de nouvelles directives concernant le radon, qui prévoient notamment une valeur de référence de 300 becquerels par mètre cube (Bq/m^3) dans les locaux d'habitation et de séjour. Sur cette base, l'OFSP a réévalué la situation pour la population suisse et proposé des mesures correspondantes dans le «Plan d'action radon 2012–2020», approuvé par le Conseil fédéral en mai 2011.

Révision de la législation

La mise en conformité des dispositions légales en matière de radon avec les nouveaux standards internationaux constitue l'une des mesures phares du plan d'action. Durant l'année 2013, l'OFSP a mené d'intenses réflexions à ce sujet dans le cadre de la révision totale de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), en intégrant notamment la Suva, en tant qu'autorité de surveillance pour les travailleurs. Le nouveau chapitre sur le radon a été soumis pour validation à trois représentants cantonaux issus de la Conférence des chefs des services de la protection de l'environnement (CCE) et de l'Association des chimistes cantonaux de Suisse (ACCS). Suite à ces échanges, l'OFSP a envoyé un courrier en novembre 2013 à tous les membres de la CCE et de l'ACCS, afin de les informer sur les adaptations prévues, avant que ne démarre la procédure officielle d'audition. La principale modification concerne

Risque en radon *



* Remarque: dans certaines communes, le risque en radon est estimé à partir d'un échantillon insuffisant de mesures, à voir dans le « moteur de recherche par commune » sous www.ch-radon.ch.

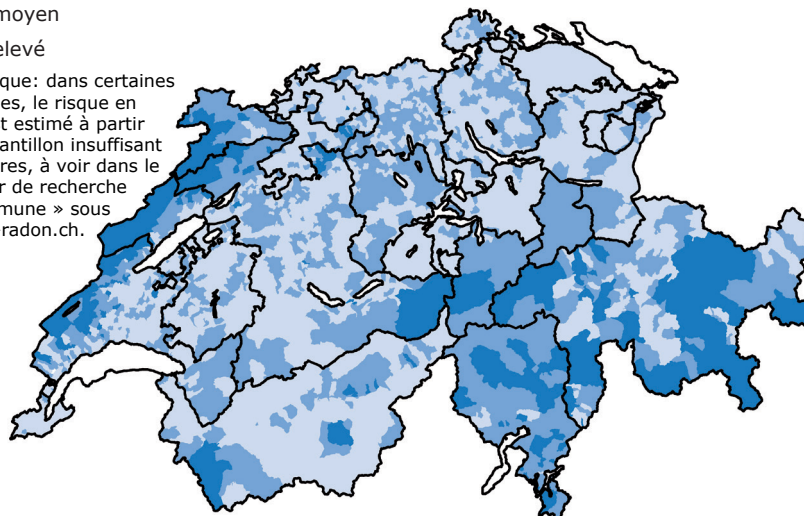


Figure 1:

Carte du radon en Suisse (locaux d'habitation et de séjour), Etat: 2013, Source : GG25 © Swisstopo

le remplacement des valeurs légales actuelles de 400 Bq/m³ et de 1'000 Bq/m³ pour les locaux d'habitation et de séjour, par une seule valeur de référence de 300 Bq/m³, sous respect du principe d'optimisation. Toutes les régions de Suisse seront donc potentiellement concernées par des mesures de protection, ce qui requiert l'adoption d'un dispositif efficient en terme de coût-bénéfice et facilement transposable pour les autorités cantonales.

Dans ce cadre, l'OFSP a présenté l'état actuel de l'implémentation en Suisse des normes européennes en matière de radon à l'occasion de la conférence annuelle du Fachverband für Strahlenschutz qui s'est tenue en septembre 2013 à Essen/D.

Priorité aux prescriptions de construction et à la formation

L'OFSP propose à l'avenir d'agir en priorité sur les nouvelles constructions et les rénovations, par le biais de structures existantes. Il est prévu que l'autorité responsable de l'octroi des autorisations de construire rende le maître de l'ouvrage attentif aux exigences de l'ORaP ainsi qu'aux techniques de construction préventives protégeant du radon. En fixant la priorité au contrôle systématique des bâtiments neufs, ainsi qu'à l'assainissement des cas dépassant la valeur de référence, le maître de l'ouvrage aura la possibilité de faire valoir ses droits contre l'entrepreneur en cas d'exécution défectueuse de l'ouvrage dans le délai prévu par le code des obligations.

Cette démarche permettra d'harmoniser les pratiques des professionnels de la construction selon l'état de la technique, actuellement défini dans des recommandations de l'OFSP, téléchargeables sous www.ch-radon.ch. La nouvelle version de la norme 180 de la Société suisse des ingénieurs et architectes (SIA) concernant l'isolation thermique et la protection contre l'humidité dans les bâtiments viendra prochainement compléter ces recommandations. La norme SIA 180 de 1999 fixait simplement que «l'étanchéité entre la zone habitée et les caves ou le sol doit être particulièrement soignée dans les régions où le risque d'exposition au radon est élevé.» La version révisée (projet de septembre 2013) intègre la notion de qualité de l'air et préconise la mesure de l'étanchéité des surfaces de séparation entre «locaux habités» et «locaux pollués», notamment les portes et les passages de conduite. De plus, elle prévoit la prise en compte du radon durant la planification des travaux et l'adoption de mesures préventives complémentaires en présence de locaux habités en contact direct avec le terrain.

L'article 118 de l'ORaP actuelle donne la possibilité à l'OFSP d'organiser des cours de formation. Plusieurs formations continues destinées aux professionnels de la construction ont déjà eu lieu dans des hautes écoles spécialisées et des universités, permettant de former plus de 200 consultants en radon. Durant l'année 2013, de telles formations ont été organisées à l'Università delle Svizzera Italiana (USI) et à la Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana (SUPSI). Par ailleurs, la Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW) a mis sur pied un cours pratique pour les futurs consultants en radon ayant passé avec succès l'examen théorique de la plateforme d'auto-apprentissage de l'OFSP. A l'occasion de la révision de l'ORaP, il est prévu de renforcer l'ancrage légal de la formation des consultants en radon et de préciser leur rôle. A cette fin, l'OFSP projette d'intégrer les exigences et les contenus des cours dans l'ordonnance sur la formation en radioprotection.

Au niveau international, l'Organisation mondiale de la santé a organisé une rencontre à Paris en avril 2013, avec la participation de l'OFSP, dans le but de créer une brochure sur les techniques de protection contre le radon, destinée à la formation des métiers du bâtiment.

Approche graduée pour l'assainissement

Afin d'améliorer la situation dans les bâtiments existants, il convient d'adopter une approche graduée, régie par le principe de proportionnalité. Dans le cadre de la future stratégie, on envisage d'assainir le bâtiment au plus tard lors de sa prochaine transformation nécessitant une autorisation de construire, ainsi que de donner la possibilité aux cantons d'accorder des allègements dans des cas isolés et justifiés. On profitera ainsi de synergies avec le renouvellement naturel du parc immobilier. Même si l'obligation d'assainir est maintenue pour les propriétaires de bâtiments en location, cet aspect ne sera sans-doute pas repris dans la nouvelle ORaP, car il est déjà suffisamment couvert par le code des obligations. Les cantons auront toutefois encore la possibilité d'ordonner une mesure du radon, p. ex. sur demande d'un locataire.

Selon le plan d'action radon «l'effort doit se porter sur l'assainissement des dépassements les plus urgents dans un souci de protéger la population la plus exposée». Durant l'année 2013, plusieurs cantons ont lancé des projets visant à encourager les propriétaires des bâtiments les plus touchés, principalement des maisons individuelles et des écoles, à faire effectuer une expertise par un consultant en

radon reconnu par l'OFSP. Les consultants en radon ont été informés des critères minimaux attendus pour une expertise, comprenant le diagnostic (état des lieux et mesures de contrôle) et l'élaboration d'un plan d'assainissement du bâtiment. Selon l'article 116 de l'ORaP, les travaux en tant que tels restent toutefois à charge du propriétaire.



Figure 2:
Dosimètre Radon.

Développement d'outils et de méthodes

De nombreux projets ont été lancés pour préparer la transition vers la nouvelle stratégie. L'OFSP soutient par exemple une thèse de doctorat dans le domaine de la cartographie géostatistique du radon menée par l'Institut de radiophysique (IRA) à Lausanne. Par ailleurs, un groupe de travail constitué de l'Institut fédéral de métrologie (METAS) et de l'OFSP, dans lequel les cantons sont aussi représentés, est actuellement chargé de définir des protocoles standardisés pour la mesure agréée du radon. Une méthode de diagnostic rapide est également en cours de développement. Enfin, l'EIA-FR (projet MESQUALAIR) et la SUPSI ont lancé des études visant à vérifier l'effet de l'efficacité énergétique sur la qualité de l'air dans des bâtiments neufs et rénovés. Quant à la Hochschule Luzern, elle s'intéresse à la mesure du radon dans des bâtiments équipés d'échangeurs géothermiques. Les résultats de ces projets seront disponibles entre 2014 et 2015, avant l'ORaP révisée, dont l'entrée en vigueur est planifiée pour l'année 2016.

L'OFSP a créé trois centres de compétence régionaux dans les hautes écoles spécialisées suivantes :

- Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW) à Muttenz pour la Suisse alémanique
- Ecole d'ingénieurs et d'architectes de Fribourg pour la Suisse romande
- Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana (SUPSI) à Canobbio pour la Suisse italienne

Chacun de ces centres est chargé de suivre l'état de la technique en matière de protection contre le radon et de favoriser la formation dans leur région linguistique ainsi que les échanges entre les acteurs impliqués.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2013
Résultats 2013



Anhänge

Annexes

Anhänge / Annexes	191
1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants	192
2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux	193
3. Das Messprogramm im Überblick	194
4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren	195
5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg	195
6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung	196
7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification	197



1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants

Die in diesem Bericht zusammen gestellten Messwerte stammen von Probenahmen und Analysen folgender Laboratorien und Stellen, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei

Les résultats présentés dans ce rapport se basent sur les prélèvements et les analyses des laboratoires et organismes ci-après. Qu'ils soient remerciés de leur collaboration

BAG SRR	Radiologische Risiken, Bundesamt für Gesundheit	Bern	C. Murith, M. Palacios
BAG FANM	Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit	Bern	N. Stritt, R. Linder
BAG URA	Umweltradioaktivität, Bundesamt für Gesundheit	Bern	S. Estier, P. Steinmann, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, T. Marti, M. Müller
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	Freiburg im Breisgau /D	H. Sartorius, C. Schlosser, S. Schmid
BAFU	Abteilung Hydrogeologie, Bundesamt für Umwelt	Bern	M. Schürch, R. Kozel
CERN	CERN, Occupational Health & Safety and Environmental Protection (HSE) unit	Genève	F. Malacrida , P. Vojtyla
EAWAG	Wasserressourcen & Trinkwasser	Dübendorf	M. Brennwald, J. Beer, A. Lück, S. Bollhalder
ENSI	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat	Brugg / AG	G. Piller, F. Cartier, A. Leupin, B. Bucher, J. Löhle, M. Schibli, G. Schwarz
ETHZ	Institut für Geophysik ETHZ	Zürich	L. Rybach
HUG	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy, K. Jeandet
IFAF	Institut F.-A- Forel	Versoix	J.-L. Loizeau, J. Dominik
IRA	Institut de Radiophysique, CHUV	Lausanne	F. Bochud, P. Froidevaux, M. Straub, F. Barraud
LS	LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	S. Röllin, J.A. Corcho Alvarado, M. Astner, F. Byrde, R. Holzer, H. Sahli, B. Balsiger
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg	Karlsruhe / D	R. Bechtler
NAZ	Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Zürich	C. Danzi, F. Stoffel
PSI	Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut	Villigen / AG	J. Eikenberg, M. Boschung, M. Jäggi
Suva	Bereich Physik, Abt. Gesundheitsschutz am Arbeitsplatz	Luzern	M. Hammans, R. Grunder, F. Danini
Uni-BE	Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik, Universität	Bern	T. Stocker, R. Fischer, R. Purtschert

2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

AG	A. Breitenmoser, C. Bajo	Amt für Verbraucherschutz Obere Vorstadt 14, 5000 Aarau
BE	O. Deflorin, M. Nyfeler	Kantonales Laboratorium Muesmattstr. 19, 3000 Bern
BL	P. Wenk	Kantonales Laboratorium Hammerstrasse 25, 4410 Liestal
BS	P. Hübner, M. Zehringer	Kantonales Laboratorium Kannenfeldstr. 2, Postfach, 4012 Basel
FR	J.-M. Pasquier	Laboratoire Cantonal ch. du Musée 15, 1700 Fribourg
GE	P. Edder, A. Cominoli	Service de la consommation et des affaires vétérinaires, Quai Ernest-Ansermet 22 Case postale 76, 1211 Genève 4 Plainpalais
GR	M. Beckmann, D. Baumann	Amt für Lebensmittelsicherheit und Tiergesundheit Bereich Lebensmittelsicherheit Planaterrastrasse 11, 7001 Chur
JU	J. Caperos	Laboratoire Cantonal Fbg des Capucins 20, CP 272, 2800 Delémont 1
LU	S. Arpagaus, T. Kaufmann	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz Vonmattstr. 16, Postfach, 6002 Luzern
NE	P. Bonhôte	Service de la consommation Rue Jehanne-de-Hochberg 5, 2001 Neuchâtel
SG	P. Kölbener	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle Blarerstr. 2, 9001 St. Gallen
AR / AI / GL / SH	K. Seiler	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühlentalstr. 184, Postfach 786, 8201 Schaffhausen
SO	M. Kohler	Kantonale Lebensmittelkontrolle Greibenhof, Werkhofstr. 5, 4509 Solothurn
TG	C. Spinner	Kantonales Laboratorium Spannerstr. 20, 8510 Frauenfeld
TI	M. Jermini	Laboratorio Cantonale Via Mirasole 22, 6500 Bellinzona
NW / OW / SZ / UR	D. Imhof	Laboratorium der Urkantone Postfach 363, 6440 Brunnen
VD	G. Peduto	Service de la consommation et des affaires vétérinaires 155, ch. des Boveresses, 1066 Epalinges
VS	E. Pfammatter	Laboratoire Cantonal Rue Pré-d'Amédée 2, 1950 Sion
ZG	S. Pfenninger	Amt für Lebensmittelkontrolle Postfach 262, 6312 Steinhausen
ZH	R. Etter, S. Reber	Kantonales Labor Postfach, 8032 Zürich
LI	D. Huber	Amt für Lebensmittelkontrolle Postplatz 2, Postfach 37, FL-9494 Schaan

3. Das Messprogramm im Überblick

Expositionspfade	Probenahmestellen	Proben und Messung
Ortsdosen (externe Gamma-Strahlung)	Automatische Überwachung der Ortsdosen: landesweit mit NADAM und in der Umgebung der KKW mit MADUK.	NADAM: 65 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz) MADUK: je 12-17 Stellen, Betrieb durch die ENSI
	TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN)	TLD (γ -Komponente) und n-Dosis (PSI, CERN)
In-situ Messung	Umgebung der Kernanlagen	Direkte vor-Ort-Messung des γ -Spektrums
	Ganze Schweiz nach speziellem Programm	Bestimmung des Radionuklidgehaltes des Bodens und deren Beiträge zur Ortsdosis
Luft	12 Aerosolsammler: ca. 40 m ³ /h 5 High-Volume-Sampler: ca. 700 m ³ /h 1 Digital-Aerosolsammler Jungfrauoch	Aerosolsammler und High-Volume-Sampler: kontinuierlich Sammlung auf Aerosolfiltern mit γ -Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 1 μ Bq/m ³ bzw. 0.1 μ Bq/m ³
	RADAI: Aerosolwarnnetz 11 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung ⁸⁵ Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfrauoch	RADAI: 11 Stationen α/β -Messung (FHT-59S), 4 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)
Niederschläge	Regensammlerstationen, ganze Schweiz inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien	10 Regensammler mit Trichtern von 1 m ² Fläche, wöchentlich γ -Spektrometrie der Rückstände; Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe)
		An 14 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.
Aquatisches Milieu	Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW (Aare)	γ - und α -Spektrometrie Tritium-Messung
	Bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen	
Erde	30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN	Erdschicht 0-5 cm für ⁹⁰ Sr-Bestimmung und γ -Spektrometrie und z.T. α -Spektrometrie
Bewuchs (Gras, Pflanzen)	Gleiche Stellen wie Erdboden	Gras zweimal jährlich; γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr
	Baumblätter aus Umgebung KKW, Industrieverbrennungsanlage Basel und Referenzstationen	Baumblätter: ¹⁴ C-Bestimmung (jährlich)
Milch	Gleiche Regionen wie Erde und Gras Milchzentralen und Grossverteiler	γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben
Andere Lebensmittel	Getreidemischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW	γ -Spektrometrie ⁹⁰ Sr-Bestimmung
	Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc.	
Menschlicher Körper	Schulklassen Genf	Ganzkörpermessungen in Genf (HUG) und am PSI
	Mitarbeiter PSI	
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden	⁹⁰ Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen
	Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc.	Abluftfilter, Abgas etc.
	Kläranlagen der Agglomerationen Sickerwässer von Deponien	Abwässer aus Spitäler, Deponien, Kehrrechtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen γ -, α - und ⁹⁰ Sr-Messung

4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	überwacht wird:	Kompetenzzentren ¹⁾ :
Atmosphäre	Aerosole, Niederschläge ¹⁴ C, Edelgase	URA (BAG) inkl. RADAIR UniBE
Deposition	Boden, Bewuchs, in-situ ⁹⁰ Sr- und Alpha-Messung Aeroradiometrie	URA (BAG), IRA und LABOR SPIEZ ENSI, NAZ
Aquatisches Milieu	Gewässer, Fische, Sedimente Grund- und Quellwasser, Deponien	EAWAG, Institut Forel, LABOR SPIEZ
Lebensmittel	Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.	Kantonale Laboratorien, URA, IRA, LABOR SPIEZ
Dosis	γ- und n-Dosen automatische Dosiswarnnetze	PSI, IRA NAZ (NADAM), ENSI (MADUK)
menschliche Körper	Ganzkörpermessungen ⁹⁰ Sr in Knochen und Zähnen	PSI, HUG IRA
Kernanlagen	Emissionen, Umgebung	ENSI, URA (BAG)
Betriebe	Emissionen, Umgebung	Suva, URA (BAG)
Spitäler	Emissionen	FANM (BAG)
Radon	Radon in Häusern und im Boden	SRR (BAG), URA (BAG)

¹⁾ Liste der Abkürzungen s. Anhang 1.

5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg

Radionuklide	Toleranzwert	Grenzwert			
	Bq/kg	Bq/kg			
	Alle Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	Flüssige Lebensmittel	Säuglingsanfangs- und Folgenahrung	Lebensmittel von geringer Bedeutung
Cäsiumisotope	10 (*)	1'250	1'000	400	12'500
Iodisotope	10	2'000	500	150	20'000
Kohlenstoff-14	200	10'000	10'000	1'000	100'000
Tritium	1'000	10'000	10'000	3'000	100'000
Strontiumisotope	1	750	125	75	7'500
Plutonium- und Transplutoniumisotope (z.B. ²³⁹ Pu und ²⁴¹ Am)	0.1	80	20	1	800
Uran- und Thoriumreihe Gruppe I: ²²⁴ Ra, ²²⁸ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U	---	50	10	10	500
Uran- und Thoriumreihe Gruppe II: ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²³⁰ Th, ²³² Th, ²³¹ Pa	---	5 (**)	1	1	50 (***)
Übrige künstliche Radionuklide	10	1'250	1'000	400	12'500

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg; in Wildbeeren: 100 Bq/kg.

(**) Grenzwert für Meerestiere: 150 Bq/kg (gilt insbesondere für ²¹⁰Po)

(***) ²²⁶Ra und ²²⁸Ra gelten nicht für Paranüsse

Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV):

http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html

6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung

Aktivität A

angegeben in Bq (Becquerel)

Die Aktivität einer Substanz ist die mittlere Anzahl radioaktiver Zerfälle pro Zeiteinheit. $1 \text{ Bq} = 1 \text{ Zerfall/s}$. Die alte Einheit war das Ci (Curie) mit $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Zerfälle/s}$; $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ oder $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Absorbierte Dosis oder Energiedosis D

angegeben in Gy (Gray)

Die durch Wechselwirkung von ionisierender Strahlung mit Materie in einer Masseneinheit deponierte Energie. Der spezielle Name dieser Einheit ist das Gray (Gy); $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$.

Äquivalentdosis H

angegeben in Sv (Sievert)

Das Produkt aus der absorbierten Dosis $D_{T,R}$ infolge der Strahlung R im Gewebe T und dem Strahlen-Wichtungsfaktor w_R (vgl. auch Dosis, effektive). Der spezielle Name der Einheit der Äquivalentdosis ist das Sievert (Sv); $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$.

$$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$$

für ein Gemisch von Strahlungen: $H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$

Effektive Dosis E

angegeben in Sv (Sievert)

Summe der mit den Wichtungsfaktoren w_T gewichteten Äquivalentdosen in allen Organen und Geweben.

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R}$$

$D_{T,R}$ = Im Gewebe T durch Strahlung R absorbierte Dosis

w_R = Wichtungsfaktor der Strahlung

w_T = Wichtungsfaktor für Gewebe (Anteil am Gesamtrisiko für Gewebe/Organ T)

H_T = Äquivalentdosis des Gewebes/Organs T

Die spezielle Einheit der effektiven Dosis ist das Sievert (Sv); $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg}$.

Effektive Folgedosis E_{50}

angegeben in Sv (Sievert)

Effektive Dosis, die als Folge einer Aufnahme eines Nuklids in den Körper im Verlauf von 50 Jahren akkumuliert wird.

Orts- oder Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$

angegeben in Sv (Sievert)

Die Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$ am interessierenden Punkt im tatsächlichen Strahlungsfeld ist die Äquivalentdosis im zugehörigen ausgerichteten und aufgeweiteten Strahlungsfeld in 10 mm Tiefe der an diesem Punkt zentrierten ICRU-Kugel auf demjenigen Kugelradius, der dem ausgerichteten Strahlungsfeld entgegengerichtet ist.

7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification

Activité A

exprimée en Bq (Becquerel)

L'activité d'une substance est le nombre moyen de désintégrations radioactives par unité de temps. 1 Bq = 1 désintégration/s. L'ancienne unité était le Ci (Curie) avec 1 Ci = $3.7 \cdot 10^{10}$ désintégrations/s; 1 nCi = 37 Bq ou 1 Bq = 27 pCi.

Dose absorbée ou dose énergétique D

exprimée en Gy (Gray)

Energie déposée dans la matière, lors de l'interaction des rayonnements ionisants, par unité de masse de matière. Le nom de cette unité est le gray (Gy); 1 Gy = 1 J/kg.

Dose équivalente H

exprimée en Sv (Sievert)

Produit de la dose absorbée $D_{T,R}$ dans le tissu T due à un rayonnement R et du facteur de pondération w_R (voir la définition de la dose effective); l'unité de la dose équivalente est le sievert (Sv); 1 Sv = 1 J/kg.

$H_{T,R} = w_R \cdot D_{T,R}$;
pour un mélange de rayonnements: $H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$

Dose efficace E

exprimée en Sv (Sievert)

Somme des doses équivalentes reçues par tous les tissus et organes, pondérées à l'aide de facteurs spécifiques w_T

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R}$$

$D_{T,R}$ = dose absorbée dans le tissu T sous l'effet du rayonnement R

w_R = facteur de pondération du rayonnement R

w_T = facteur de pondération du tissu (apport de l'organe ou tissu T au risque total)

H_T = dose équivalente reçue par l'organe ou par le tissu T

L'unité de la dose effective est le sievert (Sv); 1 Sv = 1 J/kg.

Dose efficace engagée E_{50}

exprimée en Sv (Sievert)

Dose effective accumulée durant 50 ans suite à l'incorporation d'un nucléide.

Dose ou équivalent de dose ambiante $H^*(10)$

exprimé en Sv (Sievert)

En un point dans un champ de rayonnements, dose équivalente produite à 10 mm de profondeur de la sphère CIUR, centrée en ce point, par le champ en question, étendu et aligné, sur le rayon opposé à la direction du champ aligné.

Impressum

@ Bundesamt für Gesundheit (BAG)
Herausgeber: Bundesamt für Gesundheit
Layout: André Gurtner, URA
Publikationszeitpunkt: Juli 2014

Weitere Informationen und Bezugsquelle:
BAG, Direktionsbereich Verbraucherschutz, Abteilung Strahlenschutz,
Umweltradioaktivität, 3003 Bern

Telefon +41 (0)58 462 96 14, Telefax +41 (0)58 462 83 83
E-Mail: str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch, www.str-rad.ch

Impressum

@ Office fédéral de la santé publique (OFSP)
Editeur: Office fédéral de la santé publique
Layout: André Gurtner, URA
Date de publication: Juillet 2014

Informations supplémentaires et diffusion:
OFSP, Unité de Direction Protection des consommateurs,
Division Radioprotection, Radioactivité de l'environnement, 3003 Berne

Téléphone +41 (0)58 462 96 14, Télécopie +41 (0)58 462 83 83
Courriel: str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch, www.str-rad.ch