

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

2012



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

2012



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 2012.

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 be-

währt. 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 2012 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 2012	15
Beurteilung	20
1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé	21
Tâches et programme de mesures	21
Résultats de la surveillance 2012	22
Evaluation	27



2 Strahlendosen - Doses de rayonnements

2.1 Strahlendosen	30
Einführung	30
Strahlendosen der Bevölkerung	30
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	31
Terrestrische und kosmische Strahlung	31
Radionuklide in der Nahrung	31
Übrige (künstliche) Strahlenquellen	32
Berufliche Strahlenexposition	32
2.2 Doses de rayonnements	33
Introduction	33
Doses de rayonnement dues au radon	34
Doses de rayonnement dues au diagnostic médical	34
Rayonnements terrestre et cosmique	34
Radionucléides dans les aliments	34
Autres sources de rayonnement (artificielles)	35
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	35

Inhaltverzeichnis - Sommaire



3 Externe Strahlung - Rayonnement externe

3.1 Mesures in situ et exposition externe	38
Résumé	38
Introduction	38
Méthodologie in situ	39
Résultats in situ 2012	40
3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	43
Zusammenfassung	43
Einleitung	44
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2012	45
Die europäische Plattform EURDEP	46
Qualitätssicherung	47
3.3 Aeroradiometrische Messungen	49
Zusammenfassung	49
Einleitung	49
Messungen und Messresultate 2012	50



4 Umwelt- Environnement

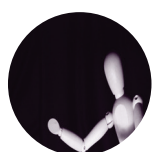
4.1 Radioactivité de l'air et des précipitations	56
Résumé	56
Air	56
RADAIR Réseau automatique de surveillance de l'air	57
Conclusions	63
4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	64
Zusammenfassung	64
Vorgeschichte	64
Messung der Proben	66
4.3 Radioaktivität in aquatischen Systemen	67
Zusammenfassung	67
Schwebstoffproben und Tritium im Rhein bei Weil	73
Allgemeine Überwachung	75
Kehrichtverbrennung	75
4.4 Radioactivité du sol et de l'herbe	76
Résumé	76
Introduction	76
Conclusions	79
4.5 Deponien, Altlasten und Tunnelausbruchmaterial	80
Messprogramm	80
Ergebnisse 2012	80

Inhaltverzeichnis - Sommaire



5 Lebensmittel - Denrées alimentaires

5 Radioaktivität in Lebensmitteln	84
Zusammenfassung	84
Messprogramm	84
Höchstwerte für Lebensmittelimporte	85
Ergebnisse der Überwachung	85
Bewertung und Interpretation	88



6 Radioaktivität im Menschen - Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2012	91
Zusammenfassung	91
Ziel der Messungen	91
Messmethode	91
Ergebnisse und Interpretation der ¹³⁷ Cs-Messungen	92
⁴⁰ Kalium-Gehalt des Körpers	92
6.2 Mesure de ⁹⁰Sr dans les vertèbres et les dents de lait	93
Résumé	93
Introduction	93
Résultats et discussion	94
Conclusions	95



7 Messung von Spezialnukliden - Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37	98
Zusammenfassung	98
Kohlenstoff-14	98
Kernkraftwerk Leibstadt	100
Kernkraftwerk Mühleberg	101
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau	102
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	103
Krypton-85 (⁸⁵ Kr)	105
Argon-37 (³⁷ Ar)	106
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement	107
Résumé	107
Introduction	108
Méthode de séparation chimique	108
Résultats	108
Conclusions	112

Inhaltverzeichnis - Sommaire



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

8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	115
Zusammenfassung	115
Ergebnisse 2012	115
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	124
Zusammenfassung	124
Ergebnisse 2012	124
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	125
Zusammenfassung	125
Übersicht	125
Systeminstandhaltung und -ergänzung	127
Systemverfügbarkeit und Störungen	127
Qualitätssicherung	128
Messergebnisse	129
8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	131
Zusammenfassung	131
Einleitung	131
Radiochemische Trennmethoden (Boden)	132
Staubfangplatten	132
Resultate und Diskussion	133
8.5 Les installations nucléaires et l'environnement	134
Résumé	134
Introduction	134
Méthodologie	135
Résultats	136
Conclusions	139
8.6 La surveillance radiologique du site de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens	140
Résumé	140
Introduction	140
Programme de surveillance complémentaire mis en place en 2012	143
Résultats du programme de mesures complémentaires 2012	143
Conclusions	145
8.7 Environnement du CERN (mesures OFSP)	146
Résumé	146
Programme de surveillance de l'OFSP	146
Mesures de l'exposition ambiante	147
Mesures dans le milieu atmosphérique	148
Mesures dans le milieu terrestre	149
Mesures dans le milieu aquatique	149
8.8 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	151
Résumé	151
Le CERN	151
Aspects environnementaux	152
Programme de surveillance	153
Résultats 2012	153

Inhaltverzeichnis - Sommaire



9 Industrien und Spitäler - Industries et hôpitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	160
Zusammenfassung	160
Resultate	161
9.2 Emissionen der Spitäler	163
Zusammenfassung	163
Ausgangslage	163
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	163
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	163
9.3 Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets	167
Résumé	167
Introduction	167
Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ³ H	168
Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	169
Conclusions	171



10 Radon

10.1 Radon	174
Aktionsplan Radon 2012–2020	174
Neue Strategie	174
Entwicklung des technischen Stands	175
Radon bei Baubewilligungen	175
Ausbildung von Baufachleuten	176
10.2 Radon	177
Plan d'action radon 2012–2020	177
Evolution de l'état de la technique	178
Radon dans les permis de construire	178
Formation des métiers du bâtiment	179



Anhänge - Annexes

Anhänge	181
Annexes	181

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2012
Résultats 2012



1

Umweltüberwachung: Zusammenfassung Surveillance de l'environnement: Résumé

1.1 Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Auftrag und Messprogramm	14
Ergebnisse der Umweltüberwachung 2012	15
Beurteilung	20
1.2 Surveillance de l'environnement: Résumé	21
Tâches et programme de mesures	21
Résultats de la surveillance 2012	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

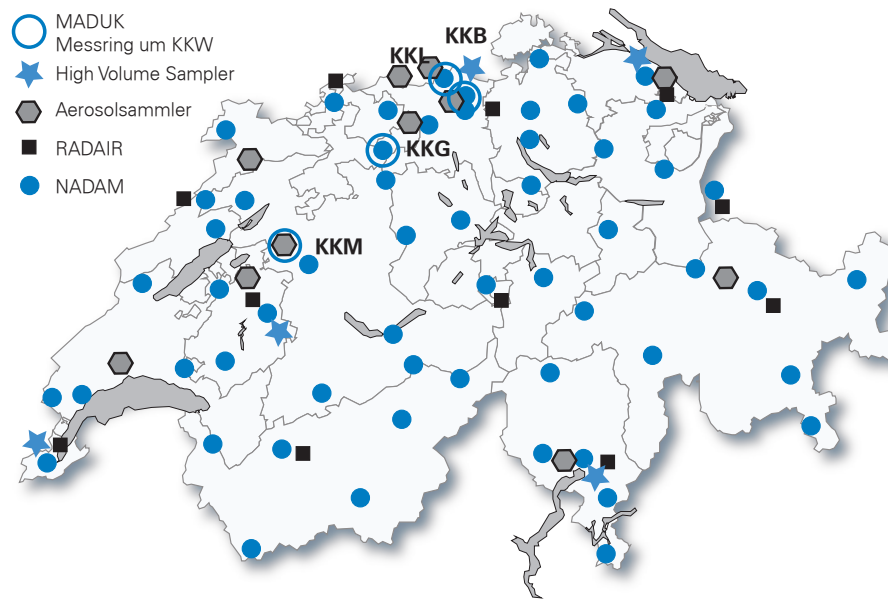
und den Kantonen. Es koordiniert dieses Überwachungsprogramm, an dem auch andere Laboratorien des Bundes und verschiedene Hochschulinstitute beteiligt sind. Die Liste der am Überwachungsprogramm beteiligten Laboratorien findet sich in den Anhängen 1 und 2. Das BAG sammelt und wertet die Daten aus und 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 Kehrrechtverbrennungsanlagen.

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 2012

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. 1 Bq/l. Mit 21 Bq/l erreichte eine Milchprobe aus dem Tessin einen Wert über dem Toleranzwert von 10 Bq/l. 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 lagen im Mittel bei 0.06 Bq/l mit einem Maximum von 0.4 Bq/l und sind somit unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/l geblieben.

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

Nach dem Reaktorunfall in Fukushima hat die Schweiz gleich wie die Europäische Union ein Programm für die Kontrolle von Lebensmittelimporten aus Japan aufgestellt. An die hundert Proben von Saucen, Ölen, Getreide, Teigwaren, Algen und Tee wurden 2012 im Auftrag des BAG oder direkt von den kantonalen Laboratorien untersucht. In 4 Tees (von 31) 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 Wildbeerenproben, eine aus Österreich und eine aus Polen, zeigten ^{137}Cs Werte (176 bzw. 220 Bq/kg Frischgewicht) oberhalb des Toleranzwertes, der für dieses Radioisotop in Wildbeeren mit 100 Bq/kg festgelegt ist. Für diese 2 Proben ist der Toleranzwert für ^{90}Sr (1 Bq/kg) leicht überschritten.

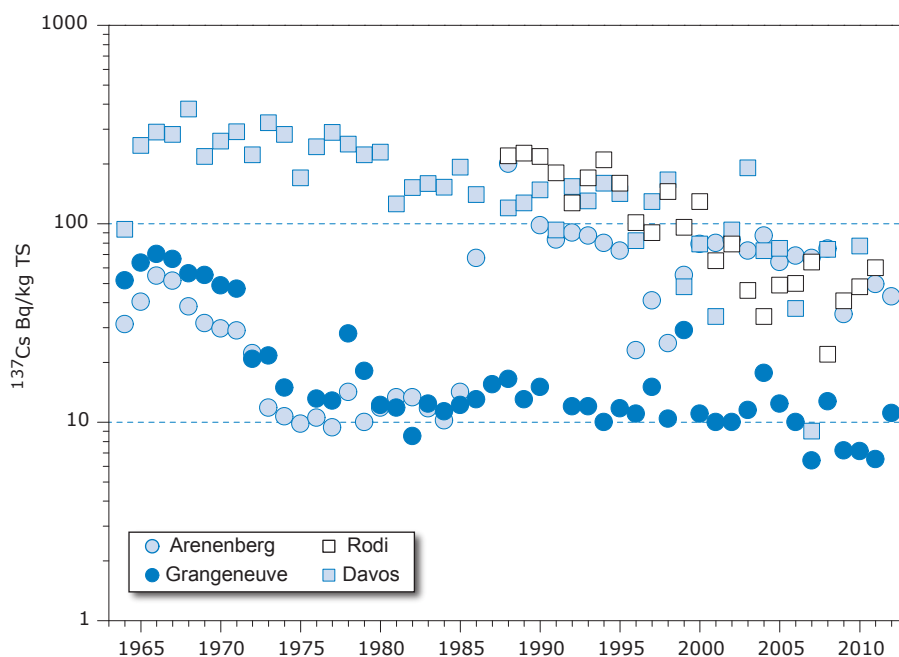
Insgesamt sind also die wenigen 2012 in der Schweiz festgestellten Toleranzwertüberschreitungen in Lebensmittel (einheimische und importierte), auch mehr als 25 Jahre danach, noch immer eine Folge des Reaktorunfalles in Tschernobyl.

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 regelmässig 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 Kurzzeitabgabengrenzwerte 2012 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 2012



Figur 2:
 ^{137}Cs (in Bq/kg Trockenmasse) in Bodenproben verschiedener Stationen der Schweiz (1964-2012).

eingehalten. Hier ist zu beachten, dass die Immissionsgrenzwerte für Direktstrahlung für die Ortsdosis gelten und sich nicht auf Personendosen beziehen. Die effektiven Personendosen aufgrund der Direktstrahlung aus den Kernkraftwerken sind wesentlich kleiner, da sich keine Person aus der Bevölkerung dauerhaft am Zaun aufhält.

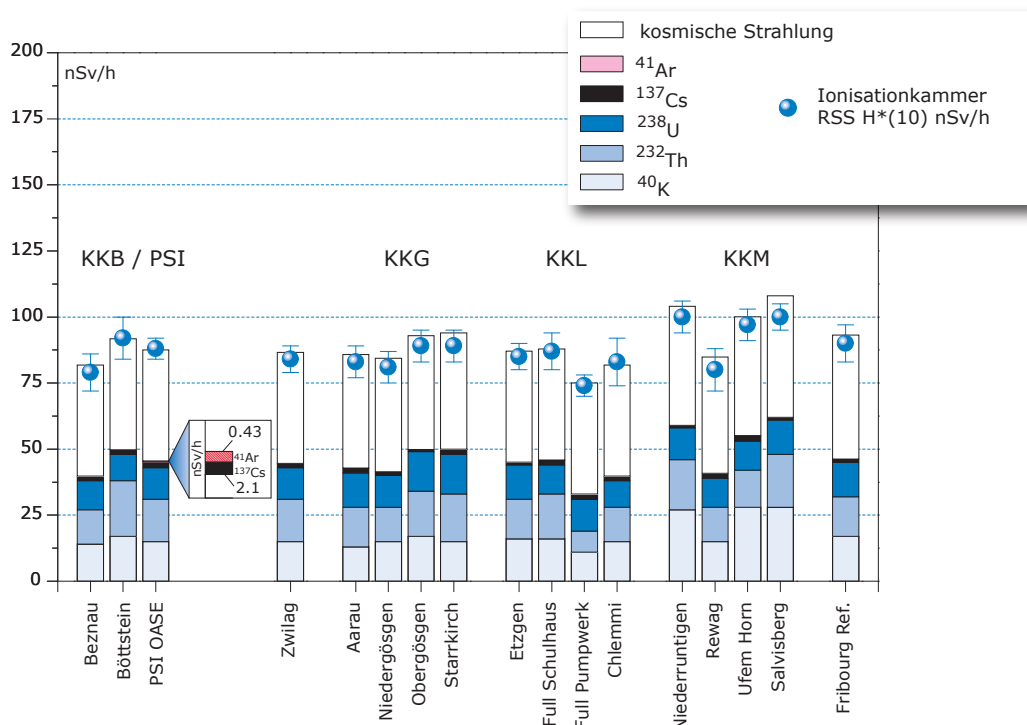
Die Ergebnisse des Überwachungsprogramms der Immissionen, das vom BAG in der Umgebung der Kernkraftwerke organisiert wird, zeigen für 2012 nur einen geringen Einfluss auf die Umwelt (siehe Kapitel 8.5 des vorliegenden Berichtes). Mit hochempfindlichen Messmethoden konnten Spuren der Abgaben an die Atmosphäre festgestellt werden, etwa erhöhte Werte für ^{14}C im Laub (maximale Erhöhung gegenüber der Referenzstation von 109 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 die Isotope ^{58}Co , ^{60}Co und ^{54}Mn bei welchen 90 % der Abgaben

durch Kernkraftwerke aus dem KKW Mühleberg stammen. Ende 2012 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 des Monats Mai wo 12 Bq/l in der Aare und 5 Bq/l im Rhein gemessen wurden. Die Messungen zur Radioaktivität in den Lebensmitteln zeigten keinen Einfluss der Kernkraftwerke.

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



Figur 3:

Beiträge zur Ortsdosis ($H^*(10)$) durch die verschiedenen Radionuklide, die vom BAG 2012 an verschiedenen Stellen in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke sowie in Freiburg 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.

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 4.3, 7.1 und 8.1 - 8.5.

Überwachung der Umgebung des ehemaligen Versuchsatomkraftwerk Lucens

Bei der Umgebungsüberwachung des ehemaligen Versuchsatomkraftwerkes Lucens wurden Ende 2011 bis Anfangs 2012 erhöhte Tritium-Konzentrationen im Drainagesystem festgestellt. Der gemessene Höchstwert (230 Bq/l) lag deutlich unterhalb des Immissionsgrenzwertes und somit bestand nie eine Gefährdung für die Gesundheit der Bevölkerung. Dennoch zeigten die Messwerte eine aussergewöhnliche Situation an (Erhöhung um einen Faktor 15 gegenüber den normalen Werten), die es aufmerksam zu verfolgen galt. Deshalb hat das BAG eine Intensivierung der Überwachung beschlossen, mit täglichen Messungen an verschiedenen Stellen des Drainagesystems, ergänzt durch Messkampagnen von Wasser, Sedimenten und Wasserpflanzen aus der Broye. Gegen 200 Proben wurden zwischen März und Juni 2012 gesammelt und analysiert. Im Drainagesystem sind keine erhöhten Tritiumkonzentrationen mehr aufgetreten. Das zeigt, dass die vorher gemessene Erhöhung ein einmaliges Phänomen darstellte und keinen allgemeinen Trend. Im

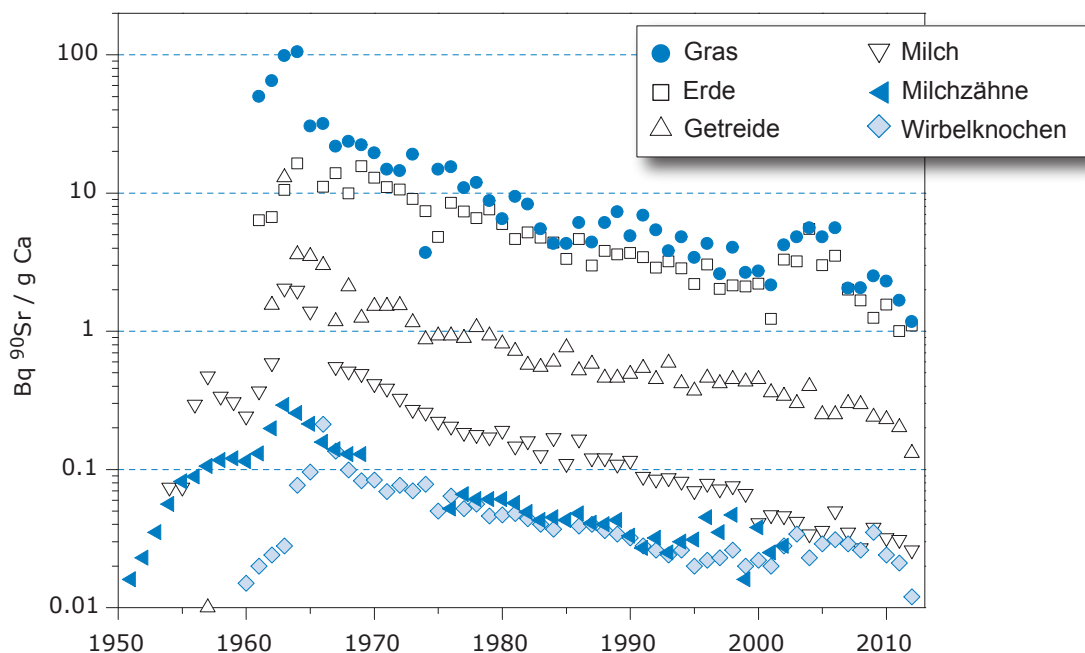
Übrigen konnte durch die Messungen der Proben aus der Broye der Eintrag von Radioisotopen aus dem ehemaligen Versuchsatomkraftwerk in die Umwelt ausgeschlossen werden. Das BAG hat deshalb den Beschluss gefasst ab Juli zum normalen Überwachungsrythmus zurückzukehren.

Für weiterführende Informationen siehe Kapitel 8.6.

Überwachung der Forschungszentren

Beim CERN hat die interne Emissionskontrolle der Anlagen gezeigt, dass die tatsächlichen Abgaben 2012 deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten lagen. Dies bestätigt auch das unabhängige Überwachungsprogramm des BAG, das in der Umgebung des Forschungszentrums durchgeführt wurde. 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, da die maximalen Aktivitäten der Radionuklide, die auf die Tätigkeit des CERN zurückzuführen sind, weniger als 1 Prozent des in der Schweiz geltenden Immissionsgrenzwerts erreichen.

Die Strahlendosis für die Bevölkerung in der Umgebung des PSI darf 0.15 mSv/Jahr nicht übersteigen. Im Jahr 2012 blieb die tatsächliche Dosis unterhalb von 5 % dieses Wertes. Die Umweltüberwachung wird vom PSI selber sowie mit unabhängigen Messungen durch die Behörden durchgeführt. Ausser Spuren von ^{41}Ar , einem Radioisotop mit kurzer Halbwertszeit (1.8 Stunden), welche vom BAG bei in-



Figur 4: ^{90}Sr in verschiedenen, zwischen 1950 und 2012 entnommenen Proben (logarithmische Skala).

situ Gammaspektrometrie-Messungen beim PSI in der Luft nachgewiesen wurden (siehe Figur 3), und 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 8.1, 8.4, 8.5, 8.7 und 8.8

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 2012 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.

Die höchste gemessene Tritiumkonzentration in einer 2-Wochenprobe im Niederschlag lag 2012 bei rund 1'860 Bq/l (Mittelwert der 2-Wochenproben: 550 Bq/l). Dieser Wert wurde in unmittelbarer Umgebung der Firma mb-Microtec in Niederwangen gemessen und entspricht 15.5% 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 14 bis 33 Bq/l für Milch (5 Stichproben), zwischen 9 und 120 Bq/l für Äpfel (7 Stichproben) und zwischen 52 und 67 Bq/l für drei Gemüseproben (Salat, Gurke und Rhabarber).

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 ergaben ^{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 2012 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. Radio-

aktives ^{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 wenigen Toleranzwertüberschreitungen die 2012 in der Schweiz an einheimischen und importierten Lebensmitteln gemessen wurden. Eine Grenzwertüberschreitung wurde hingegen für dieses Radioisotop im Berichtsjahr nicht festgestellt.

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 sowie kurzlebige Radionuklide wie ^{24}Na und ^{41}Ar in der Luft bei Forschungszentren. 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 in deren unmittelbarer Nähe einen deutlich messbaren Einfluss von Tritium auf die Umwelt (Regen und Lebensmittel). Auch hier wurden die Grenzwerte eingehalten, die maximale gemessene Konzentration entspricht einer Ausschöpfung von 15.5% 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 rayonnement 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-

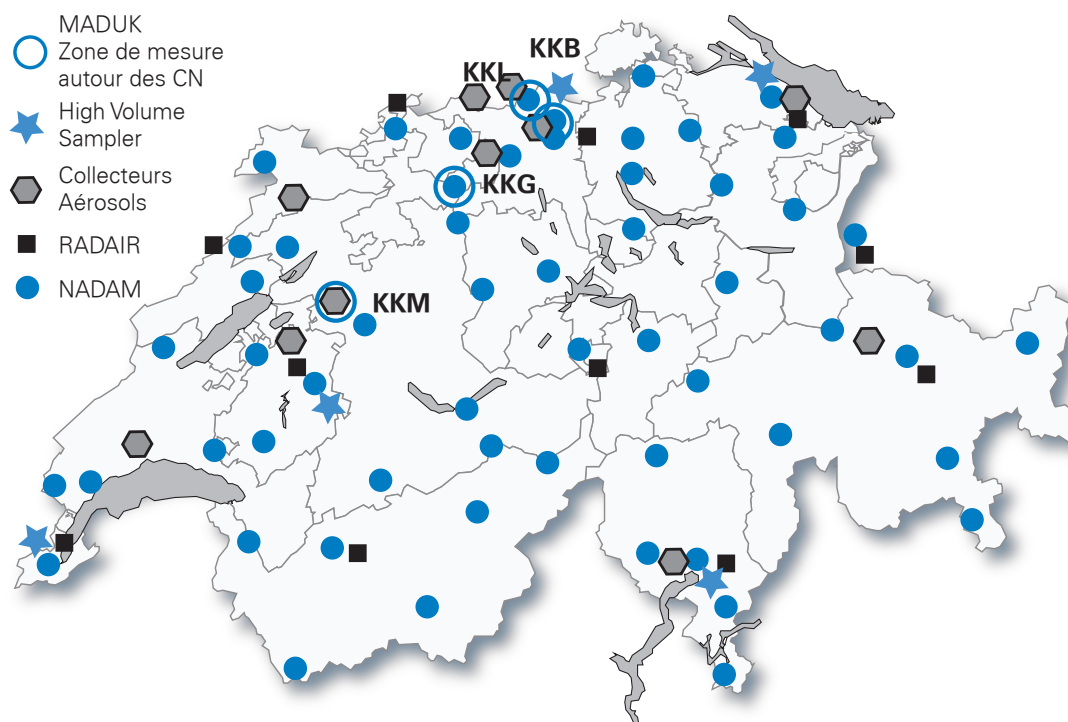


Figure 1:
Réseaux de mesure pour la surveillance de l'air en Suisse (débit de dose et aérosols).

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 2012

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 2012 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. 1 Bq/l. Avec 21 Bq/l, un échantillon de lait du Tessin a toutefois présenté une concentration supérieure à 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. Les teneurs en ^{90}Sr enregistrées dans les échantillons de lait se sont élevées en moyenne à 0.06 Bq/l, avec un maximum de 0.4 Bq/l et sont donc restées inférieures à la valeur de tolérance fixée à 1 Bq/l pour ce radionucléide.

Certains champignons sauvages indigènes, notamment les pholiotes ridées présentent toujours des valeurs accrues de ^{137}Cs . Aucun dépassement de la valeur de tolérance, fixée à 600 Bq/kg pour le césium dans les champignons sauvages, n'a toutefois été enregistré au cours de l'année sous revue.

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 labo-

ratoires cantonaux en 2012. Si des traces de ^{134}Cs , indiquant un marquage par des contaminations radioactives consécutives à l'accident de Fukushima, ont pu être décelées dans 4 échantillons de thé d'origine japonaise, parmi les 31 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 accumuler davantage le ^{137}Cs . Deux échantillons de myrtilles, l'un en provenance d'Autriche et l'autre en provenance de Pologne présentaient des activités spécifiques en ^{137}Cs (176, resp. 220 Bq/kg de poids frais) supérieure à la valeur de tolérance fixée à 100 Bq/kg pour ce radionucléide dans les myrtilles. Pour ces deux échantillons, la valeur de tolérance pour le ^{90}Sr (1 Bq/kg) était par ailleurs légèrement dépassée.

Ainsi, les quelques dépassements des valeurs de tolérance constatés en 2012 dans les denrées alimentaires (indigènes ou importés) sont, plus de 25 ans après sa survenue, toujours liés à l'accident de Tchernobyl.

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

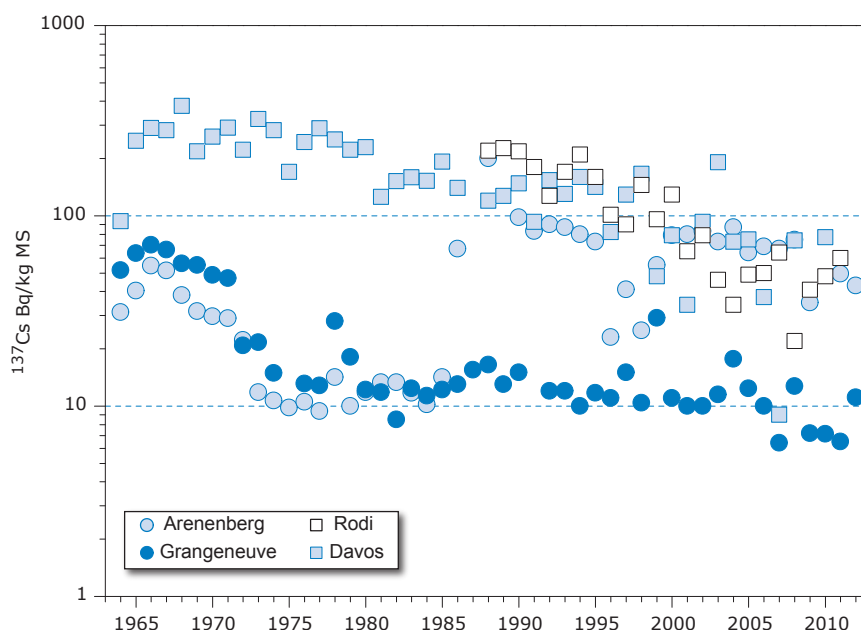


Figure 2: ^{137}Cs (en Bq/kg de matière sèche) dans les échantillons de sol de différentes stations de Suisse (1964–2012).

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 2012.

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 2012. 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 cen-

trales nucléaires, ont montré que l'impact de ces dernières sur l'environnement est resté faible en 2012 (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 109 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 ^{58}Co , le ^{60}Co et le ^{54}Mn provenant à 90% 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. En fin d'année 2012, des valeurs plus élevées de ^{60}Co et ^{54}Mn ont été enregistrées dans les échantillons d'eau de l'Aar prélevés à Hagneck, probablement suite à des travaux réalisés dans le canal 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 au mois de mai où des concentrations mensuelles moyennes de 12 Bq/l ont été enregistrées dans l'Aar, respectivement de 5 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.

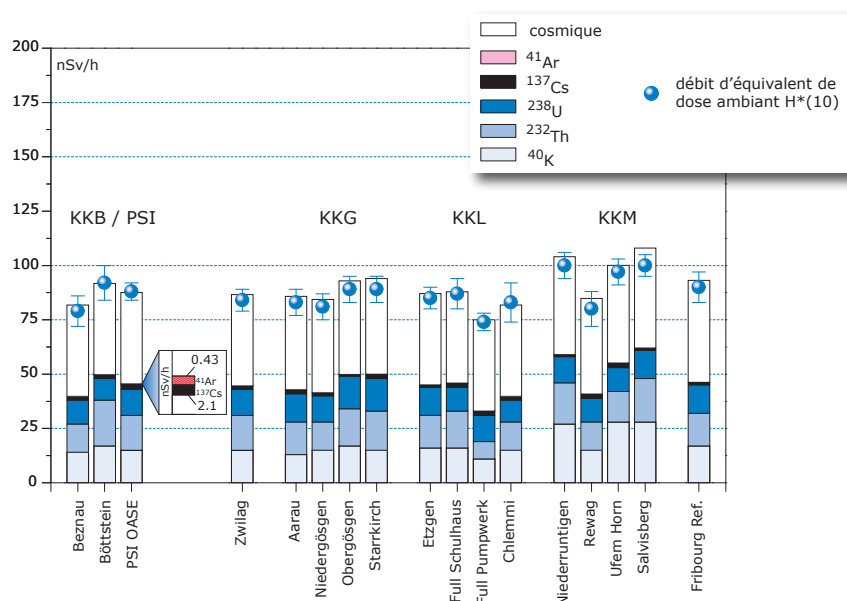


Figure 3:

Contributions individuelles à l'exposition ambiante ($H^*(10)$) attribuables aux différents radionucléides présents sur les sites examinés par l'OFSP en 2012 au voisinage des centrales nucléaires suisses ainsi qu'à Fribourg. 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.

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 4.3, 7.1 et 8.1 - 8.5.

Surveillance du voisinage de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens

Dans le cadre de la surveillance radiologique du site de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens, des concentrations accrues en tritium ont été enregistrées dans les systèmes de drainage entre fin 2011 et début 2012. Bien que la concentration maximale de tritium enregistrée (230 Bq/l) soit restée nettement inférieure à la valeur limite d'immissions, et donc sans danger pour la santé, les résultats des mesures ont mis en évidence une situation anormale (augmentation d'un facteur 15 par rapport aux concentrations habituelles) qu'il était nécessaire de suivre avec attention. C'est pourquoi, l'OFSP a pris la décision de renforcer la surveillance du site au moyen de prélèvements journaliers d'échantillons d'eau en différents points du système de drainage, complétés par des campagnes de mesures dans les eaux, les sédiments et les plantes aquatiques de la Broye.

Près de 200 échantillons ont ainsi été prélevés et analysés entre mars et juin 2012. Aucune valeur élevée n'a plus été enregistrée dans les eaux de drainage, confirmant qu'il s'agissait d'un phénomène ponctuel. Les résultats des mesures des échantillons prélevés dans la Broye ont par ailleurs permis d'exclure tout marquage de l'environnement par des radionucléides provenant de l'ancienne centrale nucléaire. L'OFSP a donc décidé de revenir à un rythme de surveillance mensuel dès le mois de juillet.

Pour davantage d'informations, consulter le chapitre 8.6

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 2012. Ce constat est confirmé par le programme de surveillance indépendant mis en œuvre par l'OFSP autour du centre de recherche. Les résultats des mesures effectuées ont révélé la présence de traces sporadiques de certains radio-isotopes produits par les accélérateurs du CERN, notamment le ^{24}Na et l' ^{131}I dans l'air ou le ^{22}Na dans l'eau. L'impact radiologique du fonctionnement du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est toutefois resté faible puisque les activités maximales des radioéléments attribuables au centre de recherche relevées dans l'environnement ont été inférieures à 1% des valeurs limites fixées par la législation suisse sur la radioprotection.

La dose d'irradiation reçue par la population vivant au voisinage du PSI ne doit pas excéder, au total, 0.15 mSv/an. En 2012, 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 des traces d' ^{41}Ar , un radionucléide de très courte période (1.8 h), mesurées spectrométrie gamma in situ dans l'air à proximité immédiate du PSI (voir fig. 3), ainsi que quelques valeurs sporadiquement plus élevées de tritium dans les précipitations, 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 aux chapitres 8.1, 8.4, 8.5, 8.7 et 8.8.

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 2012, 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.

La concentration maximale enregistrée en 2012 dans les précipitations collectées dans les environs d'une entreprise utilisatrice de tritium s'est élevée à env. 1'860 Bq/l (prélèvement bimensuel; valeur annuelle moyenne: 550 Bq/l). Cette valeur, mesurée à Niederwangen/BE, à proximité immédiate de l'entreprise mb-Microtec, représente environ 15.5% 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 ont également été prélevés au voisinage de cette entreprise. 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 14 et 33 Bq/l pour le lait (5 échantillons) et entre 9 et 120 Bq/l pour les pommes (7 échantillons) et entre 52 et 67 Bq/l pour les 3 échantillons de légumes (salade, courgette et rhubarbe).

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

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 pa-

tients 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. Des mesures au corps entier réalisées sur des collégiennes et collégiens de Genève ont montré des valeurs de ^{137}Cs inférieures à la limite de détection de 1 Bq/kg. Le ^{40}K naturel s'élève en revanche à environ 57 Bq/kg chez les femmes et à 70 Bq/kg chez les hommes. La teneur en ^{90}Sr dans

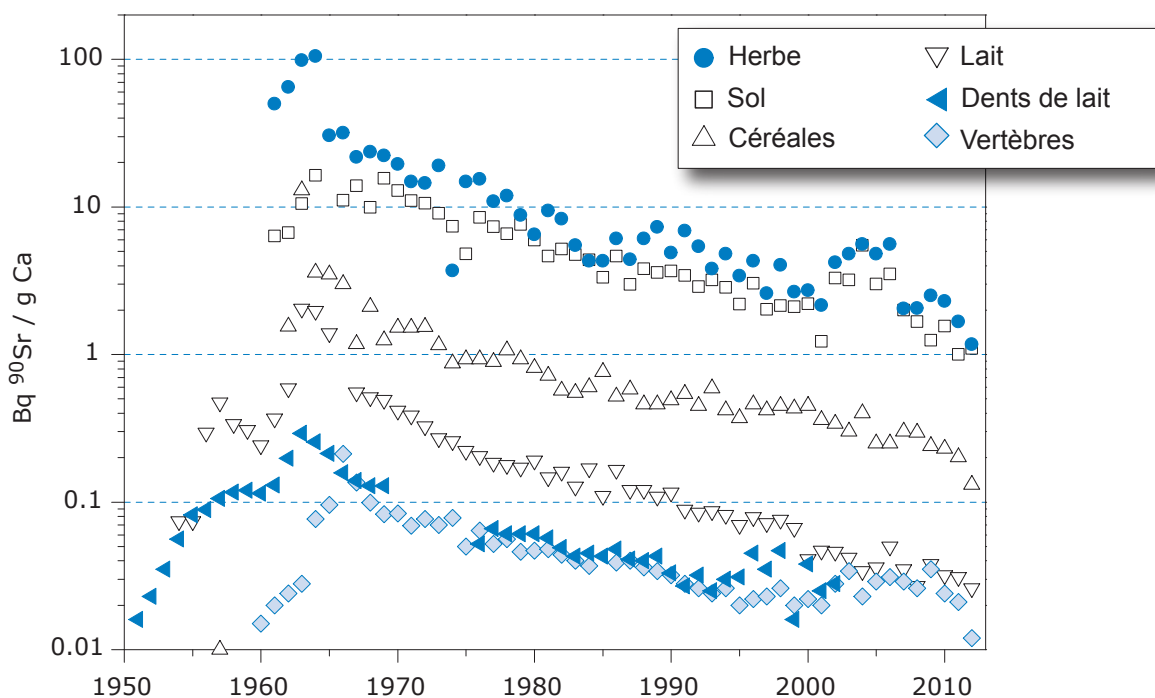


Figure 4:
 ^{90}Sr dans divers échantillons prélevés entre 1950 et 2012.

les vertèbres et les dents de lait était 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 2012, 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 quelques dépassements des valeurs de tolérance enregistrée en Suisse en

2012 dans les denrées alimentaires (indigènes ou importées). Notons toutefois qu'aucun dépassement des valeurs limites n'a été enregistré pour ce radio-isotope au cours de l'année sous revue.

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, les isotopes du cobalt dans les eaux et les sédiments au voisinage des centrales nucléaires ou encore les radionucléides de courtes périodes comme le ^{24}Na ou le ^{41}Ar dans l'air au voisinage des centres de recherche), les rejets qui en sont à l'origine sont nettement inférieurs aux valeurs autorisées et n'ont entraîné aucun dépassement des valeurs limites d'immissions. La surveillance mise en oeuvre au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium a, quant à elle, révélé un marquage clairement mesurable de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide, à proximité immédiate des entreprises. Les concentrations enregistrées sont toutefois restées bien inférieures aux limites légales (elles ont atteint au maximum 15.5% 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 2012
Résultats 2012



2

Strahlendosen Doses de rayonnements

2.1 Strahlendosen	30
Einführung	30
Strahlendosen der Bevölkerung	30
Bestrahlung durch medizinische Diagnostik	31
Terrestrische und kosmische Strahlung	31
Radionuklide in der Nahrung	31
Übrige (künstliche) Strahlenquellen	32
Berufliche Strahlenexposition	32
2.2 Doses de rayonnements	33
Introduction	33
Doses de rayonnement dues au radon	34
Doses de rayonnement dues au diagnostic médical	34
Rayonnements terrestre et cosmique	34
Radionucléides dans les aliments	34
Autres sources de rayonnement (artificielles)	35
Exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel	35



2.1 Strahlendosen

P. Steinmann , S. Estier

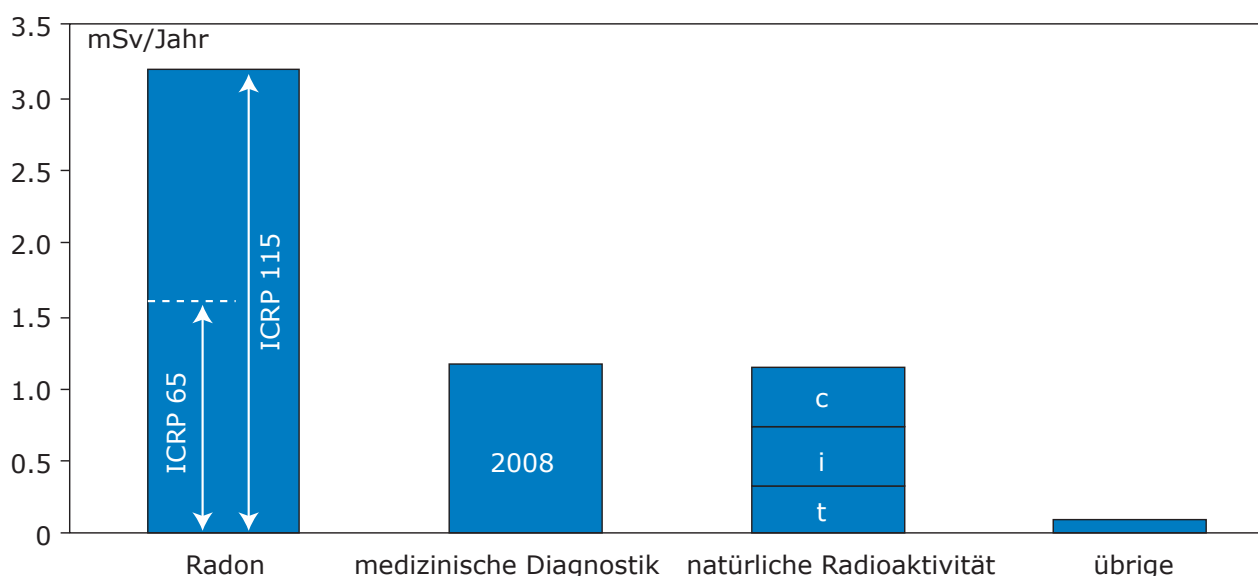
Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

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.

Strahlendosen der Bevölkerung

Die drei wichtigsten Ursachen für die Strahlenbelastung der Bevölkerung sind Radon in Wohnungen, die medizinische Diagnostik sowie die natürliche Strahlung (Figur 1). Für alle künstlichen Strahlenexpositionen (ohne Medizin) gilt für die 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 der 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 75 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 Prozents 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 Luft-hülle 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. Die kosmische Strahlung feierte im Berichtsjahr Jubiläum! Mit Ballonfahrten stellten Forscher wie Albert Gockel und Victor Hess zu Beginn des letzten Jahrhunderts eine unerwartet starke ionisierende Strahlung in grosser Höhe fest (Figur 2). Es war Hess, der aus diesen Beobachtungen 1912 auf die Existenz der kosmischen Strahlung schloss.

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 jährlich 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.



Figur 2:
Victor Hess bei der Arbeit.

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 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 ver-

nachlässigbar. 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. 82'500 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 2013 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 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 dépassement des limites de dose chez les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession.

Le radon (domestique), le diagnostic médical ainsi que la radioactivité naturelle sont les trois principales composantes de la dose de rayonnement subie par la population (fig. 1). En ce qui concerne la population, la valeur limite de dose pour le rayonnement artificiel (applications médicales exceptées) est fixée à 1 mSv par an. L'exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel, en particulier des personnes jeunes et des femmes enceintes, est réglementée par des dispositions spécifiques.

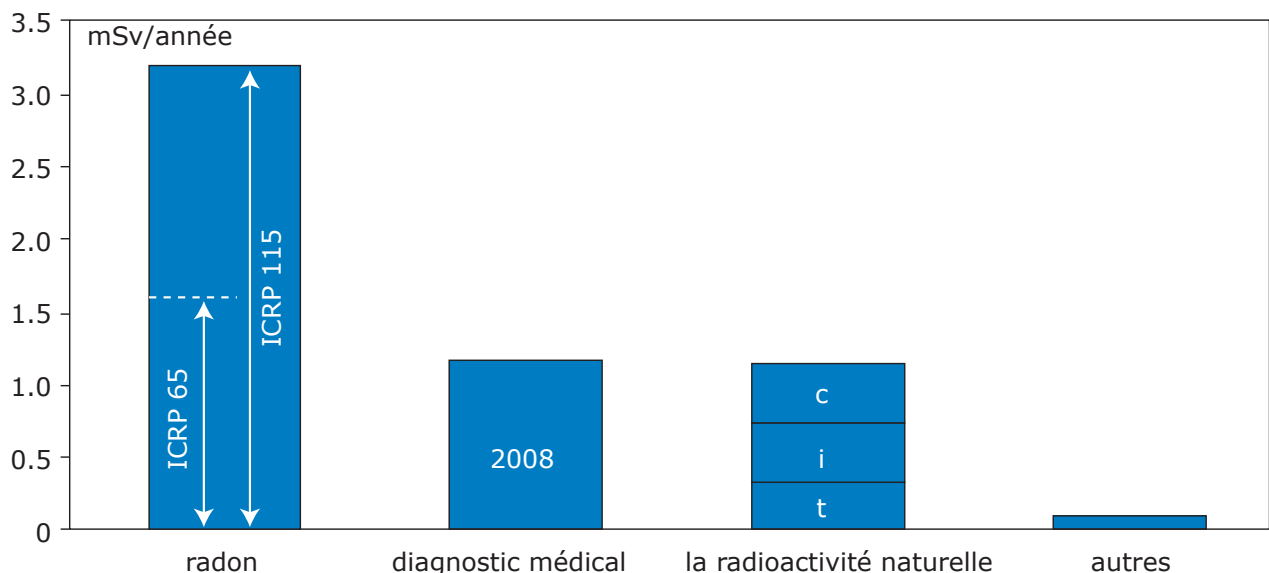


Figure 1:

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 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 diagnostic et, pour un faible pourcentage de la population, la dose excède 10 mSv.

Rayonnements 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. Le rayonnement cosmique augmente avec l'altitude, car il est atténué par l'atmosphère terrestre. A 10'000 mètres d'altitude, le rayonnement cosmique 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. Le rayonnement cosmique a fêté cette année son jubilé! Au début du siècle passé, des chercheurs comme Albert Gockel et Victor Hess ont

observé, lors d'expéditions en ballon, un rayonnement ionisant intense et inattendu à haute altitude. C'est Hess qui, en 1912, a déduit de ces observations l'existence du rayonnement cosmique (fig. 2).



Figur 2:
Victor Hess au travail.

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 (env. 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 millièème 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 radio-isotopes 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 (voir chapitre «Accident nucléaire de Fukushima – conséquences pour l'environnement et les denrées alimentaires en Suisse» du présent rapport). 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 82'500 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 sera publié sur le site Internet de l'OFSP au printemps 2013.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2012 Résultats 2012



3

Externe Strahlung Rayonnement externe

3.1 Mesures in situ et exposition externe	38
Résumé	38
Introduction	38
Méthodologie in situ	39
Résultats in situ 2012	40
3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	43
Zusammenfassung	43
Einleitung	44
Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2012	45
Die europäische Plattform EURDEP	46
Qualitätssicherung	47
3.3 Aeroradiometrische Messungen	49
Zusammenfassung	49
Einleitung	49
Messungen und Messresultate 2012	50



3.1

Mesures in situ et exposition externe

S. Estier, A. Gurtner

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

Résumé

En 2012, les examens in situ ont essentiellement porté 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 2012 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 s'orientent, quant à elles, avant tout sur 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, Bern), 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 2012

En 2012, 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. Conformément aux recommandations 2000/73/EURATOM, trois stations de référence, une pour chacune des trois grandes régions géographiques de Suisse («Plateau-Ouest», «Plateau-Est» et «Sud des Alpes»), ont en effet été sélectionnées par l'OFSP fin 2010, après une phase d'étude. En plus des facteurs géographiques et météorologiques ainsi que de l'absence de sources potentielles de radioactivité dans un voisinage proche, des facteurs logistiques ainsi que le maintien d'un suivi radiologique à long terme ont également été pris en compte pour la sélection des sites. Pour les trois sites de référence choisis, à savoir Grangeneuve-Posieux/FR, Güttingen/TG et Cadenazzo/Ti, il est prévu de mesurer la radioactivité sur l'ensemble de la chaîne, de l'air jusqu'aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol et l'herbe. Les échantillons sont analysés en laboratoire avec une grande sensibilité, l'objectif étant de pouvoir déterminer les niveaux réels de radioactivité de chacun des compartiments environnementaux et ainsi établir des valeurs de référence pour la radioactivité naturelle et artificielle (stations du «Réseau de contrôle espacé» selon la terminologie définie dans EURATOM). L'ensemble de ces analyses sont complétées par des mesures sur site. Ces valeurs de référence sont utiles pour évaluer les doses de rayonnements moyennes reçues par la population suisse mais surtout pour estimer l'impact d'un rejet potentiel ou avéré de radioactivité après un incident/accident radiologique. Notons que le site de référence analysé depuis de nombreuses années pour comparer les résultats obtenus par spectrométrie gamma in situ était situé à Fribourg. Ce site de référence spécifique à la spectrométrie gamma in situ a également été examiné en 2012, afin de permettre la comparaison avec les nouveaux sites de référence, de Grangeneuve-Posieux ou de Güttingen. Il sera remplacé par le site de Posieux dans le futur.

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 2012. Ces contributions ont été calculées à partir des spectres

gamma in situ, en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (γ 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 de manière significative de ceux enregistrés ailleurs sur le plateau suisse, comme à Fribourg. Cette méthode a toutefois permis de mettre en évidence la présence d' ^{41}Ar à proximité du PSI. La concentration dans l'air de ce radionucléide de très courte période (1.8 h) s'élevait à 1.2 Bq/m^3 ce qui représente environ 0.7% de la valeur limite d'immission définie dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP). L'évaluation de la concentration d' ^{41}Ar dans l'air, sur la base des résultats des mesures in situ, a été effectuée en utilisant les facteurs de la publication ICRU 53 en supposant une distribution homogène (source volumique semi-infinie) de ce radionucléide dans l'air, hypothèse relativement réaliste pour un gaz rare. Comme l'illustre la figure 1, son impact radiologique est minime, mais de tels exemples permettent d'attester la pertinence et la fiabilité de la méthode.

Pour tous les autres sites examinés, le seul radionucléide d'origine artificielle mis en évidence sur les spectres in situ en 2012 est le ^{137}Cs . Ce dernier a été enregistré sur tous les sites de mesure.

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.

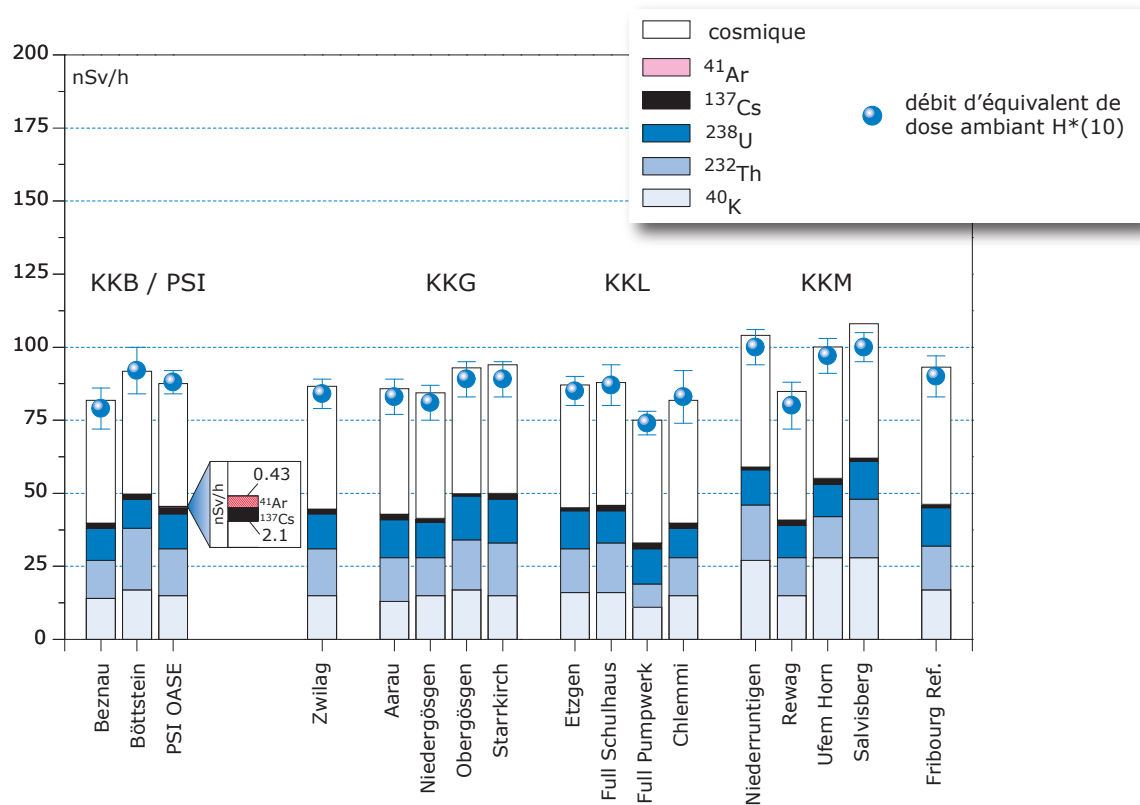


Figure 1:

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 2012. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

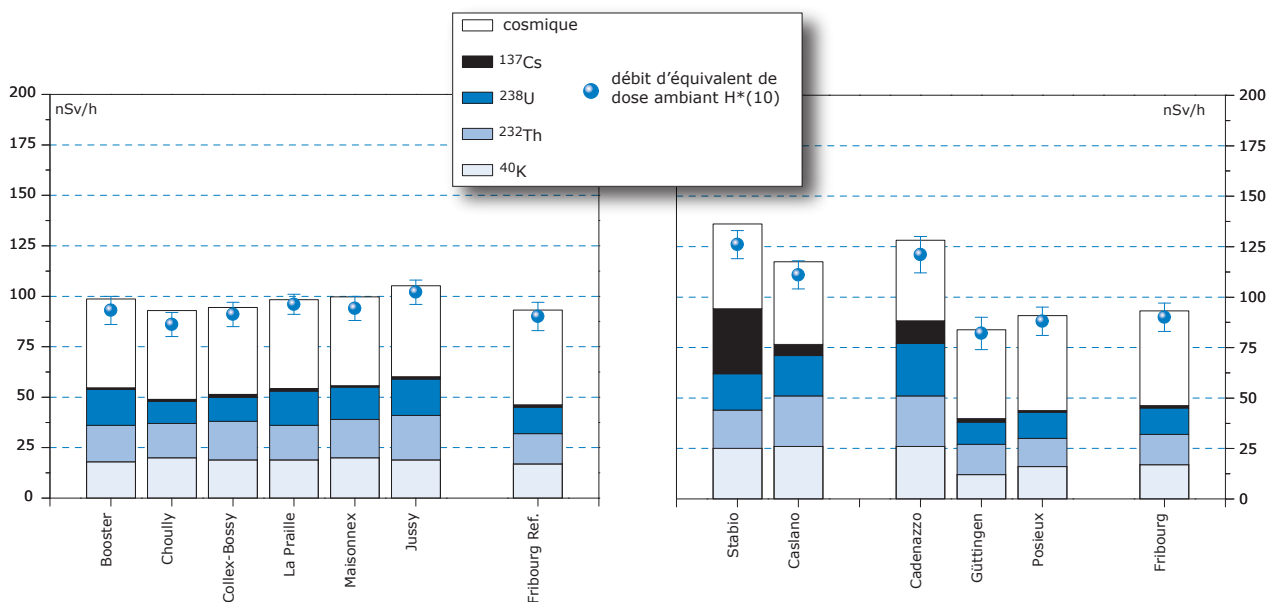


Figure 2:

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 2012 au voisinage du CERN ainsi qu'au point de référence de Fribourg. 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 2012 au Tessin ainsi que sur les 3 sites de référence 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 2012 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 du fallout 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:
Mesure in situ au point de référence de Cadenazzo

3.2

Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM

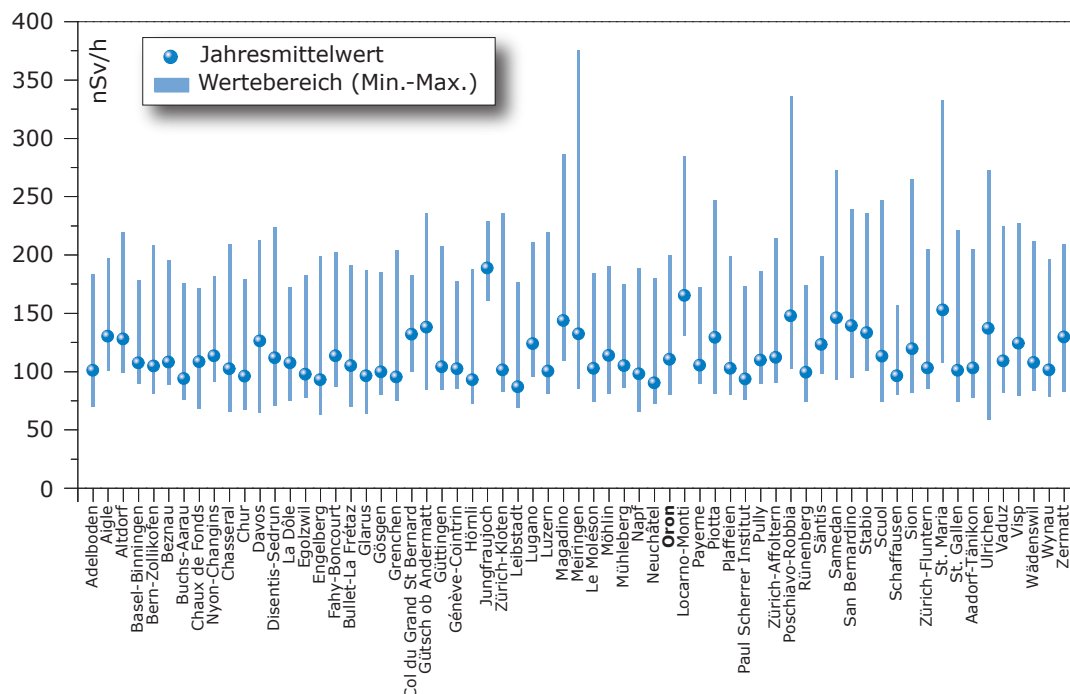
C. Danzi, F. StoffelNationale Alarmzentrale NAZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS,
Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

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 65 Stationen (Stand 31.12.2012), die über die ganze Schweiz verteilt sind. Alle Stationen messen in 10 Minuten Intervallen die γ -Ortsdosisleistung (ODL).

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 2012 wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.

**Figur 1:**

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2012 der NADAM-Sonden. Der dargestellte Erfahrungsbereich entspricht dem Bereich zwischen dem minimalen und dem maximalen 10-Minuten-Wert der Sonde im Jahr 2012. Die Station Oron ist fett markiert, da sie im Verlauf von 2012 neu in Betrieb genommen wurde. Bei dieser Station sind die 10-Minuten-Werte (Maximum, Minimum und Mittelwert) nicht unbedingt repräsentativ, weil die Stationen nicht das ganze Jahr im Betrieb war.

Einleitung

Die permanente Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz wird von den 65 über die ganze Schweiz verteilten NADAM-Stationen (Stand 31.12.2012) garantiert. Die Stationen befinden sich bei den Wetterstationen von MeteoSchweiz und liefern alle zehn Minuten Daten zur Ortsdosisleistung (ODL). In Ergänzung zu den ODL-Daten sind damit auch Wetterdaten verfügbar, die wichtige Zusatzinformationen für die Interpretation der Messwerte liefern.

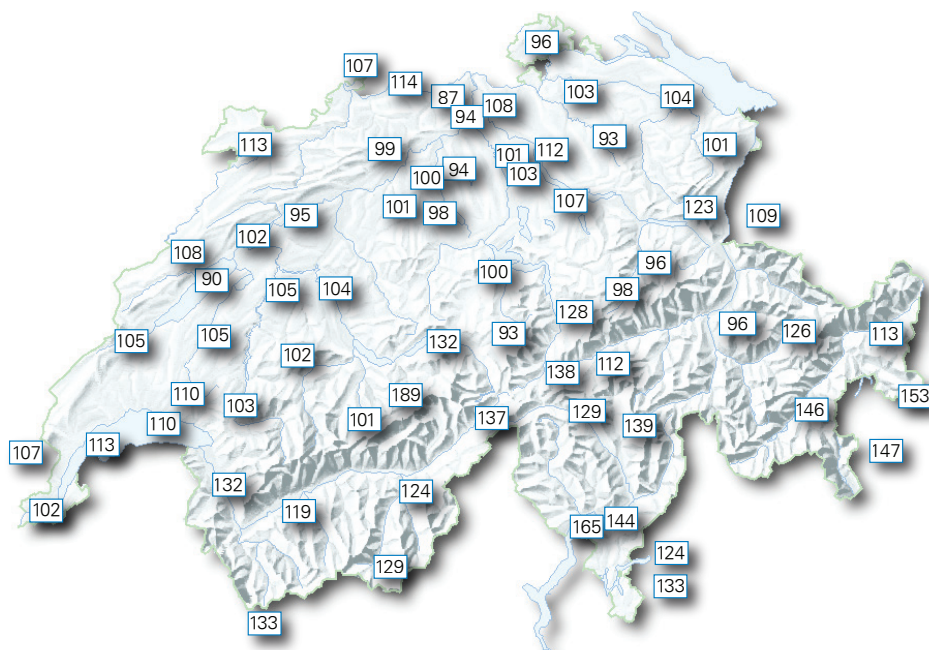
Die Sonden sind mit drei Geiger-Müller-Zählrohren bestückt, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Der Messbereich geht von 10 nSv/h bis 10 Sv/h und deckt somit sehr gut den Untergrundsbereich bis hin zu Dosisleistungen ab, wie sie z.B. nach einer A-Waffenexplosion zu messen wären.

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 mikroSv/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 2012 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 2012 wurde in Oron eine neue Station in Betrieb genommen. 2013 wird in Vicosoprano die 66. und vorerst letzte Station gebaut. Momentan ist kein weiterer Ausbau des NADAM-Netzes geplant.



Figur 2:

Karte der Jahresmittelwerte 2012 aller NADAM-Sonden in Nanosievert pro Stunde, basierend auf den 10-Min-Werten. Der Jahresmittelwert der Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 86 und 189 nSv/h.

Jahresmittelwerte und Erfahrungsbereiche 2012

Übersichten der Jahresmittelwerte und der extremen 10-Minuten-Werte für die einzelnen Stationen sind in den Fig. 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 Ulrichen

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.

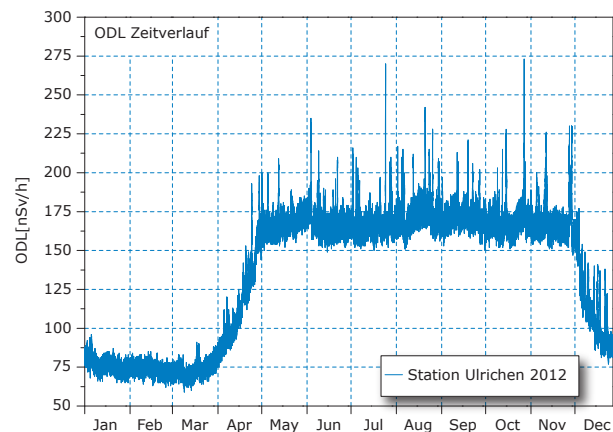
Die Höhe des Sondenstandortes über Meer bestimmt den kosmischen Anteil zur ODL. Je höher der Messstandort, desto weniger wird die kosmische Strahlung durch die Atmosphäre abgeschwächt, d.h. um so grösser wird die Intensität der kosmischen Strahlung.

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

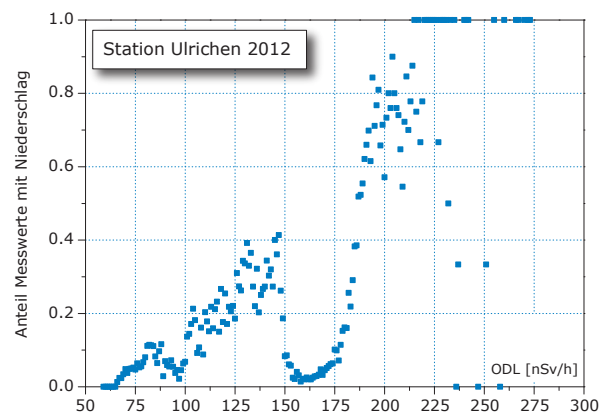
Die Schwankungen des ODL-Verlaufs einer Station innerhalb eines Jahres reflektieren dann grösstenteils die variablen meteorologischen Verhältnisse am Standort (siehe Figur 3).

In Figur 3 kann man die Einflüsse von Regen und Schnee auf die ODL-Daten gut erkennen. Einerseits sieht man, dass in den Wintermonaten die ODL-Werte durchschnittlich tiefer sind als in den Sommermonaten. Die Schneedecke schirmt die terrestrische Strahlung ab. Den gleichen Effekt erkennt man an den minimalen 10-Minuten-Werten der Stationen Davos (-48% im Vergleich zum Jahresmittelwert), Gütsch (-38%) und Piotta (-37%) (siehe Figur 1).

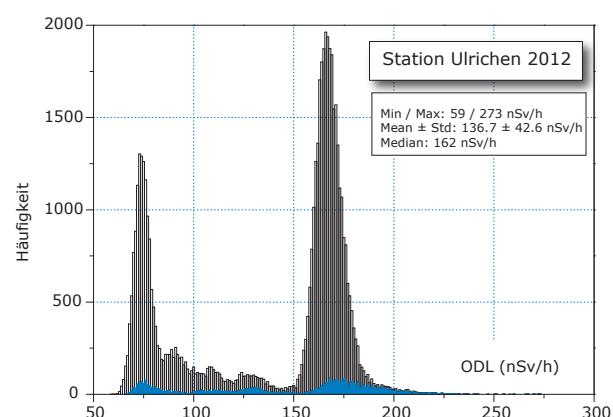
Andererseits beobachtet man einzelne Spitzen nach oben. Diese sind auf Niederschläge zurückzuführen, welche die Folgeprodukte des natürlich vorkommenden Radons (^{222}Rn) auswaschen und am Boden



Figur 3: Zeitverlauf der 10-Min-Werte für die Station Ulrichen im Jahr 2012. Deutlich sichtbar sind die niedrigeren Ortsdosisleistungswerte in den Wintermonaten, in denen der Schnee die terrestrische Strahlung abschirmt.



Figur 4: Korrelation zwischen 10-Min-ODL-Daten und dem Niederschlag. Die ODL-Daten über 190 nSv/h korrelieren sehr gut mit Niederschlägen.



Figur 5: Verteilung der 10-Min-ODL-Werte für die Station Ulrichen im Jahr 2012; grau: alle Messwerte; blau: Messwerte während Niederschläge. 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.

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 190 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 Luzern (+120% im Vergleich zum Jahresmittelwert), Meiringen (+184%), Robbia (+128%) und Sion (+122%) (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 75 nSv/h liegt, entspricht dem häufigsten Wert an Tagen mit geschlossener Schneedecke. Das zweite Maximum

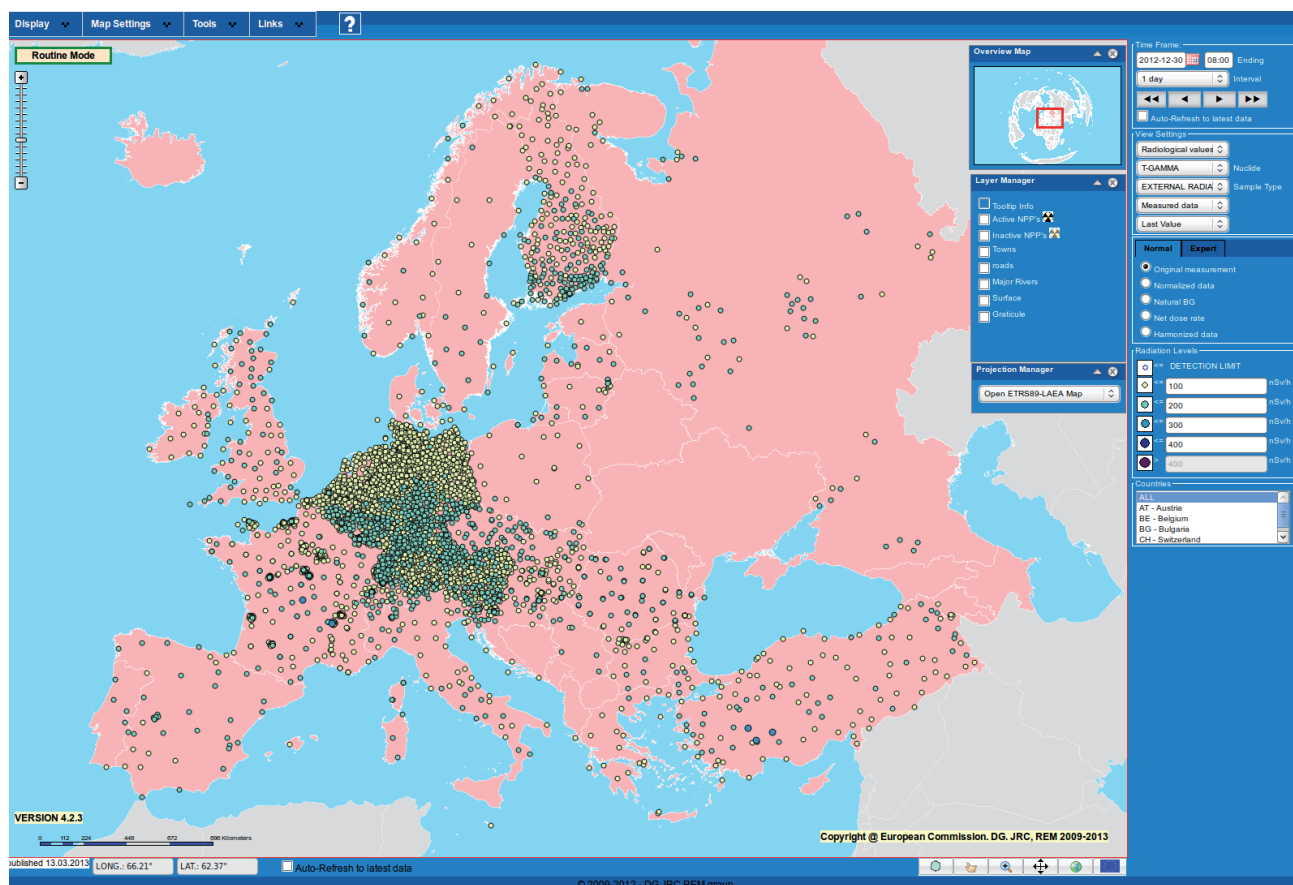
(bei ungefähr 170 nSv/h) entspricht dem häufigsten Wert an Tagen ohne Schneedecke.

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

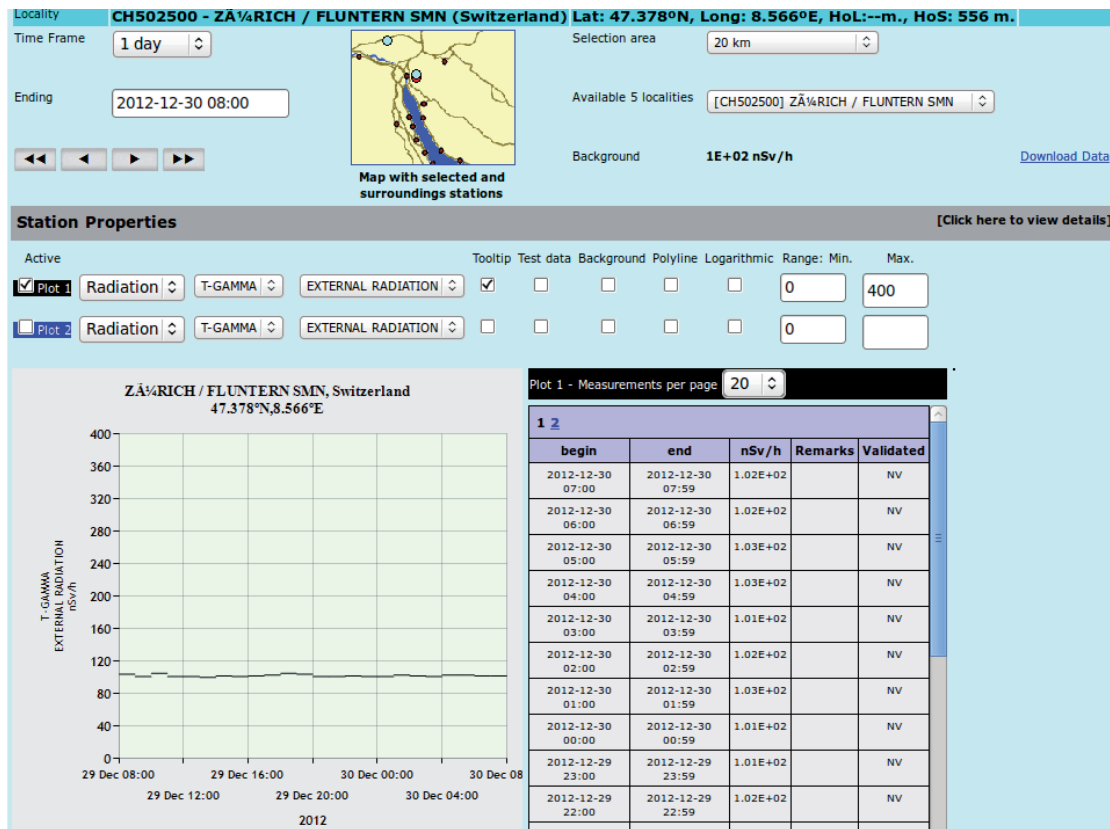
Die europäische Plattform EURDEP

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. 33 Länder (Stand 14.03.2013) schicken 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 sam-



Figur 6:
Dosisleistungskarte-Karte in EURDEP. Quelle: EURDEP (21.03.2013)



Figur 7:
Darstellungsmöglichkeit in EURDEP: ODL-Zeitverlauf der Station Zürich-Fluntern. Quelle: EURDEP (21.03.2013)

meln 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 (65 ODL-Stationen, 31.12.2012), stündlicher Versand (Quelle: NAZ)
- alle MADUK-Stundenmittelwerte (57 ODL-Stationen, 31.12.2012), stündlicher Versand (Quelle: ENSI)
- Luftaktivitätsresultate der 6 High Volume Samplers (31.12.2012), wöchentliche Auswertung und wöchentlicher Versand (Quelle: BAG-URA)
- Iod-Luftaktivitätsresultate der 4 RADAIR-Stationen (31.12.2012), Auswertung alle 30min und 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 2012 wurden bei 65 Stationen 72 Sonden-
tests durchgeführt (5 Stationen wurden 2 bis 4 Mal
getestet). Gesamthaft wurden in diesem Jahr 4
Sonden zur Reparatur geschickt. Diese Zahlen be-
stätigen, dass die NADAM-Stationen stabil und zu-
verlässig sind.

Die NAZ verfügt insgesamt über 91 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.

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 2012 aufgeführt. Es ist interessant den Jahresmittelwert mit dem häufigsten Wert zu vergleichen. Wenn die zwei Werte gleich sind (z.B. Chur, Glarus, Vaduz, Wynau) heisst dies, dass im Jahr 2012 kein oder nur wenig Schnee bei der Station vorhanden war. In der Tat sind diese beiden Werte bei den tiefer gelegenen Stationen in der Regel fast gleich. Hingegen gibt es einen markanten Unterschied, wenn es am Standort der Sonde eine klare Wintersaison mit viel Schnee gibt (z.B. Gütsch, Ulrichen) oder er oberhalb 1'500 m.ü.M (z.B. Col du Grand-St Bernard, Davos, Samedan, San Bernardino und Zermatt) liegt. Die Station Oron ist fett markiert, da sie am 29.02.2012 neu in Betrieb genommen wurde.

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	101	104	70	184
Aigle (AIG)	VD	09.09.09	382	130	129	101	197
Altdorf (ALT)	UR	28.10.09	439	128	126	99	220
Basel-Binningen (BAS)	BS	19.11.09	317	107	106	89	178
Bern-Zollikofen (BER)	BE	30.09.09	554	104	103	81	208
Beznau (BEZ)	AG	19.11.09	327	108	107	89	196
Buchs-Aarau (BUS)	AG	20.11.09	388	94	92	76	176
Changins (CGI)	VD	23.09.09	459	113	111	91	182
Chasseral (CHA)	BE	17.09.09	1594	102	111	66	209
Chur (CHU)	GR	09.10.09	557	96	96	67	179
Grand St Bernard (GSB)	VS	09.09.09	2491	132	142	100	183
Davos (DAV)	GR	08.10.09	1589	126	142	65	213
Disentis (DIS)	GR	28.10.09	1197	112	118	71	224
Egolfwil (EGO)	LU	22.09.10	523	98	96	78	183
Engelberg (ENG)	OW	30.10.09	1035	93	96	63	199
Fahy (FAH)	JU	14.10.09	597	113	112	87	202
Génève (GVE)	GE	24.09.09	412	102	100	85	177
Glarus (GLA)	GL	02.12.09	518	96	96	64	187
Gösgen (GOE)	SO	20.11.09	381	100	98	80	185
Grenchen (GRE)	SO	06.12.10	431	95	94	75	204
Gütsch Andermatt (GUE)	UR	01.09.05	2296	138	175	85	236
Güttingen (GUT)	TG	03.12.09	441	104	103	84	207
Hörnli (HOE)	ZH	12.11.09	1133	93	92	73	188
Jungfrauoch (JUN)	VS	29.09.09	3581	189	183	161	229
Chaux de Fonds (CDF)	NE	17.09.09	1018	108	115	68	171
La Dôle (DOL)	VD	23.09.09	1670	107	113	75	172
La Frétaz (FRE)	VD	24.09.09	1206	105	111	70	191
Le Moléson (MLS)	FR	19.08.09	1975	103	109	74	184
Leibstadt (LEI)	AG	19.11.09	342	87	85	69	176
Locarno-Monti (OTL)	TI	22.10.09	368	165	163	131	285
Lugano (LUG)	TI	21.10.09	297	124	122	96	211
Luzern (LUZ)	LU	05.11.09	455	100	98	81	220
Cadenazzo (MAG)	TI	22.10.09	204	144	142	109	286
Meiringen (MER)	BE	06.10.11	590	132	137	85	375
Möhlín (MOE)	AG	09.2010	341	114	112	81	190
Mühleberg (MUB)	BE	15.10.09	481	105	103	86	175
Napf (NAP)	BE	05.11.09	1405	98	105	66	189
Neuchâtel (NEU)	NE	10.12.09	485	90	88	72	180
Oron (ORO)	VD	29.02.12	828	110	108	80	200
PSI – Villigen (PSI)	AG	2011	335	94	92	76	173
Payerne (PAY)	VD	13.08.09	490	105	104	89	172
Piotta (PIO)	TI	29.10.09	990	129	133	81	247
Plaffeien (PLF)	FR	14.08.09	1043	102	102	80	199
Pully (PUY)	VD	23.09.09	456	110	107	89	186
Reckenholz (REH)	ZH	13.11.09	444	112	111	90	214
Robbia (ROB)	GR	07.10.09	1079	147	146	103	336
Rünenberg (RUE)	BL	20.11.09	612	99	99	74	174
Samedan (SAM)	GR	25.08.09	1710	146	155	93	273
San Bernardino (SBE)	GR	29.10.09	1640	139	149	94	239
Santa Maria (SMM)	GR	15.12.11	1385	153	156	108	333
Säntis (SAE)	AI	11.11.09	2503	123	122	98	199
Schaffhausen (SHA)	SH	04.12.09	439	96	94	80	157
Scuol (SCU)	GR	27.08.09	1305	113	117	74	247
Sion (SIO)	VS	10.09.09	482	119	120	82	265
St. Gallen (STG)	SG	12.11.09	777	101	100	74	221
Stabio (SBO)	TI	21.10.09	352	133	131	101	236
Tänikon (TAE)	TG	03.12.09	539	103	102	78	205
Ulrichen (ULR)	VS	04.11.09	1347	137	166	59	273
Vaduz (VAD)	FL	03.12.09	458	109	109	82	225
Visp (VIS)	VS	11.09.09	640	124	125	79	227
Wädenswil (WAE)	ZH	02.12.09	487	107	106	84	212
Wynau (WYN)	BE	15.10.09	423	101	101	78	196
Zermatt (ZER)	VS	11.09.09	1640	129	142	83	209
Zürich-Fluntern (SMA)	ZH	24.11.09	557	103	102	85	205
Zürich-Kloten (KLO)	ZH	24.11.09	427	101	100	83	236

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 2012 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) sowie der Forschungsanlagen des Paul Scherrer Instituts (PSI) und der Zwischenlager AG (ZWILAG) abgedeckt. Weiter wurden die Stadt Zürich, Baustellen bei den Stauseen Lac d'Emosson und Linth-Limmern und der Rangierbahnhof Limmattal bei Spreitenbach (AG) befliegen. Zudem wurde eine Transversale von Bischofszell (TG) zum Grossen St. Bernhard (VS) gemessen.

Die Messresultate in den Messgebieten KKB, KKL, PSI und ZWILAG zeigten ein ähnliches Bild wie in früheren Jahren. KKB und ZWILAG konnten nicht detektiert werden. Bei KKL konnte wie in früheren Jahren die gestreute, hochenergetische Photonenstrahlung des ¹⁶N detektiert werden. Beim PSI West wurden wie in der letzten Messkampagne die Positronenstrahler aus der Fortluftanlage anhand der Annihilationsstrahlung erkannt. Beim Bundeszwischenlager (BZL) auf dem Areal des PSI Ost konnten die Gammalinien von ⁶⁰Co identifiziert werden. Ausserhalb der Betriebsareale wurden keine Aktivitäten identifiziert, die auf den Betrieb der Kernkraftwerke zurückzuführen wären.

Bei den Messwerten über der Stadt Zürich, den Baustellen bei den Stauseen Lac d'Emosson und Linth-Limmern, dem Rangierbahnhof Limmattal und der Transversale sind keine radiologisch bedeutenden Abweichungen von der Umgebung erkennbar.

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 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: 0.02 µSv/h werden in 95 von 100 Fällen erkannt (Vertrauensbereich 95%). Dies entspricht ungefähr 20 % der natürlichen externen Strahlung.

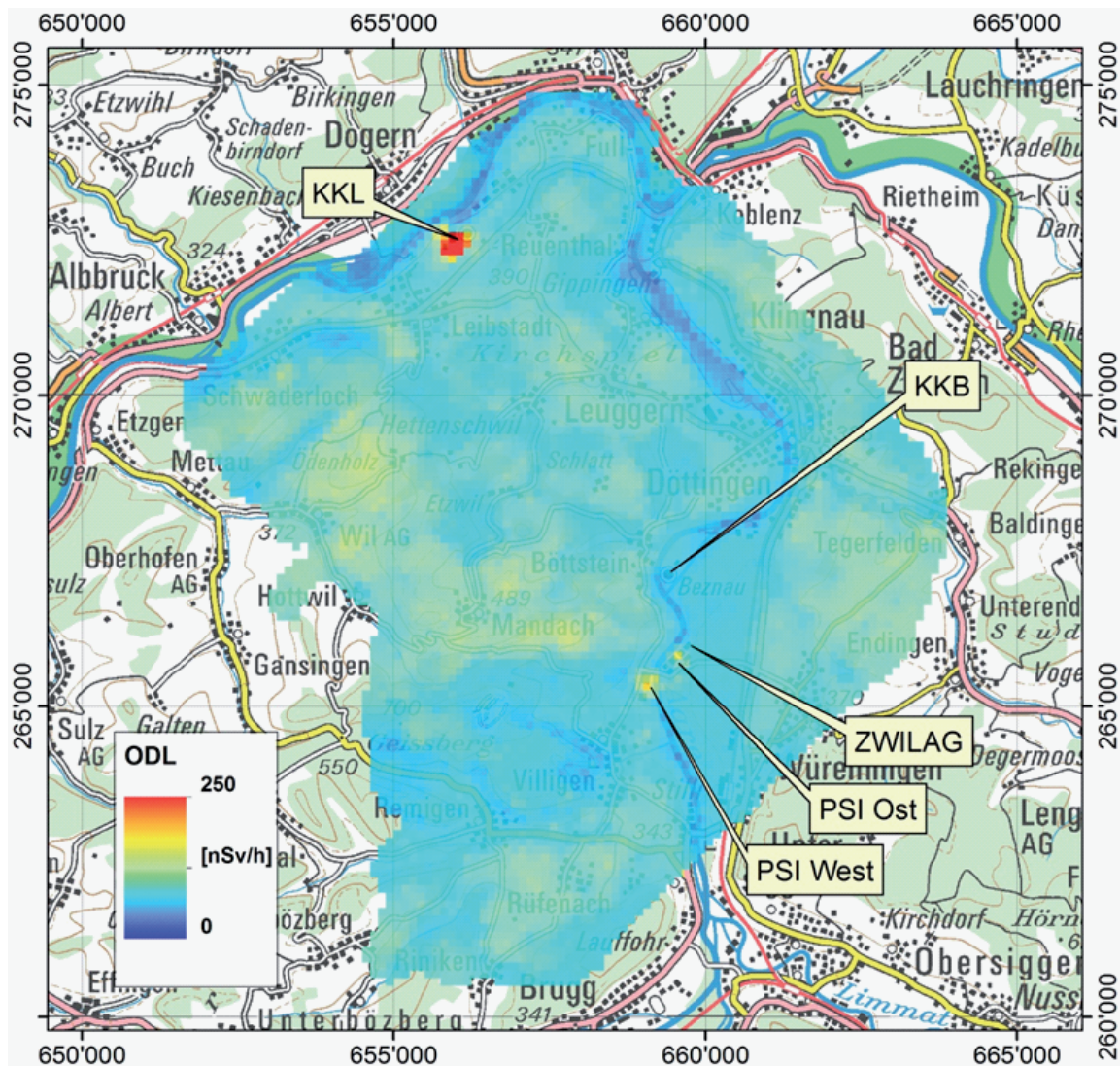
Messungen und Messresultate 2012

Bei den Messflügen im Juni 2012 wurde turnusgemäss die Umgebung der Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) sowie der Forschungsanlagen des Paul Scherrer Instituts (PSI) und der Zwischenlager AG (ZWILAG) abgedeckt. Weiter wurden die Stadt Zürich, Baustellen bei den Stauseen Lac d'Emosson und Linth-Limmern und der Rangierbahnhof Limmattal bei Spreitenbach (AG) befliegen. Zudem wurde eine Transversale von Bischofszell (TG) zum Grossen St. Bernhard (VS) gemessen.

Die Messresultate in den Messgebieten KKB/KKL/PSI/ZWILAG zeigten ein ähnliches Bild wie in vorangegangenen Messkampagnen. KKB mit seinem Druckwasserreaktor konnte aeroradiometrisch weder aufgrund der Ortsdosisleistung noch aufgrund des MMGC-Ratio erkannt werden (Figuren 1 und 2). Das MMGC-Ratio steht für das Verhältnis der Zähl-

rate im Energiebereich von 1'400 - 3'000 keV zur Zählrate im Energiebereich von 400 - 1'400 keV. Da die meisten Spaltprodukte Gammalinien im Energiebereich unterhalb von 1'400 keV aufweisen, stellt das MMGC-Ratio ein empfindliches Instrument zur Lokalisierung künstlicher Radionuklide dar.

Im Gegensatz zum KKB können an den Standorten von KKL, PSI und dem Bundeszwischenlager (BZL) in den Figuren 1 und 2 erhöhte Messwerte erkannt werden. Das KKL mit seinem Siedewasserreaktor konnte anhand gestreuter, hochenergetischer Photonenstrahlung erkannt werden (Figur 3). 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. Im Spektrum ist



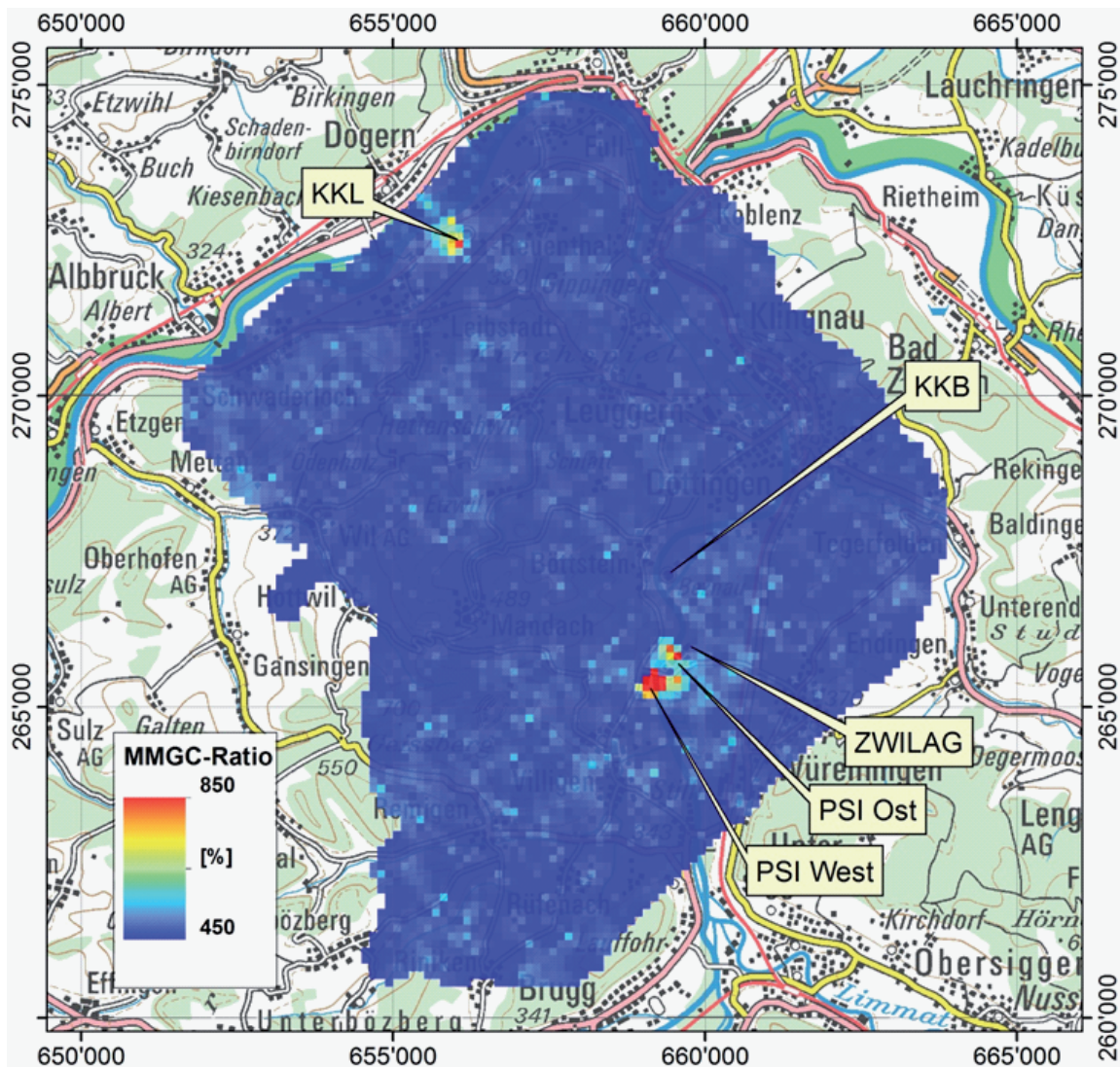
Figur 1: Ortsdosisleistung im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG. Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.

ein Annihilationspeak bei 511 keV zu erkennen, der eine Folge der Paarbildung aufgrund der hochenergetischen Photonenstrahlung darstellt. Ausserhalb des Betriebsareals sind keine erhöhten Werte erkennbar.

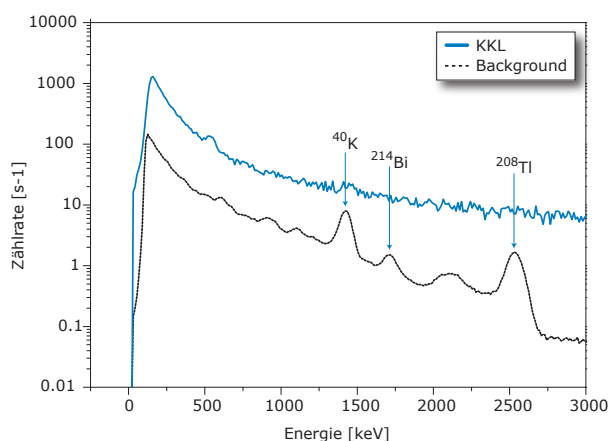
Beim PSI West sind wie in vorangegangenen Messkampagnen die Positronenstrahler anhand der Annihilationsstrahlung (Gammalinie bei 511 keV) zu erkennen (Figur 4), die während des Betriebs des Protonenbeschleunigers kontrolliert und bilanziert über die Fortluftanlage des PSI West an die Umgebung abgegeben werden. Die Gammalinien wurden auch in Spektren nordöstlich und östlich der Abgabestelle nachgewiesen, die in der Karte des MMGC-Ratio (Figur 2) ebenfalls zu erkennen sind. Die gasförmigen und kurzlebigen Positronenstrahler der Fortluft werden besonders gut erkannt, da sie sich in Flughöhe des Helikopters befinden.

Das Bundeszwischenlager (BZL), das sich auf dem Areal des PSI Ost befindet, konnte ebenfalls mit Hilfe des MMGC-Ratio erkannt werden. In den entsprechenden Spektren sind hauptsächlich die Gammalinien des ^{60}Co als Verursacher zu erkennen (Figur 5).

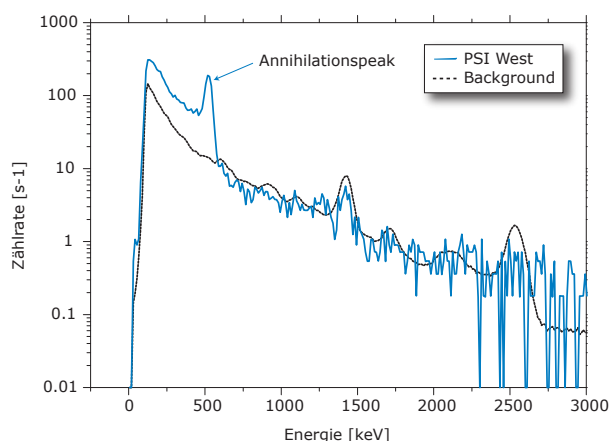
Das ZWILAG konnte wie in den vorangegangenen Jahren nicht aus der Luft detektiert werden. Ausserhalb der umzäunten Werksareale sind in der ODL-Karte (Figur 1) keine erhöhten Werte erkennbar. Die Wertevariation ausserhalb der Anlagenareale ist auf variable natürliche Radioelementgehalte im Untergrund zurückzuführen. Die tiefsten Werte findet man über den Gewässern, da die terrestrische Strahlung dort durch den Wasserkörper abgeschirmt wird.



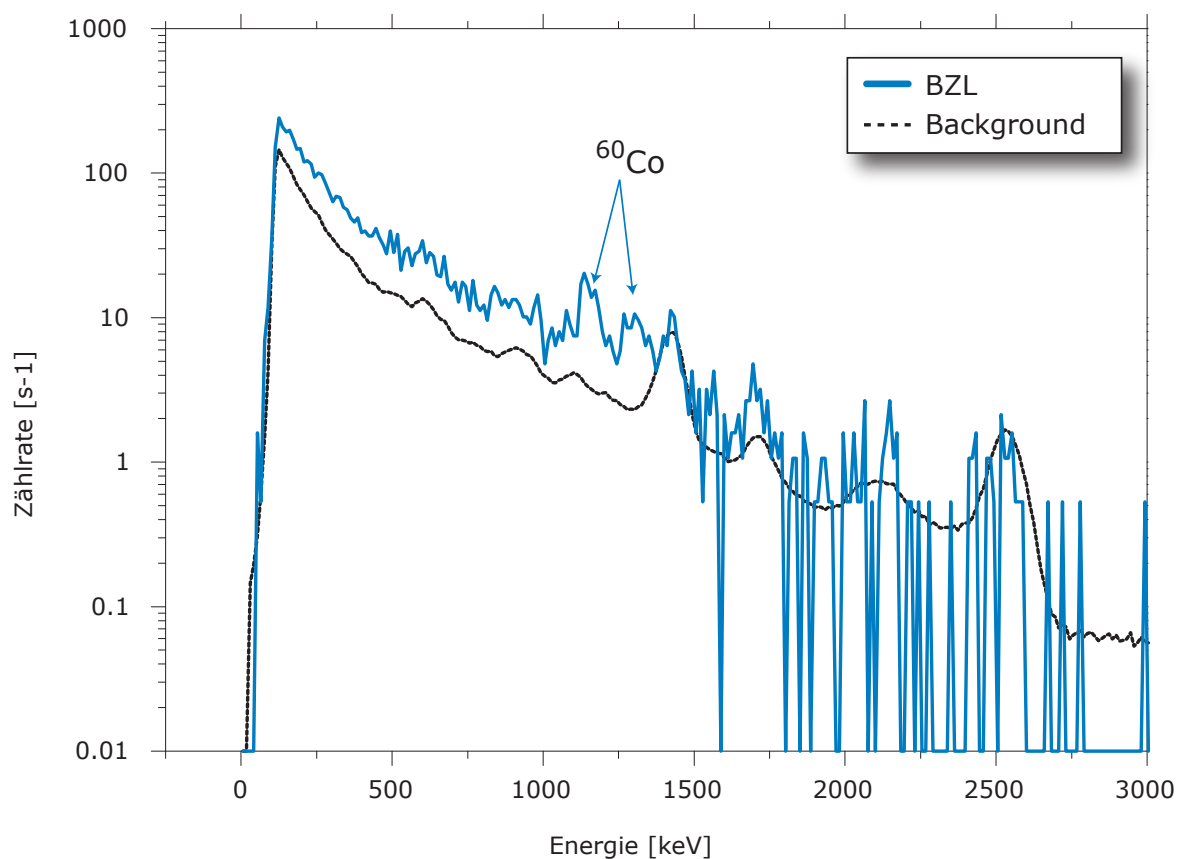
Figur 2:
Karte des MMGC-Ratio im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG. Kartendaten PK200 © Bundesamt für Landestopografie.



Figur 3: Photonenspektrum im Bereich des Maschinenhauses des KKL im Vergleich zum Background ausserhalb des Betriebsareals. Die Erhöhung der Zählraten im gesamten Energiebereich ist auf Streustrahlung der hochenergetischen Gammalinien des ^{16}N ($> 6 \text{ MeV}$) zurückzuführen.



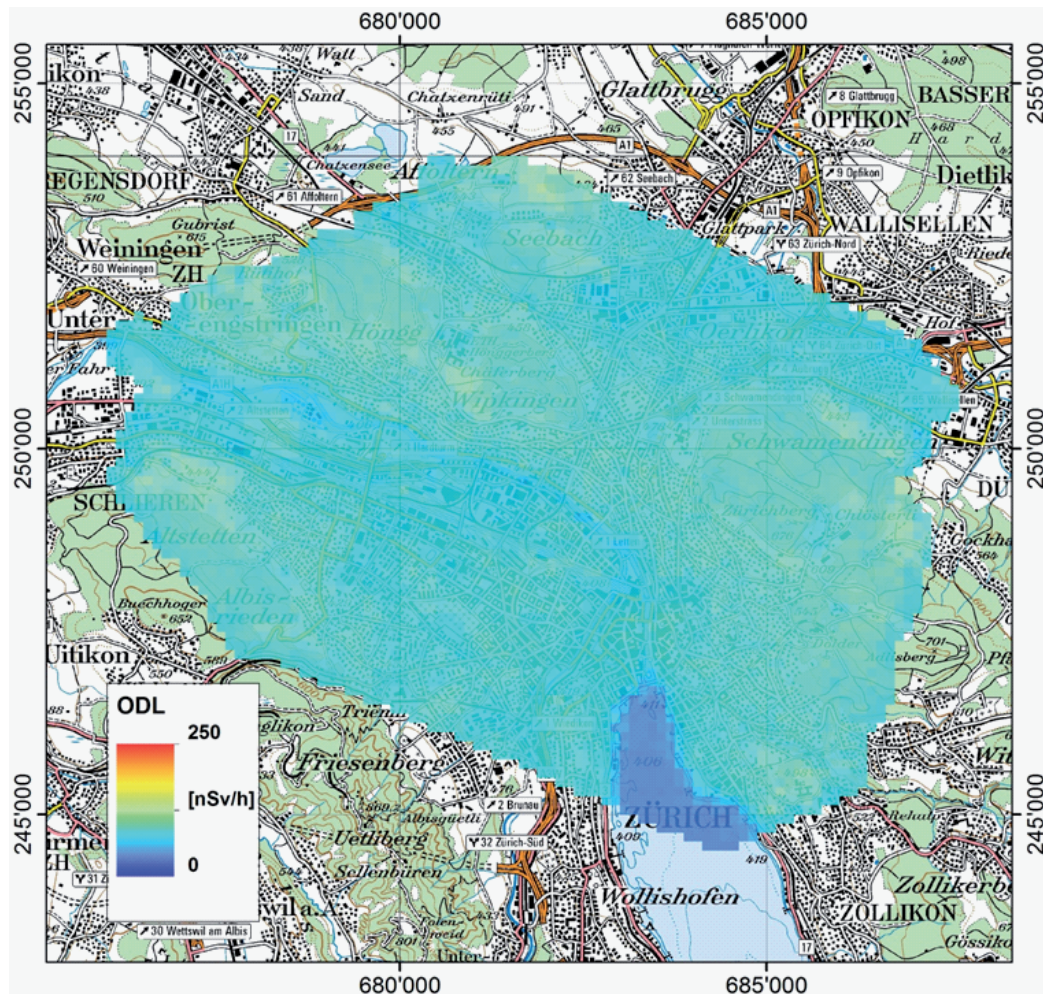
Figur 4: Photonenspektrum in der Nähe des Fortluftkamins der Abgabestelle PSI West (mit Annihilationspeak bei 511 keV) im Vergleich zum Backgroundspektrum.



Figur 5: Photonenspektrum im Bereich des BZL mit ^{60}Co -Signalen im Vergleich zum Backgroundspektrum ausserhalb der Betriebsareale.

Die drei Figuren 3, 4 und 5 zeigen beispielhaft, wie mit zunehmender Energie der Hauptgammalinie die Zählraten im darunterliegenden Energiebereich durch die Compton-Streustrahlung zunehmen: bei der Figur 3 liegt die Hauptgammalinie von ^{16}N bei

6.1 MeV ausserhalb des Spektrums, bei Figur 4 liegt die Hauptgammalinie der Positronenstrahler bei 511 keV (Annihilationsstrahlung) und bei Figur 5 liegt die Hauptgammalinie des ^{60}Co bei 1173 keV bzw. 1332 keV.



Figur 6:
Ortsdosisleistung im Messgebiet der Stadt Zürich. Kartendaten PK100 © Bundesamt für Landestopografie.

Mit der Stadt Zürich konnte eine weitere grosse Stadt der Schweiz aeroradiometrisch vermessen werden. Die Ergebnisse entsprechen den im Mittelland aufgrund der Geologie zu erwartenden Werten. Es wurden keine auffälligen Werte registriert (Figur 6). Die Messergebnisse über dem Rangierbahnhof Limmattal zeigten wie bei der Stadt Zürich keine Besonderheiten.

Die Messungen bei den Stauseen Lac d'Emosson und Linth-Limmern widerspiegeln die geologischen Verhältnisse in den entsprechenden Gebieten und die damit verbundenen zum Teil unterschiedlichen Gehalte an natürlichen Radionukliden in den Gesteinen. Zudem liegt der Beitrag der kosmischen Strahlung zur Ortsdosisleistung in diesen Höhenlagen deutlich über dem im schweizerischen Mittelland. Detailliertere Informationen zu den Messergebnissen kann im Bericht der Fachgruppe Aeroradiometrie unter http://www.far.ensi.ch/reports/uarm2012/PSI-Bericht_13-01.pdf gefunden werden.

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.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2012
Résultats 2012



4

Umwelt

Environnement

4.1 Radioactivité de l'air et des précipitations	56
Résumé	56
Air	56
RADAIR Réseau automatique de surveillance de l'air	57
Conclusions	63
4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	64
Zusammenfassung	64
Vorgeschichte	64
Messung der Proben	66
4.3 Radioaktivität in aquatischen Systemen	67
Zusammenfassung	67
Schwebstoffproben und Tritium im Rhein bei Weil	73
Allgemeine Überwachung	75
Kehrichtverbrennung	75
4.4 Radioactivité du sol et de l'herbe	76
Résumé	76
Introduction	76
Conclusions	79
4.5 Deponien, Altlasten und Tunnelausbruchmaterial	80
Messprogramm	80
Ergebnisse 2012	80



4.1 Radioactivité de l'air et des précipitations

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 2012 de la radioactivité dans l'air et les précipitations n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. La radioactivité d'origine naturelle est nettement prépondérante dans ces compartiments environnementaux. Les méthodes de prélèvement et d'analyse mises en oeuvre, d'une grande sensibilité, ont toutefois permis la détection d'infimes concentrations de radionucléides d'origine artificielle dans les aérosols. Ceux-ci proviennent essentiellement de la remise en suspension d'anciennes contaminations, mais sont également produits localement dans les installations nucléaires ou les centres de recherche. Dans les précipitations, la radioactivité d'origine artificielle est également présente sous forme de trace, à l'exception du tritium, observé en plus grande quantité dans les pluies au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium.

Air

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/FR¹, Cadenazzo/TI¹, Güttingen /TG, au CERN/GE et à Klingnau/AG. L'objectif étant de disposer de trois stations de référence (une pour l'ouest du Plateau suisse, une pour l'est du Plateau suisse et une pour le Sud des Alpes) pour la surveillance de la radioactivité dans l'environnement en Suisse, où l'ensemble des compartiments environnementaux (aérosols, précipitations, sols, herbes, lait) sont analysés. 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. Le réseau RADAIR, par exemple, 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 envoyés à la centrale toutes les 30 min. Cependant la limite de

¹ Les collecteurs anciennement situés à Oberschrot/FR et au Monte-Ceneri/TI ont été déménagés en juin 2011 à Posieux/FR, respectivement à Cadenazzo/TI dans le cadre de l'implémentation de la nouvelle stratégie de surveillance de l'OFSP.

détection pour une activité bêta artificielle nette n'est que d'environ 0.5 Bq/m³ pour des durées de collection et de mesure de 30 min. 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. Par contre 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.

Collecteurs d'aérosols à haut débit

Les concentrations des différents radionucléides mesurées dans les filtres à aérosols provenant des 5 collecteurs à haut débit (High Volume Sampler) sont disponibles en ligne à l'adresse suivante: www.bag.admin.ch/hvs/. Ces filtres sont changés chaque semaine, puis envoyés au laboratoire de l'OFSP où ils sont analysés par spectrométrie gamma.

En résumé, pour l'année 2012, comme pour les années précédentes, les résultats des mesures montrent que les radio-éléments d'origine naturelle ⁷Be et ²¹⁰Pb prédominent. Des valeurs comprises entre 0.8 et 7.1 et entre 0.1 et 2.4 mBq/m³ ont été enregistrées respectivement pour ces deux isotopes. Des traces de ²²Na, également d'origine naturelle, ont été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.1 et 1.0 µBq/m³). Le ¹³⁷Cs, attribuable à la remise en suspension dans l'air des anciennes dépositions de Tchernobyl et des essais nucléaires atmosphériques des années 50 et 60, est l'unique radioélément d'origine artificielle régulièrement identifié, et ce, dans les 5 stations.

Des traces de ²⁴Na et de ¹³¹I ont été sporadiquement détectées dans les filtres aérosols du CERN (valeurs comprises entre 40 et 203 µBq/m³ ⁽²⁾ et entre 0.5 et 1.7 µBq/m³ respectivement). Ces radio-isotopes, d'une demi-vie de 15 h pour le ²⁴Na et de 8 jours pour le ¹³¹I, sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche. Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immissions définies dans l'Ordonnance sur la radioprotection (ORaP) (100 Bq/m³ pour le ²⁴Na, et 2.7 Bq/m³ pour le ¹³¹I).

² Ces activités ont été calculées à la date de référence correspondant au début de la période de collection, en supposant une accumulation constante de ²⁴Na au cours de la période de collection et en tenant compte de sa décroissance au cours de la même période. Jusqu'en 2010, la date de référence correspondait à la date de fin de la période de collection, les activités pour les courtes périodes étaient sensiblement sous-estimées.

Remarquons encore qu'une faible activité de ¹³¹I (0.4-0.8 µBq/m³) a été enregistrée dans les filtres aérosols des stations de Posieux, de Güttingen et de Klingnau début février. Elle provient de rejets plus important dans l'atmosphère de ¹³¹I par un institut hongrois «Institute of Isotopes Ltd, Budapest» (période du rejet 20.01-30.01.12). Ce dernier était déjà à l'origine de l'¹³¹I détecté sur les filtres aérosols des collecteurs à haut débit de la majeure partie des pays d'Europe en novembre 2011. Notons que les traces de ces rejets n'ont pu être détectés à si grande distance du point d'émission que sur des échantillons provenant des collecteurs d'aérosols à grand volume (haute sensibilité).

Voisinage des centrales nucléaires

Les résultats des mesures des filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen, Beznau (mesures PSI) et Leibstadt n'ont pas présenté de radioactivité d'origine artificielle mesurable en dehors du ¹³⁷Cs (0.3 à 1.7 µBq/m³) au cours de l'année 2012. Ce dernier provient de la remise en suspension d'anciennes contaminations (essais nucléaires des années 50 et 60 ainsi et accident de Tchernobyl). Comme dans les stations situées hors influence, la radioactivité des aérosols collectés au voisinage des centrales nucléaires est essentiellement d'origine naturelle. Avec des valeurs comprises respectivement entre 1.1 et 5.5 et entre 0.1 et 1.4 mBq/m³, les radionucléides ⁷Be et ²¹⁰Pb sont ainsi nettement prépondérants.

RADAIR

Réseau automatique de surveillance de l'air

Les modifications apportées en 2012

L'application Radair-Web fonctionne à présent sur un serveur public et remplace l'ancien site internet avec la même adresse, à savoir www.radair.ch. Depuis la fin de l'année 2012, les données sont exportées chaque demi-heure vers le serveur public. Le lecteur y trouve une carte des données actuelles et passées ainsi qu'une information sur l'état technique des moniteurs. Avec la page «Graphique», il peut également afficher les données de chaque paramètre mesuré par chaque moniteur sur une période de son choix.

L'utilisation d'Excel pour la gestion des données ne donnant pas satisfaction, une solution dédiée interagissant directement avec la base de données est en cours de réalisation.

Les essais effectués avec le moniteur de Fribourg, qui a été équipé d'un logiciel pilote pour la compen-

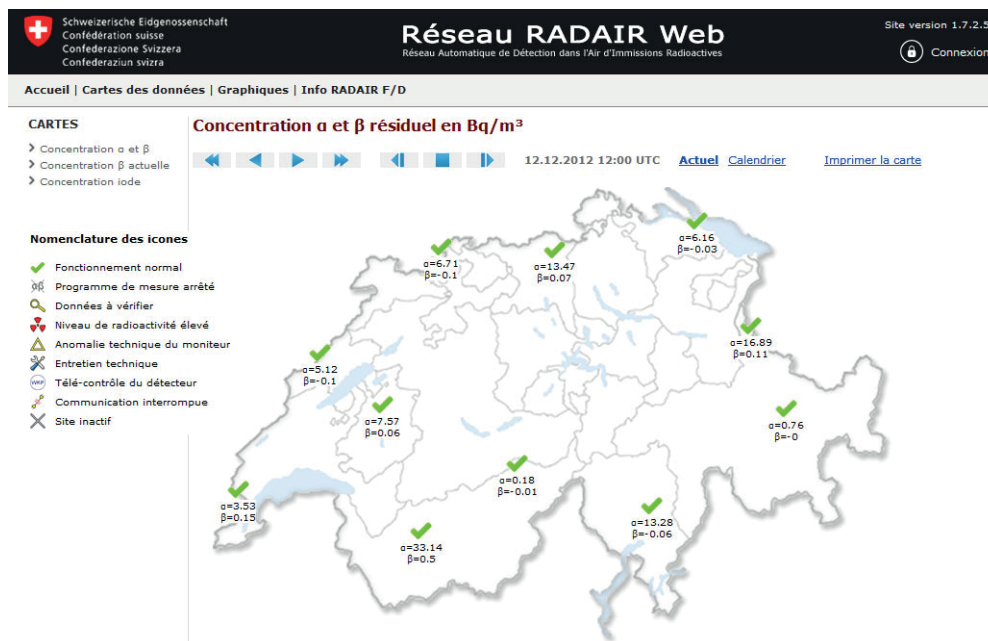


Figure 1:
Carte des données Radair de l'application Radair-Web accessible sur www.radair.ch.

sation automatique du facteur α/β se sont montrés concluants. Le nouveau logiciel a ainsi été installé sur 8 moniteurs parmi les 11 du réseau au cours de l'année 2012. Les trois derniers moniteurs seront équipés en 2013.

Le facteur de compensation (F), utilisé pour calculer l'activité β sur la base de l'activité alpha mesurée, fluctue quotidiennement et en fonction de la saison. L'idée à la base de ce nouveau logiciel est d'adapter en permanence ce facteur F pour tenir compte des fluctuations saisonnières et quotidiennes au lieu d'utiliser une valeur constante, modifiée périodiquement par un administrateur du système. 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 (par exemple, entre 0.6 et 1.2). Ce rapport moyen donnera le facteur F_m avec lequel la concentration β artificielle de la mesure en cours sera calculée.

Les premiers résultats obtenus avec cette méthode ont montré une amélioration significative de la sensibilité, avec un abaissement de la limite de détection pouvant aller jusqu'à un facteur 2 suivant les sites. L'autre conséquence a été une 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.

La figure 2 compare l'histogramme des concentrations bêta artificielle obtenues à Güttingen en 2011,

avec l'ancienne méthode de compensation, et celles de 2012, calculées avec la nouvelles méthode, pour des conditions de concentrations alpha équivalentes. Le nouveau logiciel a été installé en juin 2012. Elle montre que l'histogramme des valeurs 2012, avec la compensation automatique, est plus centré autour de zéro que celui de l'année 2011. Les histogrammes cumulés des 2 années dévoilent que pour 98% des valeurs, la limite de détection est diminuée d'un facteur 2.

Principe de mesure

Rappelons que les activités α totales mesurées dans l'environnement sont supposées d'origine naturelle: le gaz radon émanant du sol ainsi que ses produits de filiation.

Des mesures de radon ($^{222}\text{Rn} + ^{220}\text{Rn}$) ont été effectuées en 2012 aux stations du PSI et de Güttingen, à proximité des lignes d'aspiration. La figure 3 montre que la contribution des concentrations α mesurées par les moniteurs FHT59S provient bien essentiellement du radon et de ses produits de filiation.

Les moniteurs FHT59S utilisent un algorithme de compensation pour calculer la contribution potentielle d'émetteurs β artificiels à partir de la mesure α total et du rapport α/β (voir aussi le paragraphe «les modifications apportées en 2012»). Une alarme est déclenchée si la valeur de β artificielle calculée dépasse un seuil prédéfini.

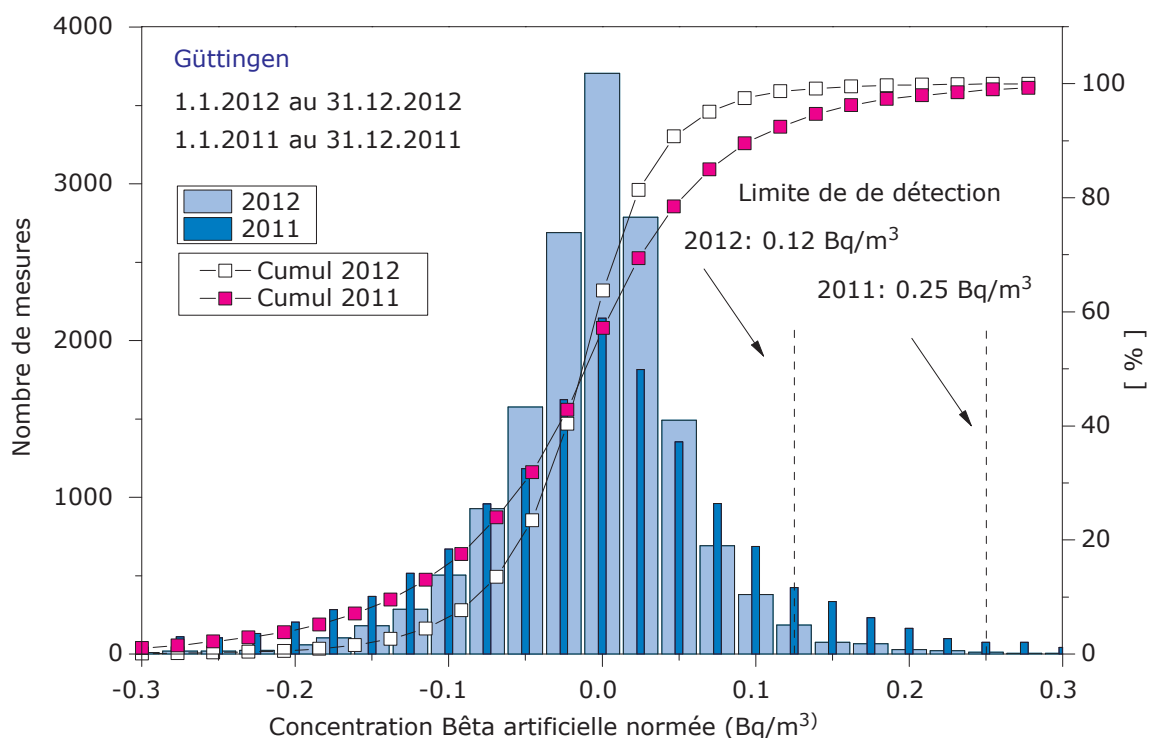


Figure 2:
Calcul de la concentration bêta artificielle normée à l'aide des deux méthodes de compensation.

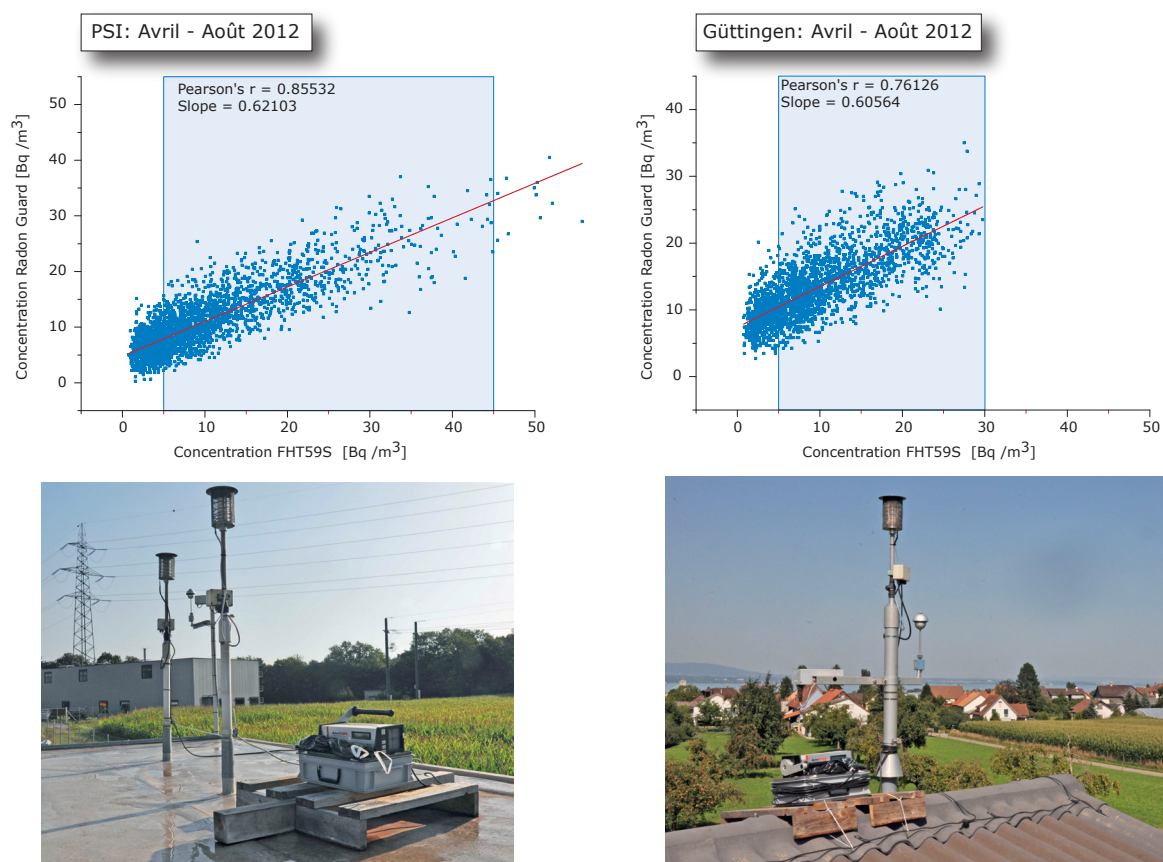


Figure 3:
Comparaison des concentrations alpha entre le moniteur d'aérosols «FHT59S» et un appareil de mesure du Radon «AlphaGuard» placé à proximité de la ligne d'aspiration. Mesures faites sur les sites du PSI et de Güttingen.

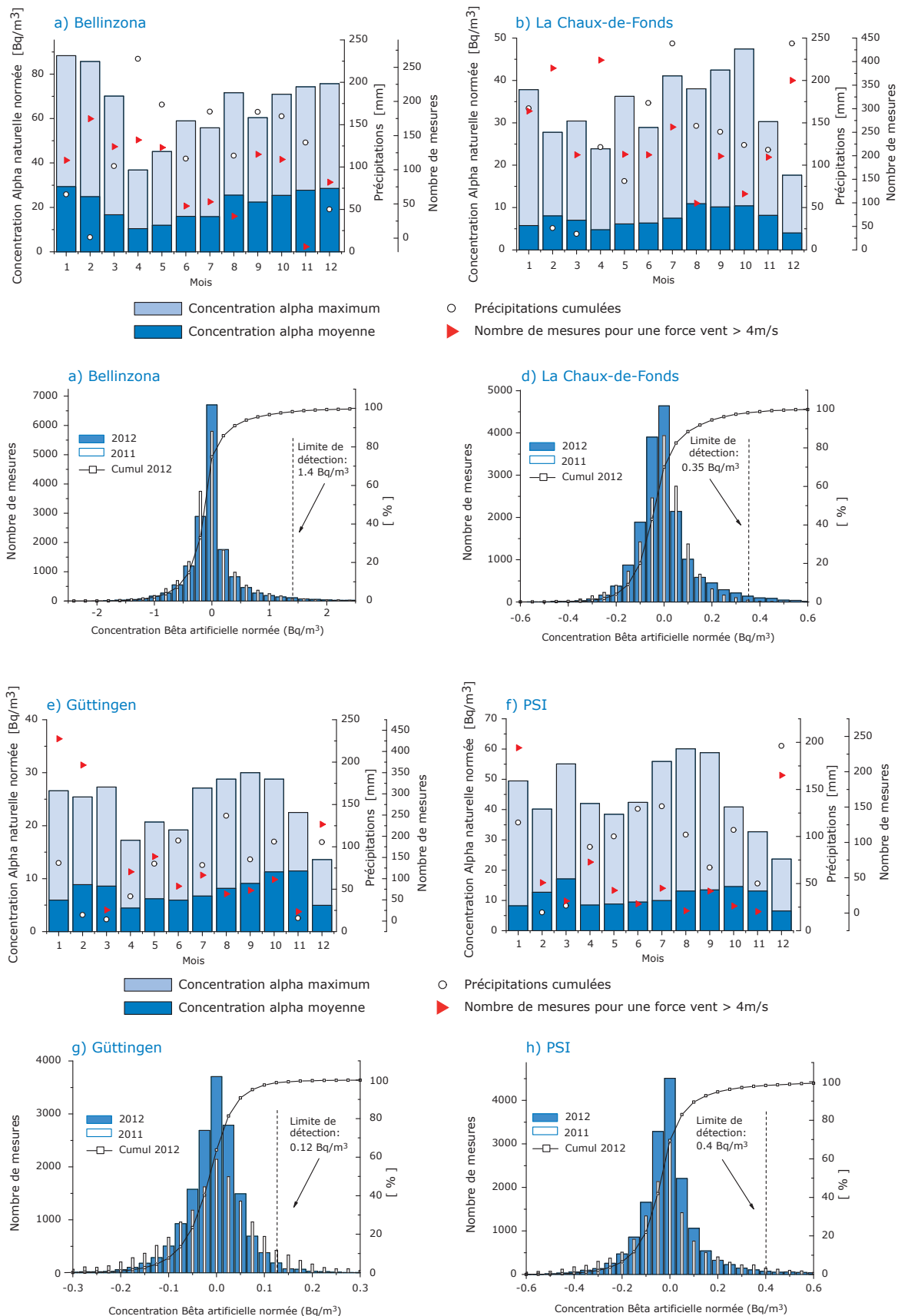


Figure 4 :

Les graphiques a), b), e) et f) montrent les concentrations alpha totales (d'origine naturelle) mensuelles moyennes et maximales ainsi que les précipitations mensuelles moyennes et la densité des vents enregistrées en 2012 aux stations de Bellinzona, La Chaux-de-Fonds, Güttingen et PSI. Les graphiques c), d), g) et h) représentent les histogrammes des concentrations bêta artificielles compensées obtenus en 2011 et 2012 à ces mêmes stations.

Résultats de mesure

Collecteurs d'aérosols:

Les activités α/β totales, mesurées par les moniteurs RADAIR, peuvent être consultées en temps réel sur Internet, à l'adresse www.radair.ch (mise à jour toutes les 30 min).

La figure 4 montre les concentrations alpha naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2012 aux stations de Bellinzona, de La Chaux-de-Fonds, de Güttingen et du PSI ainsi que les histogrammes des concentrations bêta artificielles obtenues après compensation.

Les concentrations α maximales enregistrées dans les différentes stations (cf graphiques a), b), e) et f)) dépendent de la nature géologique du sol et de l'environnement ainsi que des conditions météorologiques. Pour une station donnée, ces valeurs maximales fluctuent également 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 allant de 5 à 90 Bq/m³ suivant les sites (le phénomène d'inversion thermique limite la dispersion verticale du radon et de ses produits de filiation qui s'accumulent alors près du sol durant la nuit). Aux mois de février-mars ainsi que d'octobre et de novembre lorsqu'il n'y a pas ou peu de résorption de l'inversion thermique, les émetteurs α et β restent piégés au niveau du sol sans être mélangés à de l'air frais et la concentration α moyenne reste ainsi relativement élevée durant le jour. Notons encore, d'une manière générale, que les concentrations naturelles les plus faibles se rencontrent au printemps où le brassage des masses d'air est plus important.

Plus les fluctuations de radioactivité naturelle sont importantes, plus la contribution d'origine artificielle est difficile à mettre en évidence et donc plus la limite de détection de la concentration β artificielle sera élevée. Suivant les sites, on observe ainsi un rapport d'environ 60 à 150 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 et h de la figure 4) montrent ces limites. Malgré, un bon suivi de la compensation, les incidents de radioactivité plus petits que 0.2 à 1.5 Bq/m³ ne sont pas décelables.

De manière générale, les histogrammes des concentrations β artificielles moyennes normées enregistrés en 2011 et en 2012 montrent que la limite de détection à Bellinzona est restée la même, à La Chaux-de-Fonds elle a légèrement augmenté, à Güttingen et au PSI elle a diminué. Ces deux derniers moniteurs ont été équipés du nouveau logiciel de compensation en cours d'année 2012 (voir paragraphe «les modifications apportées en 2012»).

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 2012.

Collecteur de Iode-131:

Les moniteurs de Bellinzona, de Fribourg, de Meyrin et du PSI mesurant l'iode gazeux (¹³¹I) n'ont pas décelé de valeurs supérieures à leur limite de détection (0.05 - 0.06 Bq/m³) au cours de l'année 2012. La figure 5 montre l'histogramme de la concentration moyenne du ¹³¹I enregistré dans les stations

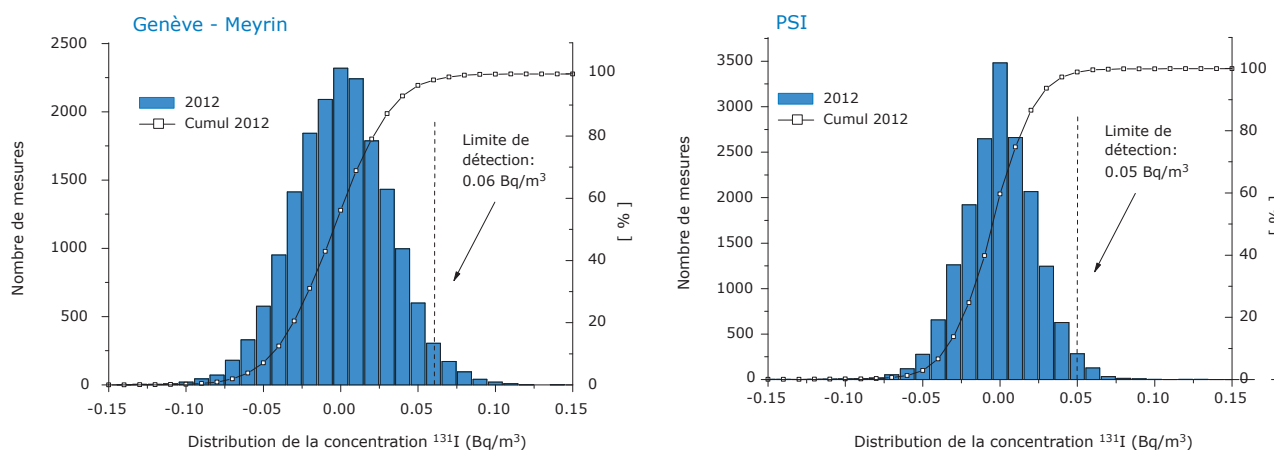


Figure 5:
Histogrammes de la concentration moyenne du ¹³¹I des stations de Genève et du PSI en 2012.

de Meyrin et du PSI. L'histogramme du moniteur de Genève est légèrement plus étalé que celui du PSI, car suite à une panne, le débit moyen était environ 15% plus bas que celui du PSI. Actuellement, les débits sont identiques, de l'ordre de 10 m³/h.

Les pannes:

Grâce à un entretien suivi, le taux de bon fonctionnement des moniteurs s'est situé en 2012 entre 80 et 95% suivant les stations pour les collecteurs d'aérosols et entre 95 à 99% pour les moniteurs d'iode pour lesquels les pannes mécaniques sont inexistantes. A noter que les périodes d'arrêt des moniteurs pour entretien sont également compris dans cette statistique. 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, de communication et quelques courtes pannes de secteurs.

Précipitations

Mesure des émetteurs gamma

En 2012, des échantillons de pluie ont été collectés en continu aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken et Beznau, au voisinage du PSI ainsi qu'à Posieux/FR, Güttingen/TG, Cadenazzo/TI, Cernier/NE et Davos/GR pour l'analyse mensuelle des émetteurs gamma.

A l'exception de traces sporadiques de ¹³⁷Cs (maximum de 1.4 ± 0.9 mBq/l enregistré à Cadenazzo), aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les précipitations au cours de l'année 2012. Des valeurs comprises entre 0.1 et 4.0 Bq/l ont été mesurées pour le ⁷Be naturel.

Mesure du tritium

L'OFSP analyse depuis 2012 les concentrations en tritium dans les précipitations des stations de référence de Posieux/FR, Güttingen/TG et Cadenazzo/TI. Pour ces trois stations, les teneurs en tritium sont toujours restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l, à l'exception de celle enregistrée en octobre dans l'échantillon de pluie de Cadenazzo où une concentration de 4.2 ± 0.5 Bq/l a été mesurée.

L'OFSP mesure également le ³H dans les précipitations du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, Gösgen et Leibstadt. Le PSI analyse chaque mois les échantillons de pluie du voisinage du PSI, du ZWILAG ainsi que de la centrale nucléaire de Beznau. Les concentrations mensuelles de ³H enregistrées en 2012 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg, de Gösgen et de Leibstadt sont restées proches de celles enregistrées dans les stations de référence situées hors influence de ces installations, avec des concentrations maximales de 2-3 Bq/l. 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 légèrement plus élevées (valeur maximale de 38.5 Bq/l enregistrée au voisinage du PSI). Ces valeurs sont cependant très inférieures aux valeurs limites autorisées (voir Chapitre 8.5).

La surveillance des entreprises utilisatrices de tritium s'est poursuivie comme par le passé. Les concentrations de tritium mesurées en 2012 dans les échantillons de précipitations prélevés au voisinage de l'entreprise RC-Tritec à Teufen/AR sont comparables à celles de 2011, à l'exception d'une valeur plus élevée (1'300 Bq/l). Celles enregistrées près de l'entreprise mb-Microtec à Niederwangen/BE sont également restées stables. Avec une concentration de 1'860 Bq/l, c'est dans la station située au nord-est de l'entreprise (station «Firma Schär») qu'a été enregistrée la plus forte teneur en tritium dans un échantillon de précipitations au cours de l'année 2012. Cette valeur représente environ 17.5% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) pour les eaux accessibles au public. Les résultats des mesures du tritium dans les précipitations au voisinage des industries utilisatrices de tritium sont détaillés au Chapitre 9.3.

Notons encore que malgré la disparition totale des ateliers de posage spécialisés dans l'application de peintures luminescentes à base de tritium dans la région de La Chaux-de-Fonds depuis 2008, la surveillance du tritium dans les précipitations a été maintenue. Les résultats des mesures 2012 ont montré que toutes les concentrations en ³H sont restées inférieures à la limite de détection de 2 Bq/l dans ces échantillons.

Conclusions

Les résultats de la surveillance de la radioactivité dans l'air (aérosols) et les précipitations mise en oeuvre en 2012 par l'Office Fédéral de la Santé Publique ont montré que, dans ces compartiments environnementaux, la radioactivité d'origine naturelle domine nettement.

Le ^{137}Cs issu des essais nucléaires des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl est le seul radionucléide artificiel régulièrement détecté dans les aérosols. A ce dernier, s'ajoute des traces d' ^{24}Na et de ^{131}I ou d' ^{41}Ar sporadiquement mis en évidence au voisinage des centres de recherche (PSI, CERN). Dans les précipitations, on retrouve le ^{137}Cs ainsi que des concentrations plus élevées de tritium au voisinage des entreprises qui utilisent ce radionucléide pour la fabrication de sources lumineuses au gaz de tritium ou pour la production de marqueurs radioactifs au tritium pour la recherche.

Les concentrations en tritium dans les précipitations ont atteint au maximum 17.5% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP). Dans l'air, les concentrations maximales enregistrées pour les radionucléides artificiels sont restées de plusieurs ordres de grandeur inférieures aux valeurs limites autorisées. La détection de si bas niveaux de radioactivité n'est possible que grâce à l'utilisation de techniques d'une grande sensibilité, dépassant le cadre strictement réglementaire. Toutefois, l'expérience a montré, notamment en 2011 suite à l'accident de Fukushima Dai-ichi, qu'il était indispensable de disposer d'un réseau d'une très grande sensibilité, permettant de mesurer les niveaux réels de radioactivité dans l'environnement afin de pouvoir informer de manière transparente la population et les instances publiques.

4.2 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 Luftproben erhoben. Im Falle eines Ereignisses mit 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 ermöglichten, mittels Militärflugzeugen Luftproben (Aerosole) aus 8'000 bis zu 12'000 m Höhe zu sammeln um hernach deren Radioaktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ und qualitativ 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.

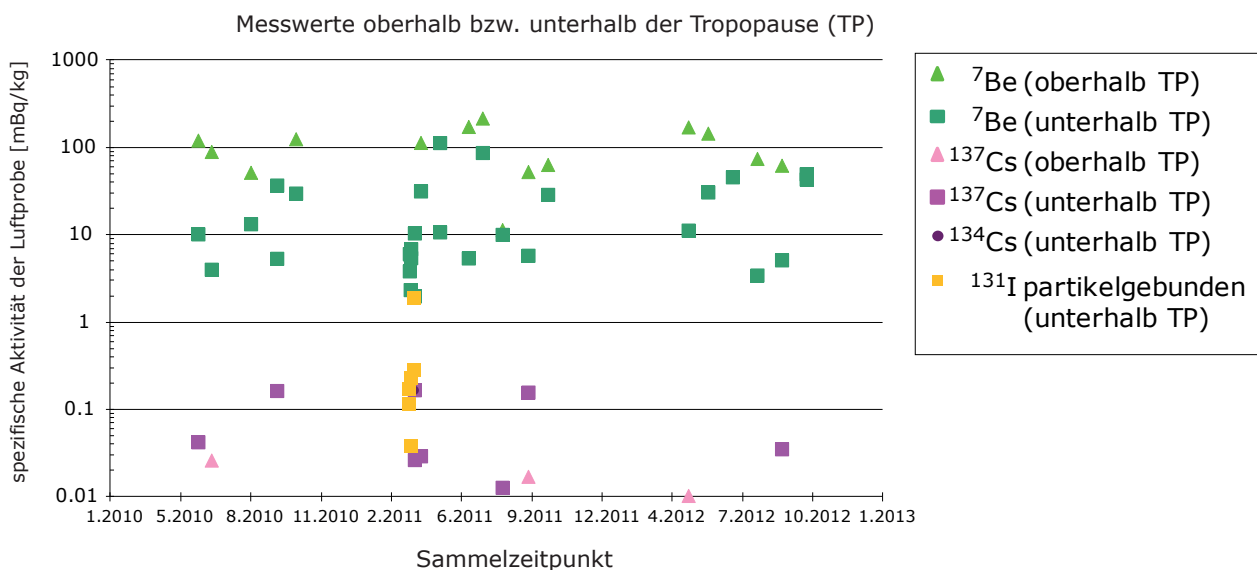
Sammlung der Proben

Die Probenahme der Aerosolpartikeln erfolgt mit Hilfe von Filters, 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 die Anzahl gesammelter Kilogramm Luft 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 Anfangs 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 gesammelte 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 2010-2012.

Als Filtermaterial wird ein Zellulosefilter (Sorte 0048, Art. Nr. 348987) von Whatman mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Für die Messungen wird der Filter 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.

Messung der Proben

Die Messung erfolgt im Labor mittels hochauflösender Gammaskpektrometrie, wo nach 1-2 Tagen Messzeit für ^{137}Cs eine Nachweisgrenze von 10 - 50 $\mu\text{Bq/kg}$ Luft erreicht wird. Anschliessend können an den Filtern weitere Untersuchungen, z.B. radiochemischer oder massenspektrometrischer Art durchgeführt werden.

Über die letzten drei Jahre liegt die durchschnittliche Konzentration (Medianwert) des kosmogenen Radionuklids ^7Be oberhalb der Tropopause bei 102 mBq/kg. Bei den Messungen 1km unterhalb der Tropopause liegt der Durchschnittswert bei 21 mBq/kg. Diese Werte sind in guter Übereinstimmung mit denjenigen von P. Winiger^{1,2,3,4}, die für ^7Be im Mittel 100 mBq/kg bzw. 20 mBq/kg 1000 m über bzw. unter der Tropopause ergaben.

Der grösste Teil der ^{137}Cs Werte lag im Jahr 2012 unter der Nachweisgrenze von 0.01 - 0.05 mBq/kg. In Figur 3 deutlich sichtbar sind die nach dem Reaktorunfall Fukushima (Japan) 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 im Berichtsjahr nicht mehr nachgewiesen werden.

- 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 hochaufgelöster 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.

4.3

Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, A. Lück, S. Bollhalder

Eawag, Abteilung Surf/RT, 8600 Dübendorf

M. Zehring

Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, Postfach, 4012 Basel

Zusammenfassung

In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich ^{58}Co , ^{60}Co und ^{54}Mn vom Kernkraftwerk Mühleberg, sowie ^{137}Cs nachgewiesen, das zum grössten Teil vom Tschernobylunfall und den Bombentests stammt. Infolge von Bauarbeiten im Hagneckkanal, bei denen vermutlich grössere Mengen an Sedimenten resuspendiert wurden, zeigen die Messungen im Wasser vereinzelt deutlich höhere Werte als auf Grund der Abgaben zu erwarten wäre. Als Folge der vor einigen Jahren reduzierten Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co durch das KKW Beznau lagen die Konzentrationen in den Wasserproben von Klingnau und Pratteln häufig unter der Nachweisgrenze. Punktuelle Messungen von Schwebstoffen im Rhein bei Weil zeigen die kurzlebigen Radionuklide ^{131}I und ^{177}Lu , welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden. In Fischen waren keine künstlichen Radionuklide nachweisbar. In Wasserpflanzen wurde ^{40}K sowie ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{137}Cs gefunden, die vermutlich auf Sedimentverunreinigungen zurückzuführen sind. Messungen im Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine Spuren künstlicher Radionuklide gefunden werden.

Überwachung der Abgaben der Kernanlagen

Ziele

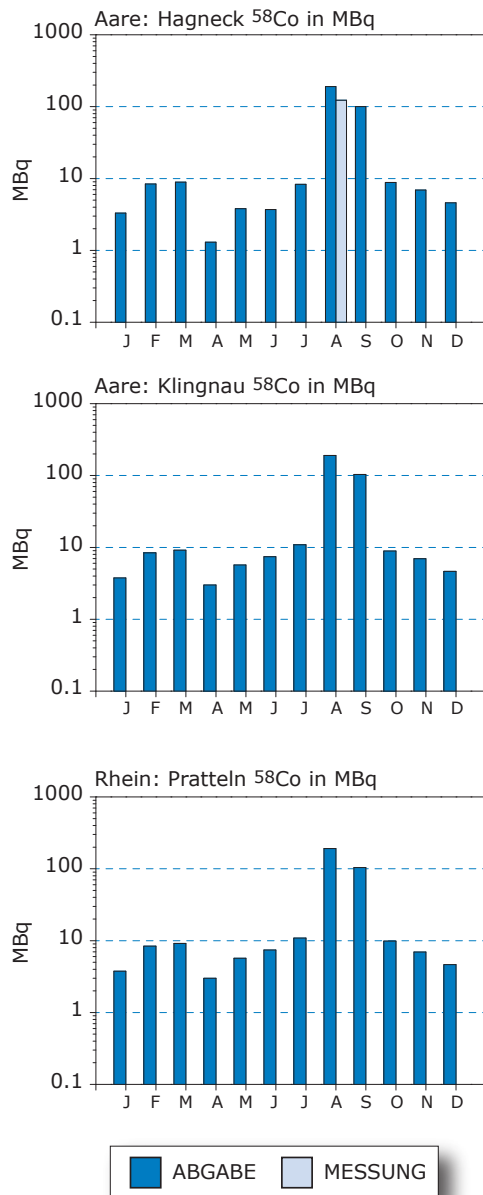
Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über das Abwasser oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Das Ziel der kontinuierlichen Überwachung der Radioaktivität in aquatischen Systemen besteht vor allem darin, frühzeitig Änderungen in den Abgaben der entsprechenden Betriebe zu erkennen und die Gesamtkonaktivität, welche die Schweiz verlässt, zu bilanzieren.

Methoden

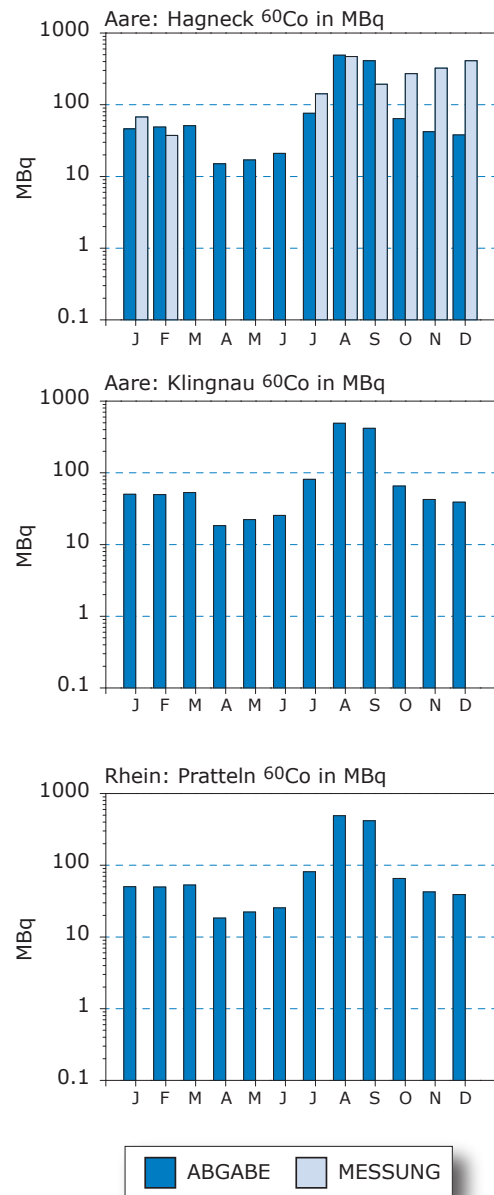
Die Aktivitäten aller an der Eawag gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaskpektrometrie bestimmt. Sedimente, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität auf das Trockengewicht bezogen. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide zuerst durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert, getrocknet und anschliessend gemessen. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe zwischen 50 und 200 Liter ergibt. Die mittleren Abflussmengen der drei Stationen waren 2012 bei Hagneck ca. 180 m³/s, bei Klingnau ca. 610 m³/s und bei Pratteln ca. 1'200 m³/s, was im Durchschnitt einer Zunahme von rund 50% gegenüber dem Vorjahr ent-

spricht. Die Nachweisgrenzen für ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{137}Cs liegen je nach Wasserführung des Flusses bei 50 - 500 MBq in Hagneck, bei 200 - 700 MBq in Klingnau und bei 500 - 1'500 MBq in Pratteln. Die Rheinproben von Diepoldsau und Rekingen werden direkt gemessen. Dasselbe gilt für die Wasserproben aus Rhone und Ticino, die von der Sektion Umweltradioaktivität (URA) betreffend Gammaaktivität überwacht werden. Die Bestimmung der Tritiumaktivität wird durch die Sektion URA. Das Kantonale Labor Basel Stadt misst täglich Tritium in Proben

der Rheinüberwachungsstation Weil. Zusätzlich werden an einigen Tagen pro Monat Schwebstoffe aus dem Rhein gesammelt und gemessen. Bei den Probenahmestellen Hagneck, Klingnau und Pratteln sammelt die Eawag mit Hilfe von Sedimentfallen monatliche Schwebstoffproben. Infolge eines Umbaus des Wasserkraftwerks Hagneck ist die Schwebstoffkonzentration im Wasser zeitweise stark erhöht und nicht mehr immer repräsentativ für die entsprechenden Abgaben.



Figur 1: ^{58}Co -Aktivitäten im Wasser an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die blauen Balken zeigen die totalen Abgaben der flussaufwärts liegenden Kernkraftwerke, welche vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten erfolgen. Sie sind so gering, dass sie im Flusswasser nur noch ausnahmsweise nachgewiesen werden konnten. ^{58}Co stammt zu 95% von Mühleberg.



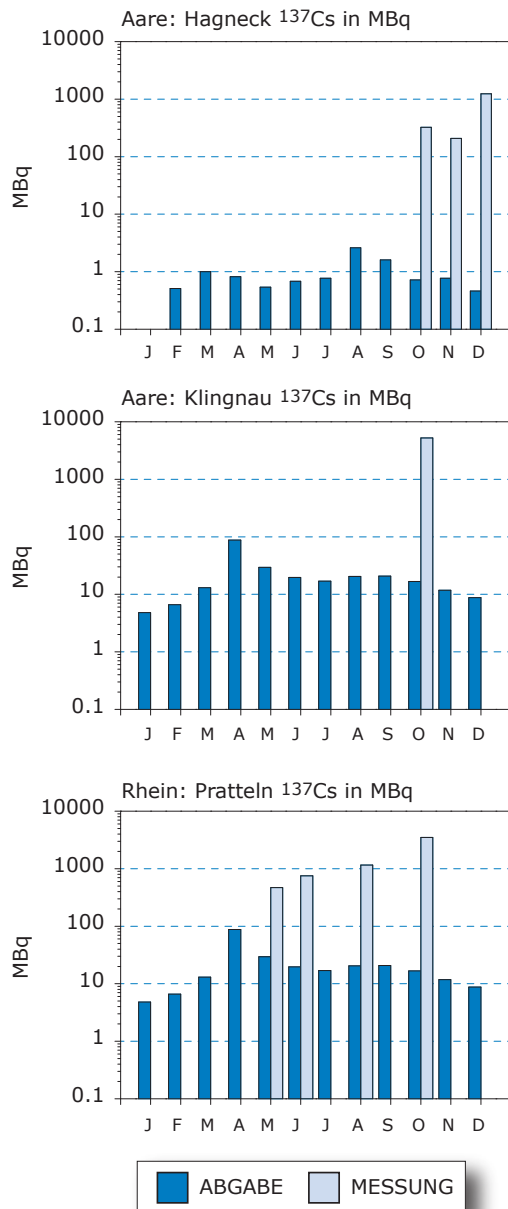
Figur 2: ^{60}Co -Aktivitäten im Wasser an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg und können dementsprechend auch nur an der Messtelle Hagneck nachgewiesen werden. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während der Revision des KKW's Mühleberg. Die Messungen bei Hagneck stimmen generell gut mit den Abgaben von Mühleberg überein. Während der letzten 3 Monate übersteigen die Messungen die Abgaben jedoch zum Teil deutlich, was auf die erwähnten Bauarbeiten im Hagneckkanal zurückzuführen ist. Bei den folgenden Probenahmestellen liegen alle Messwerte unter der Nachweisgrenze.

Wasserproben

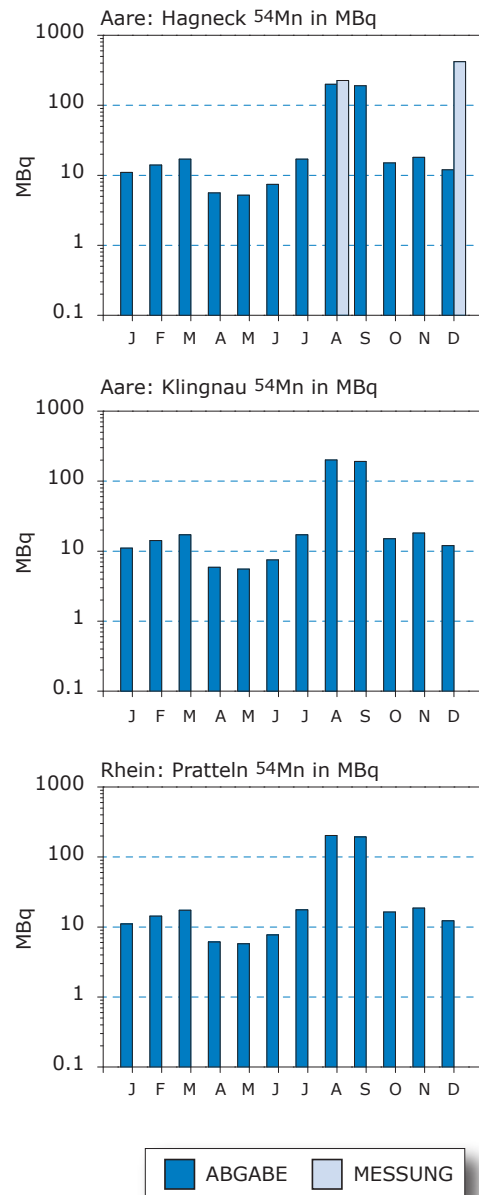
Die Abgaben der Kernkraftwerke werden mittels abflussproportionalen monatlichen Wasserproben an drei Standorten entlang von Aare und Rhein überwacht. Die Station Hagneck liegt unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg am Einfluss der Aare in den Bielersee, die Station Klingnau überwacht die Abgaben von Mühleberg, Beznau und Gösgen und die Station Pratteln schliesslich umfasst zusätzlich noch die Abgaben von Leibstadt in den Rhein. Die Figuren 1 bis 4 zeigen jeweils für die drei erwähn-

ten Probenahmestationen die total von den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken abgegebenen Aktivitäten von ^{58}Co , ^{60}Co , ^{137}Cs und ^{54}Mn zusammen mit den aufgrund der Messungen ermittelten Gesamtaktivitäten (gemessene spezifische Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Dauer der Samelperiode).

^{58}Co , ^{60}Co und ^{54}Mn stammen zu mehr als 90% aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während



Figur 3: ^{137}Cs -Aktivitäten im Wasser an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben zeigt, dass ^{137}Cs zum grössten Teil vom Tschernobylunfall und den Bombentests und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.



Figur 4: ^{54}Mn -Aktivitäten im Wasser an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg mit stark erhöhten Werten während der Revision im Herbst. Während der Messwert vom August gut mit der Abgabe übereinstimmt, übertrifft der Messwert vom Dezember die Abgabe deutlich, ähnlich wie dies auch bei ^{60}Co beobachtet worden ist. Bei den Stationen Klingnau und Pratteln liegen die ^{54}Mn Aktivitäten unter der Nachweisgrenze.

der Revision. Bis und mit September stimmen die Abgaben gut mit den Messungen bei Hagneck überein. Während der letzten 3 Monate jedoch übersteigen die Messungen die Abgaben deutlich. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass durch Bauarbeiten im Hagneckkanal Sediment resuspendiert wurde. Da sich die chemisch reaktiven Radionuklide zum Teil an Partikel anlagern und im Bielersee und den Flüssen Aare und Rhein sedimentieren, sowie als Folge von Verdünnung durch Zuflüsse, liegen die Messwerte bei Klingnau und Pratteln meist unter der Nachweisgrenze.

Wie bereits in früheren Jahren liegen auch dieses Jahr die ¹³⁷Cs Messungen über den Abgaben (Fig. 3). Dieses Phänomen ist auf die Remobilisierung von ¹³⁷Cs vom Tschernobyl-Unfall und den Bombentests zurückzuführen und überwiegt die Abgaben deutlich.

Ausser den in den Figuren dargestellten Radionukliden wurden keine weiteren gammaaktive künstliche Radionuklide nachgewiesen, wohl aber natürliche wie ⁷Be, ⁴⁰K und ²¹⁰Pb.

Beim Tritium zeigten die Wasserproben aus der Aare oberhalb des Kernkraftwerkes Mühleberg tiefe

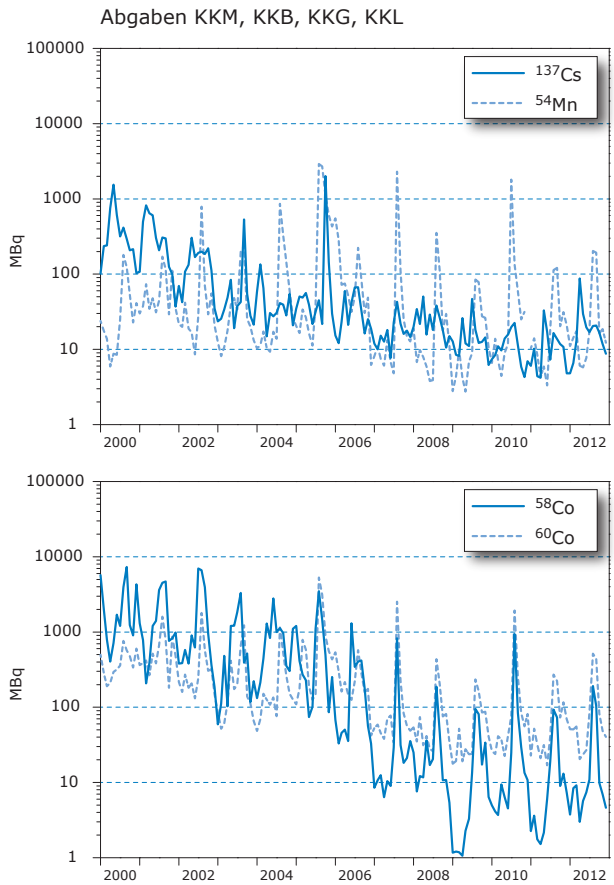
Aktivitäten von 2 Bq/L ³H oder weniger. Die Tritiumaktivitäten in den Monatsproben von der Aare bei Brugg/AG und vom Rhein bei Weil, unterhalb Basel, sind ebenfalls unter 2 Bq/L geblieben mit Ausnahme der Monate April bis Juni. In dieser Zeit gab das Kernkraftwerk Gösgen, wie jedes Jahr, Tritiumhaltiges Wasser ab, was zu leicht erhöhten Tritiumkonzentrationen im Flusswasser führte (siehe Figur 12 sowie Kapitel 8.5).

Jahresgesamtbilanz Pratteln ⁵⁸Co und ⁶⁰Co

Während in früheren Jahren aufgrund der abflussproportionalen Wasserproben eine Bilanzierung der monatlichen und jährlichen Aktivitäten gemacht werden konnte, liegen in den letzten Jahren die Messwerte immer häufiger unterhalb der Nachweisgrenze, obwohl die monatlichen Probenmengen bis zu 200 Liter betragen. Ausgehend von einer Nachweisgrenze von 50 mBq und den Abgaben und Abflusswerten für das Jahr 2012 zeigt Tabelle 1, welche Probenmengen in Kubikmetern Wasser für die einzelnen Messstationen mindestens benötigt werden unter der Annahme, dass die Abgaben gleichmässig über das ganze Jahr erfolgen und keine Verluste infolge Sedimentation entstehen. Berücksichtigt man aber, dass 70 - 80% der Abgaben in den Monaten August und September erfolgt sind und der Abfluss in 2012 vergleichsweise hoch war, so sollte mit den Werten in Tabelle 1 immer noch eine sinnvolle Bilanzierung möglich sein für ⁵⁸Co, ⁶⁰Co und ⁵⁴Mn. ¹³⁷Cs ist wegen des Tschernobylbeitrages sowieso nicht bilanzierbar. Allerdings ist es logistisch nicht möglich, jeden Monat mehr als zweihundert Liter Wasser pro Station einzusammeln und an die Eawag zu transportieren. Gemeinsam mit Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein/AUEBS arbeitet die Eawag deshalb an der Entwicklung eines neuen Probenahmesystems, das es erlauben wird, Partikel, Schwebstoffe und gelöste Substanzen an den Probenahmestationen aus mindestens 1'000 Litern abzutrennen.

Tabelle 1: Abschätzung der minimal benötigten Probenmengen für die drei Probenahmestationen in m³, um die verschiedenen Radionuklide nachweisen zu können. Als Grundlage wurde eine Nachweisgrenze von 50 mBq und die gesamten Abgabe- und Abflusswerte für das Jahr 2012 verwendet.

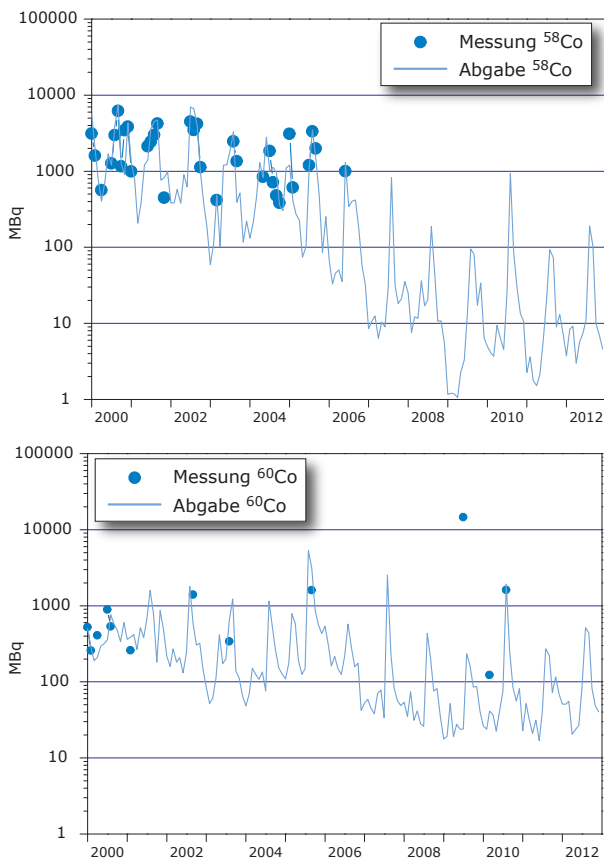
	Hagneck (m³)	Klingnau (m³)	Pratteln (m³)
⁶⁰ Co	0.2	0.7	1.4
⁵⁸ Co	0.8	2.7	5.3
⁵⁴ Mn	0.5	1.9	3.6
⁶⁵ Zn	5.0	17.0	33.0
¹³⁷ Cs	28.0	4.0	7.8
¹³⁴ Cs	280.0	100.0	190.0



Figur 5: Monatliche Abgaben von ¹³⁷Cs und ⁵⁴Mn (oben) und ⁶⁰Co und ⁵⁸Co (unten) aller KKW's seit dem Jahr 2000.

Jahresgesamtbilanzen aller KKW's

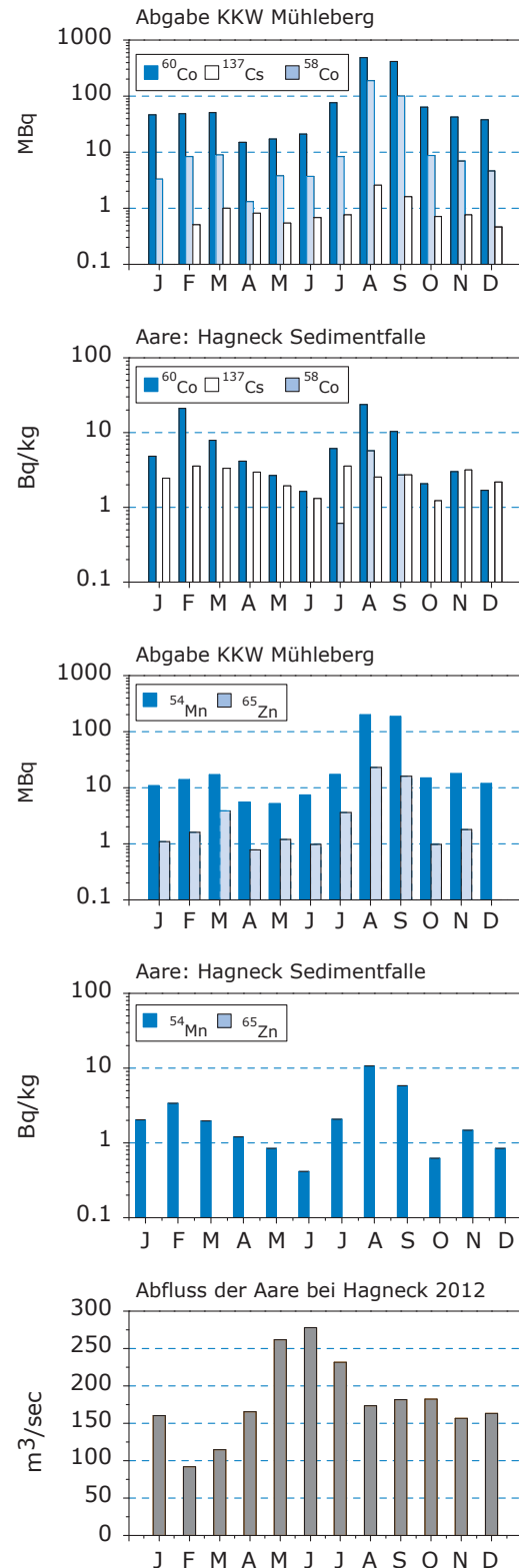
Figur 5 zeigt die gesamten monatlichen Abgaben aller KKW's seit dem Jahr 2000. Als Folge der Revisionen sind die Abgaben jeweils im Sommer am höchsten. Generell ist eine deutliche Abnahme zu beobachten, vor allem zwischen 2006 und 2007, die sich in den letzten Jahren stabilisiert hat. In Figur 6 sind die Abgaben der Co-Isotope zusammen mit den im Flusswasser gemessenen Werten dargestellt. Die wesentlich tieferen Abgaben der letzten Jahre vor allem bei ^{58}Co haben dazu geführt, dass die Messwerte meistens unterhalb der Nachweisgrenze liegen.



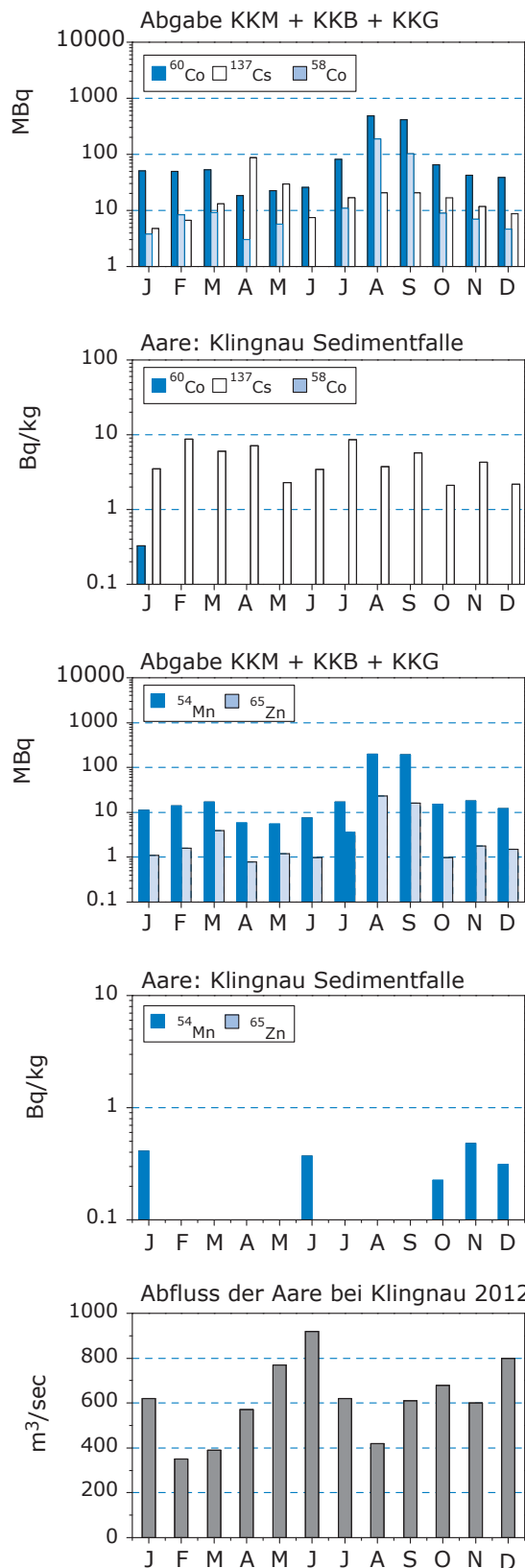
Figur 6: Monatliche Abgaben und Messungen von ^{58}Co und ^{60}Co während der letzten 13 Jahre. Es ist klar ersichtlich, dass die Abgaben vor allem im Sommer während der Revisionen erfolgen und über die Jahre deutlich abgenommen haben.

Sedimentproben

Da die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv sind, wird ein Teil je nach den Flieseigenschaften von Aare und Rhein mehr oder weniger schnell sedimentiert und teilweise später wieder resuspendiert. Radionuklide, die sich an Liganden anlagern, sedimentieren dagegen nicht. Eine wichtige Senke für Radionuklide vom KKW Mühleberg stellt der Bielersee dar.

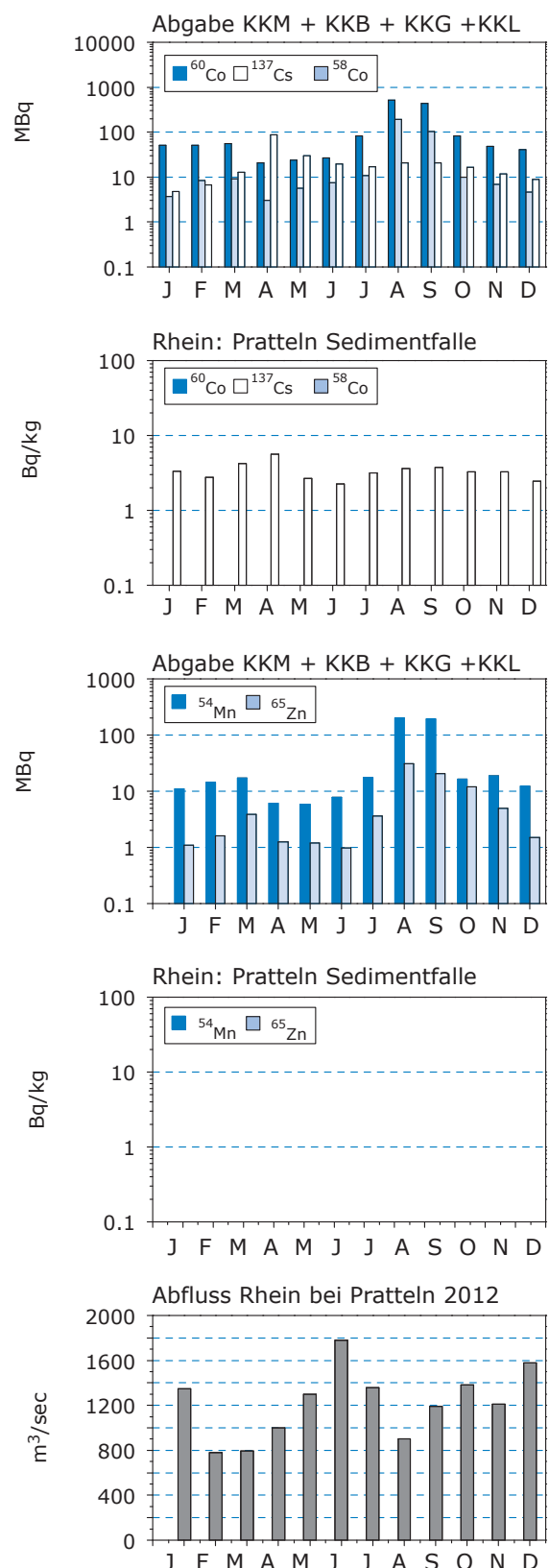


Figur 7: In den ersten 4 Teilfiguren sind abwechselungsweise die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg und anschließend die entsprechenden gemessenen Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck dargestellt. Die 5. Teilfigur zeigt die mittleren monatlichen Abflussmengen der Aare bei Hagneck. Abgaben und gemessene Konzentrationen zeigen mit Ausnahme von ^{137}Cs einen ähnlichen Verlauf mit hohen Werten im August und September.



Figur 8:

Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem ^{137}Cs , das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt. Vereinzelt sind noch Spuren von ^{60}Co und ^{54}Mn nachweisbar.



Figur 9:

Die Sedimentfallen von Pratteln zeigen nur noch ^{137}Cs . ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{65}Zn liegen unter der Nachweisgrenze (Tabelle 1).

Dies gilt vor allem für die kalte Winterzeit, wenn sich der See mischt. Im Sommer führt die Dichtestratifikation dazu, dass das Aarewasser ziemlich direkt durch den See fliesst und deshalb die Sedimentation wesentlich geringer ist. Um sich trotz dieser relativ komplexen Prozesse mindestens ein qualitatives Bild über die Sedimentationsvorgänge machen zu können, werden an den drei Probenahmestellen in relativ ruhigem Wasser Sedimentfallen ausgesetzt, in denen sich die Partikel jeweils über einen Monat ablagern. Die in den Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 7 bis 9 dargestellt, wobei abwechselungsweise in den Teilfiguren die Abgaben in MBq und die entsprechenden gemessenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg gezeigt werden. In der letzten Teilfigur sind die jeweiligen Abflüsse in m³/s dargestellt. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im August und September. Dies zeigt sich auch in den Sedimentfallendaten, wobei als Folge des grösseren Abstandes von Mühleberg in Klingnau und Pratteln die Konzentrationen deutlich geringer sind und teilweise unter der Nachweisgrenze liegen. Bis auf ¹³⁷Cs, das auch aus der Umgebung stammt, und ⁶⁵Zn, das als Folge der geringen Abgaben nicht messbar war, zeigen die Messungen von Hagneck (Figur 7) generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf. Nach dem Durchfliessen des Bielersees und des Klingnauer Staubeckens konnten nur noch relativ geringe spezifische Aktivitäten von ⁶⁰Co und ⁵⁴Mn und kein ⁶⁵Zn gemessen werden (Fig. 8). Keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Abgaben findet man bei ¹³⁷Cs. Wie bereits erwähnt, lässt sich dieses Phänomen auf die Erosion von Böden zurückführen, die mit dem Tschernobyl und den Bombentests-Ausfall kontaminiert worden waren. Auch in Pratteln (Figur 8) war ¹³⁷Cs trotz der vergleichsweise geringen Abgaben immer gut messbar. ⁶⁰Co, ⁵⁸Co, ⁵⁴Mn und ⁶⁵Zn waren nicht mehr nachweisbar.

Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2012 wurden an 4 Stellen Fische aus der Aare untersucht. Ein Alet aus der alten Aare unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg, ein Alet aus der Restwasserstrecke der Aare unterhalb des KKW Gösigen, ein Alet aus dem Klingnauer Stausee unterhalb von Beznau, sowie eine Brachse bei der Fischtreppe in Birsfelden. Alle Fische wurden zuerst filetiert und anschliessend gefriergetrocknet. Bei allen Fischen wurde natürliches ⁴⁰K (~ 500 Bq/kg) gefunden. Künstliche Radionuklide konnten keine nachgewiesen werden.

Da im Jahr 2011 mehrfach ¹³¹I in Wasserpflanzen festgestellt worden war, wurden in diesem Jahr regelmässig Wasserpflanzen gesammelt. In den 11

Proben lagen die ¹³¹I Konzentrationen durchwegs unter der Nachweisgrenze von typischerweise 3 - 8 Bq/kg. Dafür wurden in einzelnen Monaten (z.B. September) unerwartet hohe Konzentrationen von ⁵⁴Mn (250 Bq/kg), ⁵⁸Co (160 Bq/kg), ⁶⁰Co (500 Bq/kg) und ⁴⁰K (1'300 Bq/kg) gemessen, was vermutlich auf einen erhöhten Sedimentanteil infolge der Bauarbeiten zurückzuführen ist.

Grundwasser

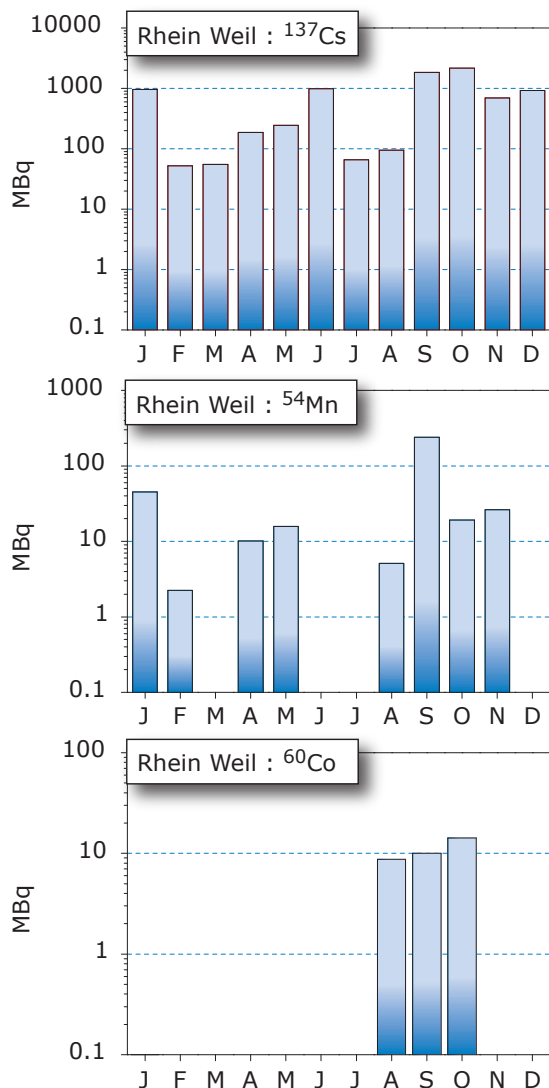
In den Grundwasserproben von Aarberg (6.9.2012), Döttingen (8.11.2012) und Pratteln (12.7.2012) (je 100 Liter) konnten keine künstliche Radionuklide nachgewiesen werden. Die Werte liegen unter den Nachweisgrenzen von typischerweise 0.4 Bq pro 1'000 Liter.

Schwebstoffproben und Tritium im Rhein bei Weil

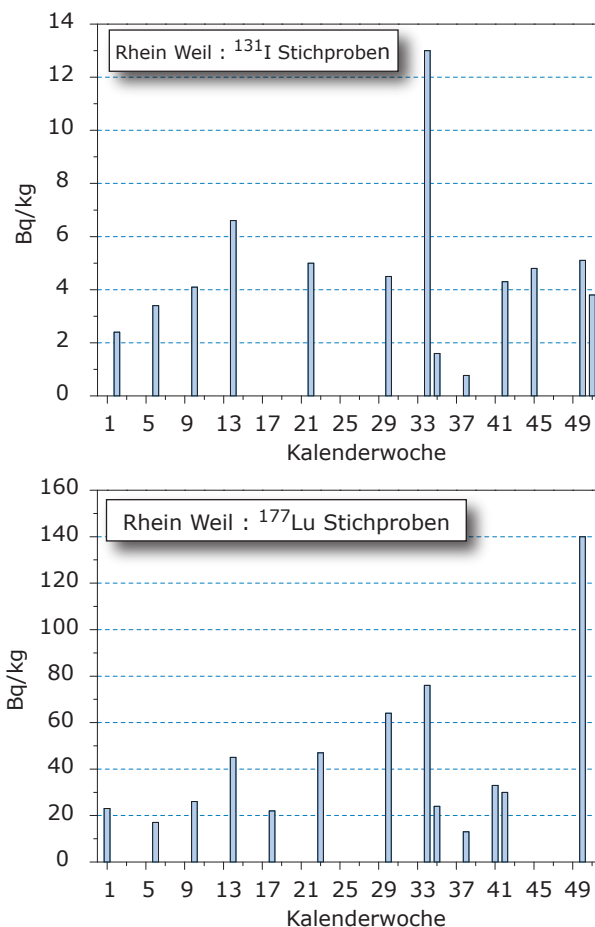
Das Amt für Umweltschutz Basel-Stadt zieht monatlich Schwebstoffproben im Rhein bei Basel (internationale Rheinüberwachungsstation Weil a. R.). Während 0.3 bis 4 Tagen wird Rheinwasser aus der Rheinquerprofilmischung zentrifugiert.

Die gewonnenen Schwebstoffe werden gefriergetrocknet und gemahlen. Zur Berechnung der Monatsfrachten werden die aus den Aktivitäten ermittelten Tagesfrachten mit dem mittleren Monatsabfluss in Monatsfrachten umgerechnet. Dabei ist zu beachten, dass diese Hochrechnung mit einer grossen Unsicherheit behaftet ist, da sie auf der Annahme beruht, dass die 0.3 - 4 Tagesproben repräsentativ für den ganzen Monat sind und die Abgaben der Kernkraftwerke kontinuierlich erfolgen, was nicht der Fall ist. Zur Frachtberechnung werden die Tagesabflussdaten der Messstelle Rheinhalle bei Basel verwendet. Der Vergleich der Messwerte (Figur 10) mit den Abgaben (siehe Figuren 8 und 9) zeigt, dass ¹³⁷Cs primär noch vom Tschernobylunfall und den Bombentests und nicht aus den Kernkraftwerken stammt. Die berechneten ⁵⁴Mn Frachten stimmen recht gut mit den Abgaben (Figur 7) überein, während ⁶⁰Co nur noch selten nachgewiesen werden kann und generell tiefere Werte zeigt.

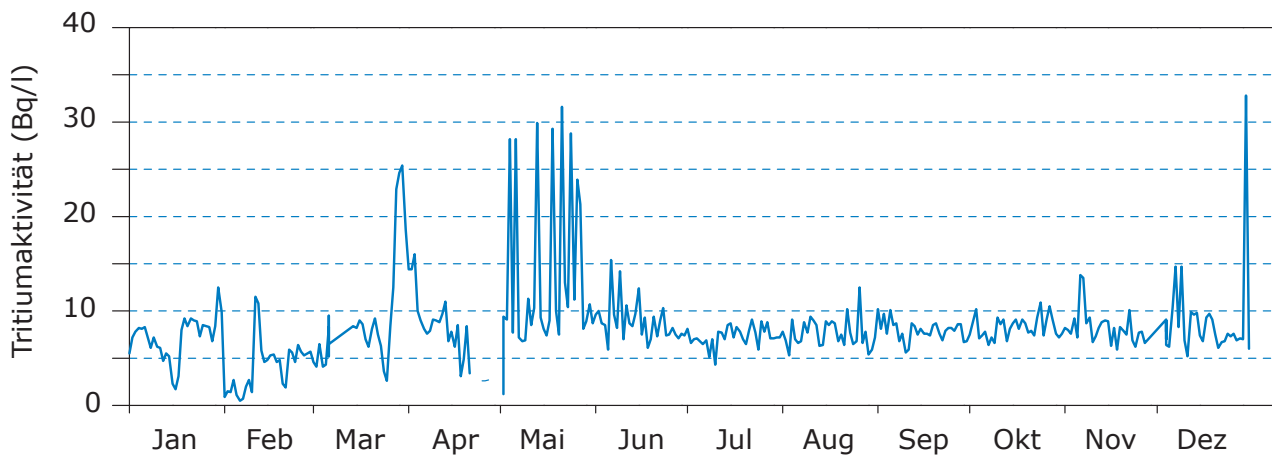
Zusätzlich zu den relativ langlebigen Radionukliden aus den Kernkraftwerken, konnten bei den Stichprobenhaften Messungen bei Weil auch die kurzlebigen Radionuklide ¹³¹I (Halbwertszeit: 8 Tage) und ¹⁷⁷Lu (Halbwertszeit: 6.7 Tage) nachgewiesen werden (Fig. 11). Diese werden in der Nuklearmedizin zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken eingesetzt.



Figur 10: ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{137}Cs Aktivitäten in Schwebestoffen im Rhein bei der internationalen Rheinüberwachungsstation Weil a. Rhein unterhalb von Basel.



Figur 11: Spezifische Aktivitäten von ^{131}I und ^{177}Lu in Schwebestoffen, welche in der Nuklearmedizin eingesetzt werden. Wegen der unregelmässigen Abgaben und der kurzen Halbwertszeit von ca. 1 Woche wurden diese Messwerte nicht auf Monatswerte hoch gerechnet. Wochen ohne Werte bedeuten, dass die Messung unter der Nachweisgrenze lag.



Figur 12: Tritiummessungen bei der Rheinüberwachungsstation Weil am Rhein.

Die täglichen Tritium-Messungen des Kantonslabors Basel sind in Figur 12 dargestellt und zeigen deutlich höhere Werte im Mai als Folge der Abgaben des Kernkraftwerkes Gösgen (siehe auch Kapitel 8.6).

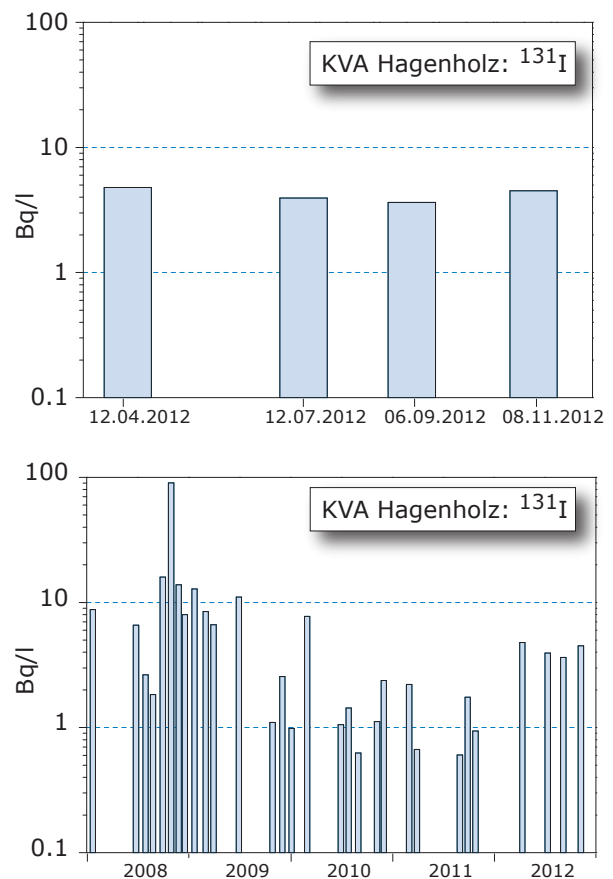
Allgemeine Überwachung

An den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche (Diepoldsau) und zweiwöchentliche (Rekingen) Proben gesammelt. Aus diesen wurden anschliessend vierwöchentliche Mischproben hergestellt und gemessen. Ausser vereinzelt geringen ^{40}K Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden.

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 Gammastrahler nachgewiesen werden. Als höchster Wert wurde $2.8 \pm 0.8 \text{ mBq/L}$ in der Rhone bei Chancy gemessen. Die monatlichen Messungen von Tritium im Ticino und in der Rhone ergaben durchwegs Aktivitäten von weniger als 2 Bq/L.

Kehrichtverbrennung

Kehrichtverbrennungsanlagen stellen eine potentielle Quelle von Radionukliden aus Spitälern und Industriebetrieben dar. Deshalb wird monatlich eine Stichprobe aus der Rauchgaswaschanlage der KVA Hagenholz in Zürich genommen. 2012 wurden vier mal geringe Spuren von ^{131}I (ca. 5 Bq/L) gefunden (Figur 13), was gegenüber den Vorjahren einer leichten Zunahme entspricht (Figur 14).



Figur 13 - 14:

^{131}I Konzentrationen im Wasser der Rauchgaswaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich 2012 und der letzten 5 Jahre

4.4

Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux, M. Straub, J.A. Corcho Alvarado, F. Barraud, K. Garcia-Diz 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.

B. Balsiger, S. Rölli, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner, M. Burger

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 comparable à celui des années précédentes. Les activités des radioéléments habituellement observés dans les échantillons de sol comme conséquence des essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère dans les années soixante sont au maximum de quelques Bq/kg pour le plutonium, l'américium et 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 350 Bq/kg (env. 30 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 supérieures 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 19 Bq/kg MS) et du Tessin (^{137}Cs jusqu'à 25 Bq/kg MS).

Introduction

Le plan de prélèvement d'échantillons de sol et d'herbe de l'OFSP en vue de mesures de radioactivité a pour but la surveillance des centrales nucléaires suisses ainsi que l'analyse de sites de référence, hors impact des rejets potentiels des centrales. Le suivi 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. Ceux-ci sont fortement dépendants des espèces de plantes constituant l'herbe mais également de certains paramètres du sol, notamment sa capacité d'échange cationique (Guillaume et al. 2012). Certains sites font partie du plan de prélèvement depuis plus de 40 ans et l'analyse des données obtenues durant ces années permet la détermination du temps de résidence de la radioactivité dans les compartiments du sol et de l'herbe. Ce temps de résidence définit l'atteinte à l'environnement et à l'homme suite à un dépôt de radioactivité sur le long terme. Actuellement en Suisse, ce dépôt est constitué des 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.

Résultats et discussion

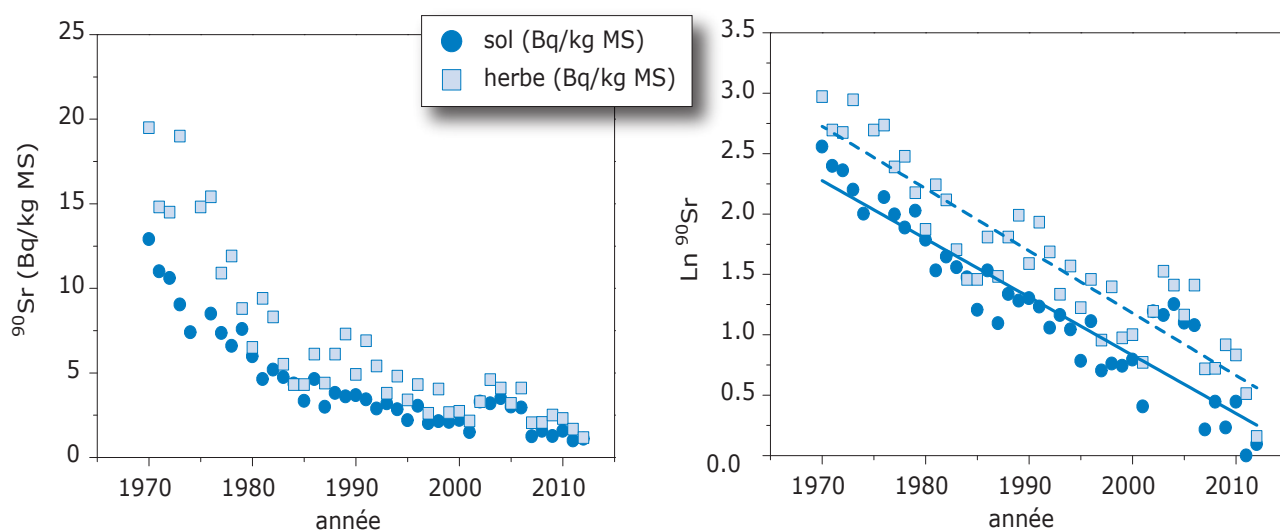
Les résultats des mesures de radioactivité dans le sol sont présentés dans le Tableau 1. Les activités en émetteurs gamma sont dominées par le ^{40}K , avec des activités situées entre 210 et 840 Bq/kg. Les activités en émetteurs gamma artificiels proviennent uniquement du ^{137}Cs dont les valeurs varient entre 4 et 350 Bq/kg. Les sites de

Tableau 1:

Activité en ^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2012 (Bq/kg matière sèche, < 2mm).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (voisinage KKB)	2	438 – 644	< 0.8	< 0.6	13.6 – 28.0	0.92 ± 0.12	0.169 ± 0.020	0.074 ± 0.008
AG (KKB in-situ)	2	270 – 330			9.3 – 8.9			
AG (PSI)	1	417 ± 44	< 0.5	< 0.4	19.1 ± 2.0	0.95 ± 0.13	0.268 ± 0.020	0.111 ± 0.010
AG (PSI in-situ)	1	280 ± 30			11.0 ± 1.3			
AG (ZWILAG)	1	443 ± 49	< 0.9	< 0.7	13.0 ± 15	0.53 ± 0.10	0.159 ± 0.014	0.080 ± 0.008
AG (ZWILAG in-situ)	1	290 ± 31			8.1 ± 1.0			
AG (voisinage KKL)	4	388 – 515	< 0.6	< 0.4	11.8 – 20.3	1.20 ± 0.23	0.216 ± 0.014	0.088 ± 0.010
AG (KKL in-situ)	4	210 – 310			5.9 – 10.2			
AG/SO (voisinage KKG)	4	409 – 499	< 0.9	< 0.7	9.2 – 17.8	0.95 ± 0.20	0.099 ± 0.008	0.042 ± 0.006
AG/SO (KKG in-situ)	4	250 – 330			4.9 – 10.3			
BE (voisinage KKM)	4	447 – 838	< 0.9	< 0.6	6.5 – 17.3	0.79 ± 0.16	0.034 ± 0.004	0.012 ± 0.002
BE (KKM in-situ)	4	280 – 550			5.3 – 11.1			
BE (Mürren) ¹⁾	1	496 ± 21	< 0.3	< 0.4	41.9 ± 1.0	4.79 ± 0.23 5.60 ± 0.39	0.541 ± 0.026	0.213 ± 0.020
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	251 ± 11	< 0.2	< 0.3	15.2 ± 0.9	3.91 ± 0.24 4.21 ± 0.38	0.146 ± 0.012	0.052 ± 0.004
BE (Fahrni) ³⁾	1	463 ± 26	< 0.2	< 0.3	16.2 ± 0.9	2.11 ± 0.28 2.64 ± 0.42	0.108 ± 0.030	0.039 ± 0.004
BE (Diesse / Jura)	1	409 ± 17	< 0.3	< 0.4	15.8 ± 0.9	1.20 ± 0.15 1.18 ± 0.08	0.263 ± 0.016	0.126 ± 0.010
BL (Sissach)	1	660 ± 25	< 0.2	< 0.2	21.0 ± 0.9	7.10 ± 0.70		
FR (Posieux)	1	572 ± 60	< 0.5	< 0.5	11.1 ± 1.2	1.71 ± 0.21	0.051 ± 0.006	0.018 ± 0.004
FR (Posieux in-situ)	1	310 ± 32			4.3 ± 0.7			
GE (voisinage CERN)	5	431 – 459	< 1.0		4.3 – 10.9	1.02 ± 0.23	0.057 ± 0.006	0.021 ± 0.004
GE (CERN in-situ)	6	350 – 380	< 0.7		3.6 – 7.2			
TG (Arenenberg)	1	430 ± 14	< 0.7	< 0.9	43 ± 2.0	0.62 ± 0.18		
TG (Güttingen)	1	426 ± 45	< 0.6	< 0.5	10.1 ± 1.4	0.75 ± 0.15	0.106 ± 0.012	0.043 ± 0.0060
TG (Güttingen in-situ)	1	240 ± 26			9.5 ± 1.1			
TI (Rasa-Intragna)	1	720 ± 23	< 0.3	< 0.3	35.0 ± 3.5	3.60 ± 0.7		
TI (Prato-Leventina)	1	450 ± 15	< 0.3	< 0.3	40.0 ± 1.7	14.0 ± 3.0		
TI (Novaggio)	1	640 ± 25	< 0.3	< 0.3	64.0 ± 2.4	23.0 ± 4.0		
TI (Stabio)	1	606 ± 63	< 0.6	< 0.6	346 ± 35			
TI (Stabio in-situ)	1	480 ± 50			170 ± 17			
TI (Cadenazzo)	1	770 ± 80	< 0.7	< 0.6	93.3 ± 9.6	1.78 ± 0.17	0.069 ± 0.006	0.011 ± 0.002
TI (Cadenazzo in-situ)	1	500 ± 51			58.0 ± 6.0			
TI (Caslano)	1	708 ± 75	< 0.7	< 0.5	28.7 ± 3.0			
TI (Caslano in situ)	1	500 ± 52			29.0 ± 3.1			

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

**Figure 1:**

Moyennes des activités de ^{90}Sr mesurées dans des échantillons ($n \sim 10$) de sol et d'herbe prélevées entre 1970 et 2012 sur le plateau suisse (gauche) et détermination du temps (an) de résidence du ^{90}Sr dans ces mêmes échantillons (droite).

prélèvement du Tessin, significativement plus contaminés lors de l'accident de Tchernobyl en 1986, ont les valeurs d'activité les plus élevées (jusqu'à 350 Bq/kg). Les sites d'altitude près de Thoune ont des activités intermédiaires (16-42 Bq/kg) alors que les sites de plaine, notamment près des centrales nucléaires ont les activités les plus faibles (4-28 Bq/kg). Le site d'Arenenberg, en Suisse orientale, est le site de plaine le plus contaminé en ^{137}Cs (43 Bq/kg) ; en effet cette région a subi de fortes précipitations lors de 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 (Tableau 2), prélevés en aval des centrales, confirme l'absence de marquage (< 0.6 Bq/kg, $n=3$). Les activités en ^{90}Sr de ces sédiments sont comparables à celles des sédiments prélevés dans la Broye, hors impact des centrales nucléaires suisses (< 0.7 Bq/kg, $n=3$).

Tableau 2:

Activité en ^{90}Sr dans les sédiments prélevés en Suisse en 2012 (Bq/kg matière sèche, $< 2\text{mm}$).

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	0.41 ± 0.16
Klingnau	0.59 ± 0.15
Hagneck	0.46 ± 0.10

L'analyse des activités en ^{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 (Figure 1). 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 représenté par 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 compartiment «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 en ^{137}Cs et ^{90}Sr de l'herbe sont très basses en plaine et près des centrales nucléaires pour les deux radioéléments anthropogéniques mesurables au-dessus de la limite de détection et qu'elles augmentent avec l'altitude des sites de prélèvement, avec des activités jusqu'à 19 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

Tableau 3:

⁷Be, ⁴⁰K, ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2012 (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	⁷ Be	⁴⁰ K	⁶⁰ Co	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
AG (voisinage KKB)	4	90 - 575	600 - 1960	< 1.8	< 1.3	< 1.4 - 1.5 ± 0.9	0.72 - 1.06
AG (ZWILAG)	2	220 - 510	1060 - 1330	< 1.3	< 1.2	0.8 - 0.9	1.04 ± 0.12
AG (PSI OASE)	2	150 - 490	775 - 900	< 1.7	< 1.2	< 1.3 - 3.7 ± 1.0	1.40 ± 0.12
AG (voisinage KKL)	8	85 - 765	545 - 955	< 2.1	< 1.7	< 1.1 - 3.3 ± 0.8	0.84 - 1.2
AG/SO (voisinage KKG)	8	75 - 760	730 - 1060	< 1.2	< 1.0	< 0.8 - 1.7 ± 0.6	0.90 - 1.78
BE (voisinage KKM)	8	90 - 500	825 - 1380	< 1.7	< 1.2	< 1.1 - 0.8 ± 0.5	0.81 - 1.38
BE (Mürren) ¹⁾	1	443 ± 6	408 ± 23	< 0.2	< 0.2	3.41 ± 0.2	19.2 ± 1.30
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	135 ± 6	855 ± 48	< 0.3	< 0.3	0.26 ± 0.04	3.56 ± 0.25
BE (Fahrni) ³⁾	2	85 - 339	707 - 960	< 0.3	< 0.3	< 0.3 ± 0.29 ± 15.5	2.48 - 3.75
BE (Diesse/Jura)	2	147 - 328	860 - 1430	< 0.3	< 0.3	< 0.4	0.35 - 0.82
BL (Sissach)	1	160 ± 6.0	870 ± 24		< 0.2	< 0.3	3.8 ± 0.40
GE (Voisinage CERN)	3	380 - 550	565 - 1230	< 1.7	< 1.6	< 1.2 - 1.2 ± 0.5	1.59 ± 0.23
FR (Posieux)	2	< 30 - 430	1320 - 3970	< 2.7	< 2.4	< 2.3	2.15 ± 0.22
TG (Arenenberg)	1	81 ± 12	915 ± 29	< 2	< 2	< 2.0	0.42 ± 0.06
TG (Güttingen)	2	320 - 500	1150 - 1600	< 1.4	< 1.3	< 1.3 - 0.8 ± 0.6	1.23 ± 0.30
TI (Rasa-Intragna)	1	345 ± 14	410 ± 34	< 0.4	< 0.3	24.8 ± 1.1	18.3 ± 3.7
TI (Prato - Leventina)	1	444 ± 22	700 ± 29	< 0.5	< 0.4	3.0 ± 0.5	14.0 ± 2.8
TI (Novaggio)	1	500 ± 21	600 ± 26	< 0.4	< 0.3	2.9 ± 0.4	22.0 ± 4.4
TI (Cadenazzo)	2	415 - 660	990 - 1270	< 3.0	< 2.6	1.4 - 2.6	1.02 - 1.84
TI (Stabio)	1	303 ± 34	1060 ± 116	< 1.4	< 1.2	4.2 - 1.0	
TI (Caslano)	1	415 ± 45	1107 ± 123	< 1.9	< 1.7	< 1.7	

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

Conclusions

plus élevées en ¹³⁷Cs (jusqu'à 25 Bq/kg) et parfois aussi en ⁹⁰Sr (jusqu'à 22 Bq/kg). Comme dans le sol, l'activité en ⁹⁰Sr dans l'herbe a constamment diminuée depuis l'adoption du traité d'interdiction des essais nucléaires atmosphériques (Figure 1).

Les mesures de ⁹⁰Sr et de ¹³⁷Cs dans les sols et les herbes en Suisse en 2012 présentent des activités similaires aux 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 en ⁹⁰Sr et en ¹³⁷Cs supérieures à celles mesurées sur les sites de plaine, centrales nucléaires comprises. L'analyse des séries temporelle durant ces quarante dernières années nous permet de conclure que la radioactivité artificielle n'a cessé de décroître depuis 1965, et ceci avec une période d'environ 13 ans pour le ⁹⁰Sr dans le sol et l'herbe. L'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl est par contre encore responsable d'un marquage assez important en ¹³⁷Cs dans des échantillons de sol et d'herbe de certains sites de prélèvement du Tessin.

Références

Guillaume, T., Chawla, F., Steinmann, P., Gobat, JM., Froidevaux, P. Plant Soil, 355, 29-39, 2012.

Froidevaux, P., Haldimann, M., Bochud, F. Chemosphere 80, 519-524, 2010.

4.5

Deponien, Altlasten und Tunnelausbruchmaterial

P. Steinmann

Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 BERN

Messprogramm

Eine Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch Auswaschungen von Radioaktivität aus Deponien und Altlasten – speziell durch die früher in der Uhrenindustrie verwendeten Radionuklide Tritium und Radium – ist im Allgemeinen als gering einzuschätzen (siehe auch Jahresbericht 2008, Kapitel 4.6). Änderungen der hydrologischen Verhältnisse, z.B. im Zusammenhang mit Sanierungen, können aber eine Neu Beurteilung nötig machen. Aus diesem Grund werden Deponiesickerwässer und Proben aus der Reinigung von Deponiewässern (Klärschlamm, gereinigtes Abwasser) stichprobenartig auf Tritium und Radium untersucht.

Eine weitere mögliche anthropogene Quelle für den Eintrag von Radionukliden ins Grundwasser ist Ausbruchmaterial von Tunnelbauten, falls dieses erhöhte Konzentrationen von natürlicher Radioaktivität aufweist. Auch hier führt das BAG stichprobenartig Messungen durch.

Im Probenahmeplan und in der Envira Datenbank laufen diese Proben unter der Kennung EMI-DEPON (sowie TW-QUELL für die Quellen).

Ergebnisse 2012

Gegenwärtig sind zwei aufwändige Deponiesanierungsprojekte im Gange: die Sondermülldeponie Kolliken (www.smdk.ch) und die Deponie Bonfol (www.bci-info.ch). Bei beiden Deponien wurden im Berichtsjahr Stichproben von Sickerwasser, geklärtem Abwasser aus der Deponie sowie Klärschlamm auf Tritium und Ra-226 untersucht. Die Resultate der Messungen 2012 geben keinen Hinweis auf das Vorhandensein von problematischen Tritium- oder Radium-haltigen Abfällen (Tabelle 1).

Weitere Messungen wurden an Sickerwasser und einigen weiteren Wasserproben der Deponie „Stadtmist“ in Solothurn durchgeführt. Die im Sickerwasser gemessenen Tritiumkonzentrationen zwischen <5 und maximal 466 Bq/l (Mittelwert 70 Bq/l) zeigen, dass in der Deponie Tritium-haltige Abfälle lagern (Tabelle 1). Die Höhe der gemessenen Konzentrationen ist für Sickerwasser bei Altlasten in der Schweiz nicht überraschend und liegt deutlich unterhalb des Immissionsgrenzwertes von 10'000 Bq/l. Bei 3 gemessenen Proben von Oberflächenwasser bzw. Grundwasserabstrom lagen die Tritiumkonzentration bei maximal 15 Bq/l, während Ra-226 nicht nachgewiesen werden konnte.

Bei der Grossbaustelle Nant de Drance (www.nant-de-drance.ch) entsteht im Inneren des Berges ein neues Pumpspeicherkraftwerk. Das Gestein in welches die Stollen und Kavernen gebaut werden zeichnet sich stellenweise durch erhöhte Urangehalte aus. Aus diesem Grund werden im Umkreis der Baustelle vom Bauherr Quell- und Trinkwasser auf Uran, Radium-226 und Radon-222 untersucht. Das BAG kennt die entsprechenden Berichte und hat 2012 zudem selber einige Vergleichsmessungen vorgenommen. Die bisherigen Messwerte zeigen keinen Einfluss der Bautätigkeit auf die

Wasserbeschaffenheit auf. Daneben misst das BAG Stichproben von Schlamm vom Ausbruchmaterial mit Gammaskpektrometrie. Wie erwartet sind die Urankonzentrationen erhöht (Tabelle 1). Die 2012 gemessenen Maximalwerte (0.12 Bq/g) liegen aber unterhalb der in den „Basic safety standards“ der EU (BSS-EU) genannten „Freigrenze“ für natürliche Radioisotope von 1 Bq/g. Die Schlämme sind nicht als Baustoffe für den Siedlungsbau vorgesehen und wären dazu auch nur bedingt geeignet, denn der berechnete Baustoff-Index (gemäss BSS-EU) liegt teilweise nahe am tolerierten Höchstwert von 1.

Tabelle 1:
Ergebnisse der gemessenen Stichproben bei Deponien und Tunnelbauten

Proben			Messergebnisse	
Datum	Art	Anzahl	Isotop	Werte
Deponie Bonfol				
31.7.2012	Sickerwasser	3	²²⁶ Ra ^a	< 4 mBq/l
		3	³ H ^b	< 5 Bq/l
	gereinigtes Abwasser	1	²²⁶ Ra ^a	< 4 mBq/l
		1	³ H ^b	20 Bq/l
	Lixiviat (Schlammwasser in der Deponie)	1	²²⁶ Ra ^c	< 6 Bq/l
smdk Kölliken				
25.9.2012 18.12.2012	Fortwasser SWABA	2	³ H ^b	< 5 Bq/l
		2	²²⁶ Ra ^a	< 4 mBq/l
	Rohsickerwasser	2	³ H ^b	< 5 Bq/l
		1	²²⁶ Ra ^a	< 4 mBq/l
	Klärschlamm (frisch)	2	²²⁶ Ra ^c	9 - 10 Bq/kg
Deponie «Stadtmist» Solothurn				
4.5.2012 30.8.2012	Sickerwasser	25	³ H ^b	< 5 - 466 Bq/l
	Oberflächenwasser	2	³ H ^b	< 10 Bq/l
	Grundwasserabstrom	2	³ H ^b	< 10 - 15 Bq/l
		1	²²⁶ Ra ^a	< 4 mBq/l
Nant de Drance				
12.6.2012 22.3.2012 22.11.2012	Schlamm aus Tunnelausbruch (gepresst)	8	²³⁸ U ^c	36 - 121 Bq/kg
		8	²²⁶ Ra ^c	49 - 97 Bq/kg
		8	²³² Th ^c	34 - 75 Bq/kg
	Sickerwasser Deponie Ausbruchmaterial	3	²²⁶ Ra ^a	< 4 - 5 mBq/l
		3	²³⁸ U ^a	120-150 mBq/l
	Quellen Umgebung	5	²²⁶ Ra ^a	< 4 mBq/l
		5	²²² Rn ^b	42 - 125 Bq/l
		4	²³⁸ U ^a	10 - 122 mBq/l

- a) Messung mit Alphaspektrometrie
b) Messung mit Flüssigszintillation
c) Messung mit Gammaskpektrometrie

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2012
Résultats 2012



5

Lebensmittel Denrées alimentaires

5 Radioaktivität in Lebensmitteln	84
Zusammenfassung	84
Messprogramm	84
Höchstwerte für Lebensmittelimporte	85
Ergebnisse der Überwachung	85
Bewertung und Interpretation	88



5 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, J. Corcho - IRA, Grand-Pré 1, 1007 Lausanne

B. Balsiger, S. Röllin, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner, M. Burger - 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 2012 ca. 230 Lebensmittelproben aus der Schweiz und ca. 330 importierte Lebensmittel auf Radioaktivität untersucht. Da Grundwasser die wichtigste Ressource für Trinkwasser ist, wurden zusätzlich 100 Grundwasserproben auf natürliche Radioaktivität analysiert. 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 drei festgestellten Toleranzwertüberschreitungen bei 2 Waldbeerenproben aus Osteuropa und einer Milchprobe aus der Schweiz sind hingegen immer noch eine Folge der Kontamination durch den Tschernobyl-Reaktorunfall von 1986.

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 Tritiumverarbeitender 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 Lebensmittelimporte

Die Europäische Union hat nach dem Reaktorunglück 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 (BAG Verordnung 817.026.2). Für Produkte aus der Schweiz und andere Importe gelten weiterhin die Grenz- und Toleranzwerte der FIV. Alle diese Werte (siehe Tabelle 1) orientieren sich an der Empfehlung der internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP), dass die zusätzliche jährliche Gesamtdosis durch künstliche Radioisotope in der Nahrung 1 mSv nicht übersteigen sollte. Ausgehend von der Gesamtdosis lassen sich aber für verschiedene Belastungssituationen unterschiedliche Grenzwerte ableiten. Die hohen Grenzwerte entsprechen einer Situation, in welcher nur wenige Lebensmittel mit einzelnen Radioisotopen kontaminiert sein können (Fall Schweiz). Die tiefen Grenzwerte gehen dagegen von einer dauerhaften Kontamination des Grossteils der Lebensmittel mit einer Vielzahl von Radioisotopen aus. Diese zweite Situation besteht seit dem Reaktorunfall in den betroffenen Gebieten in Japan.

Ergebnisse der Überwachung

¹³⁷Cs, ¹³¹I und ⁹⁰Sr in Milch

2012 wurden 120 Milchproben mit Gammaskpektrometrie analysiert.

Für ¹³⁷Cs waren die meisten Werte unterhalb der Nachweisgrenze, die typischerweise bei 1 Bq/l oder tiefer lag. Bei fünf Proben konnten ¹³⁷Cs Konzentrationen von > 2 Bq/l nachgewiesen werden, wobei nur eine Probe mit 21 Bq/l den Toleranzwert von 10 Bq/l überschritt. Diese Probe stammte aus dem Kanton Tessin und der erhöhte Gehalt ist immer noch eine Folge der hohen ¹³⁷Cs-Depositionen in diesem Kanton nach dem Unfall von Tschernobyl. Alle gemessenen Werte liegen unter dem Grenzwert der FIV.

¹³¹I konnte 2012 in keiner Milchprobe nachgewiesen werden (Nachweisgrenze: <1 Bq/l oder weniger; Toleranzwert: 10 Bq/l).

Das IRA Lausanne, das KL BS und das Labor Spiez untersuchten insgesamt 61 Milchproben auf ⁹⁰Sr. Alle ⁹⁰Sr Werte lagen deutlich unter dem Toleranzwert von 1 Bq/L. Der Mittelwert aller Proben betrug 0.06 Bq/L. Die höchsten Werte (0.41 und 0.26 Bq/L) wurden wie in den letzten Jahren in Proben aus dem Berggebiet. Dies ist erklärbar, denn ⁹⁰Sr stammt im Wesentlichen von den atmosphärischen Kernwaffentests in den 60er Jahren.

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	10	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 gültige Höchstgrenze. Diese Werte werden auch für Importe aus Japan angewendet.

^c) ohne Milch und Getränke auf Milchbasis

Weil im Berggebiet mit zunehmender Höhe mehr Regen fällt, wurde dort durch Auswaschung auch mehr Radioaktivität abgelagert. (Siehe auch Resultate von Erd- und Gras-proben im Kapitel 4.3.).

^{137}Cs und ^{90}Sr in Getreide, Obst und Gemüse

Alle der 12 Getreideproben und 27 Gemüse- und Obstproben aus der Schweiz ergaben ^{137}Cs -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 ^{137}Cs von 10 Bq/kg Frischgewicht wurde klar eingehalten.

Die ^{90}Sr Werte der 13 Getreideproben (sowohl aus der Umgebung von Kernkraftwerken als auch aus entfernten Gebieten) variierten zwischen 0.02 und 0.19 Bq/kg mit einem Medianwert von 0.08 Bq/kg. Damit lagen alle Proben unterhalb des Toleranzwertes von 1 Bq/kg. Fünf Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung des KKL zeigten ^{90}Sr Gehalten zwischen <0.01 und 0.35 Bq/kg Frischgewicht. In sieben Vergleichsproben vom Markt in Lausanne lagen die ^{90}Sr Gehalte mit Werten von <0.01 bis 0.42 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

Das AVS in Aarau analysierte gammaspektrometrisch 20 Wildpilze in ausgesuchten Gemeinden (Siglistorf, Ehrendingen, Jonen. Werte über 100 Bq/kg Frischgewicht wurden in vier Proben aus Siglistorf gemessen: Trompetenpfeifferlinge (239 Bq/kg Frischgewicht), Zigeuner (226 Bq/kg Frischgewicht), Maronenröhrling (173 Bq/kg Frischgewicht) und Violetter Lacktrichterling (134 Bq/kg

Frischgewicht). Diese Werte liegen alle unter dem Grenzwert von 1'250 Bq/kg und dem Toleranzwert von 600 Bq/kg Frischgewicht. Das Radiocäsium in diesen Pilzen stammt vom Reaktorunfall in Tschernobyl, wobei ebenfalls ein Anteil vom Atombombenfallout der 60er Jahre vorhanden ist. Die Figur 1 zeigt den rückläufigen Trend der ^{137}Cs -Aktivität in Zigeunerpilzen an zwei ausgewählten Standorten im Kanton Aargau.

Tritium in Milch, Obst und Fisch

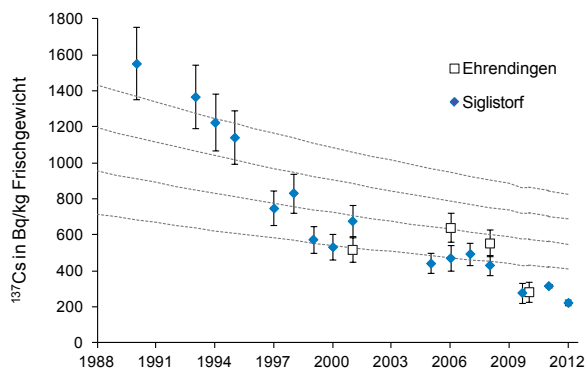
Die in der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen gemessenen erhöhten Tritiumwerte im Niederschlag (siehe Kapitel 4.1) werden durch die genehmigten Abgaben an die Umwelt verursacht. Als Folge davon ist Tritium in diesem Gebiet auch in Lebensmitteln nachweisbar. Die jährlich durchgeführten Routinemessungen von Gemüse- und Obstproben aus der Umgebung der Firma im August 2012 ergaben Tritiumkonzentrationen von 9 - 210 Bq/l im Destillat (10 Proben).

Die ebenfalls leicht erhöhte ^3H -Aktivität der Milch (10 - 33 Bq/l im Destillat von 5 Milchproben) ist auf die Aufnahme von ^3H aus lokalen Futtermitteln zurückzuführen. Das KL BS hat in 21 weiteren Milchproben aus der ganzen Schweiz Tritium gemessen. Die Werte lagen in einem Bereich von 5 Bq/l bis 10 Bq/l, mit einer Ausnahme: eine Probe aus dem Kanton Luzern zeigte einen Wert von 41 Bq/l. Bei allen untersuchten Milchproben ist der Toleranzwert für Tritium von 1'000 Bq/l klar eingehalten.

^{137}Cs und ^3H im Trinkwasser

Das KL GR hat 35 Trinkwasserproben aus dem Verteilernetz mit Gammaspektrometrie untersucht. Die künstlichen Radionuklide lagen alle unterhalb der Nachweisgrenze, welche für das ^{137}Cs 1 Bq/l betrug (Toleranzwert: 10 Bq/l).

Das KL BS bestimmte in 24 Mineralwasserproben aus der Schweiz und den benachbarten Ländern Frankreich, Italien und Deutschland Tritium, Cäsium, und natürliche Alpha-Strahler. Die ^{137}Cs Konzentrationen lagen durchwegs unter 0.1 Bq/l. Auch alle Tritiumaktivitäten betrugen 1 bis 10 Bq/l und lagen damit deutlich unter dem Toleranzwert (1'000 Bq/l). Bei den natürlichen Alpha-Strahlern ergaben sich Maximalwerte von 0.07 Bq/l (^{238}U) und 0.05 Bq/l (^{226}Ra). Insgesamt errechnete das KL BS aus diesen Messungen eine vernachlässigbare jährliche Dosis von 0.009 mSv/a bei einem Konsum von 1 L Mineralwasser pro Tag.



Figur 1:

^{137}Cs in Zigeunerpilzen aus Siglistorf und Ehrendingen (AG). Dargestellt sind die Aktivitäten zur Zeit der Probenahme. Die gestrichelten Linien zeigen die erwartete Abnahme aufgrund des radioaktiven Zerfalls.

Natürliche Radioisotope im Grundwasser

Da Grundwasser die wichtigste Ressource für Trinkwasser ist, hat das BAG in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) 2 Messkampagnen an 50 Messstellen der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA durchgeführt und auf natürliche Radioisotope analysiert (NAQUA siehe www.bafu.admin.ch/grundwasser). Bei diesen insgesamt 105 Proben handelt es sich um potentiell als Trinkwasser geeignetes Grund- und Quellwasser. Die Messergebnisse von ^{238}U , ^{226}Ra und ^{222}Rn sind in Figur 2 als Boxplot dargestellt. Alle ^{238}U Messwerte liegen unterhalb des WHO Leitwertes von $30\text{ }\mu\text{g/l}$ für Uran (umgerechnet 370 mBq/l für ^{238}U), die ^{222}Rn Konzentration sind alle tiefer als die in der „Euratom Radonempfehlung“ genannten 100 Bq/l und die ^{226}Ra Werte unterhalb des WHO Leitwertes von 1 Bq/l sind ebenfalls als niedrig einzustufen.

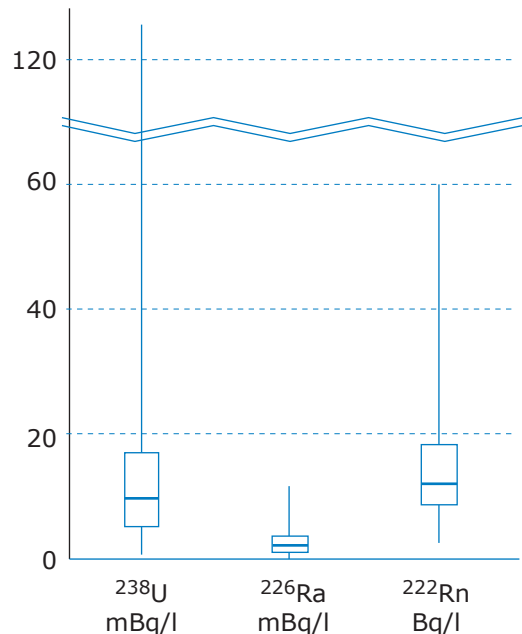
Cäsium- und Strontiumisotope in importierten Lebensmittel

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 32 Lebensmittelproben untersucht. Mit zwei Ausnahmen lagen die Isotope ^{131}I , ^{134}Cs und ^{137}Cs alle unterhalb von 2 Bq/kg . Die Ausnahmen waren zwei Grünteas mit 11 bzw. 6 Bq/kg ^{134}Cs und 17 bzw. 9 Bq/kg ^{137}Cs . Das Vorhandensein von ^{134}Cs zeigt eindeutig, dass diese Verunreinigungen im Unfall in Fukushima Daiichi im Jahr 2011 ihre Ursache hatten. Weil keine Höchstwerte überschritten wurden, konnten alle kontrollierten Proben freigegeben werden.

Zusätzlich zu den bereits erwähnten Importen haben die Kantonalen Laboratorien weitere Lebensmittelimporte aus Japan aber auch Proben anderer Herkunft analysiert. Insgesamt waren es im Berichtsjahr etwas über 300 Proben importierte Lebensmittel.

Bei fast 100 Proben von Würze, Saucen, Ölen, Teigwaren und Getreide lagen die Messwerte für ^{137}Cs tiefer als der Toleranzwert von 10 Bq/kg .

Wildbeeren, insbesondere Heidelbeeren, sind bekannt dafür, dass sie ^{137}Cs verstärkt aufnehmen. Der Medianwert für ^{137}Cs der 41 untersuchten Proben mit Wildbeeren lag bei $< 2\text{ Bq/kg}$ Frischgewicht. Zwei Proben aus Österreich und Polen zeigten aber ^{137}Cs Werte (176 bzw. 220 Bq/kg Frischgewicht) oberhalb des Toleranzwertes von 100 Bq/kg Frischgewicht für Wildbeeren. Bei diesen beiden Proben wurde



Figur 2: Natürliche Radioisotope an 50 Messstellen der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA. Ergebnisse aus 2 Messkampagnen im Frühling bzw. Herbst 2012 ($n=100$). Die Box umfasst die Werte vom 25% Quartil bis zum 75% Quartil, d.h. die Hälfte aller Werte liegt innerhalb der Box. Die horizontale Linie in der Box entspricht dem Median. Die „whiskers“ gehen bis zu Minimum und Maximum.

ebenso der Toleranzwert für Strontiumisotope von 1 Bq/kg leicht überschritten (1.5 bzw. 1.6 Bq/kg Frischgewicht).

Das KL BS hat insgesamt 23 **Teeproben** gammaspektrometrisch untersucht. In rund der Hälfte der Proben war ^{137}Cs nachweisbar (Maximum 2.6 Bq/kg). Auch hier war in zwei Proben aus Japan ^{134}Cs messbar, ein Indikator, dass die Verunreinigungen auf Fallout von Fukushima-Daiichi zurückgehen. Eine Überschreitung der Höchstgrenze (10 Bq/l zubereiteter Tee) konnte nicht festgestellt werden. Dreizehn der Teeproben wurden auch auf ^{90}Sr untersucht (Mittelwert: 5 Bq/kg ; Median: 4 Bq/kg). Ein einzelner, leicht erhöhter Wert von 20 Bq/kg trat dabei auf. Weil in der betroffenen Teeprobe aus Japan aber keine Cäsium-Isotope 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 mindestens $1:20$ ist der Toleranzwert in allen Proben eingehalten.

20 **Honigproben** aus dem Ausland und aus der Schweiz wurden vom KL BS geprüft. Bei den gammaspektrometrischen Analysen tauchten Spuren von ^{137}Cs (Maximum 1.5 Bq/kg) nur in Waldhonigproben auf.

Das KL ZH und das KL TG haben **Wildfleischproben** untersucht. Das Gros der Proben enthielt weniger als 10 Bq/kg ^{137}Cs . Vier Proben lagen mit Werten bis 30 Bq/kg darüber, aber weit unter dem Toleranzwert von 600 Bq/kg.

Die KL BS, TI und ZH untersuchten 53 importierte **Pilzproben**, darunter als häufigste Art 16 Steinpilze. Zwei Proben gefrorene Eierschwämme enthielten mit 250 Bq/kg und 231 Bq/kg Frischgewicht etwas höhere ^{137}Cs -Aktivitäten als alle anderen, die meist deutlich unter 100 Bq/kg Frischgewicht lagen. Der Toleranzwert von 600 Bq/kg Frischgewicht wurden somit nicht überschritten.

Das KL BS führte im Berichtsjahr auch Radioaktivitätsmessungen an **Säuglingsnahrung** durch. Messbare Spuren von ^{137}Cs -137 (Maximum 0.5 Bq/kg) und ^{90}Sr (Maximum 0.4 Bq/kg) waren in fast allen der 17 untersuchten Proben vorhanden und lagen unterhalb des Toleranzwertes.

Das KL BS hat seine Berichte unter www.kantonslabor-bs.ch publiziert.

Bewertung und Interpretation

Für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Messwerte oft unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Toleranzwertüberschreitungen wurden 2012 in einer Milchprobe aus der Schweiz und in zwei Proben von importierten Waldbeeren aus Osteuropa festgestellt.

Bei starkem 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 oder Sardellen zu einer zusätzlichen Dosis von maximal 0.1 mSv/a führen.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2012
Résultats 2012



6

Radioaktivität im Menschen

Radioactivité dans le corps humain

6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2012	91
Zusammenfassung	91
Ziel der Messungen	91
Messmethode	91
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	92
^{40}K -Gehalt des Körpers	92
6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait	93
Résumé	93
Introduction	93
Résultats et discussion	94
Conclusions	95



6.1

Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2012

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. Während die ^{137}Cs -Messresultate aus Genf durchwegs unter der Nachweisgrenze (ca. 45 Bq) lagen, meldete das PSI 6 Messwerte zwischen 60 und 200 Bq. Die ^{137}Cs -Aktivitäten für die anderen 505 am PSI durchgeführten Messungen lagen unterhalb der Nachweisgrenze von 60 Bq.

Ziel der Messungen

Im PSI werden Ganzkörpermessungen zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen dieses Institutes eingesetzt, von denen viele im Kanton Aargau wohnen. Bei Ereignissen mit Verdacht auf Inkorporation radioaktiver Stoffe können auch Personen der Bevölkerung gemessen werden. Bei den Messungen aus Genf handelt es sich um Gymnasiastinnen und Gymnasiasten.

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 ebenfalls mittels eines personenähnlichen Phantoms bekannter Aktivität.

Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2012 am PSI in Villigen bei 274 Personen total 505 Ganzkörpermessungen durchgeführt. Bei zwei Messungen wurde eine ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität zwischen 150 und 200 Bq nachgewiesen. Bei 4 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 ^{137}Cs -Messwerte an 12 Gymnasiastinnen und 6 Gymnasiasten aus Genf (18-21-Jährige) ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von ca. 45 Bq.

^{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 0.01167 % 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 Jahre 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 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 3'300 Bq) und bei den jungen Männer 2.30 g K (20 - 80%-Perzentile: 2.11 - 2.51 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 4'900 Bq). Man stellt eine Erhöhung der durchschnittlichen ^{40}K -Aktivität im Körper von ca. 10% über den letzten zehn Jahren 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 bei den Frauen und 0.21 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, K. Garcia-Diz, 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 1998 et 2005 et prélevées entre 2010 et 2012. Les activités sont situées entre 0.010 et 0.047 Bq/g Ca. Des mesures similaires ont été effectuées sur des vertèbres de personnes décédées en 2011 et 2012, au Tessin et dans le canton de Vaud. Les activités sont situées entre 0.008 et 0.023 Bq/g Ca. Ces valeurs sont légèrement inférieures à celles obtenues les années précédentes, 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 2012, 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 0.008 et 0.035 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. Un paramètre très important pour évaluer la dose reçue par la population suite à l'ingestion de ^{90}Sr est le temps de rétention du radioisotope dans le corps humain. Ce temps comprend une composante physique (période ou demi-vie de l'élément) et une composante biologique, liée au métabolisme. Pour le ^{90}Sr , retenu presque uniquement dans le squelette, il s'agit principalement de la vitesse de remodelage de l'os. Pour un os spongieux comme la vertèbre, analysée dans ce travail, la vitesse de remodelage est plus rapide que pour des os compacts (os longs comme le fémur ou le tibia). Le temps de rétention du ^{90}Sr dans la vertèbre est de 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, afin de déterminer l'impact d'une zone à forte concentration de ^{222}Rn sur l'inhalation de $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$. Ces mesures ont été complétées par la mesure de ^{210}Po dans des vertèbres provenant de la région lausannoise, pauvre en ^{222}Rn . L'os est en effet un compartiment cible

pour le ^{210}Pb , précurseur 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. Le tabagisme accroît aussi de manière importante 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 analysé des vertèbres prélevées en Suisse (Tessin et Vaud) en 2011 et 2012. Les dents de laits proviennent des régions de Vaud, Tessin et de Zürich.

Résultats et discussion

Les résultats des analyses 2012 sont présentés dans les tableaux 1, 2 et 3. Les activités normalisées au contenu en calcium de l'échantillon sont de l'ordre de 0.030 Bq/g Ca dans les dents de lait et de 0.012 Bq/g Ca dans les os. La moyenne des activités dans les os est significativement plus basse que celle de l'année dernière. Il n'y a donc pas de contamination de l'environnement supplémentaire à celle des essais nucléaires par ce radioélément. 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 (voir figure 1). Les valeurs mesurées en 2012 sont plus basses que celles mesurées en 2011 (moyenne 16.5 mBq/gCa contre 41 mBq/g Ca en 2011). Il faut également noter que le niveau d'activité en $^{210}\text{Pb}/^{210}\text{Po}$ est dépendant de l'âge. Le modèle dosi-

métrique indique en effet un triplement de l'activité en ^{210}Po dans l'os cortical entre 20 et 80 ans (Salmon et al. 1999). 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 les vertèbres dans ce travail sont donc du côté bas de l'intervalle reporté dans la littérature.

Tableau 1:

^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait d'enfants nés en Suisse entre 1996 et 2005 et mesurées en 2012. 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		
1998	Zürich	2010 - 2012	0.029 ± 0.006
1998	Vaud	2010 - 2012	0.047 ± 0.008
2000	Vaud	2010 - 2012	0.010 ± 0.005
1999	Vaud	2010 - 2012	0.037 ± 0.010
2000	Zürich	2011 - 2012	0.028 ± 0.005
2005	Zürich	2011 - 2012	0.016 ± 0.004
1993	Vaud (Broye) ^{a)}	2000 - 2005	0.044 ± 0.007
1998	Vaud	2011 - 2012	0.047 ± 0.008
2001	Vaud	2011 - 2012	0.019 ± 0.004
1999	Vaud	2011 - 2012	0.025 ± 0.005

^{a)} dents de lait (12) d'un seul enfant

Tableau 2:

^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2011 et 2012 et mesurées en 2012. Incertitudes pour $u(95\%)$.

Lieu de décès	Année de décès	^{90}Sr (Bq/g Ca)
Tessin	2011	0.010 ± 0.002
Tessin	2011	0.008 ± 0.002
Tessin	2011	0.013 ± 0.002
Tessin	2011	0.023 ± 0.002
Tessin	2011	0.008 ± 0.003
Tessin	2011	0.012 ± 0.002
Vaud	2012	0.009 ± 0.001
Vaud	2012	0.013 ± 0.003
Vaud, mélange ^{a)}	2012	0.013 ± 0.003
Vaud, mélange ^{a)}	2012	0.013 ± 0.003
Vaud, mélange ^{a)}	2012	0.006 ± 0.001
Vaud	2012	0.015 ± 0.002
Moyenne		0.012 ± 0.004

^{a)} mélange de cendres de deux cas au moins

Tableau 3:

^{210}Po (mBq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées au Tessin en 2011 ainsi que dans le canton de Vaud en 2012 et mesurées en 2012. Incertitudes pour $u(95\%)$.

Année de décès	Lieu de décès	^{210}Po (mBq/g Ca)
2011	Tessin	19 ± 1.0
2011	Tessin	18 ± 1.0
2011	Tessin	21 ± 1.0
2011	Tessin	16 ± 1.0
2011	Tessin	35 ± 2.0
2011	Tessin	16 ± 1.0
2012	Vaud	6.5 ± 0.5
2012	Vaud	11 ± 0.7
2012	Vaud	8 ± 0.5
2012	Vaud	17 ± 1.0
2012	Vaud	13 ± 0.8
Moyenne		16.5 ± 7.0

Conclusions

Les activités en ^{90}Sr mesurées en 2012 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. Pour la mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres, nous envisageons d'introduire 7.5 g de cendres dans l'analyse pour abaisser la limite de détection. C'est toutefois encourageant de constater que le ^{90}Sr introduit dans l'environnement suite aux essais d'armes nucléaires réalisées dans les années soixante a pratiquement disparu du corps humain.

La mesure de ^{210}Po montre des activités assez variables (6.5-35 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 (ici entre 31 et 90 ans). Les activités en ^{210}Po et ^{90}Sr mesurées dans ce travail sont significativement plus faibles que l'année précédente et il est possible que sur l'ensemble des cas présentés ici, les sources de calcium de l'alimentation sont pauvres en ^{90}Sr et ^{210}Po . Les raisons en sont peut être l'origine de l'alimentation moderne, peu représentative des régionalismes.

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

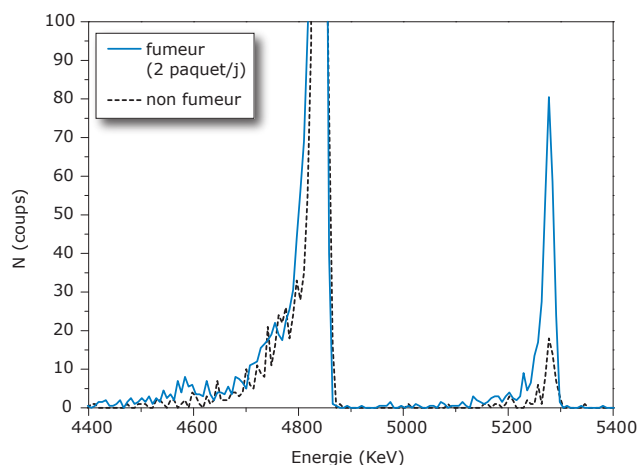
Froidevaux et al. Retention half times in the skeleton of plutonium and ^{90}Sr from above-ground nuclear tests: A retrospective study of the Swiss population. *Chemosphere*, **2010**, 80, 519-524.

Froidevaux and Bächler. Measurement and dosimetry of ^{210}Po . 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.

**Figure 1:**

Spectres alpha de l'excrétion urinaire sur 24 heures de ^{210}Po (droite) normalisés au traceur ^{209}Po (gauche) pour un non fumeur (ligne pointillée) et un fumeur (2 paquets/j, ligne pleine). (Froidevaux and Bächler, 2006).

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2012
Résultats 2012



7

Messung von Spezialnukliden Mesures de nucléides spéciaux

7.1 Kohlenstoff-14, Krypton-85, Argon-37	98
Zusammenfassung	98
Kohlenstoff-14	98
Kernkraftwerk Leibstadt	100
Kernkraftwerk Mühleberg	101
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, Kernkraftwerk Beznau	102
Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)	103
Krypton-85 (⁸⁵ Kr)	105
Argon-37 (³⁷ Ar)	106
7.2 Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement	107
Résumé	107
Introduction	108
Méthode de séparation chimique	108
Résultats	108
Conclusions	112



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), Kehrichtverbrennungsanlagen (Bern, Lausanne, Thun und Zürich), des Paul Scherrer Instituts und an verschiedenen Standorten der Stadt Basel wurden 2012 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 2012 ein $\Delta^{14}\text{C}$ -Referenzwert von $30 \pm 2\text{‰}$.

Die 96 auf ^{14}C untersuchten Standorte unterscheiden sich um -24‰ bis maximal $+109\text{‰}$ von diesem Referenzwert. Dies entspricht 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 nicht 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

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, d.h. ^{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 2012 ein Referenzwert für Laub in ungestörter Umgebung definiert. Als Basis hierzu dienten die im Juni, August und September gesammelten Blätter.

$$(3) \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2012}} = 30 \pm 2 [\text{‰}]$$

Die Differenz

$$(4) \text{Netto } \Delta^{14}\text{C} = \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2012}}$$

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 Blattkohle¹
- **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.

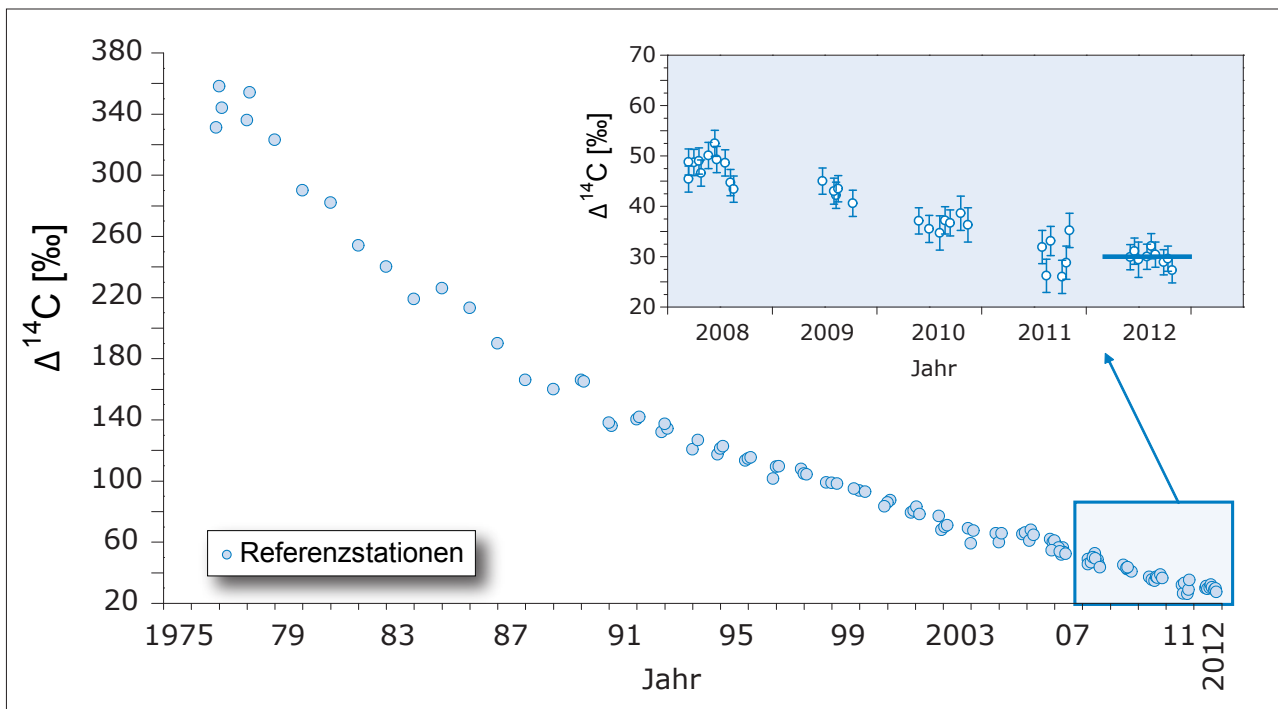
Bei der Messung am ganzen Blatt wird der gesamte Kohlenstoff erfasst. Diese zwar zeitaufwändigere, aber den wahren ^{14}C -Gehalt der Blätter besser wiedergebende Methode B wird für Proben von Standorten verwendet, die bereits in den Vorjahren deutlich höhere Werte zeigten.

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 2012 und Koordinaten der Referenzstationen.

Ort	$\Delta^{14}\text{C}$ [‰]			Koordinaten	[m.ü.M.]	Baumart/Standort
	Juni	Aug.	Okt.			
Taanwald	30	32	30	601320 / 186150	938	Rotbuchen im Wald
Belpberg	31	30	29	606050 / 190800	825	Rotbuche auf Krete
Ballenbühl	29	30	27	612550 / 192800	852	2 Linden freistehend



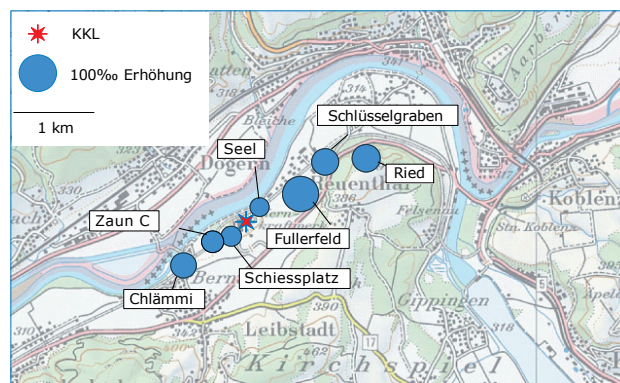
Figur 1:

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

Mit 30 ± 2 ‰ ist der Referenzwert praktisch identisch mit dem des Vorjahres (30 ± 4 ‰). Einzig die Streuung der einzelnen Werte war 2011 deutlich grösser.

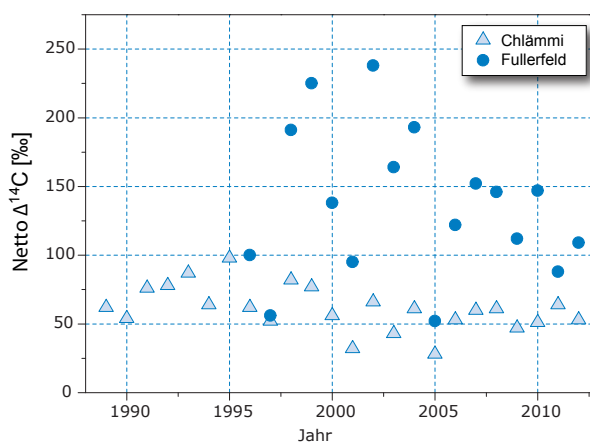
In den Jahren 2004 – 2006 wurde in den Blättern ein konstanter ^{14}C -Level gemessen. Dies wiederholt sich nun in den Jahren 2011 und 2012. Möglicherweise bremsen besonders warme Jahre die jährliche $^{14}\text{CO}_2$ -Abnahme in der Atmosphäre. Das könnte verursacht sein durch eine geringere Aufnahme 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 2012. Probenahme: 27.7.2012. 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 Chlammli seit 1989 beprobt. (Standorte: siehe Figur 2).

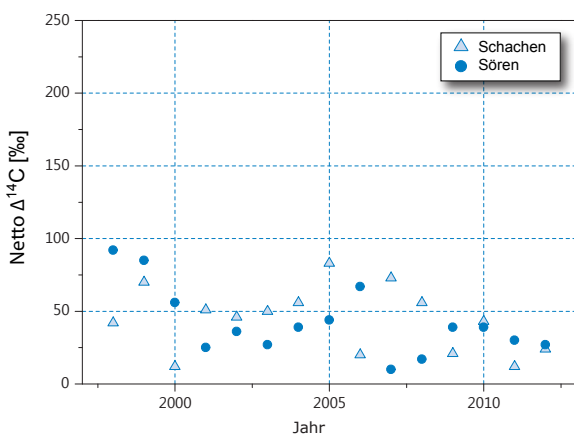
Kernkraftwerk Leibstadt

Im Sommer 2012 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 500-1000 m Distanz vom KKL in nordöstlicher Richtung bei den Birken vom Standort Fullerfeld und im Südwesten im Bereich der Friedhof-Linde an der Position Chlammli (Figur 2).

Die 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 ‰. 2012 lag der höchste Wert bei 109 ‰. Der grösste gemessene Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert seit Messbeginn betrug 238 ‰ (2002).



Figur 4: Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG). Probenahme: 10.7.2012. Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

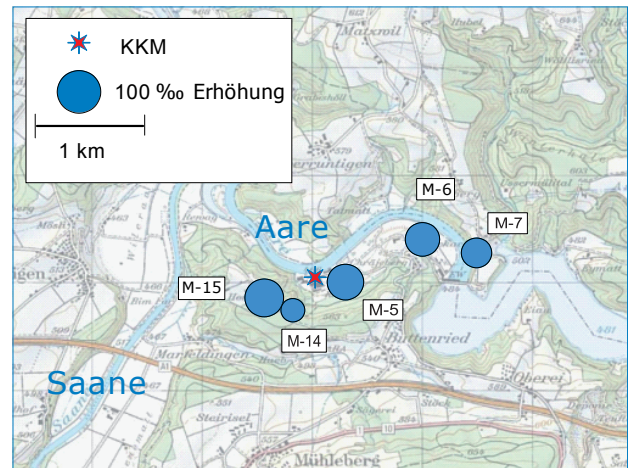


Figur 5: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (Δ) des Kernkraftwerkes Gösgen.

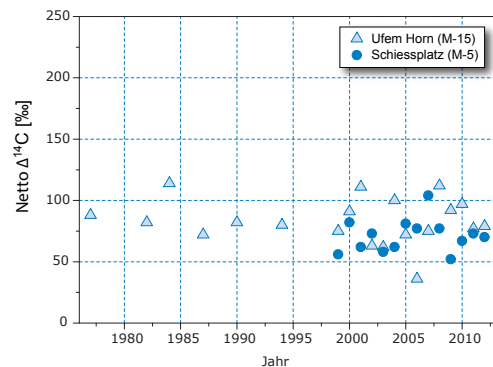
Kernkraftwerk Gösgen

In der Figur 4 sind die Resultate der am 10.7.2012 gewonnenen Blattproben in der Umgebung des Kernkraftwerkes Gösgen (KKG) dargestellt. Der höchste ^{14}C -Messwert resultierte in diesem Jahr mit 28 ‰ am Standort Schachen. Er ist 11 ‰ geringer als der Höchstwert des Vorjahres (Standort Aarfeld). 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 2012. Probenahme: 26.7.2012. 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).

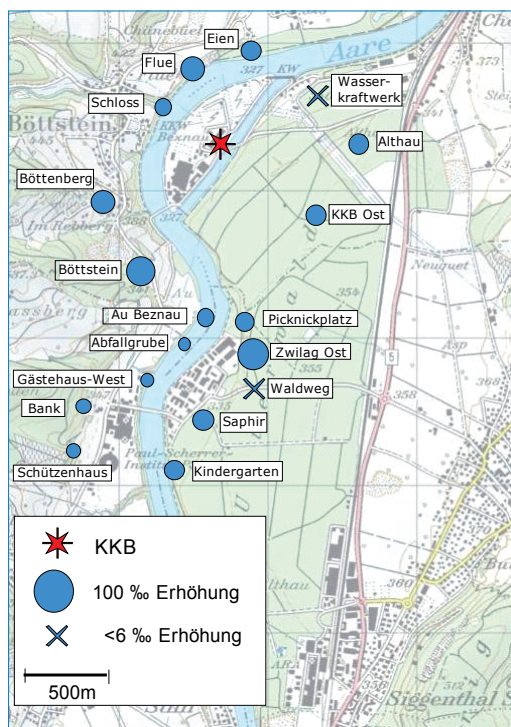
Kernkraftwerk Mühleberg

Die in Figur 6 mit Symbolen dargestellte Verteilung der Messwerte um das Kernkraftwerk Mühleberg (KKM) zeigt wiederum die grösste Erhöhung am Standort M-15 Ufem Horn. Der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwert blieb wie im Vorjahr bei 80 ‰.

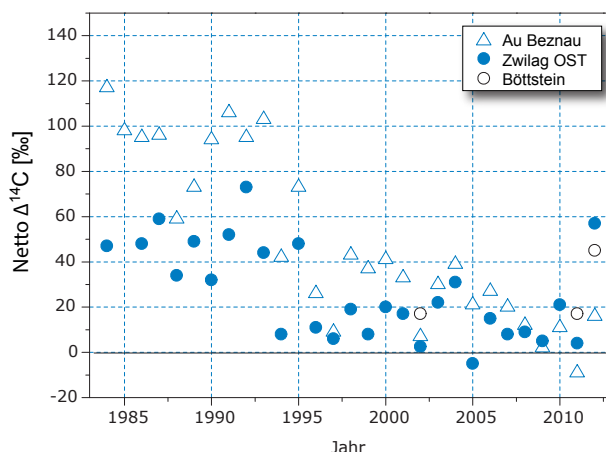
In der entgegengesetzten Windrichtung betrug der höchste Messwert am Standort M-5 Schiessplatz 71 ‰ gegenüber 77 ‰ im Vorjahr.

Alle 2012 gemessenen Proben liegen deutlich unter den seit Messbeginn im Jahre 1977 registrierten Höchstwerten. Der mit 116 ‰ höchste Wert stammt aus dem Jahre 1984.

In der 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 (ZWI) und des Kernkraftwerks Beznau (KKB) im Jahre 2012 (J. Eikenberg, R. Siegwolf, PSI in Zusammenarbeit mit der Universität Bern). Die Kreisflächen sind proportional zur Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.



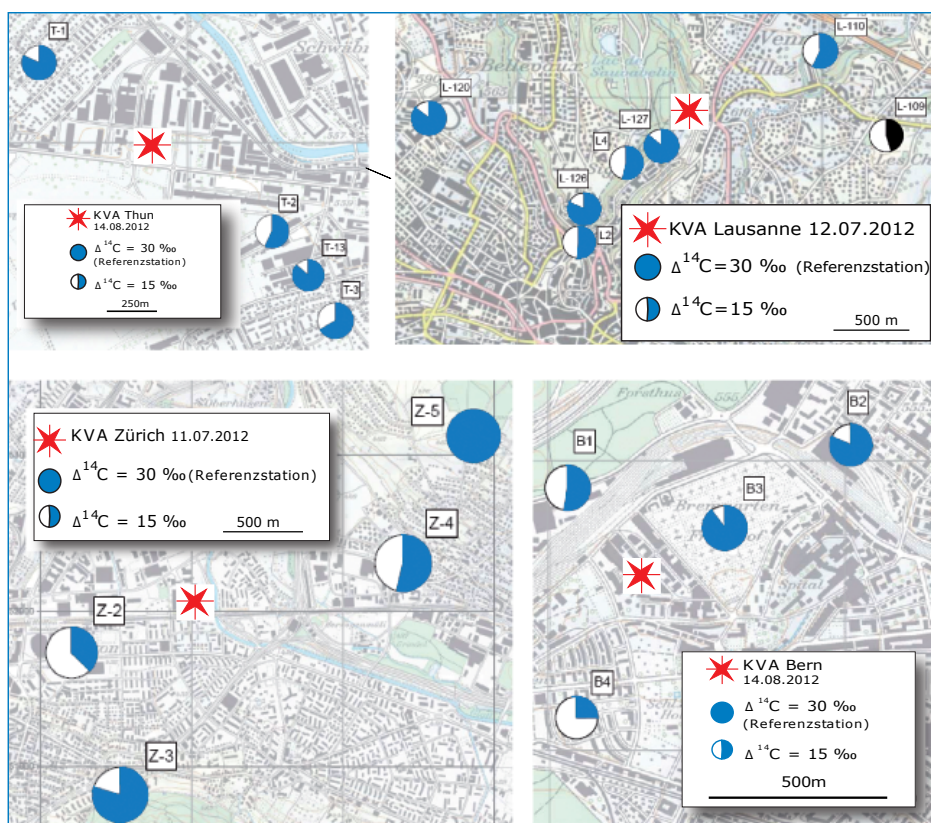
Figur 9: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Höchstwerte östlich (●) und westlich (○) des PSI/Zwiag sowie des Kernkraftwerks Beznau (Δ) seit Messbeginn (Standorte: siehe Figur 8).

Paul Scherrer Institut,
Zentrales Zwischenlager Würenlingen,
Kernkraftwerk Beznau

Die zu diesen Standorten gehörenden ^{14}C - und $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen in den Blattproben wurden am PSI sowie an der Universität Bern durchgeführt. Die Messunsicherheit für die $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beträgt 4 bis 6 ‰. Die Werte in der Umgebung PSI/ZWI/LAG sind gegenüber dem Vorjahr, von einer Ausnahme abgesehen (Standort Waldweg) generell angestiegen. Sie liegen 9 - 57 ‰ höher als der Referenzwert. Der Standort ZWI/LAG Ost (57 ‰) ist allerdings mit einer hohen Messunsicherheit behaftet (± 27 ‰). Der höchste Messwert stammt aus dem Jahre 1986. Damals ist am Standort Saphir ein um 1023 ‰ erhöhter Wert festgestellt worden.

Der Standort Böttstein im Einflussbereich PSI/ZWI/LAG/KKB zeigt mit 45 ‰ ebenfalls eine Erhöhung an. Sonst liegen die Messwerte rund um das KKB bei 15 - 32 ‰.

In der Figur 9 sind Zeitreihen von Standorten mit erhöhten Messwerten aufgezeigt. Es wurden 2012 keine negativen Werte ermittelt.



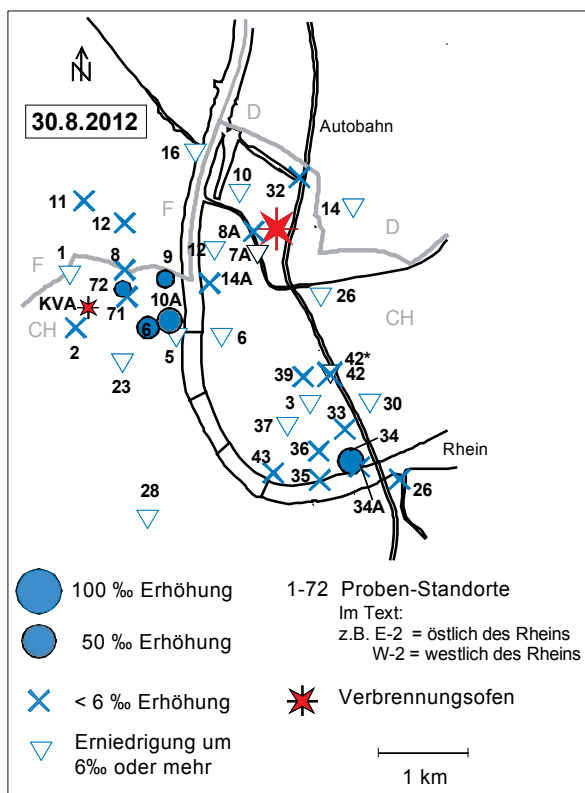
Figur 10: $\Delta^{14}\text{C}$ -Messungen in der Umgebung der KVA Lausanne, Zürich, Bern und Thun.

Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)

Es wurden in Blättern von Bäumen im Umfeld der Verbrennungsanlagen keine erhöhten ^{14}C -Konzentrationen festgestellt. Die gegenüber den Referenzstationen erniedrigten Messwerte ($<30\%$) stammen aus den Abgasen fossiler Brenn- und Treibstoffe („Süss“-Effekt). Die grösste Absenkung liess sich erstmals nicht in Lausanne, sondern mit -23% in Bern (B-4, Stampflistrasse) messen. Der Standort in Zürich (Z-5, Pfadiheim) entspricht auch in diesem Jahr den Verhältnissen, wie sie bei den unbelasteten Referenzstationen auszutreffen sind.

Messungen in der Region Basel-Stadt

Wie üblich fand die Hauptprobenahme 2012 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 Werte wurden im August gemessen, und zwar westlich des Rheins (W-10A) mit $+25\%$ und östlich des Rheins (E-34) mit $+26\%$. Die ^{14}C -Konzentrationen sind relativ tief. Hinzu kommen 3 weitere Standorte mit geringfügig erhöhten Werten. Auffallend ist zudem, dass sich die Anzahl der Erniedrigungen um $> 6\%$ gegenüber dem Vorjahr von 6 auf 14 erhöht hat (siehe Figur 11 / Symbol ∇). Auf der französischen, wie auch auf der deutschen Seite wurden im Raum Basel keine Erhöhungen registriert.

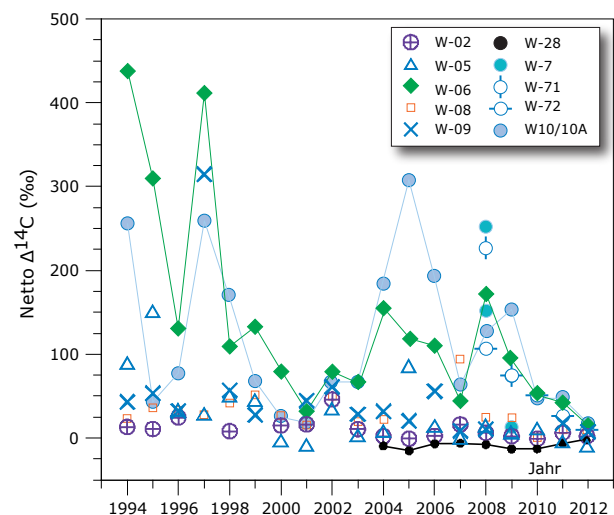


Figur 11:
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte für Blattproben aus dem Raum Basel.

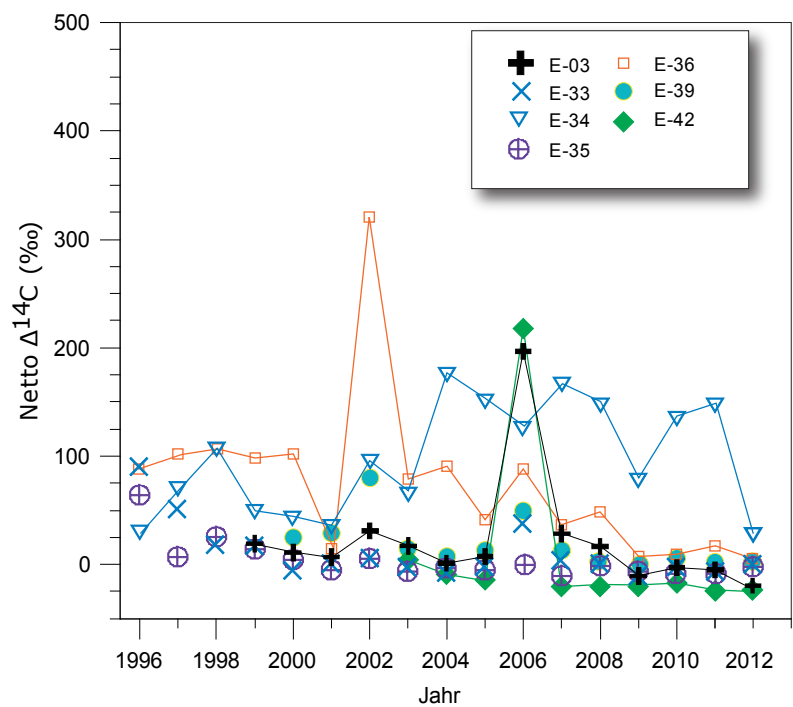
Im Juni, August und Oktober wurden an einigen Standorten sowohl in der Blattkohle als auch an unverkohlten, ganzen Blättern Messungen durchgeführt. Bei der Blattverkohlungen allenfalls flüchtige Kohlenwasserstoffe werden bei der Messung von ganzen Blättern vollständig miterfasst. Da die Messung an ganzen 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 308 ‰ (Standort W-10A) aus dem Jahr 2005 die Ausnahme. Dasselbe kann östlich des Rheins am Standort E-03 festgestellt werden. Hier wurde der 2006 gemessene Höchstwert von 197 ‰ (E-03) in den letzten Jahren jeweils deutlich unterschritten.

Alle 2012 gemessenen Erhöhungen fallen im Vergleich zu der um einen Faktor 1'000 grösseren natürlichen Strahlenbelastung nicht ins Gewicht.



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.



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 2012 gemessene höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern im Vergleich mit Messungen früherer Jahre (1994 - 2011) 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	
	2012 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	1994-2011 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2012 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]	2004 - 2011 Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert [‰]
E-03	-22	197 (2006)	-	23 (2007)
E-10	-14	251 (1997)	-	-
E-26	-16	169 (1996)	-	-
E-34	22	106 (1998)	26	173 (2004)
E-42	-24	4 (2003)	-	-
E-42*	0	218 (2006)	-	-
W-06	7	438 (1994)	24	172 (2008)
W-10A	25	259 (1997)	20	308 (2005)
W-28	-11	-6 (2007)	-2	-
W-71	10	227 (2008)	-9	75 (2009)
W-72	12	107 (2008)	4	115 (2010)

Krypton-85 (^{85}Kr)

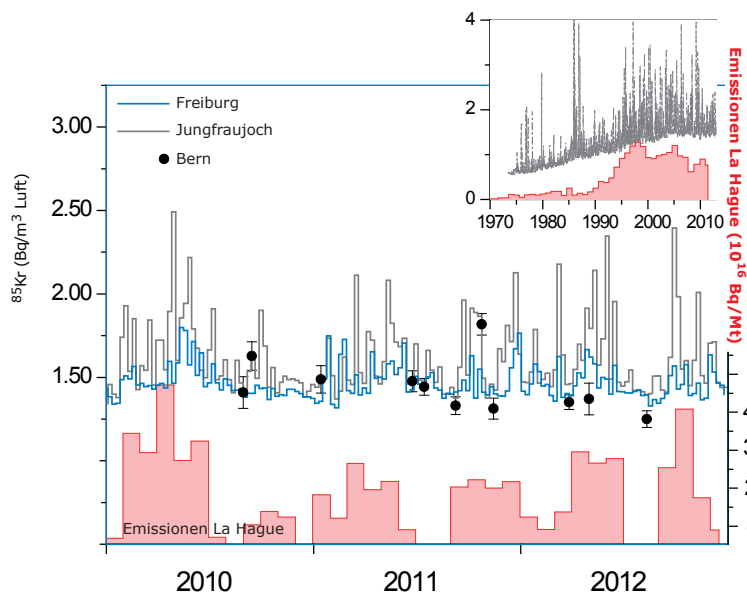
Das radioaktive Edelgasisotop ^{85}Kr ist ein Beta-Strahler mit einer Halbwertszeit von 10.76 ± 0.02 Jahren. Natürliches atmosphärisches ^{85}Kr hat seinen Ursprung in dem Einfang kosmischer Neutronen durch ^{84}Kr in der Atmosphäre und durch die Spaltung von Uran und anderen Aktiniden in der Lithosphäre. Die beiden Prozesse führen zu einem natürlichen atmosphärischen ^{85}Kr -Inventar von etwa $9 \cdot 10^{11} \text{ Bq}^2$. Das derzeitige ^{85}Kr in der Atmosphäre wird hauptsächlich bei der Spaltung von Uran in Kernkraftwerken gebildet, wo es im Laufe

weltweit grösste Emissionsquelle (Figur 14)³.

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. Die interhemisphärische Mischung der Troposphäre erfolgt auf Zeitskalen von 1-2 Jahren, was zu einer räumlich homogenen Basisaktivitätskonzentration führt. In der Nähe von Emissionsquellen, wie etwa bei der Station Freiburg i. Br. können hingegen Aktivitätsspitzen beobachtet werden, die mehrheitlich auf Abluftfahren aus der Wiederaufbereitungsanlage La Hague⁴ zurückgeführt werden können (Figur 14). Wegen der erhöhten Lage des Jungfrauochs,

die vor allem in den Wintermonaten über der planetaren Grenzschicht liegt, und der grösseren Entfernung zu La Hague wird diese Station weniger direkt von bodennahen Emissionen beeinflusst. Der qualitative Verlauf der ^{85}Kr Aktivitätskonzentration, insbesondere der Untergrundpegel, ist aber an beiden Stationen gleich.

Insgesamt nahmen die globalen Freisetzungsraten von ^{85}Kr in den letzten Jahren erstmals seit Jahrzehnten wieder ab, was zu einer entsprechenden Stabilisierung der atmosphärischen Basisaktivitätskonzentration von derzeit 1.4 Bq/m^3 Luft in der bodennahen Luft in Mitteleuropa geführt hat (Figur 14, kleines Bild). Anthropogenes ^{85}Kr macht derzeit den grössten Anteil der künstlichen Radioaktivität in



Figur 14:

Atmosphärische ^{85}Kr Aktivitätskonzentrationen der Stationen Jungfrauoch (3500 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 38 Jahre; die Messungen der Proben aus Freiburg und vom Jungfrauoch 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).

des Betriebs in den Brennstäben akkumuliert. Bei der Wiederaufarbeitung von Brennstäben wird es in zeitlich gepulsten Emissionen von einigen Stunden in die Atmosphäre freigesetzt, in der es sich global verteilt. Dort ist die dominante Senke der radioaktive Zerfall mit 6.4 %/Jahr. Aufgrund seiner relativ langen Halbwertszeit, seiner chemischen Eigenschaften als Edelgas und durch steigende Ableitungen über Jahrzehnte hat sich ^{85}Kr in der Atmosphäre zunächst stetig angereichert, bis sich vor etwa 10 Jahren ein Gleichgewicht zwischen Emissionsrate und Zerfallsrate eingestellt hat. Zurzeit ist die Wiederaufbereitungsanlage in La Hague (F) die

der Atmosphäre aus. Die darauf zurückzuführende jährliche effektive Dosis ist jedoch mit ca. $0.01 \mu\text{Sv}$ ($8 \cdot 10^{-9} \text{ Sv/Bq m}^{-3} \text{ Jahr}$)⁵ im Vergleich zu der durch das natürlich vorkommende Radon und Folgeprodukte verursachten jährlichen Strahlenbelastung von etwa 3.2 mSv äusserst gering.

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.aveva.com/EN/operations-2315/cumulative-release-results-report-for-the-aveva-la-hague-plant.html>

⁵ ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.). Table C.1., p. 61

Auch am Physikalischen Institut der Universität Bern werden Stichprobenmessungen der Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr durchgeführt. Diese Werte stimmen innerhalb der Messunsicherheiten meist gut mit jenen vom Jungfrauoch und Freiburg i. Br. überein, liegen zum Teil aber leicht unter dem Niveau von Freiburg und dem Jungfrauoch. Dies ist wahrscheinlich auf den unterschiedlichen Sammelzeitraum zurückzuführen. Während in Freiburg und auf dem Joch das Krypton aus einer integrierten Wochenprobe extrahiert wird, werden in Bern 20 Liter Luft innert weniger Minuten gesammelt. Damit steigt die Wahrscheinlichkeit, eine von Abluftfahnen nicht beeinflusste Probe zu erfassen.

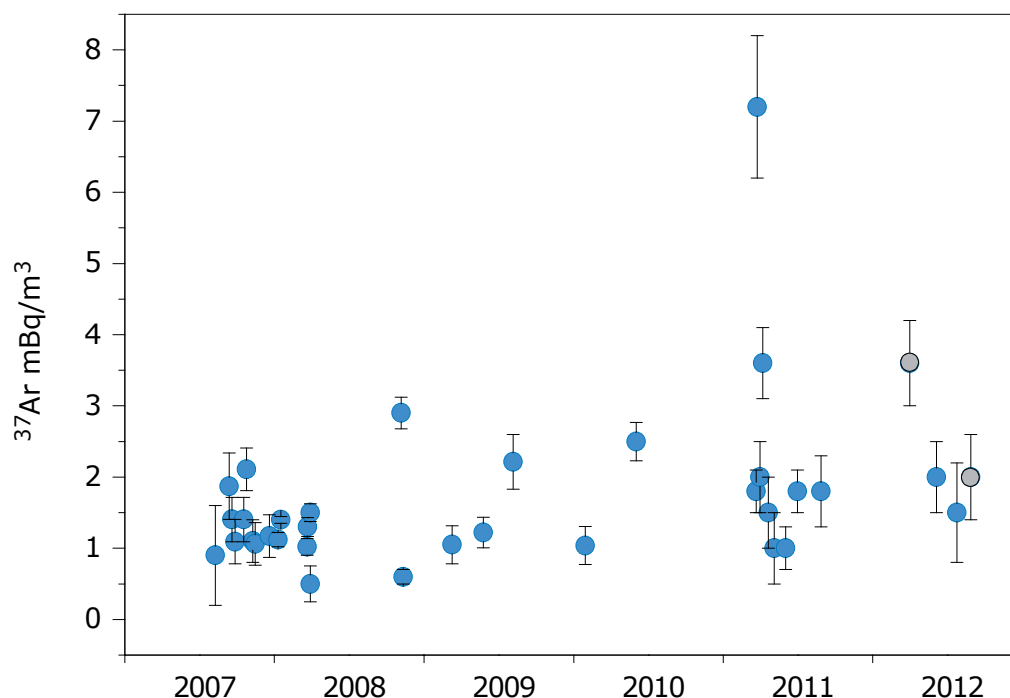
Argon-37 (^{37}Ar)

^{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 mBq/m³ Luft^{6,7}, in guter Übereinstimmung mit den über die letzten 5 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 erhöhten ^{37}Ar Aktivitäten bis 8-10 mBq/m³ Luft führen^{6,7}. Dementsprechend wurden insbesondere in den Jahren 2011 und 2012 Werte über 2 mBq/m³ Luft beobachtet. Gemäss theoretischen Berechnungen sind auch in unmittelbarer Nähe von Kernreaktoren keine signifikanten ^{37}Ar Emissionen zu erwarten⁸. Dies bestätigen Stichproben die in Abwindrichtung zum Atomkraftwerk Mühleberg genommen wurden (Figur 15, graue Messwerte). Künstlich produziertes ^{37}Ar in messbaren atmosphärischen Konzentrationen bedarf hoher Neutronenflüsse, wie sie im Allgemeinen nur bei nuklearen Testexplosionen auftreten. Insbesondere bei unterirdischen Tests können grosse Mengen ^{37}Ar durch die Reaktion $^{40}\text{Ca}(n, \alpha)^{37}\text{Ar}$ erzeugt werden, die durch Spalten oder Klüfte an die Erdoberfläche und schliesslich in die Atmosphäre gelangen können. Dies ist die Grundlage für den Gebrauch von ^{37}Ar zur Überwachung des Vertrags über das umfassende Verbot von Nuklearversuchen (Kernwaffenteststopp-Vertrag, CTBT)⁹.

8 Fay, A.G. and S.R. Biegalski, Contributions to the ^{37}Ar Background by Research Reactor Operations. J Radioanal Nucl Chem, 2012.

9 Riedmann R. and Purtschert R. (2011) Natural ^{37}Ar Concentrations in Soil Air: Implications for Monitoring Underground Nuclear Explosions. Environ. Sci. Technol. 45, 8656-8664. dx.doi.org/10.1021/es201192u



Figur 15:

^{37}Ar -Aktivität in Troposphärenluft im Jahr 2012 in Bern im Vergleich mit Werten über die letzten 6 Jahre. In grau Messwerte von Proben, die in unmittelbarer Nähe des Kernkraftwerks Mühleberg gesammelt wurden.

7.2

Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

P. Froidevaux, M. Straub, J.A. Corcho Alvarado, F. Barraud, K. Garcia, 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, de sédiments, de filtres à air, d'eaux, de plantes aquatiques et de poissons. En plaine, les activités en $^{239+240}\text{Pu}$ pour les échantillons de sol (0 - 5 cm), prélevés en 2012, se situent entre 0.034 et 0.268 Bq/kg. En montagne, elles sont significativement plus élevées et se situent entre 0.108 et 0.541 Bq/kg. Aux alentours des centrales nucléaires suisses, les activités des actinides dans les sols ne dépassent pas 0.27 Bq/kg ($^{239+240}\text{Pu}$) et 0.11 Bq/kg (^{241}Am), et montrent un rapport d'activité d'environ 0.031 pour $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et 0.39 pour $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$. La moyenne du rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ de 0.031 ± 0.006 indique une contamination provenant des essais d'armes atomiques effectués 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 0.39 ± 0.08 en moyenne. L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am des filtres à air analysés en 2012 est très

faible ($< 4 \text{ nBq/m}^3$). L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ et ^{241}Am des eaux de pluie, de rivière et de surface ne dépasse pas les valeurs des années précédentes ($< 10 \text{ mBq/m}^3$). L'activité en $^{239+240}\text{Pu}$ ($< 70 \text{ mBq/kg}$ de matière sèche) et en ^{241}Am ($< 30 \text{ mBq/kg}$ de matière sèche) des plantes aquatiques, de la viande des poissons et des moules sont également très faibles. Les rapports $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dans les échantillons de sédiments, filtres à air, plantes aquatiques et poissons sont plus variables mais la moyenne (0.51 ± 0.20) se rapproche de celle trouvée dans les sols. Cela indique que l'origine de la contamination est identique (essais d'armes nucléaires en atmosphère) mais le comportement chimique de ces radioéléments dans ces compartiments de l'environnement diffère, notamment le coefficient de partition entre la phase sédimentaires et la phase aqueuse. De plus, l'américium est connu pour avoir un facteur de concentration supérieur à celui du plutonium dans le poisson (environ 5 fois).

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, $r(^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu})=0.39$

Introduction

Le plutonium a été distribué dans l'environnement suite aux essais d'armes atomiques en atmosphère (Tableau 1) et 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). L'américium est généré par la désintégration bêta du ²⁴¹Pu, 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. Nous avons récemment pu mettre en évidence que le plutonium a un temps moyen de rétention de 40 ± 14 ans dans le squelette humain, suite à l'inhalation des retombées radioactives des tests nucléaires en atmosphère [1]. Par comparaison, le temps de rétention du ⁹⁰Sr dans les vertèbres humaines est de 12 ± 2 ans et est directement lié au temps de rétention du ⁹⁰Sr dans le sol, l'herbe et le lait [1].

Le but de ce travail est d'évaluer tout d'abord la présence des radioéléments plutonium et américium dans l'environnement en Suisse et d'en attribuer l'origine. L'accent est mis sur la surveillance des centrales nucléaires suisses, avec des mesures de sol, d'air et d'eau de pluie prélevés autour des centrales et de sédiments, de plantes aquatiques et de poissons en aval des rejets. Ces mesures sont complétées par des analyses d'échantillons de sites de référence, sans influence des centrales nucléaires.

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 [2]. Les actinides sont ensuite électrodéposés sur des disques d'acier [3] et sont mesurées sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS. La procédure est décrite en détails dans la référence bibliographique [2] et validée annuellement par la participation à des intercomparaisons internationales.

Résultats

Les tableaux 2, 3 et 4 rapportent les principaux résultats obtenus en 2012. Sauf indication contraire, les incertitudes des mesures sont reportées pour un intervalle de confiance de 95% ($k=2$).

Sols et sédiments

Le tableau 2 présente les résultats dans différents sols et sédiments de Suisse. La couche analysée est de 0 - 5 cm. Lors de la mesure des sols, en plaine, l'activité en plutonium se situe entre 0.034 et 0.268 Bq/kg de sol, ce qui correspond bien à la gamme des valeurs observées dans les prélèvements des années précédentes. Aux alentours des centrales nucléaires suisses, l'activité des actinides dans les sols et les sédiments ne diffère guère du reste du territoire et ne dépasse pas 0.27 Bq/kg (plutonium) et 0.11 Bq/kg (américium). En montagne, l'activité en Pu peut s'élever au-dessus de 0.2 Bq/kg avec un maximum de 0.54 Bq/kg dans un sol d'Allmendhubel (Oberland bernois). Les valeurs plus élevées en Pu des sols de montagne s'expliquent principalement par des dépôts humides plus importantes en montagne qu'en plaine. Nous avons pu mettre en évidence ce phénomène d'augmentation des dépôts de radioactivité (⁹⁰Sr) avec l'altitude à l'échelle de l'Europe occi-

dentale[4] dans les produits laitiers. Les indicateurs de contamination reposent sur les rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ ainsi que sur les rapports $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$. Ces rapports sont proches de 0.03 et 0.4 pour les retombées cumulées des essais d'armes atomiques réalisées en atmosphère dans les années soixante, en y incluant la contribution de ^{238}Pu provenant de la destruction dans l'atmosphère du satellite SNAP-9A contenant une source de ^{238}Pu .

La figure 1 montre les résultats obtenus pour ces rapports dans les sols en Suisse; tous les résultats sont alignés sur les droites représentant les rapports des retombées globales des essais d'armes atomiques. Aucune contribution significative de l'accident de Tchernobyl à l'activité en plutonium et américium n'a été mise en évidence. De la même manière, aucune contribution significative des rejets des centrales nucléaires suisses n'a été observée; dans le cas contraire, les rapports présentés dans la figure 1 auraient été significativement augmentés.

Eaux, plantes aquatiques et poissons

L'analyse de plutonium et d'américium dans l'eau requiert au moins 100 litres par échantillon. Le prélèvement s'effectue par co-précipitation avec des hydroxydes de fer (Rhin, Pratteln), par prélèvement direct suivi d'évaporation (Rhône, Genève) et par collecte sur des entonnoirs de 1m² de surface puis passage sur une résine d'échange de cations et d'anions (eau de pluie de Mühleberg, Posieux et IRA Lausanne). L'activité en plutonium (< 5 mBq/m³) et en américium (< 1 mBq/m³) des eaux de pluie, de rivière et de surface (Tableau 3) sont faibles et sont comprises dans la gamme observée lors des années précédentes (< 10 mBq/m³). Les eaux du Rhône et du Rhin présentent une activité en plutonium et américium supérieure à l'eau de pluie car elles contiennent une forte charge en sédiments sur lesquels ces radioéléments sont adsorbés.

Les activités en plutonium et en américium des plantes aquatiques sont faibles (< 70 mBq/kg de matière sèche). Les plantes aquatiques peuvent

Tableau 2:

Plutonium et américium (Bq/kg de matière sèche) dans les sols (0-5 cm) et sédiments prélevés en Suisse en 2012.

Lieu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{238}\text{Pu} / ^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am} / ^{239,240}\text{Pu}$
Sol plaine				
Güttingen	0.106 ± 0.012	0.043 ± 0.006	< LD	0.40 ± 0.08
Cadenazzo	0.069 ± 0.006	0.011 ± 0.002	0.031 ± 0.013	0.16 ± 0.04
Posieux	0.051 ± 0.006	0.018 ± 0.004	0.043 ± 0.022	0.34 ± 0.08
Sols centrales nucléaires + PSI + CERN				
Beznau	0.169 ± 0.020	0.074 ± 0.008	0.029 ± 0.018	0.44 ± 0.08
Gösgen	0.099 ± 0.008	0.042 ± 0.006	0.029 ± 0.014	0.43 ± 0.07
Leibstadt	0.216 ± 0.014	0.088 ± 0.010	0.031 ± 0.014	0.41 ± 0.06
Mühleberg	0.034 ± 0.004	0.012 ± 0.002	0.039 ± 0.025	0.34 ± 0.08
ZWILAG	0.159 ± 0.014	0.080 ± 0.008	0.026 ± 0.013	0.50 ± 0.07
PSI-OASE	0.268 ± 0.020	0.111 ± 0.010	0.032 ± 0.012	0.41 ± 0.05
CERN	0.057 ± 0.006	0.021 ± 0.004	< LD	0.37 ± 0.07
Sols sites d'altitude				
Allmendhubel	0.541 ± 0.026	0.213 ± 0.020	0.023 ± 0.004	0.39 ± 0.04
Diesse	0.263 ± 0.016	0.126 ± 0.010	0.029 ± 0.008	0.48 ± 0.06
Fahrni	0.108 ± 0.030	0.039 ± 0.004	< LD	0.36 ± 0.10
Gimmelwald	0.146 ± 0.012	0.052 ± 0.004	0.029 ± 0.010	0.36 ± 0.04
Moyenne Suisse :			0.031 ± 0.006	0.39 ± 0.08
Sédiments				
Hagneck	0.055 ± 0.009	0.030 ± 0.006	0.046 ± 0.030	0.53 ± 0.09
Pratteln	0.035 ± 0.005	0.038 ± 0.006	0.032 ± 0.026	1.07 ± 0.22
Klingnau	0.079 ± 0.009	0.035 ± 0.006	0.028 ± 0.018	0.44 ± 0.09
Lucens, Broye, 10 m du rejet	0.036 ± 0.006	0.016 ± 0.004	< LD	0.43 ± 0.060
Lucens, Broye, au rejet	0.027 ± 0.004	0.014 ± 0.004	< LD	0.53 ± 0.14
Lucens, Broye, face au rejet	n.m	0.016 ± 0.004	n.m	n.m
Lucens, Broye, 100 m du rejet	n.m	0.010 ± 0.004	n.m	n.m

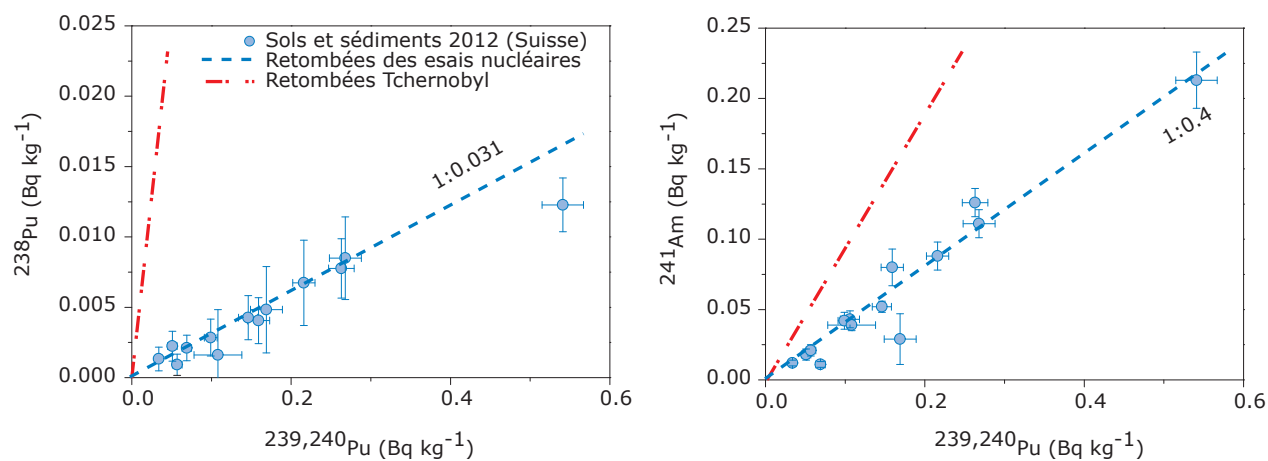


Figure 1:
a) Activité du ^{238}Pu en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ dans 14 échantillons de sol (0 - 5 cm) prélevés sur l'ensemble de la Suisse en 2012.
b) Activité du ^{241}Am en fonction de l'activité du $^{239+240}\text{Pu}$ dans 14 échantillons de sol (0 - 5 cm) prélevés sur l'ensemble de la Suisse en 2012.
Le rapport isotopique moyen $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ est de 0.39 ± 0.08 , et celui de $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ est de 0.031 ± 0.006 . Les rapports de l'accident de Tchernobyl (ligne pointillée) et des retombées des essais nucléaires (ligne pleine) sont aussi montrés pour comparaison.

absorber les radioéléments par transfert racinaire à partir des sédiments et par transfert foliaire à partir de l'eau. Dans les deux cas, des mécanismes impliquant des canaux sélectifs et non-sélectifs (p.ex. AKT1, CNGCs, KUP [5,6]) entrent en jeu. L'accumulation de plutonium et d'américium n'est donc pas forcément identique et les rapports entre ces deux radioéléments ne seront pas similaires à ceux mesurés dans les sédiments ou dans l'eau. Dans ce

travail, les rapports $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ sont proches de ceux des sols et des sédiments (moyenne : 0.37), ce qui indique que le transfert racinaire avec canaux non sélectifs est prédominant ou que les plantes aquatiques contiennent une proportion importante des radioéléments sous forme particulière adsorbée au feuillage.

Tableau 3:
Mesures du plutonium et de l'américium dans les eaux (mBq/m³), les plantes aquatiques (Bq/kg MS) et la viande de poisson (Bq/kg MS) prélevés en 2012

Lieu	Type	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$
Eaux (mBq/m ³)				
KKM (Mühleberg)	eau de pluie	0.30 ± 0.20	< LD	< LD
Posieux (Fribourg)	eau de pluie	0.23 ± 0.12	< LD	< LD
Rhin (Pratteln)	eau de rivière	3.4 ± 1.0	2.7 ± 0.8	< LD
Rhône (Genève)	eau de rivière	5.0 ± 1.2	n.m	n.m
Lausanne IRA, 1m ²	eau de pluie (2011)	0.6 ± 0.2	0.2 ± 0.1	0.40 ± 0.24
Lausanne IRA, 1m ²	eau de pluie (2012)	1.7 ± 0.6	0.66 ± 0.3	0.38 ± 0.21
Plantes Aquatiques (Bq/kg de matière sèche)				
Pratteln	plantes aquatiques	0.046 ± 0.009	0.014 ± 0.002	0.31 ± 0.07
Klingnau	plantes aquatiques	0.061 ± 0.010	0.030 ± 0.006	0.49 ± 0.12
Hagneck	plantes aquatiques	0.067 ± 0.010	0.021 ± 0.006	0.31 ± 0.09
Viande de Poisson (Bq/kg de matière sèche)				
Aare KKG	poissons	0.0200 ± 0.0012	0.004 ± 0.002	0.73 ± 0.45
Aare KKB	poissons	0.0053 ± 0.0022		0.99 ± 0.46
Aare KKM	poissons	0.0027 ± 0.0012	0.002 ± 0.001	0.81 ± 0.36
Rhin Bâle	poissons	0.0010 ± 0.0004		
Leibstadt	poissons	n.m	0.0005 ± 0.0002	n.m

Tableau 4:

Plutonium et américium dans les filtres à air (nBq/m³) prélevés en 2012.

Lieu	Volume	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	²⁴¹ Am/ ^{239,240} Pu
Filtres à air (nBq/m ³)				
Klingnau	V _{filtré} = 4'208'248 m ³	0.453 ± 0.055	0.130 ± 0.080	0.29 ± 0.10
	V _{filtré} = 1'884'935 m ³	0.449 ± 0.080	0.186 ± 0.044	0.41 ± 0.12
Posieux	V _{filtré} = 1'691'072 m ³	2.810 ± 0.230	1.380 ± 0.020	0.49 ± 0.08
	V _{filtré} = 1'190'130 m ³	1.110 ± 0.170	0.324 ± 0.082	0.29 ± 0.09
Mühleberg	V _{filtré} = 496'551 m ³	0.770 ± 0.280	0.530 ± 0.300	0.68 ± 0.44
Jungfrauoch	V _{filtré} = 257'886 m ³	3.760 ± 0.680	2.270 ± 0.900	0.60 ± 0.30

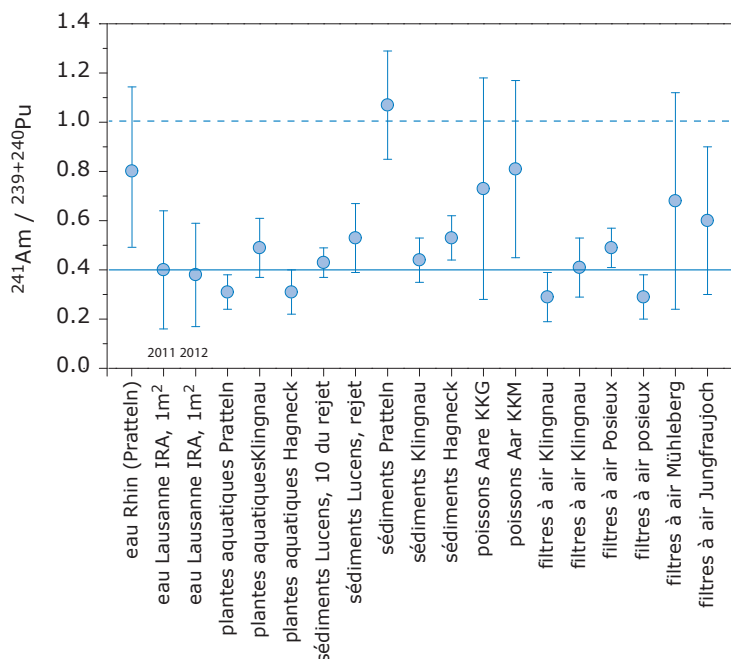
La chair des poissons contient des activités en plutonium et américium très basses (< 50 mBq/kg de matière sèche). Le facteur de concentration des radioéléments dans le poisson se définit selon:

$$CF = A[Bq/kg] / A[Bq/l]$$

où A[Bq/kg] est l'activité dans la chair fraîche du poisson et A[Bq/l] est l'activité dans l'eau. Sur la base des données du tableau 3, le facteur de concentration, CF, déterminé dans ce travail est d'environ 1.10³, ce qui est significativement inférieur aux CFs reportés dans la littérature[7] (3.10³ - 10⁴). L'eau des rivières contient donc une partie importante de plutonium et d'américium non bio-disponible, sous forme de colloïdes organiques ou associés aux particules de sédiments.

Filtres à air

En Suisse, nous étudions annuellement quatre sites (Posieux, Klingnau, Mühleberg et Jungfrauoch) sur lesquels des prélèvements d'air par filtres à air sont effectués de façon hebdomadaire. Ces filtres sont ensuite réunis pour former un échantillon annuel par site, pour l'analyse du plutonium et de l'américium. Le volume d'air ainsi prélevé est d'au moins 200'000 m³, ce qui permet une analyse à très bas niveau d'activité (nBq/m³). Ce type de prélèvement mesure essentiellement la fraction particulaire de l'air, sur laquelle sont adsorbés les radioéléments. De manière générale toutes les activités sont très faibles pour les sites de plaine (< 3 nBq/m³). Ces mesures effectuées à 1 m du sol illustrent principalement le phénomène de re-suspension. Cette dernière dépend, pour un emplacement donné, de


Figure 2:

Rapport ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu dans différents échantillons dans lesquels le plutonium et l'américium peuvent être soumis à un fractionnement. La ligne pleine indique le rapport des retombées globales des essais nucléaires tel que mesuré dans les sols et la ligne pointillée indique le rapport trouvé dans les émissions radioactives issues de l'accident de Tchernobyl.

facteur tels que l'âge de la déposition, le régime des vents, la nature du sol et de sa couverture végétale, du coefficient de friction entre la masse d'air et le sol, ainsi que de la vitesse de re-déposition, qui dépend de la taille des particules soulevées. Le facteur de re-suspension se définit comme :

$$RF = A_{\text{air}}[\text{Bq/m}^3] / A_{\text{sol}}[\text{Bq/m}^2]$$

Où A_{air} est l'activité mesurée dans l'air et A_{sol} l'activité mesurée dans le sol, exprimée en Bq par unité de surface. Pour une déposition moyenne en plutonium de l'ordre de 150 - 300 Bq/m² en Suisse et les données du tableau 4, on détermine un RF de $2.5 \cdot 10^{-11}$ à $1.10^{-12} \text{ m}^{-1}$. Ces valeurs sont typiques de dépositions anciennes, issues d'événement antérieur à 40 ans [8] tels que les essais nucléaires en atmosphère.

Conclusions

Les analyses de plutonium et d'américium dans l'environnement en 2012 n'ont pas relevé d'activité inattendue, ni de contribution significative des rejets des centrales nucléaires suisses. Les mesures de plutonium et d'américium dans les échantillons de sol sur l'ensemble de la Suisse montrent que la déposition est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude du site de prélèvement. L'analyse des rapports $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dans les sols indique que l'origine du plutonium et de l'américium sont les retombées globales des essais d'armes nucléaires réalisés en atmosphère dans les années soixante. La détermination du facteur de re-suspension confirme l'ancienneté de la déposition. En aval du rejet des centrales nucléaires suisses, l'analyse du rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ dans des échantillons de sédiments, de plantes aquatiques et de chair de poissons confirme également l'absence de marquage radioactif par les centrales, bien que les valeurs individuelles de ce rapport soient plus variables que dans les sols.

Références

- [1] Froidevaux P., Bochud F., Haldimann M., Chemosphere 80(5), 519-524 (2010)
- [2] Luisier F., Corcho Alvarado J.A., Steinmann P., Krachler M., Froidevaux P., J. Radioanal. Nucl. Chem. 281, 3: 425-432 (2009).
- [3] Bajo S., Eikenberg J., J. Radioanal. Nucl. Chem. 242, 3, 745-751 (1999).
- [4] Pourcelot L., Steinmann P., Froidevaux, P., Chemosphere 66, 1571-1579 (2007).
- [5] Broadley M., White, P. Plant Soil 355, 23-27 (2012).
- [6] Guillaume T., Chawla, F., Steinmann, P., Gobat, J.M., Froidevaux, P. Plant Soil 355, 29-39 (2012)
- [7] IAEA (1985). Technical reports series n° 422. Sediments distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment
- [8] Garcia-Olivares A., Iranzo, CE. J. Environ. Radiact. 37, 101-114 (1997).

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2012
Résultats 2012



8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

8 Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions



Inhaltverzeichnis / Sommaire

8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	115
Zusammenfassung	115
Ergebnisse 2012	115
8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen	124
Zusammenfassung	124
Ergebnisse 2012	124
8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	125
Zusammenfassung	125
Übersicht	125
Systeminstandhaltung und -ergänzung	127
Systemverfügbarkeit und Störungen	127
Qualitätssicherung	128
Messergebnisse	129
8.4 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	131
Zusammenfassung	131
Einleitung	131
Radiochemische Trennmethoden (Boden)	132
Staubfangplatten	132
Resultate und Diskussion	133
8.5 Les installations nucléaires et l'environnement	134
Résumé	134
Introduction	134
Méthodologie	135
Résultats	136
Conclusions	139
8.6 La surveillance radiologique du site de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens	140
Résumé	140
Introduction	140
Programme de surveillance complémentaire mis en place en 2012	143
Résultats du programme de mesures complémentaires 2012	143
Conclusions	145
8.7 Environnement du CERN (mesures OFSP)	146
Résumé	146
Programme de surveillance de l'OFSP	146
Mesures de l'exposition ambiante	147
Mesures dans le milieu atmosphérique	148
Mesures dans le milieu terrestre	149
Mesures dans le milieu aquatique	149
8.8 Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)	151
Résumé	151
Le CERN	151
Aspects environnementaux	152
Programme de surveillance	153
Résultats 2012	153

8.1

Emissionen aus den Kernanlagen

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2012 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB 1 und 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, 10-jährige Kinder und Kleinkinder weit unterhalb des für Standorte von Kernanlagen festgelegten quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Ergebnisse 2012

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 2012. 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. Die Behörden haben die Messverfahren der Kernanlagen mit über 170 Proben kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse stimmen bis auf die einer Abwasserprobe im KKM überein. Das KKM wurde aufgefordert, die ganze Messkette zu überprüfen. Trotz dieser Abweichung wurden die Abgabereglemente eingehalten¹.

Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKG weniger als 0.001 mSv, beim KKB etwa 0.002 mSv, beim KKM etwa 0.004 mSv und beim KKL ungefähr 0.005 mSv. Die Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung betrugen somit im Jahr 2012 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts.

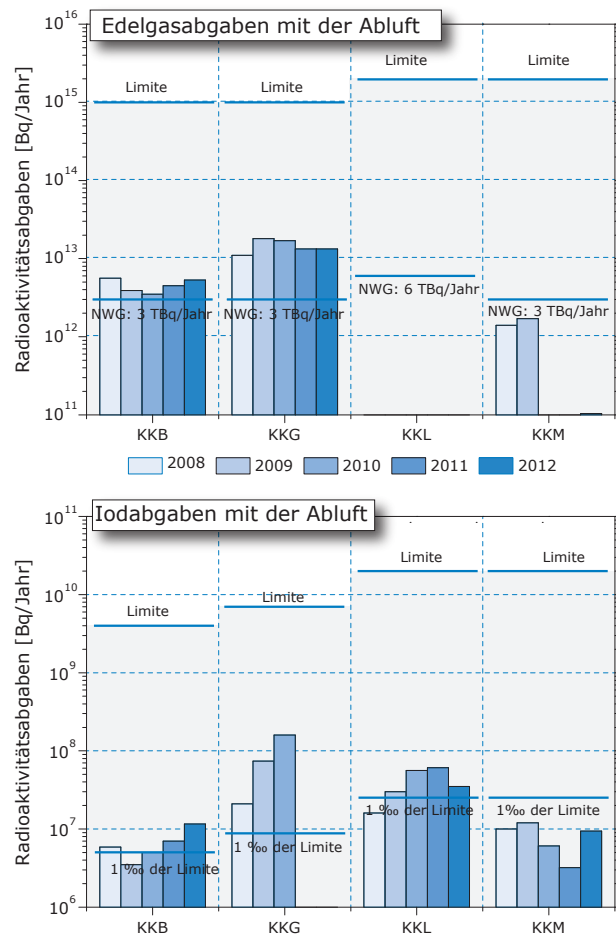
Das ENSI berücksichtigt bei den Dosisberechnungen auch die formell nicht limitierten ¹⁴C-Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis dominieren. Das radioaktive Kohlenstoffisotop ¹⁴C entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die ¹⁴C-Abgaben der Kernkraftwerke sind systembedingt begrenzt, weil die Abgaberate primär von der Reaktorleistung abhängig ist. Die Kernkraftwerke haben in den letzten

¹ Korrektur in der elektronischen Fassung aufgrund eines Hinweises eines aufmerksamen Lesers.

Jahren die ^{14}C -Abgaben gemessen und nachgewiesen, dass diese mit den Erfahrungswerten aus der Messkampagne vor etwa zwanzig 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 führten 2012 die ^{14}C - und die ^3H -Messungen auch nach Abschluss der geforderten einjährigen Messperiode auf freiwilliger Basis fort. Der Dosisbeitrag von ^{14}C wurde aus den Messwerten ermittelt.

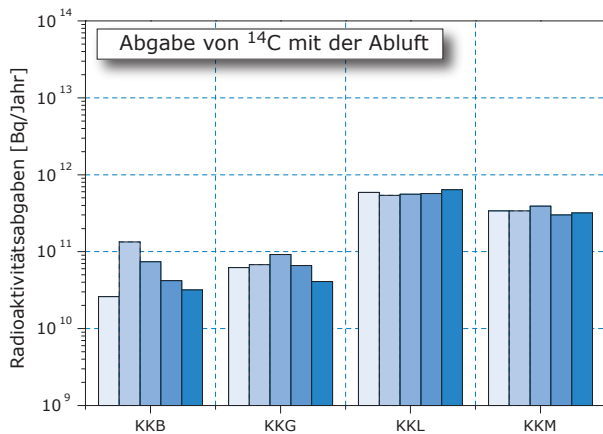
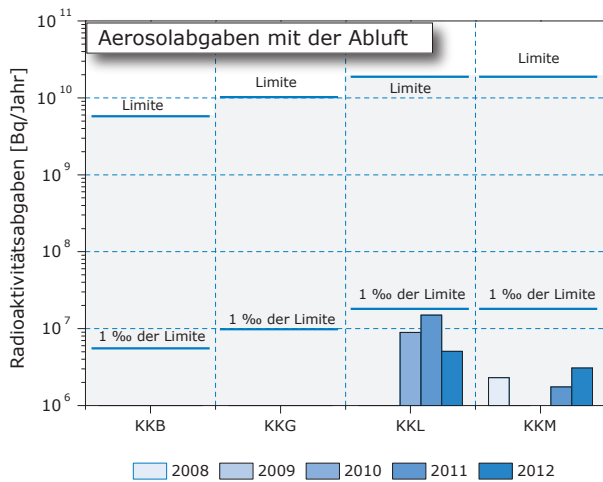
Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet das ENSI eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.007 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich im PSI durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Edelgasen aus den Teilchenbeschleunigern 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 weitere Einlagerungen in die Lagergebäude für hoch- und mittelaktive Abfälle und im Hochregallager der Konditionieranlage. In der Plasma-Anlage fanden wiederum eine Frühjahres- und eine Herbstverbrennungskampagne statt. Die für das Jahr 2012 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.

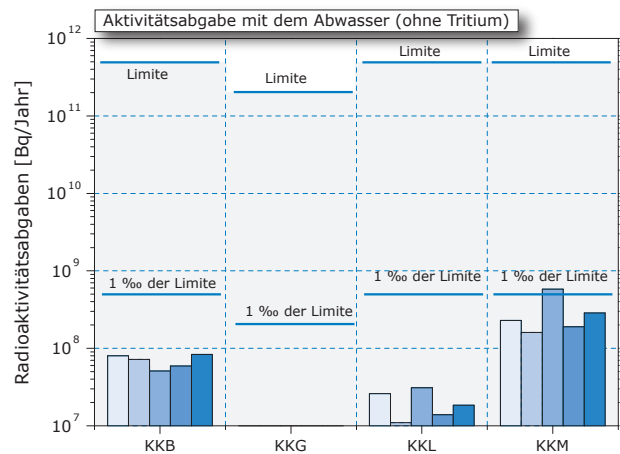
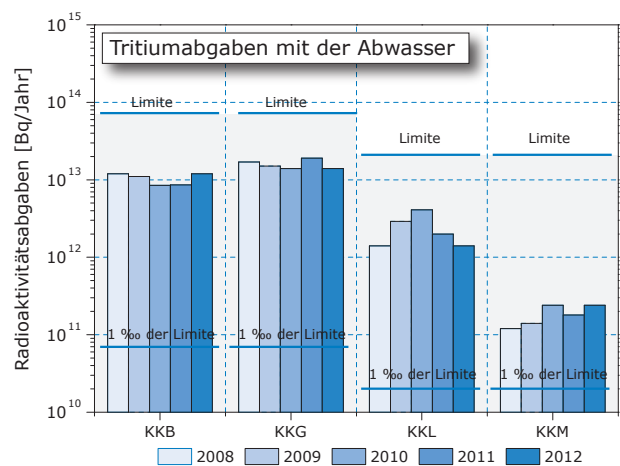


Figur 1a:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2008 bis 2012) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Edelgasabgaben unterhalb der eingezeichneten Jahres-Nachweisgrenzen (NWG) der bilanzierenden Messung resp. Iodabgaben unterhalb von 1 Promille der Jahresabgabelimite geben die Summe aller mittels Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben an. Die tatsächlich abgegebenen jährlichen Totalabgaben können in diesem Fall oberhalb der dargestellten Werte liegen, sind aber radiologisch gesehen nicht relevant. Die Edelgasbilanzierung im KKB und im KKG basieren auf Beta-Totalmessungen. Für die Umrechnung in die für den Vergleich mit den Abgabelimite notwendigen Edelgas-Abgabeäquivalente wurde in diesen Fällen ein konservatives Nuklidgemisch angesetzt. Das KKL und das KKM bilanzieren die Edelgase dagegen nuklidspezifisch mittels Gamma-Spektrometriemessungen.



Figur 1b: Abgaben der Schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2008 bis 2012) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Aerosolabgaben unterhalb von 1 Promille der Jahres-Abgabelimiten geben die Summe aller mittels Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben an. Die tatsächlich abgegebenen jährlichen Aerosolabgaben können in diesem Fall oberhalb der dargestellten Werte liegen, sind aber radiologisch gesehen nicht relevant. Für ¹⁴C besteht keine Abgabelimite.



Figur 1c: Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an das Abwasser in den letzten fünf Jahren (2008 bis 2012) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Abgabewerte unterhalb von 1 Promille der Jahres-Abgabelimiten geben die Summe aller mittels Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben an. Die tatsächlich abgegebenen jährlichen flüssigen Abgaben können in diesem Fall oberhalb der dargestellten Werte liegen, sind aber radiologisch gesehen nicht relevant.

Tabelle 1:

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2012 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 4'400 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	4.3·10 ⁸	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.2·10 ¹³	1.2·10 ¹³	7·10 ¹³	17 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	6.2·10 ¹²	5.3·10 ¹²	1·10 ¹⁵	0.5%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	3.9·10 ⁵	-	6·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	5.1·10 ⁶	1.2·10 ⁷	4·10 ⁹	0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	3.2·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	0.0015
	Dosis total						<0.001	0.001	0.0016
KKG	Abwasser 7'272 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.1·10 ⁷	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	1.4·10 ¹³	1.4·10 ¹³	7·10 ¹³	20 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	<1.2·10 ¹³	<1.4·10 ¹³	1·10 ¹⁵	<1.4%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	2.6·10 ³	-	1·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	7.9·10 ⁵	-	7·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	4.1·10 ¹⁰	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001	<0.001
KKL	Abwasser 15'487 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.3·10 ⁸	-	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	1.3·10 ¹¹	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	5.1·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	3.5·10 ⁷	3.5·10 ⁷	2·10 ¹⁰	0.2%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	6.4·10 ¹¹	-	-	-	0.0024	0.0032	0.0054
	Dosis total						0.0024	0.0032	0.0054
KKM	Abwasser 4'332 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	3.0·10 ⁹	-	4·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	2.4·10 ¹¹	2.4·10 ¹¹	2·10 ¹³	1.2 %	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	9.3·10 ¹⁰	-	2·10 ¹⁵	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Aerosole	3.1·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	0.0028	0.0027	0.0026
		Iod: ¹³¹ I	9.4·10 ⁶	-	2·10 ¹⁰	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	3.2·10 ¹¹	-	-	-	<0.001	0.001	0.0017
	Dosis total						0.0036	0.0037	0.0043
ZZL	Abwasser 526 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	1.9·10 ⁸	-	2·10 ¹¹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	3.1·10 ⁷	-	-	-	<0.001	<0.001	<0.001
	Abluft	β-/γ-Aerosole	3.4·10 ⁴	-	1·10 ⁹	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		α-Aerosole	1.3·10 ⁴	-	3·10 ⁷	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	4.5·10 ⁸	-	1·10 ¹²	<0.1%	<0.001	<0.001	<0.001
		Tritium	8.8·10 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 2012 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^{2,4} [Bq/a]					
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-
Tritium	-	-	-	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]					
Edelgase und andere Gase	$2.8 \cdot 10^{11}$	-	-	-	-
β/γ -Aerosole ⁴ , ohne Iod	$2.7 \cdot 10^8$	-	$2.0 \cdot 10^5$	-	$3.0 \cdot 10^5$
α -Aerosole	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$2.0 \cdot 10^8$	-	-	-	$5.9 \cdot 10^3$
Tritium als HTO	$1.2 \cdot 10^{10}$	$1.2 \cdot 10^6$	-	$6.1 \cdot 10^9$	$1.4 \cdot 10^{10}$
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 Dosisrichtwert¹	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%

	PSI West			Gesamtanlage des PSI ^{2,4}		
	Zentrale Fortluftanlagen	Injektor II	C-Labor	Abwasser 1'583 m ³	Abluft	Aequivalent-abgaben
Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq/a]						
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	$3.1 \cdot 10^7$	-	$3.8 \cdot 10^6$
Tritium	-	-	-	$1.2 \cdot 10^{10}$	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]						
Edelgase und andere Gase	$2.0 \cdot 10^{14}$	$7.5 \cdot 10^9$	-	-	$2.0 \cdot 10^{14}$	$4.3 \cdot 10^{14}$
β/γ -Aerosole ⁴ , ohne Iod	$2.5 \cdot 10^{10}$	$3.5 \cdot 10^6$	-	-	$2.5 \cdot 10^{10}$	-
α -Aerosole	-	-	-	-	-	-
Iod (Summe aller Isotope)	$5.5 \cdot 10^7$	-	-	-	$1.1 \cdot 10^8$	$1.5 \cdot 10^8$
Tritium als HTO	$1.1 \cdot 10^{12}$	-	-	-	$1.2 \cdot 10^{12}$	-
Kohlenstoff: ^{14}C in CO_2	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:						
Erwachsene	0.0065	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Kind 10j	0.0067	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Kleinkinder	0.0066	< 0.00015	< 0.00015	< 0.00015	< 0.007	
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert¹	4.4%	< 0.1%	< 0.1%	< 0.1%	< 5.0%	

Tabelle 3a:

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2012: Summe der bei Einzelmessungen der Betreiber nachgewiesenen Aktivitätsabgaben² - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
³ H	$1.2 \cdot 10^{13}$	$1.4 \cdot 10^{13}$	$1.4 \cdot 10^{12}$	$2.4 \cdot 10^{11}$	$1.2 \cdot 10^{10}$	$3.1 \cdot 10^{10}$
⁷ Be					$4.2 \cdot 10^6$	
²² Na					$1.5 \cdot 10^5$	$6.4 \cdot 10^5$
²⁴ Na	$4.1 \cdot 10^6$					
⁴⁴ Sc					$1.7 \cdot 10^4$	
⁴⁴ Ti					$1.7 \cdot 10^4$	
⁵¹ Cr			$7.3 \cdot 10^6$	$7.6 \cdot 10^8$		
⁵⁴ Mn	$2.3 \cdot 10^6$		$8.7 \cdot 10^6$	$5.1 \cdot 10^8$	$2.1 \cdot 10^5$	$1.9 \cdot 10^3$
⁵⁷ Co					$1.4 \cdot 10^4$	
⁵⁸ Co	$1.4 \cdot 10^7$		$2.7 \cdot 10^6$	$3.5 \cdot 10^8$		
⁵⁹ Fe				$1.7 \cdot 10^7$		
⁶⁰ Co	$3.4 \cdot 10^7$	$1.0 \cdot 10^6$	$8.2 \cdot 10^7$	$1.3 \cdot 10^9$	$5.5 \cdot 10^5$	$1.5 \cdot 10^6$
⁶⁵ Zn			$2.7 \cdot 10^7$	$5.7 \cdot 10^7$	$2.6 \cdot 10^4$	
⁶⁷ Ga					$2.8 \cdot 10^5$	
⁸⁸ Zr					$2.5 \cdot 10^5$	
⁸⁸ Y					$6.3 \cdot 10^4$	
⁸⁹ Sr	$1.7 \cdot 10^6$	$1.4 \cdot 10^6$		$9.1 \cdot 10^4$		
⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y	$4.7 \cdot 10^5$			$6.1 \cdot 10^5$	$3.5 \cdot 10^5$	
⁹⁵ Nb	$2.0 \cdot 10^4$			$1.5 \cdot 10^6$		
⁹⁷ Zr	$3.1 \cdot 10^5$					
⁹⁹ Mo	$1.2 \cdot 10^5$					
^{99m} Tc	$3.4 \cdot 10^5$	$7.9 \cdot 10^5$		$4.2 \cdot 10^5$		
¹⁰⁶ Ru						$6.8 \cdot 10^5$
^{110m} Ag	$7.4 \cdot 10^6$			$4.5 \cdot 10^5$	$1.1 \cdot 10^4$	
¹¹¹ In					$2.6 \cdot 10^4$	
¹²² Sb	$2.9 \cdot 10^6$					
¹²⁴ Sb	$4.5 \cdot 10^7$			$1.0 \cdot 10^7$		$1.1 \cdot 10^4$
¹²⁵ Sb	$1.7 \cdot 10^7$					$1.6 \cdot 10^5$
^{123m} Te	$1.9 \cdot 10^7$	$9.8 \cdot 10^5$				
¹³² Te	$2.6 \cdot 10^6$	$1.4 \cdot 10^6$				
¹²⁵ I					$3.3 \cdot 10^6$	
¹³¹ I	$2.0 \cdot 10^7$				$5.9 \cdot 10^5$	
¹³³ I	$4.2 \cdot 10^6$	$1.1 \cdot 10^5$				
¹³⁴ Cs	$9.2 \cdot 10^6$	$1.2 \cdot 10^6$			$2.5 \cdot 10^5$	$5.1 \cdot 10^6$
¹³⁷ Cs	$2.4 \cdot 10^8$	$3.2 \cdot 10^6$		$1.1 \cdot 10^7$	$6.3 \cdot 10^6$	$1.8 \cdot 10^8$
¹⁴⁰ Ba		$1.0 \cdot 10^6$				
¹⁶¹ Tb					$6.1 \cdot 10^5$	
¹⁷² Lu					$1.8 \cdot 10^4$	
¹⁷⁷ Lu					$1.3 \cdot 10^7$	
¹⁸⁵ Os					$8.8 \cdot 10^3$	
¹⁹⁵ Au					$3.1 \cdot 10^5$	
²⁰⁷ Bi					$6.4 \cdot 10^3$	
²⁰⁸ Po					$1.3 \cdot 10^4$	
²³⁹ Np	$9.5 \cdot 10^4$					
α -Strahler	*)	$< 1.3 \cdot 10^5$	$3.2 \cdot 10^5$	$5.3 \cdot 10^4$		*)
^{234/238} U					$1.3 \cdot 10^5$	
^{239/240} Pu	$2.6 \cdot 10^3$				$7.4 \cdot 10^3$	$1.0 \cdot 10^3$
²³⁸ Pu/ ²⁴¹ Am	$6.7 \cdot 10^4$				$4.8 \cdot 10^3$	$1.9 \cdot 10^3$
²⁴² Cm	$4.1 \cdot 10^3$					$4.7 \cdot 10^2$
^{243/244} Cm	$9.1 \cdot 10^3$					$1.9 \cdot 10^2$

*) Angabe umfasst für das KKB und ZZL das 4. Quartal 2011 bis und mit dem 3. Quartal 2012

Tabelle 3b:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Edelgase und Iod 2012: 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	$4.3 \cdot 10^{11}$	$5.4 \cdot 10^{11}$	$1.2 \cdot 10^{12}$	$1.2 \cdot 10^{10}$	$1.1 \cdot 10^{12}$	$8.8 \cdot 10^9$
^{11}C					$3.1 \cdot 10^{13}$	
^{14}C (CO_2)	$3.2 \cdot 10^{10}$	$4.1 \cdot 10^{10}$	$6.4 \cdot 10^{11}$	$3.2 \cdot 10^{11}$		$4.5 \cdot 10^8$
^{13}N					$3.2 \cdot 10^{13}$	
^{15}O					$1.3 \cdot 10^{14}$	
^{18}F					$1.0 \cdot 10^{12}$	
^{24}Ne					$1.7 \cdot 10^{12}$	
^{41}Ar				$4.3 \cdot 10^9$	$4.8 \cdot 10^{12}$	
^{85}Kr					$2.8 \cdot 10^{11}$	
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$2.0 \cdot 10^{11}$					
^{87}Kr			$6.4 \cdot 10^8$			
^{88}Kr	$3.5 \cdot 10^{11}$	$1.2 \cdot 10^{12}$				
^{133}Xe	$3.2 \cdot 10^{12}$	$9.6 \cdot 10^{12}$	$1.1 \cdot 10^{11}$			
^{135}Xe	$2.4 \cdot 10^{12}$	$1.2 \cdot 10^{12}$	$2.3 \cdot 10^{10}$	$1.6 \cdot 10^9$		
$^{135\text{m}}\text{Xe}$						
EG-Aequiv. ⁴⁾				$8.7 \cdot 10^{10}$		
EG: β -total						
Andere						
Iod						
^{123}I					$3.7 \cdot 10^7$	
^{125}I					$2.2 \cdot 10^8$	
^{131}I	$5.1 \cdot 10^6$	$7.9 \cdot 10^5$	$3.5 \cdot 10^7$	$9.4 \cdot 10^6$	$4.7 \cdot 10^6$	
^{133}I	$3.3 \cdot 10^7$					

Tabelle 3c:

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, Aerosole 2012: 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					$8.4 \cdot 10^5$	
³⁸ S					$1.2 \cdot 10^9$	
³⁹ Cl					$5.9 \cdot 10^9$	
⁵⁴ Mn			$5.9 \cdot 10^5$	$2.5 \cdot 10^5$		
⁵⁸ Co				$6.5 \cdot 10^5$		
⁶⁰ Co			$2.3 \cdot 10^6$	$1.6 \cdot 10^6$	$1.3 \cdot 10^6$	$1.8 \cdot 10^3$
⁶⁵ Zn			$3.7 \cdot 10^5$	$1.3 \cdot 10^5$		
⁷⁷ Br					$3.4 \cdot 10^6$	
^{80m} Br					$2.9 \cdot 10^9$	
⁸² Br					$5.7 \cdot 10^8$	
⁸⁹ Sr		$1.7 \cdot 10^3$	$1.3 \cdot 10^5$			
^{99m} Tc					$2.7 \cdot 10^8$	
¹³¹ I (Aerosol)			$1.4 \cdot 10^6$	$3.0 \cdot 10^4$		
¹³⁷ Cs				$5.2 \cdot 10^4$		$3.2 \cdot 10^4$
¹⁴⁰ Ba			$2.3 \cdot 10^5$	$3.7 \cdot 10^5$		
¹⁴⁰ La			$3.6 \cdot 10^4$			
¹⁸¹ Re					$7.6 \cdot 10^7$	
^{182m} Re					$2.2 \cdot 10^8$	
¹⁸³ Re					$1.5 \cdot 10^7$	
¹⁸³ Os					$2.5 \cdot 10^8$	
^{183m} Os					$6.5 \cdot 10^8$	
¹⁸⁵ Os					$4.0 \cdot 10^7$	
¹⁸⁵ W					$4.1 \cdot 10^9$	
¹⁹¹ Pt					$1.1 \cdot 10^6$	
¹⁹² Au					$1.2 \cdot 10^9$	
¹⁹³ Au					$3.3 \cdot 10^6$	
¹⁹⁴ Au					$1.6 \cdot 10^6$	
¹⁹² Hg					$7.1 \cdot 10^8$	
^{193m} Hg					$2.4 \cdot 10^8$	
¹⁹⁴ Hg					$1.6 \cdot 10^6$	
¹⁹⁵ Hg					$1.4 \cdot 10^{10}$	
^{195m} Hg					$1.0 \cdot 10^8$	
^{197m} Hg					$1.2 \cdot 10^8$	
²⁰³ Hg					$6.3 \cdot 10^6$	
Nicht spezifizerte	$3.9 \cdot 10^5$					
α -Aerosole	$4.8 \cdot 10^3$	$1.4 \cdot 10^3$	$9.9 \cdot 10^3$	$7.1 \cdot 10^4$		$1.3 \cdot 10^4$

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% ¹³³Xe, 10% ¹³⁵Xe und 10% ⁸⁸Kr angenommen.

Gase: Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide ¹¹C, ¹³N, ¹⁵O und ⁴¹Ar. 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 $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ normierte 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 ¹³¹I 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 ¹³¹Iod-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 ¹³¹I 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 ¹³³I berücksichtigt.

Kohlenstoff ¹⁴C: In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des ¹⁴C, der für die Dosis relevant ist, angegeben. Die für ¹⁴C angegebenen 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. $\pm 50\%$. Abgaben unterhalb 0.1% der Jahresabgabelimite werden vom ENSI als nicht-relevant betrachtet und werden in der Spalte „Normiert“ nicht ausgewiesen (-). Abgaben kleiner tausend Bq werden in der Tabelle 3b 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] Abgabelimiten gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten 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, B. Bucher, 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 Maximalwerte 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 2012

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. Desweiteren können Abfalllager zu einer erhöhten Ortsdosis am Zaun beitragen.

Am Zaun des KKM wurden bei stichprobenweise vierteljährlich vom ENSI durchgeführten Messun-

gen Dosisleistungen zwischen etwa $0.07 \mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und $0.30 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Auf ein Jahr hochgerechnet würde basierend auf diesen Momentanwerten am meist exponierten Ort eine Dosiserhöhung von ca. 2.0 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 $0.06 \mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und $0.17 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes und unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort einer Dosiserhöhung von ca. 0.9 mSv pro Jahr. Die höchste, mit den TLD am Zaun ermittelte Jahresdosis (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.6 mSv) beträgt 0.6 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 0.7 mSv ohne natürlichen Untergrund. Im Jahr 2012 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des PSI ermittelte Wert beim Areal Ost ca. 0.2 mSv (ohne natürlichem Untergrund von ca. 0.6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt beim Betriebsgebäude für Radioaktive Abfälle des PSI-Ost.

Beim KKB, KKG und beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD resp EDIS 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 auch im Berichtsjahr von allen Anlagen eingehalten.

8.3

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

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat, Industriestrasse 19, 5200 Brugg

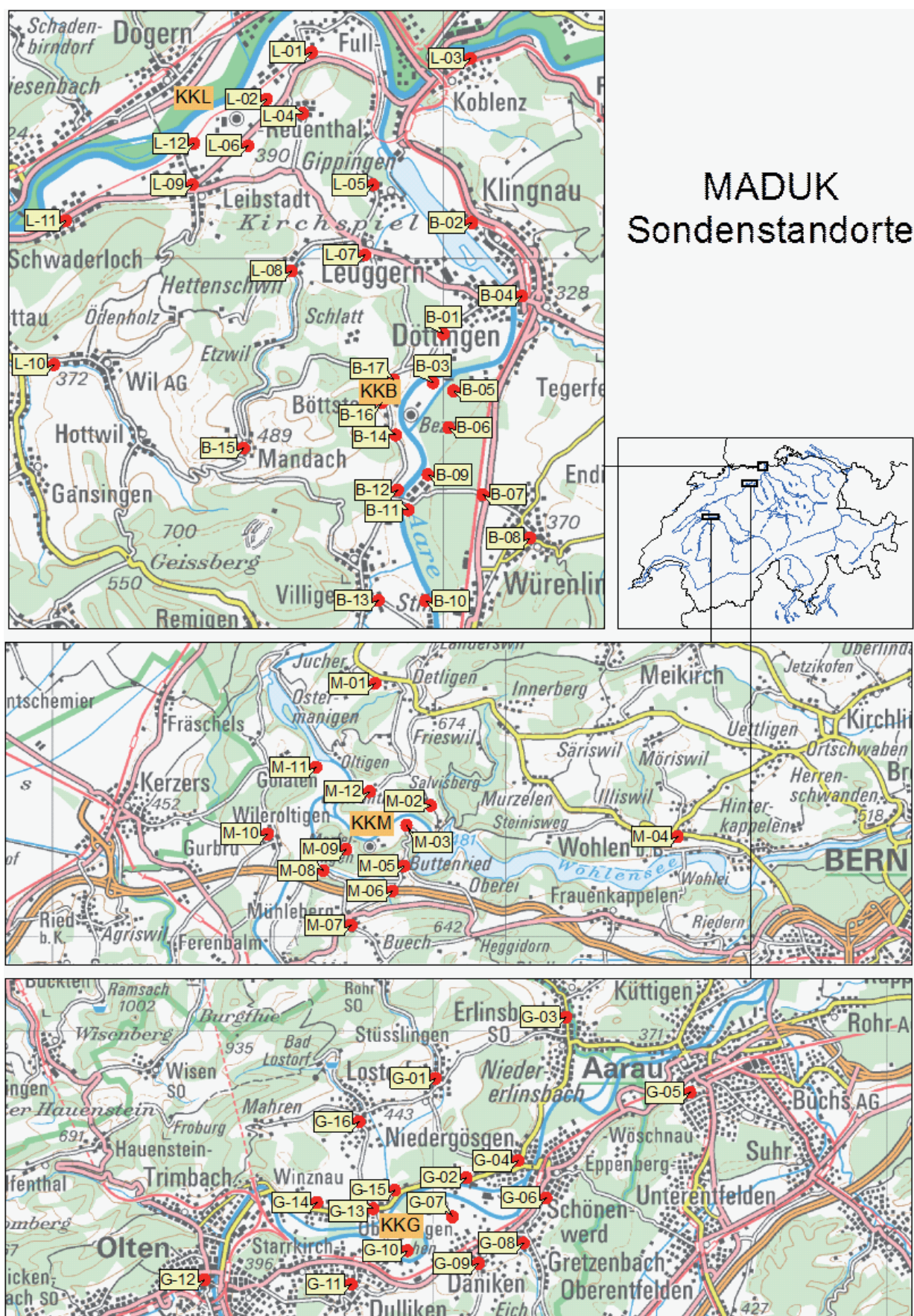
Zusammenfassung

Das MADUK-System (**M**essnetz zur automatischen **D**osisleistungsüberwachung in der **U**mgebung der **K**ernkraftwerke) 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 2012 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 65 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 auf der nächsten Seite zeigt die Standorte der Messsonden in der Umgebung der Kernkraftwerke.



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

Systeminstandhaltung und –ergänzung

Im Jahre 2012 wurde die Erneuerung der MADUK-Zentrale weitergeführt. Bis Ende Jahr konnten sämtliche zentrale Softwaredienste implementiert und in den Testbetrieb überführt werden.

Die Software auf den Datenloggern der MADUK-Stationen wurde durch eine neue Version ersetzt, so dass nun die Funktionsprüfung auch ohne Zugang zum Messkasten remote gestartet und gestoppt werden kann. Das Softwaretool für die Remotebedienung wurde intern erstellt und erfolgreich getestet. Die Funktionsprüfung im 2. Halbjahr konnte auf diese Weise weiter optimiert werden.

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 KKB, KKG und KKL fiel bei der Zeitumstellung von Sommer- auf Winterzeit die Datenübertragung während einer Stunde aus. Bei KKB fiel im zweiten Quartal aufgrund von Arbeiten während des Revisionsstillstands die Datenübertragung während 4.3 Stunden aus. Bei KKG kommt es im ersten Quartal aufgrund von geplanten Arbeiten

Tabelle 1:

Auflistung der Störungen bei den MADUK-Messstationen.

Station	Störungsdauer [h]	Permanenter Datenverlust [h]	Ursache
B-11	69.0	-	Bauarbeiten am Stationsstandort
G-06, L-05, M-05	1.0	-	Kommunikationsausfall
B-05, L-10	2.0	-	Kommunikationsausfall
M-07	4.0	-	Kommunikationsausfall
B-02, B-04, B-17, L-05, L-07	1.3	-	Kommunikationsausfall
L-01	4.2	-	Kommunikationsausfall
B-10	25.0	-	Routerausfall
B-08	6.2	6.2	Datenlogger blockiert
B-11	8.0	8.0	Datenlogger blockiert
M-01	29.0	-	Defekte Messsonde
G-02, G-05	3.0	-	Kommunikationsausfall
L-01	20.5	20.5	Defekte Messsonde
B-12	61.0	61.0	Defekte Messsonde
L-03	74.8	-	Routerausfall
G-10	8.2	-	Routerausfall
M-01	2.1	-	Ungültige Messwerte aufgrund Plausibilitätstests
L-12	12.3	12.3	Datenlogger blockiert
L-01	21.0	21.0	Defekte Messsonde
M-04	87.5	87.5	Kommunikationsausfall und Datenlogger blockiert
G-03	13.8	13.8	Stationskasten musste versetzt werden
L-03	28.5	-	Routerausfall
G-13, G-14	7.1	7.1	Blockierte Datenlogger nach Softwareupdate
L-06, L-12	24.0	-	Routerausfall
B-08	80.8	-	Defektes Hochdosiszählrohr
L-07	3.25	-	Routerausfall

an der Übertragungsleitung zu einem Unterbruch von 5 Stunden. Ein weiterer Unterbruch dauert 2.75 Stunden. Während des Revisionsstillstands kommt es zu einem Unterbruch der Datenübertragung von 15.8 Stunden. Bei KKM führten angekündigte Änderungsarbeiten bei der Stromversorgung der Erfassungsrechner im Werk zu einem kurzen Unterbruch von 0.25 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 2012 grösstenteils zuverlässig. Mehrere Datenlogger zeigten Probleme bei der Aufzeichnung der Daten, welche jeweils zu einem permanenten Datenverlust führten. Bei zwei Stationen trat der Fehler beim Aufspielen eines Software-Updates auf. Bei der Station L-01 wurde innerhalb kurzer Zeit die Messsonde zwei Mal beim Rasenmähen beschädigt. Die defekten Messsonden wurden repariert und anschliessend einer Funktionsprüfung unterzogen.

Probleme beim zentralen Datenbanksystem führten sieben Mal zu einem Ausfall des Zentralsystems mit einer gesamten Ausfallzeit von 7 Stunden. Trotz intensiver Suche konnte die Ursache für die Probleme nicht gefunden werden.

Im Berichtsjahr lag die gemäss Managementhandbuch des ENSI bestimmte Systemverfügbarkeit bei 99.8% (Verfügbarkeit der ANPA- und EMI-Daten eingerechnet). Die Verfügbarkeit der Dosisleistungsdaten aller MADUK-Stationen im Archiv betrug 99.95%.

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 Messver-

halten 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 ¹³⁷Cs-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 2012 wurde im ersten Halbjahr in Absprache mit der Eichstelle eine Eichung der Sonden im Feld durchgeführt. Es konnten alle Sonden erfolgreich geeicht werden. Im zweiten Halbjahr erfolgte eine Funktionsprüfung. Bei 6 Sonden bestand eines der beiden Niederdosiszählrohre die Funktionsprüfung nicht. Die übrigen Sonden funktionierten einwandfrei. Die Archivierung funktionierte ebenfalls einwandfrei.

Im Managementhandbuch ist für den Fall einer nicht bestandenen Funktionsprüfung eine Reparatur der Sonde beim Hersteller vorgesehen. Die Nachfrage beim Hersteller ergab, dass in diesem Fall beim Bestehen der Eichkriterien, ohne einen Eingriff an der Hardware, nur neue Referenzwerte angelegt werden. Bei einer genaueren Analyse der Daten aus den Funktionsprüfungen der letzten 3 Jahre zeigte sich ein allgemeiner Trend hin zu höheren Empfindlichkeiten bei den Niederdosiszählrohren. Sollte sich dieser Trend fortsetzen, sind die Häufungen nicht bestandener Funktionsprüfungen absehbar. Als Massnahme wird zusammen mit dem Hersteller abgeklärt, wie in Zukunft die Funktionsprüfung angewandt wird und was dieser allgemeine Trend für weitere Massnahmen nach sich zieht. Bis zum Entscheid über das weitere Vorgehen bleiben die 6 Sonden im Einsatz, da die Eichung erst ein halbes Jahr zurückliegt und die Eichkriterien auch aufgrund der Resultate der Funktionsprüfung immer noch eingehalten werden.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme werden Messungen mittels in-situ-Gammaspektrometrie im Feld durchgeführt. 2012 wurden Messungen bei den Sonden der Messringe Beznau und Mühleberg durchgeführt. Die Messwerte lagen im Bereich der früheren Jahre. Bei der Station M-03 lagen die ODL-Ergebnisse der Reuter-Stokes-Ionisationskammer deutlich unterhalb der Ergebnisse der in-situ-Gammaspektrometrie und der MADUK-Station. Bei den übrigen Stationen stimmten die Ergebnisse wie in den früheren Jahren gut überein. Die Ursache für die Abweichung konnte bisher nicht geklärt werden.

Messergebnisse

Erhöhte Ortsdosisleistungswerte, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückzuführen waren, wurden keine festgestellt.

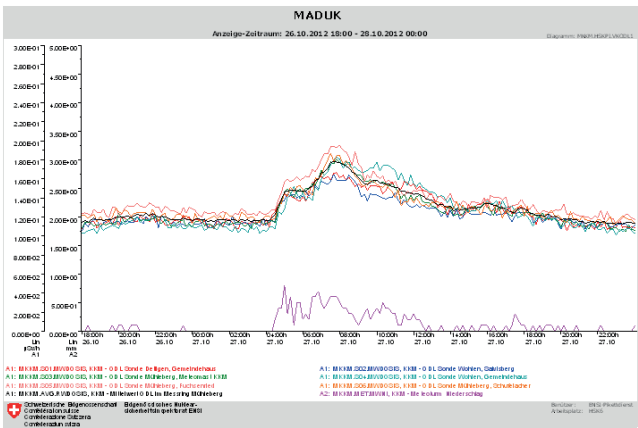
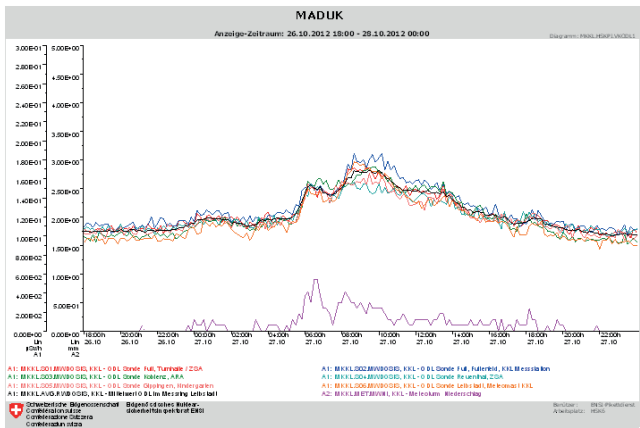
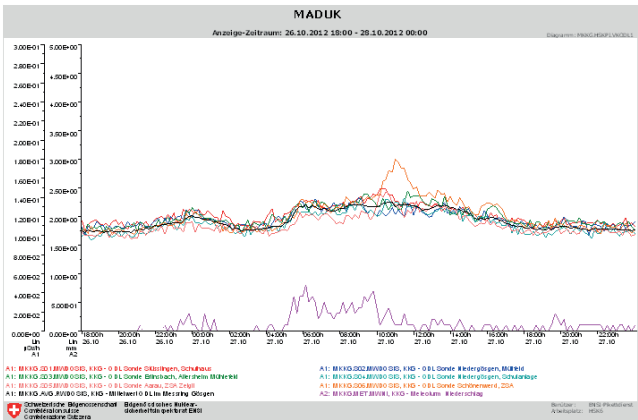
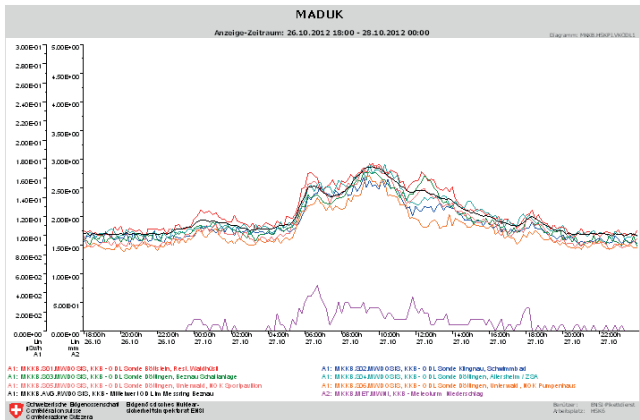
Die jährliche Überprüfungskampagne der NADAM Sonden an den Standorten, an denen auch eine MADUK-Station in Betrieb ist, führte 2012 bei keiner MADUK-Sonde zu wesentlichen Erhöhungen der Messwerte.

Tabelle 2:
Auflistung der Nettodosisleistungsschwellwertüberschreitungen im Jahr 2012.

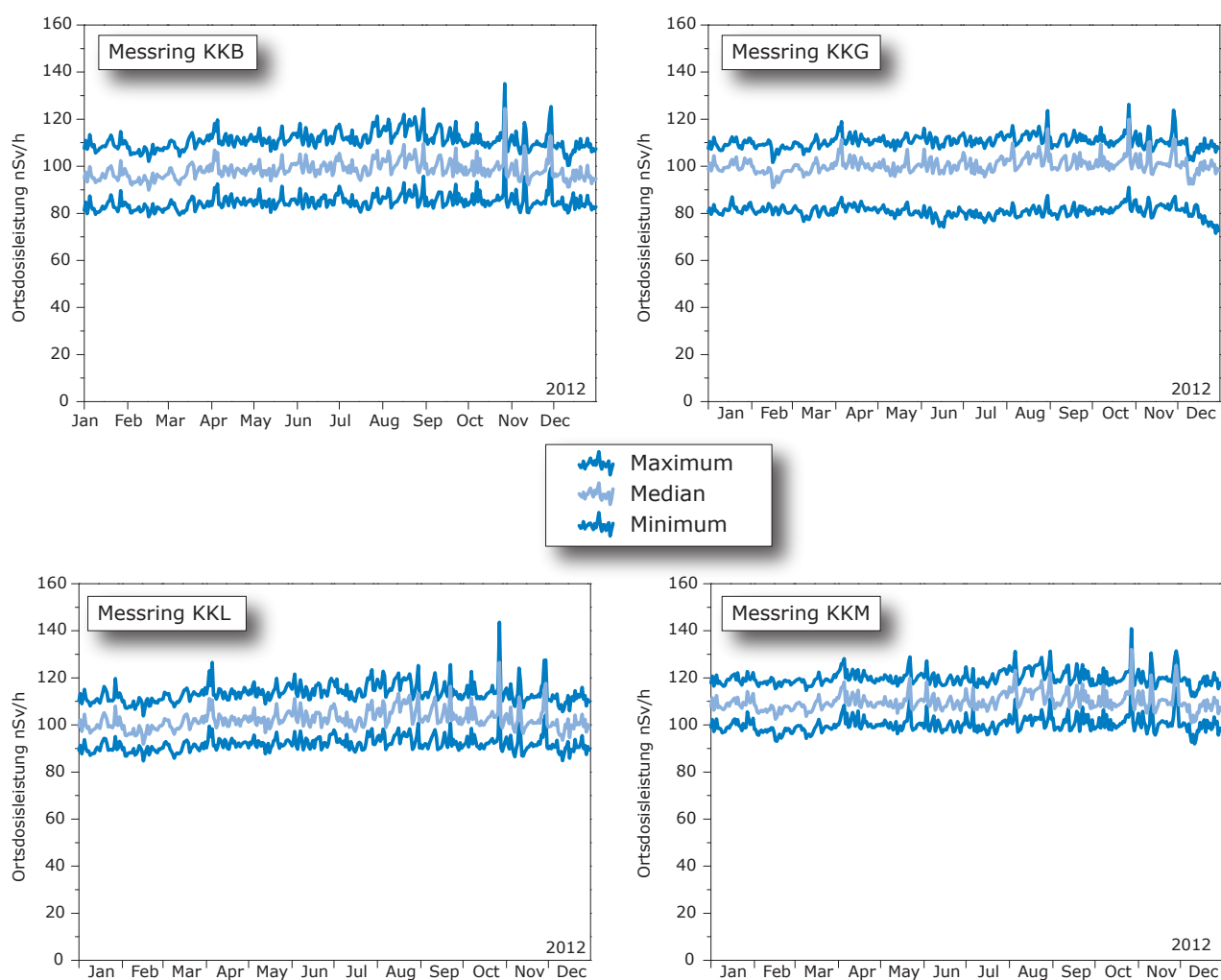
Datum	Station	Dauer [h]	Max. NDL [nSv/h]	Max. ODL [nSv/h]
27. Jan. 14:00	L-02	1.8	75	197
30. Jan. 18:20	L-02	0.7	58	166
30. Jan. 23:10	L-12	0.8	61	164
06. Apr. 07:40	L-12	2.5	70	170
06. Apr. 10:10	L-12	1.5	102	206
03. Jul. 07:20	L-04	0.8	62	178
03. Jul. 11:40	L-04	1.7	108	216

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.

Die Abbildungen 4 und 5 zeigen die Maxima, die Minima und die Mediane der Tagesmittelwerte im Berichtsjahr in den Umgebungen der Kernkraftwerke. Am 27. Oktober sind in allen Messringen markante maximale Tagesmittelwerte zu erkennen. Betrachtet man die entsprechenden 10-Minutendaten für die verschiedenen Messringe, zeigt sich für die Stationen bei KKB, KKL und KKM ein fast identischer Verlauf (Abbildung 3). Bei den Stationen um KKG fielen die Messwerte weniger hoch aus. Der Beginn der Erhöhungen mit Einsetzen des Niederschlags und das für Radonfolgeprodukte typische Abklingverhalten deuten klar auf Washout natürlicher Radionuklide hin. Der maximale Niederschlag betrug 0.9 mm in 10 Minuten.



Figur 3:
Verlauf der 10-Minuten ODL-Daten für jeweils sechs MADUK-Stationen und den Niederschlag (Linie in Pink) der Messringe Beznau (oben links), Gösgen (oben rechts), Leibstadt (unten links) und Mühleberg (unten rechts).



Figur 4 & 5:
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 und ^{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. 10 - 80 Bq/kg (2012). 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 2 - 4 Bq/kg und diejenigen für $^{239+240}\text{Pu}$ von 0.4 - 0.9 (1997) auf 0.1 - 0.7 im Jahr 2012. 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 - 30 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 250 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 der Anlage feststellen zu können, wurden vor der Inbetriebnahme im Rahmen des Projektes Beweissicherung umfangreiche Radionuklid-Messungen an Bodenproben in der unmittelbaren Umgebung des Areals durchgeführt¹. Diese Analysen dienen 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 und ^{137}Cs bestimmt.

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.

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 Trockenveraschung wird die Probe in 8 M HNO_3 unter Kochen während 1 Stunde ausgelaugt, so dass die oberflächlich adsorbierten Fallout-Produkte in die wässrige Phase transferiert werden. Die wässrige Lösung, welche die Fraktionen von Pu, Am und Cm enthält, wird sodann von der festen Phase über Filtration getrennt.

Die Leach-Lösung wird dann direkt auf eine Anionenaustauscher-Kolonne (Bio-Rad 1-X2, 100-200 mesh) gegeben. 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-Kolonne gelaufene Fraktion mit Am und Cm wird über 2 zusammengesteckte Kolonnen geführt, einer U/TEVATM-Kolonne zur Retention von U und Th und einer DGATM-Kolonne, die Am und Cm absorbiert. Die Elution von Am/Cm erfolgt mit einer salzsäuren NaNO_2 Lösung. Da Am in sehr geringer Konzentration vorliegt, 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 wird² (s. Figur 1). Nach der Elektrodeposition werden die Messpräparate über 2 Tage mit hochauflösender α -Spektrometrie gemessen³.

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. ^{137}Cs und ^{241}Am .

- 2 Bajo, S. und Eikenberg, J. (1999) Electro-deposition of actinides for α -spectrometry, J. Radioanal. Nucl. Chem. 242, 745-751.
- 3 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: Abschluss-bericht der Immissionsmessungen. PSI-Bericht Nr. 02-15.



Figur 1:
Verwendete Elektrolyse-Apparatur am PSI.

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 die 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 0.1 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 fissiogenes ^{90}Sr etwas höher sind (2 - 4 Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für ^{137}Cs (10 - 80 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^{4,5}. 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 - 7 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 (2009-2012). Alle Werte in Bq/kg Trockengewicht.

Isotop	2009	2010	2011	2012
^{90}Sr	2 - 4	2 - 5	2 - 4	2 - 4
^{134}Cs ⁽¹⁾	< 1	< 1	< 1	< 1
^{137}Cs	30 - 70	20 - 70	20 - 70	10 - 80
^{238}Pu	0.01 - 0.03	0.01-0.03	0.01-0.03	0.01-0.03
$^{239+240}\text{Pu}$	0.2 - 0.8	0.3 - 0.8	0.2 - 0.7	0.1 - 0.7
^{241}Am	0.1 - 0.3	0.2 - 0.3	0.1 - 0.3	0.1 - 0.3
^{226}Ra	20 - 30	25 - 40	25 - 40	20 - 30
^{228}Ra	20 - 30	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 2009 - 2012 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.

4 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.

5 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).

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 d'effectuer 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'EAAG (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. 4.3
Mesures in situ	Ch. 3.1
Sol et herbe (γ , ^{90}Sr)	Ch. 4.4
Sol (Pu, ^{241}Am)	Ch. 7.2
^{14}C dans les feuillages	Ch. 7.1
Denrées alimentaires	Ch. 5

Les immissions des centrales nucléaires étant parfois 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 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.

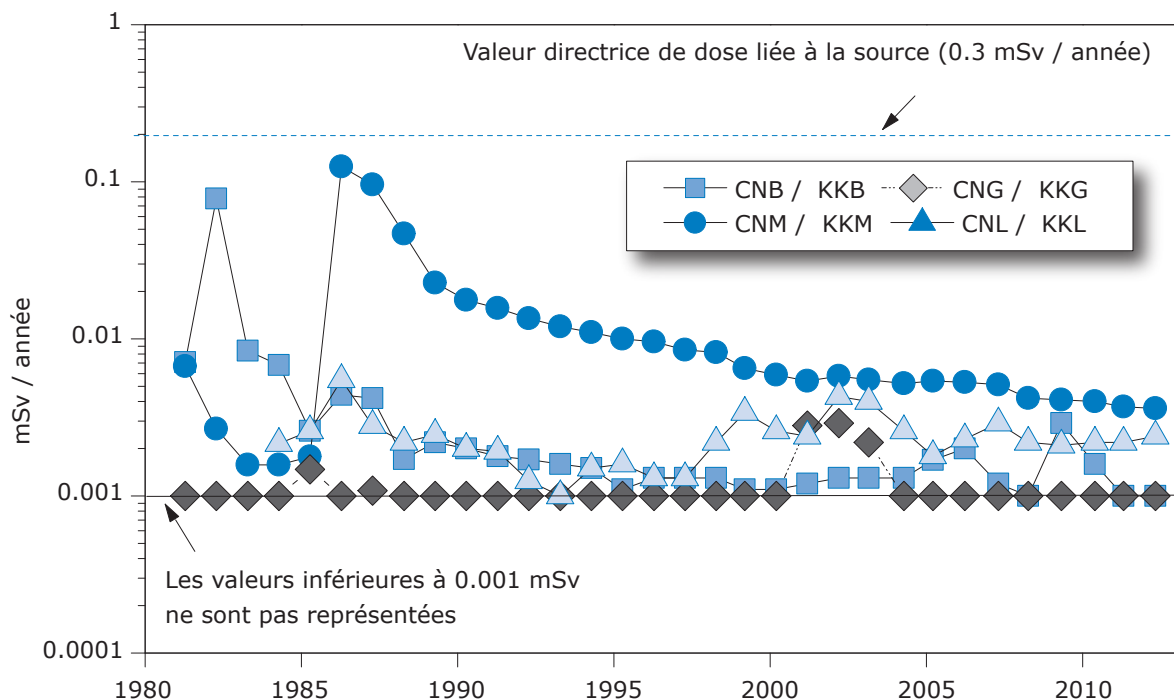


Figure 1:

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 2012 (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 2012 (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 2012 entre 0.001 et 0.005 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 péjorative.

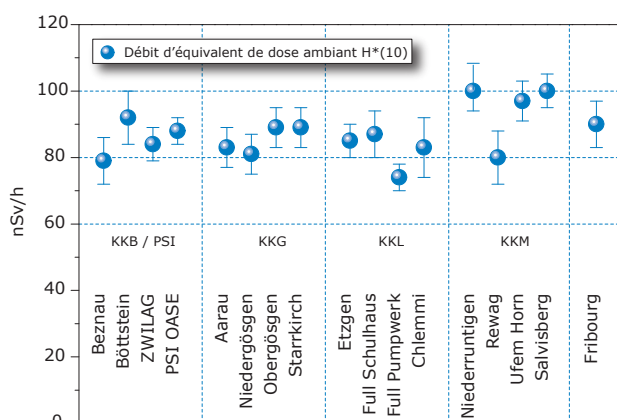


Figure 2: Contrôles du débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ effectués en 2012 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1 m du sol. La valeur mesurée à Fribourg est représentée à titre de comparaison.

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 qu'au PSI (voir Chapitre 8.2). A Mühleberg, par exemple, 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 valeur limite d'immission pour le rayonnement direct a toutefois été respectée par toutes les installations en 2012. 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 Fribourg, située 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 2012 des mesures mensuelles des filtres aérosols des environs des centrales nucléaires suisses ainsi que du PSI ont montré la prédominance des radionucléides naturels ^7Be et ^{210}Pb , avec des valeurs comprises respectivement entre 1.1 et 5.5 et entre 0.1 et 1.4 mBq/m³ (mesures OFSP et PSI). En dehors des traces de ^{137}Cs (valeur maximale de $1.7 \pm 0.5 \mu\text{Bq/m}^3$), attribuables à la

remise en suspension d'anciennes contaminations (essais d'armes atomiques des années 50 et 60 ainsi que l'accident de Tchernobyl), aucun radionucléide d'origine artificiel, n'a pu être mis en évidence sur les filtres aérosols.

Le même constat s'applique aux émetteurs gamma mesurés 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.

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 2012 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 maximas 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).

Tableau 2:

Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2012.

Lieu	Valeur min/ max	Médiane
	(Bq/l)	(Bq/l)
Niederruntigen * (environs KKM)	< 2 - 2.8	-
Niedergösgen * (environs KKG)	< 2 - 2.3	-
Full (environs KKL) *	< 2 - 2.3	-
Beznau (environs KKB) **	3.0 - 24.8	6.7
PSI **	< 1.1 - 38.5	2.3
ZWILAG **	< 1.2 - 10.3	3.2

* mesures OFSP / ** mesures PSI

Le ^{14}C est le seul radionucléide émis dans l'atmosphère par les centrales nucléaires qui soit encore mesurable après dispersion dans l'environnement. Les échantillons de feuillage prélevés au voisinage de ces installations sont contrôlés par l'université de Berne depuis de nombreuses années. En 2012 les résultats ont mis en évidence une augmentation maximale, par rapport à la station de référence, de 104 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt. Les doses qui en résultent par ingestion

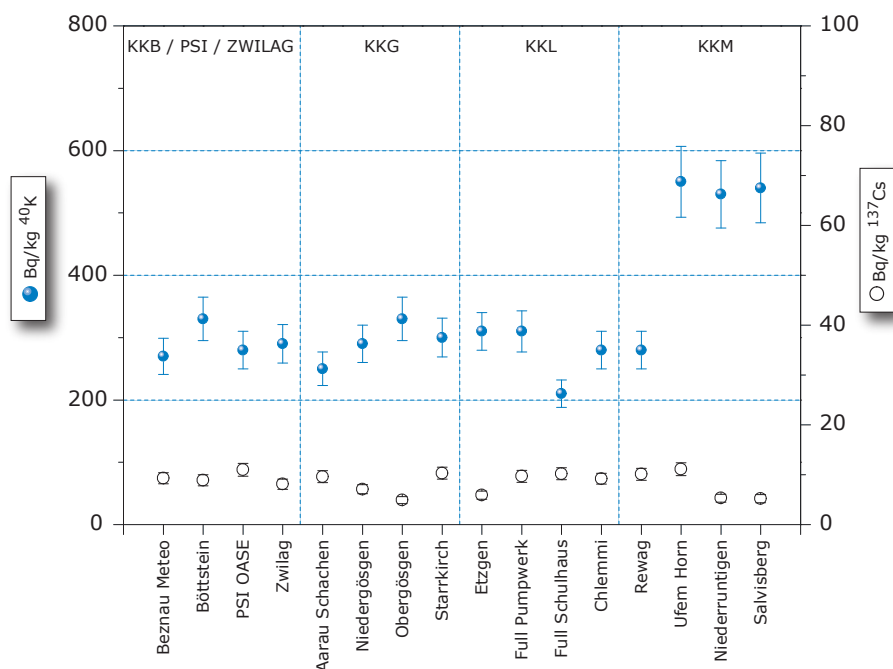


Figure 3: ^{137}Cs et ^{40}K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2 mm) analysés par l'OFSP en 2012 (couche 0 - 5 cm).

de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques μSv . 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 2012 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 2012.

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 montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites. Notons qu'aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être mis en évidence en dehors du ^{137}Cs .

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. En 2010 et 2011 des activités de ^{90}Sr légèrement plus élevées que la normale avait été enregistrées dans les échantillons de salade des environs de Leibstadt. Avec une valeur de 0.25 Bq par kg de poids frais, la valeur de ^{90}Sr mesurée en 2012 dans cet échantillon était à nouveau conforme à la normale.

Mesures dans le milieu aquatique

Les analyses des échantillons mensuels des eaux de l'Aar et du Rhin, effectuées par l'EAWAG, ont permis de mettre en évidence les traces des rejets liquides des centrales nucléaires, principalement le ^{58}Co , le ^{60}Co ainsi que le ^{54}Mn provenant à 90% de la centrale de Mühleberg. Les rejets les plus importants ont eu lieu aux mois d'août et septembre, pendant la période de révision. Si les activités mesurées pour ces radionucléides dans les échantillons d'eau de l'Aar, prélevés à Hagneck/BE en aval de KKM, reflètent bien les activités rejetées par la centrale pour les 9 premiers mois de l'année (à savoir jusqu'à septembre), on observe des différences notables en fin d'année. Les valeurs mesurées d'octobre à décembre surestiment en effet nettement les rejets effectifs. Cet écart est probablement dû aux travaux qui ont été réalisés dans le canal de Hagneck et qui ont eu pour conséquence une remise en suspension des sédiments qui s'y trouvaient.

La réduction significative des rejets en ^{58}Co et ^{60}Co par la centrale de Beznau au cours des dernières années (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) s'est traduite par une diminution significative des concentrations enregistrées dans les échantillons d'eaux. Ainsi, en 2012, les activités du ^{60}Co , ^{58}Co et du ^{54}Mn enregistrées dans les eaux de l'Aar, prélevées à Klingnau/AG (en aval de KKB), ainsi que dans celles du Rhin, prélevées à Pratteln/BL étaient toutes inférieures à la limite de détection.

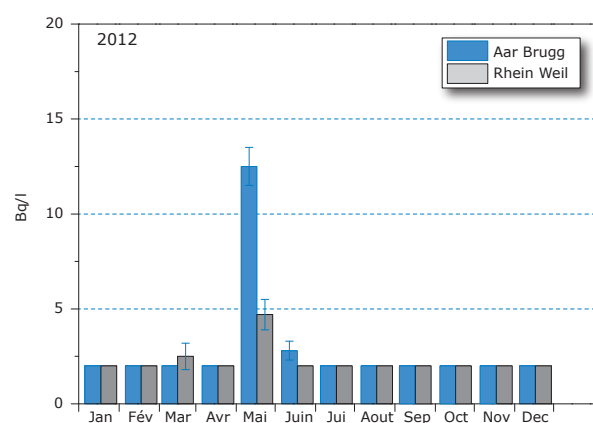


Figure 4: Suivi du tritium dans les échantillons mensuels d'eau de l'Aar à Brugg/AG et du Rhin prélevés à Weil/D en 2012.

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; 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 2012 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 mai-juin, 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'EAWAG a procédé au prélèvement et à l'analyse mensuel d'échantillon de plantes aquatiques en provenance de cette station en 2012. Si les activités de ^{131}I sont toujours restées inférieures à limite de détection, des valeurs inhabituellement élevées de ^{54}Mn (250 Bq/kg m.s.), de ^{58}Co (160 Bq/kg m.s.) et de ^{60}Co (500 Bq/kg m.s.) ont été mises en évidence dans l'échantillon du mois de septembre. Ces valeurs élevées s'expliquent probablement par une fraction de sédiments attachés aux plantes plus importante en raison des travaux effectués dans le canal. Notons encore que ces trois radionucléides ont été régulièrement mesurés dans les échantillons de plantes aquatiques prélevées à Hagneck en 2012, mais avec des concentrations généralement beaucoup plus faibles. Dans les plantes aquatiques prélevées à Klingnau et Pratteln, les activités des ces 3 radionucléides sont en revanche 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 et KKB en 2012 n'ont pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques.

Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été faible en 2012. 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 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

La surveillance radiologique du site de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens

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

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

P. Froidevaux, J.A. Corcho Alvarado, F. Barraud, K. Garcia, F. Bochud

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

Résumé

Dans le cadre de la surveillance radiologique du site de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens, des concentrations accrues en tritium ont été enregistrées dans les systèmes de drainage entre fin 2011 et début 2012. Bien que la concentration maximale de tritium enregistrée (230 Bq/l) soit restée nettement inférieure à la valeur limite d'immissions, l'OFSP a pris la décision de renforcer la surveillance du site au moyen de prélèvements journaliers d'échantillons d'eau en différents points du système de drainage, complétés par des campagnes de mesures dans les eaux, les sédiments et les plantes aquatiques de la Broye. Près de 200 échantillons ont ainsi été prélevés et analysés entre mars et juin 2012. Aucune valeur élevée n'a plus été enregistrée dans les eaux de drainage, confirmant qu'il s'agissait d'un phénomène ponctuel. Les résultats des mesures des échantillons prélevés dans la Broye ont par ailleurs permis d'exclure tout marquage de l'environnement par des radionucléides provenant de l'ancienne centrale nucléaire.

Introduction

La centrale nucléaire de Lucens était une installation nucléaire expérimentale souterraine construite à deux kilomètres au sud-ouest de Lucens, sur la rive gauche de la Broye. Une galerie d'accès longue de 100 m débouchait sur trois cavernes, creusées dans la molasse, destinées respectivement au réacteur, à la turbine et à la piscine de stockage des éléments combustibles (voir Figure 1). Le réacteur utilisait de l'uranium légèrement enrichi comme combustible, de l'eau lourde comme modérateur et du dioxyde de carbone comme caloporteur. Un défaut de refroidissement, dû au colmatage des canaux de circulation du gaz caloporteur par des produits de corrosion des gaines de magnésium protégeant les barreaux de combustibles, entraîna la fusion partielle du cœur du réacteur lors du démarrage de l'installation, le 21 janvier 1969¹.

La caverne du réacteur, qui fut sévèrement contaminée lors de l'accident, a été décontaminée et le réacteur démantelé au cours des années suivantes. L'installation a été définitivement désaffectée en 1992 par remplissage de la caverne du réacteur et de la piscine d'entreposage du combustible par du béton, avec mise en place d'un système de drainage. L'objectif de ce système de drainage est d'éviter que d'éventuelles contaminations, lessivées par le passage des eaux d'infiltration aux travers des cavernes murées, n'atteignent les eaux de la nappe phréatique et ne s'y accumulent. Les eaux d'infiltration sont donc drainées, diluées avec les eaux de drainage provenant d'autres parties de la mon-

¹ Pour plus de détails sur la construction de la centrale nucléaire expérimentale de Lucens (CNEL), l'accident du 21 janvier 1969 ainsi que ses conséquences radiologiques, consulter le dossier de l'IFSN consacré à la CNEL à l'adresse: <http://www.ensi.ch/fr/dossiers-2/centrale-nucleaire-de-lucens>

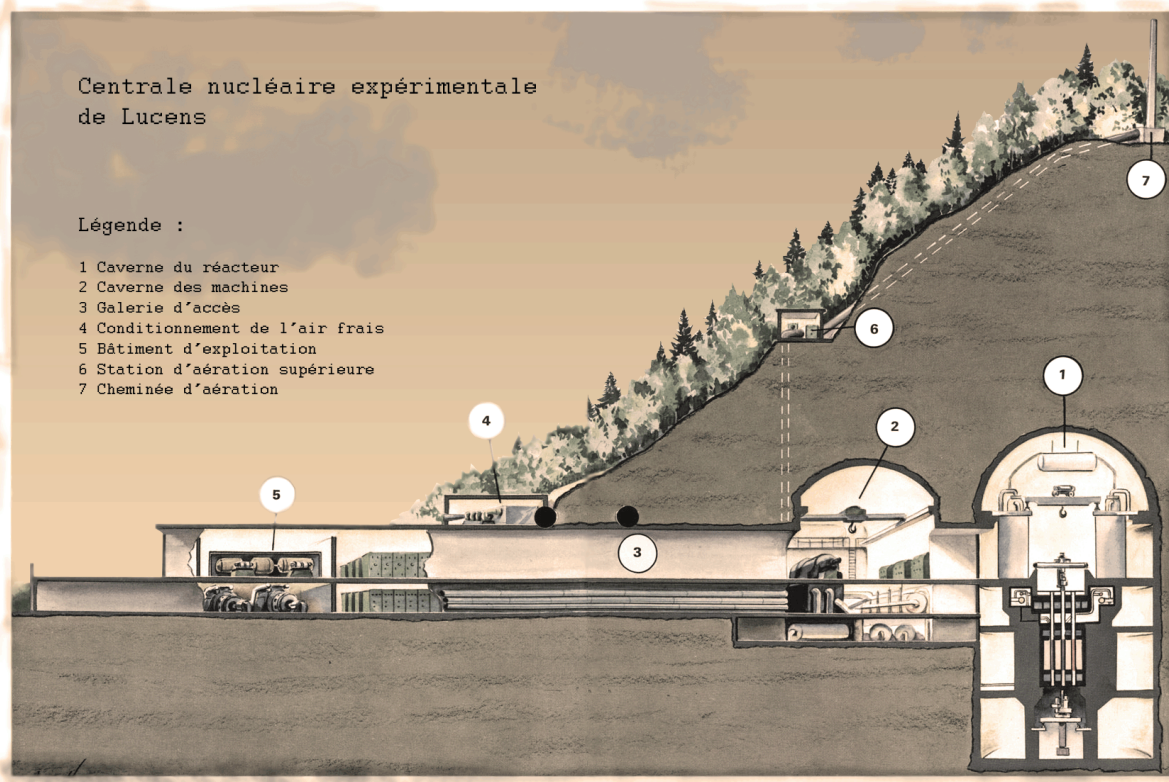


Figure 1:
Plan de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens (Image IFSN).

tagne, puis évacuées et rejetées dans la Broye. Les rejets éventuels sont ainsi fortement dilués dans l'environnement.

La majeure partie du site, à l'exception d'une parcelle où étaient stockés 6 fûts contenant des déchets radioactifs, a été soustraite à la législation sur les installations nucléaires sur décision du conseil fédéral en 1995. L'OFSP, autorité responsable de la surveillance de la radioactivité dans l'environnement en Suisse, a été chargé de maintenir une surveillance du site pour une durée supplémentaire de 30 ans.

Les six conteneurs de déchets radioactifs ont été acheminés en 2003 au centre de stockage intermédiaire pour déchets radioactifs (ZWILAG) de Würenlingen et la dernière parcelle a alors été déclassée en 2004.

Surveillance du site jusqu'à début 2012

Le programme

La surveillance du site mise en place par 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 bas-

sin de contrôle est un bassin de collecte où sont réunies les eaux provenant des 8 drains principaux du système de drainage; la chambre de contrôle est située juste avant le rejet dans la Broye (voir Figure 2). 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 caverne 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.

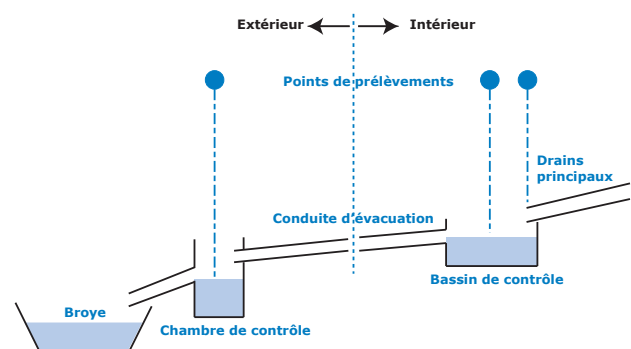


Figure 2:
Représentation schématique du système de drainage.

L'IRA recevait les échantillons d'eau tous les 2-3 mois (soit 8 à 12 échantillons par envoi). Pour la mesure des émetteurs gamma, les deux prélèvements du mois pour un site (CdC ou BdC) étaient mélangés et mesurés ensemble (mélange mensuel). On groupait de la même manière les échantillons pour la mesure du ^3H . Pour la mesure de ^{90}Sr , les mélanges mensuels de deux mois consécutifs étaient encore mesurés ensemble (soit 6 mesures par an par site).

Les résultats

Au cours des 15 dernières années, aucun émetteur gamma (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{60}Co) n'a pu être mis en évidence dans les échantillons d'eau prélevés dans la CdC et le BdC (concentrations inférieures à la limite de détection de 0.2 - 0.5 Bq/l). Les activités du ^{90}Sr sont également restées inférieures à la limite de détection de 5 - 7 mBq/l.

La figure 3 montre les résultats des mesures du tritium dans les eaux du système de drainage (BdC et CdC) de l'ancienne centrale de Lucens effectuées par l'IRA au cours des 11 dernières années (231 mesures). Les teneurs en ^3H mesurées se situaient, jusqu'en 2010, entre 10 et 20 Bq/l (valeur moyenne pour la période 2001 à 2010 : 15 Bq/l env.). Notons qu'une eau de surface ne dépasse habituellement pas 3 Bq/l. Ces résultats reflètent les traces de l'accident de 1969.

Entre fin 2010 et début 2011, une augmentation de l'activité en ^3H dans certains prélèvements a été observée (activité maximale de 73 Bq/l en mars 2011). Ce phénomène s'est ensuite arrêté pour

reprendre au dernier trimestre 2011 de façon accentuée et atteindre une valeur de 230 Bq/l dans l'échantillon de février 2012. L'échantillon en question présentait par ailleurs une activité en ^{137}Cs mesurable de 0.5 Bq/l. Notons que la concentration en ^{90}Sr est, quant à elle, restée inférieure à la limite de détection.

Les concentrations maximales de tritium enregistrées dans les eaux du système de drainage de l'ancienne centrale de Lucens sont restées nettement inférieures à la valeur limite d'immission fixée dans l'ORaP à 12'000 Bq/l pour le tritium dans les eaux accessibles au public et n'ont donc, à aucun moment, représenté un danger pour la santé. Les résultats des mesures du dernier trimestre 2011 et du premier trimestre 2012 ont toutefois mis en évidence une situation anormale (augmentation d'un facteur 15 environ par rapport à la valeur moyenne 2001-2010, avec une tendance à la hausse et une valeur mesurable pour le ^{137}Cs dans l'échantillon de février) qu'il était nécessaire de suivre avec attention.

Notons par ailleurs que suite à l'observation de ces activités plus élevées, les échantillons bimensuels ont été remesurés séparément par l'IRA: la concentration était nettement plus faible dans l'un (10 Bq/l) et doublait dans l'autre. Ce résultat indique que l'augmentation d'activité était ponctuelle (pics d'activité). Le programme de surveillance mis en place jusqu'alors, avec des prélèvements manuels bimensuels, s'avérait donc insuffisant pour apprécier la situation de manière réaliste.

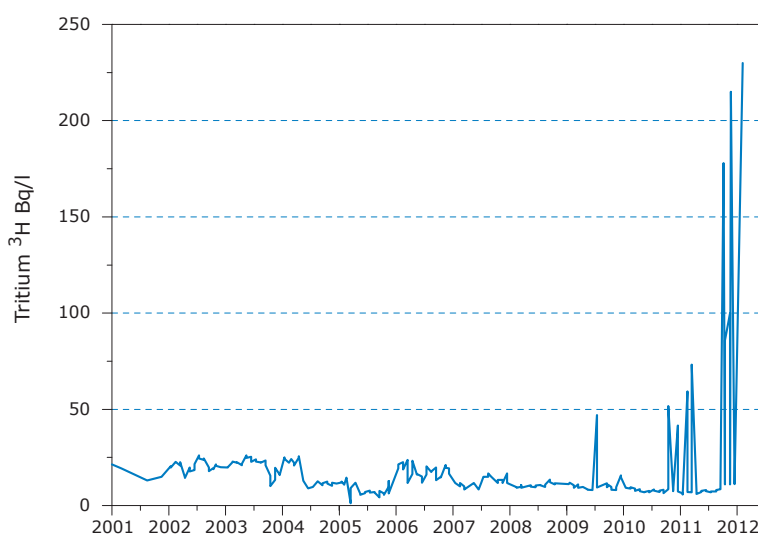


Figure 3:

Concentrations du tritium dans les eaux de l'ancienne centrale de Lucens mesurées par l'IRA entre 2001 et début 2012 (231 mesures).

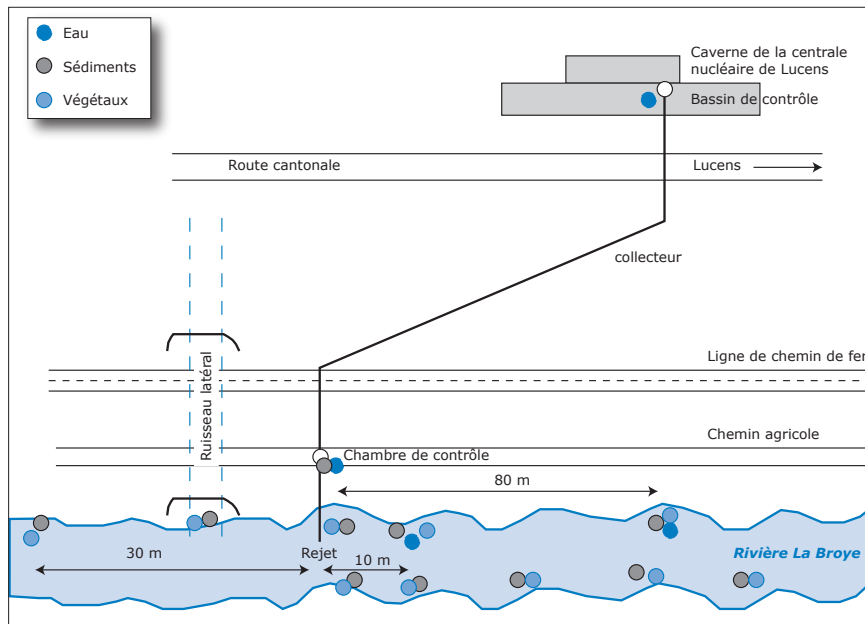


Figure 4:
Plan des prélèvements effectués le 14 et le 27 avril 2012 dans la Broye.

Programme de surveillance complémentaire mis en place en 2012

Fin mars 2012, l'OFSP a donc pris la décision de renforcer la surveillance du site afin de pouvoir quantifier avec plus de précision l'importance des rejets de radioactivité dans l'environnement provenant de l'ancienne centrale de Lucens et, si possible, d'en déterminer l'origine. Les mesures prises par l'OFSP ont été les suivantes:

- Mise en place d'une surveillance en continu des eaux de drainage. A partir du 16 avril 2012 un prélèvement journalier manuel a été effectué dans la chambre et le bassin de contrôle, jusqu'à l'installation de collecteurs automatiques le 02 mai 2012.
- Etude détaillée du système de drainage sur la base des plans fournis par l'IFSN, et prélèvements complémentaires d'échantillons d'eaux provenant de différents points du système de drainage afin de tenter de déterminer l'origine des fuites de tritium observées. Cette étude a été complétée par l'examen de l'inventaire des activités encore présentes sur le site.
- Organisation de deux campagnes de prélèvements d'échantillons d'eaux, de sédiments et de plantes aquatiques dans la Broye afin de quantifier les niveaux de radioactivité (notamment de ^3H , ^{137}Cs et ^{90}Sr) dans l'environnement et de répondre à la question d'un éventuel marquage par des rejets en provenance de l'ancienne centrale de Lucens.

Résultats du programme de mesures complémentaires 2012

Analyse du tritium dans les eaux du système de drainage

Des prélèvements d'eau ont été réalisés directement dans les drains n° 3 (collecte des eaux de drainage de la caverne où était située la piscine de stockage du combustible) et n° 4 (collecte des eaux de drainage de la caverne du réacteur), en plus des prélèvements habituels dans le bassin de contrôle (lieu de réunion de 8 drains, dont le n°3 et le n°4) et la chambre de contrôle. Ces prélèvements ont été effectués, tous les jours, manuellement depuis le 16.04 jusqu'au 02.05. A cette date, des collecteurs automatiques (prélèvement toutes les 6h) ont été installés à la sortie du drain n°4, dans le bassin de contrôle et la chambre de contrôle. Les échantillons collectés par l'automate situé à la sortie du drain n°4 ont été analysés tous les 2 à 3 jours puis chaque semaine, ceux prélevés automatiquement dans le bassin de contrôle et la chambre de contrôle ont été analysés chaque semaine.

Les résultats des mesures du tritium effectuées dans les eaux des différents éléments du système de drainage après la mise en place de la surveillance rapprochée sont représentés sur la figure 5.

On notera tout d'abord qu'aucune concentration de tritium supérieure à 20 Bq/l n'a plus été enregistrée ni dans le bassin de contrôle, ni dans la chambre de contrôle après la mise en place du programme de surveillance renforcée. Si de tels résultats excluent la possibilité de déterminer l'origine des augmen-

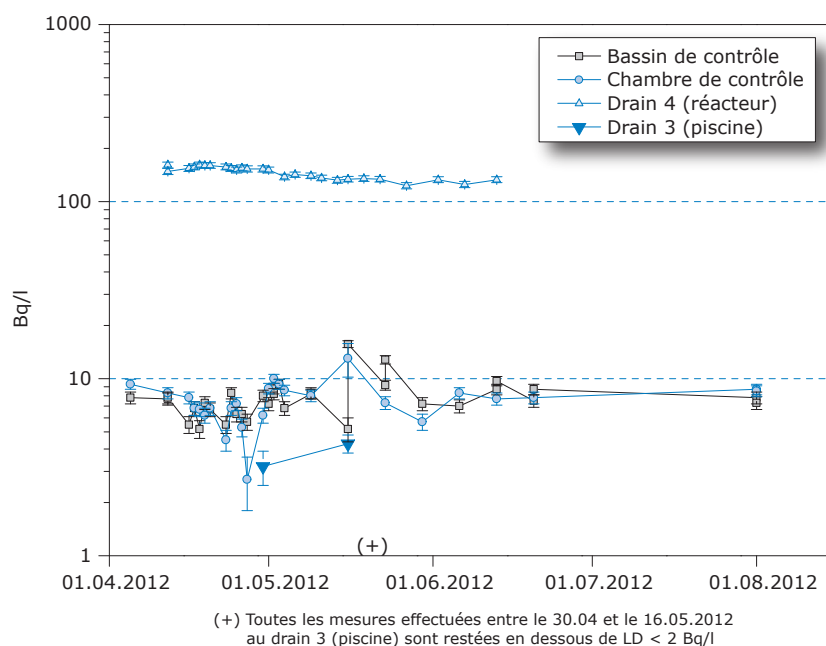


Figure 5:

Résultats des analyses du tritium dans les eaux des différents éléments du système de drainage de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens obtenus dans le cadre la surveillance renforcée mise en place par l'OFSP au printemps 2012.

tations enregistrées fin 2011 et début 2012, ils démontrent que le phénomène était ponctuel et qu'un suivi régulier à long terme (prélèvement automatique et en continu) est nécessaire pour appréhender de manière réaliste la situation. Remarquons également que les concentrations en ^{137}Cs enregistrées dans ces échantillons (BdC et CdC) sont toutes restées inférieures aux limites de détection.

La figure 5 montre en revanche que l'eau en provenance du drain 4 (caverne du réacteur) présente une concentration plus élevée de tritium, de l'ordre de 140 Bq/l. Etant donné la dilution qui s'opère au niveau du bassin de contrôle, nous pouvons conclure qu'elle est responsable des activités de l'ordre de 10 - 20 Bq/l enregistrées habituellement dans les échantillons de la chambre et du bassin de contrôle. Les activités étant restées stables au cours de la période de surveillance complémentaire, il n'est par contre pas possible d'affirmer que l'eau en provenance de ce drain est responsable des concentrations élevées enregistrées fin 2011-début 2012. Les eaux en provenance du drain 4 présentent par ailleurs des activités très faibles, mais mesurables de ^{137}Cs (env. 0.5 Bq/l), les concentrations en ^{90}Sr restant inférieures à la limite de détection.

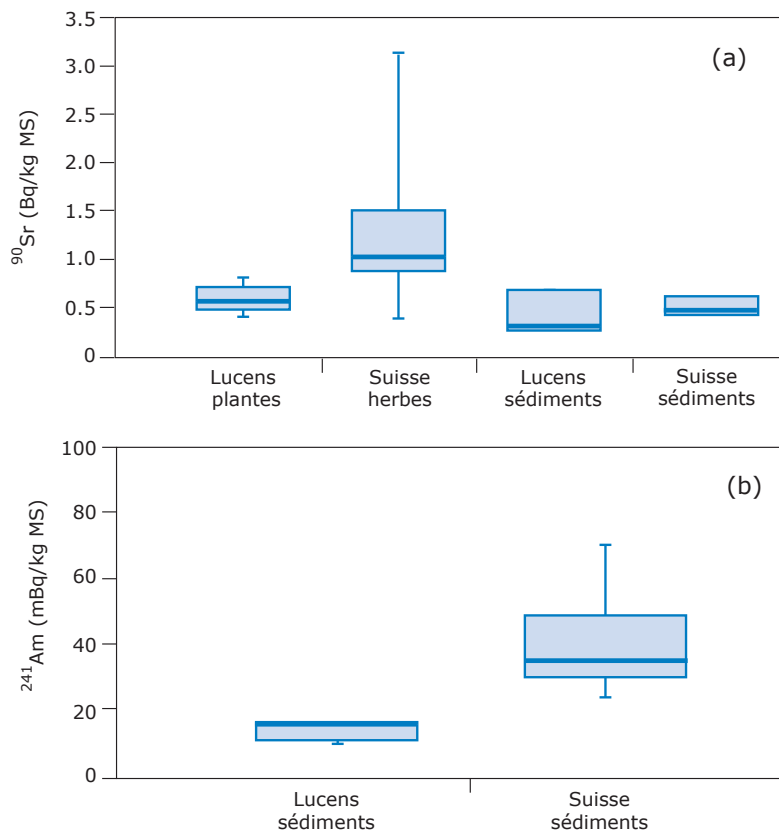
La surveillance complémentaire ayant démontré que l'augmentation enregistrée était due à un phénomène ponctuel, un rythme de surveillance normal des eaux du système de drainage a pu être réintroduit dès la fin juin, avec toutefois le maintien d'un collecteur d'eau automatique.

Résultats des mesures des échantillons prélevés dans la Broye

Les concentrations de tritium enregistrées dans les échantillons d'eau provenant de la Broye n'ont pas dépassé 3 Bq/l.

Sur 23 échantillons de plantes aquatiques et de sédiments prélevés dans la Broye, en amont et en aval du point de rejet, seul un échantillon de végétaux a présenté une activité en ^{137}Cs supérieure à 1 Bq/kg MS. Des mesures du tritium organiquement lié (OBT) ont également été effectuées dans les plantes aquatiques : toutes les activités étaient inférieures à la limite de détection de 2 Bq/kg MS.

La figure 6 montre que les sédiments et les plantes aquatiques prélevés dans la Broye ne présentent pas non plus de marquage en ^{90}Sr , en $^{239+240}\text{Pu}$ ou en ^{241}Am attribuable à l'ancienne centrale nucléaire de Lucens. Les activités enregistrées dans les échantillons prélevés en amont et en aval du point de rejet sont en effet comparables et typiques de celles enregistrés ailleurs en suisse romande (provenance essentiellement des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60).

**Figure 6:**

Représentation de la médiane et des 25 et 75% percentiles pour la comparaison entre les mesures de ^{90}Sr dans les plantes et les sédiments pour le site de Lucens et le reste de la Suisse en 2012 (a) et pour la comparaison entre les mesures de ^{241}Am dans les sédiments pour le site de Lucens et le reste de la Suisse (2009-2012) (b).

Conclusions

La surveillance et les techniques de mesure, très sensibles, mises en œuvre par l'OFSP et l'IRA ont permis de détecter des concentrations anormales de ^3H sur le site de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens, accidentée en 1969. Même si les valeurs mesurées sont restées 50 fois inférieures aux limites légales et ne présentaient pas de danger pour la santé de la population, l'augmentation enregistrée justifiait un suivi approfondi de la situation. Un programme de mesures complémentaires a donc été mis en œuvre pour tenter d'en déterminer l'origine.

Les résultats de la surveillance rapprochée (200 analyses supplémentaires en 3 mois) n'ont pas permis de déterminer l'origine des niveaux plus élevés de tritium mesurés dans les eaux de drainage de l'ancienne centrale de Lucens fin 2011 et début 2012, car les concentrations étaient retombées au niveau de celles enregistrées jusqu'en 2010.

Ils ont toutefois montré que le drain 4, collectant les eaux de drainage de la caverne du réacteur, pré-

sentait une fuite permanente de tritium, avec une concentration de l'ordre de 140 Bq/l. Ce drain est responsable des activités de l'ordre de 10-20 Bq/l enregistrées habituellement dans les échantillons de la chambre et du bassin de contrôle.

Les mesures effectuées dans les eaux, les sédiments et les plantes aquatiques prélevées dans la Broye n'ont montré aucun marquage de l'environnement par des substances radioactives attribuables à l'ancienne centrale de Lucens.

Finalement, la surveillance complémentaire ayant démontré que le phénomène était ponctuel, un rythme de surveillance normal a pu être réintroduit dès la fin juillet, avec toutefois le maintien d'un collecteur d'eau automatique.

Remerciements

Nous adressons nos plus sincères remerciements à Monsieur C. Pittet pour l'engagement et la flexibilité dont il a fait preuve, en particulier au cours de la période de surveillance renforcée du site.

8.7

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 en 2012 n'a pas révélé d'impact notable des installations du CERN sur l'environnement et la population avoisinante. Même si des traces de radioisotopes, produits dans les installations du centre de recherche, ont pu être détectées, les activités maximales enregistrées sont restées nettement inférieures aux limites suisses et leur impact radiologique peut être considéré comme très faible.

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) et mesures instantanées 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).

Programme spécifique «LHC»

Le grand collisionneur à hadrons (Large Hadron Collider- LHC) est en fonction depuis fin 2009 et les expériences de collision de faisceaux de protons au sein du LHC se sont poursuivies en 2012. Un programme spécial de suivi du point zéro LHC a été initié par l'OFSP et l'ASN en 2012 afin d'évaluer l'impact du LHC sur l'environnement et la population avoisinante après env. 3 ans de fonctionnement. Les résultats de cette campagne de mesure, qui s'est déroulée en septembre 2012 et à laquelle

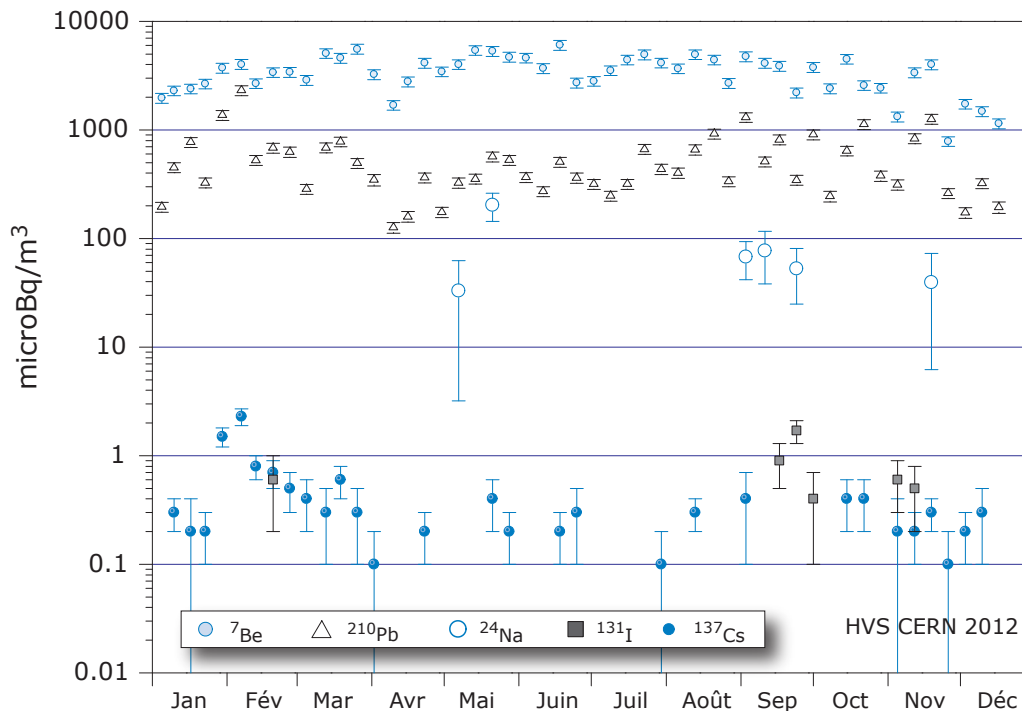


Figure 1:

Concentrations de divers radioisotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés chaque semaine à la station à haut débit située au CERN en 2012.

plusieurs laboratoires suisses ainsi que l'Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire (IRS) / F ont participé, feront l'objet d'une publication séparée à paraître fin 2013.

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.

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 2012, 5 d'entre eux

Les résultats de ces mesures, effectuées par l'Institut de Radiophysique (IRA) sur mandat de l'OFSP, n'ont pas signalé de valeur indicative d'un impact notable des installations du CERN pour les emplacements situés à l'extérieur de la clôture. En effet, pour les 8 sites concernés, les équivalents de dose ambiants observés correspondaient généralement à ceux 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). Seules les doses de neutrons enregistrées au 2^{ème} trimestre 2012 (10.04 au 04.07. 2012) par les dosimètres placés au voisinage des puits d'aération PA1 du LHC et TI2 du tunnel de transfert SPS (Super Proton Synchrotron) - LHC ont enregistré des doses de neutrons légèrement supérieures à l'irradiation naturelle, avec une incertitude de mesure assez élevée (maximum de 0.064 ± 0.034 mSv au point TI2).

Comme les années précédentes, des doses de neutrons plus élevées (jusqu'à 0.68 mSv par trimestre) ont parfois été enregistrées aux 2 emplacements proches du synchrotron à protons et de l'installation Isolde sur le site de Meyrin/CH. Sur le site de Prévessin/F, l'équivalent de dose ambiant des photons, relevé au 4^{ème} trimestre, a atteint 0.5 mSv.

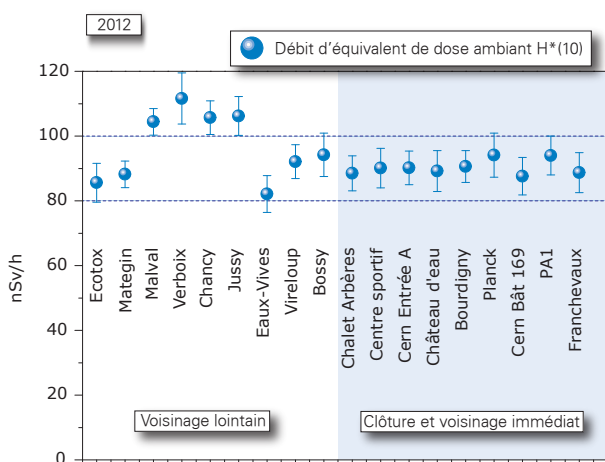


Figure 2:

Mesures du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectuées par l'OFSP en 2012 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (Figure 1) en septembre 2012 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 82 et 112 nSv/h et se situent dans le domaine de variation de l'irradiation naturelle (moyenne des sites limitrophes: 90 ± 7 nSv/h; moyenne des sites distants 97 ± 11 nSv/h).

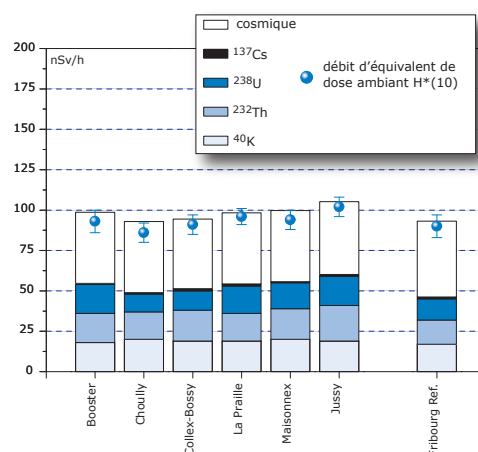


Figure 3:

Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2012, et comparaison avec les résultats obtenus à Jussy (site distant) ainsi qu'à Fribourg.

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. 4.1) n'a pas signalé d'anomalie en 2012. 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 0.1 Bq/m^3 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). Le tableau 1 montre que les concentrations de ^7Be mesurées en 2012 dans les filtres aérosols de la station du CERN ne se sont toutefois pas notablement 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 $0.8 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$).

En ce qui concerne les radioéléments d'origine artificielle, des traces de ^{137}Cs provenant de la remise en suspension des retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl ont, comme partout en Suisse, été détectées à plusieurs reprises, mais les activités n'ont pas dépassé $2.3 \pm 0.4 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$.

Les seuls radioisotopes attribuables aux activités du CERN sporadiquement mis en évidence dans les filtres aérosols sont le ^{24}Na et le ^{131}I (valeurs comprises entre 40 ± 33 et $203 \pm 59 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$)⁽¹⁾

et entre 0.5 ± 0.3 et $1.7 \pm 0.4 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$ respectivement). Ces radionucléides, d'une demi-vie de 15 h pour le ^{24}Na et de 8 jours pour le ^{131}I , sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche (^{131}I est uniquement produit par l'installation ISOLDE).

Notons encore que l'impact radiologique de ces traces de ^{24}Na et de ^{131}I est tout à fait négligeable, puisque les concentrations les plus élevées enregistrées en 2012 pour ces radionucléides ne représentent qu'environ 0.0002 % (pour le ^{24}Na) et 0.00006 % (pour le ^{131}I) des limites d'immissions suisses. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite des méthodes extrêmement sensibles, comme celles mises en œuvre par l'OFSP.

Tableau 1:

Concentrations du ^7Be mesurées en 2012 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)	0.8 – 6.1	3.4
Oberschrot/FR	1.0 – 7.0	3.7
Klingnau/AG	0.8 – 6.5	3.1
Göttingen/TG	1.1 – 5.5	3.4
Monte Ceneri/TI	1.0 – 7.1	4.0

¹ Ces activités ont été calculées à la date de référence correspondant au début de la période de collection, en supposant une accumulation constante de ^{24}Na au cours de la période de collection et en tenant compte de sa décroissance au cours de la même période. Jusqu'en 2010, la date de référence correspondait à la date de fin de la période de collection, les activités pour les courtes périodes étaient sensiblement sous-estimées.

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. Les mesures 2012 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN: la figure 3 montre en effet que les valeurs 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 Jussy, situé à l'opposé du canton de Genève ou Fribourg (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au Chap. 3.1). Les résultats de la mesure effectuée à Maisonnex, à proximité d'un point principal d'évacuation de l'air (PA1) du LHC, n'a par ailleurs pas révélé d'impact notable du fonctionnement du collisionneur en termes d'exposition ambiante ou de production de radionucléides.

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 radioéléments 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 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. La valeur maximale enregistrée pour le tritium dans les échantillons mensuels d'eau du Nant d'Avril s'est élevée à 2.4 ± 0.6 Bq/l.

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 octobre 2011 à novembre 2012 a fait l'objet d'un rapport spécifique².

En dehors du ^{40}K et des isotopes des séries primor-

diales (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th), 3 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 0.98 ± 0.07 Bq/l), avec une moyenne de 0.22 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 2011 - 2012 est ainsi de 792 MBq au minimum et de 1'060 MBq au maximum et se situe en-dessous de 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 6 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.

Le troisième radionucléide est le ^{22}Na , détecté dans 9 échantillons bimensuels, avec une valeur maximale de 9 mBq/l. Très peu de données récentes sont disponibles sur les flux naturels de ^{22}Na . Comme le ^7Be , du ^{22}Na est produit dans la stratosphère par rayonnement cosmique. Tokuyama et al.³ mesurent au Japon un flux atmosphérique de ^{22}Na de 4 ordres de grandeur inférieurs à celui du ^7Be , alors que les activités mesurées dans le Nant d'Avril ne sont inférieures que de 2 ordres de grandeur. Ce radionucléide provient donc très probablement des activités du CERN. L'activité maximale du ^{22}Na mesurée dans les eaux du Nant d'Avril en 2012 ne représente toutefois que 0.015% de la limite d'immissions fixée par la législation suisse (ORaP) pour les eaux accessibles au public.

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 et se situent dans la moyenne inférieure des périodes de mesure précédentes. 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.

² J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus et K. Loizeau, Rapport N°13 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Octobre 2011 - Novembre 2012; Institut F.-A. Forel (Décembre 2011).

³ H. Tokuyama and S. Igarashi; Seasonal Variation in the Environmental Background Level of Cosmic-Ray-Produces ^{22}Na at Fukui City, Japan. J. Environ. Radioactivity 38:147-161 (1998).

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 ont par ailleurs été prélevés une fois au cours de l'année aux 8 principaux points de rejets des eaux du LHC et analysés par l'Institut Forel. Les activités mesurées dans les échantillons de sédiments se sont échelonnées entre 270 et 1'183 Bq/kg pour le ⁷Be et entre 3.7 et 14.1 Bq/kg pour le ¹³⁷Cs. Pour les bryophytes, les résultats montrent des activités spécifiques en ⁷Be variant entre 63 et 2'210 Bq/kg et entre < 2 et 4.3 Bq/kg pour le ¹³⁷Cs. La comparaison de ces résultats avec ceux des années précédentes, alors que le LHC n'était pas en fonction (programme point zéro LHC), n'a pas révélé la présence de nouveaux radioisotopes. La figure 4 montre que les activités spécifiques de ⁷Be dans les bryophytes prélevés aux points de rejet PA1, PA2 et PA8 sont élevées et dépassent la gamme d'activité enregistrée sur les mêmes sites lors des périodes témoins; elles restent toutefois dans des gammes de valeurs déjà observées dans le Nant d'Avril.

En résumé, si l'on exclut le ⁷Be dont la fraction produite par les installations du CERN est incertaine, le seul radionucléide attribuable aux activités du centre de recherche décelé dans le milieu aquatique en 2012 est le ²²Na. Les radioéléments produits par les installations du CERN tels que ⁶⁵Zn, ⁵⁷Co, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ⁵⁴Mn, 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 octobre 2011 à novembre 2012 (12 échantillons analysés).

Isotope	Min- Max	Moyenne	Médiane
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
⁷ Be	434 - 1'634	977	923
¹³⁷ Cs	7.8 - 19.4	12.7	11.8

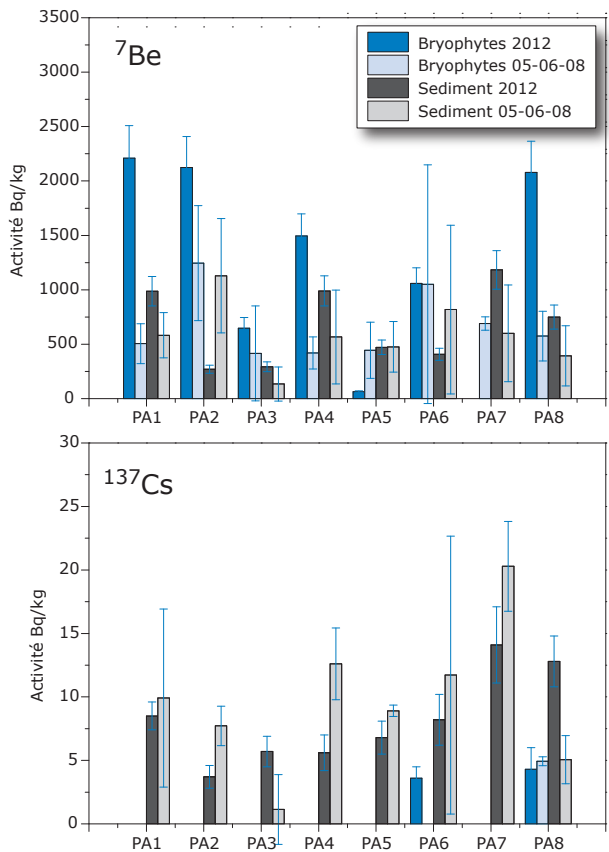


Figure 4:
Activités du ⁷Be et du ¹³⁷Cs dans les bryophytes et les sédiments aux points de rejet du LHC en 2012. Les valeurs 05-06-08 correspondent aux moyennes des résultats des campagnes de mesures effectuées au cours des périodes témoins 2005-2006-2008.

Conclusions

Le programme de surveillance mené de manière indépendante par l'OFSP, en collaboration avec l'institut F.-A. Forel, a confirmé que l'impact radiologique des activités du CERN sur l'environnement et la population avoisinante est resté très faible en 2012.

A l'image des examens in situ de la figure 3, l'ensemble des résultats ont montré la prédominance des radioéléments d'origine naturelle. La détection de traces de radionucléides attribuables aux activités du CERN (²⁴Na et ¹³¹I dans l'air ou ²²Na dans l'eau) n'a été possible que grâce à la mise en œuvre de techniques de prélèvement et de mesure d'une très grande sensibilité, dépassant le cadre des contrôles réglementaires. Les activités maximales des radio-isotopes artificiels provenant des activités du CERN sont en effet nettement inférieures aux limites suisses et donc sans conséquence d'un point de vue radiologique.

8.8

Rejets et environnement du CERN (Mesures CERN)

P. Vojtyla et F. Malacrida

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 2012. La dose effective délivrée aux membres du public Suisse a été inférieure à 0.022 mSv, soit <8% de la valeur directrice. Les concentrations de radionucléides sont restées inférieures à 0.5% 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 (Meyrin) 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

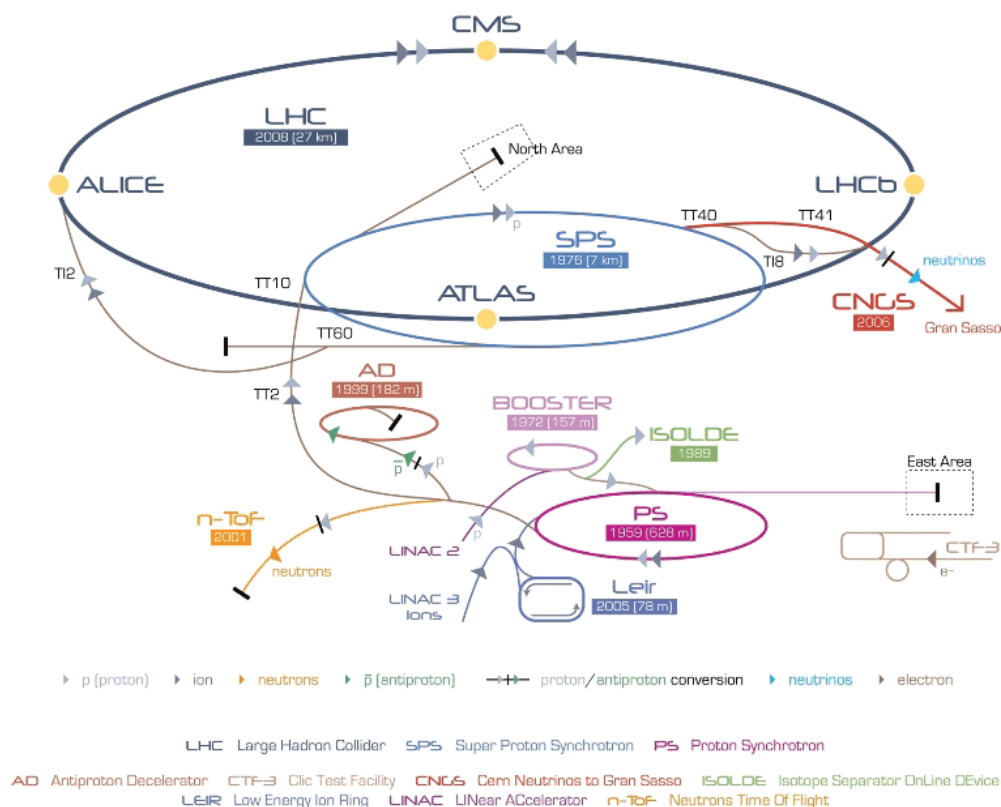


Figure 1:
Le complexe des accélérateurs du CERN (voir Glossaire).

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 le résultat de ces collisions.

En 2012 les accélérateurs et zones expérimentales susceptibles d'avoir un impact radiologique sur l'environnement étaient les suivants (voir Fig.1): le LINAC 2, situé en surface du site de Meyrin, prépare le faisceau pour le Proton Synchrotron Booster (PSB, surface, site de Meyrin), qui fournit l'expérience ISOLDE et le Proton Synchrotron (PS, surface, site de Meyrin). Le PS fournit du faisceau à trois zones expérimentales aussi situées sur le site de Meyrin, soit n-TOF, AD et East Hall. Il sert aussi d'injecteur au Super Proton Synchrotron (SPS), dont la majeure partie se situe en sous-sol côté France. Les protons accélérés par le SPS peuvent atteindre des énergies de 450 GeV et la majorité d'entre eux alimentent l'installation CNGS et les zones expérimentales du site CERN de Préveessin (Zone Nord) en France. Une fraction de ces protons est injectée dans les deux anneaux de stockage aux sens de rotation opposés du Large Hadron Collider

(LHC). Les particules y atteignent une énergie de 4 TeV et circulent pendant plusieurs heures, durant lesquelles elles entrent en collision. Ces points de collision se situent aux milieux de quatre grands détecteurs: ATLAS, ALICE, CMS et LHC-b. Le LHC et ses détecteurs se situent profondément sous terre, majoritairement en France. 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 radioac-

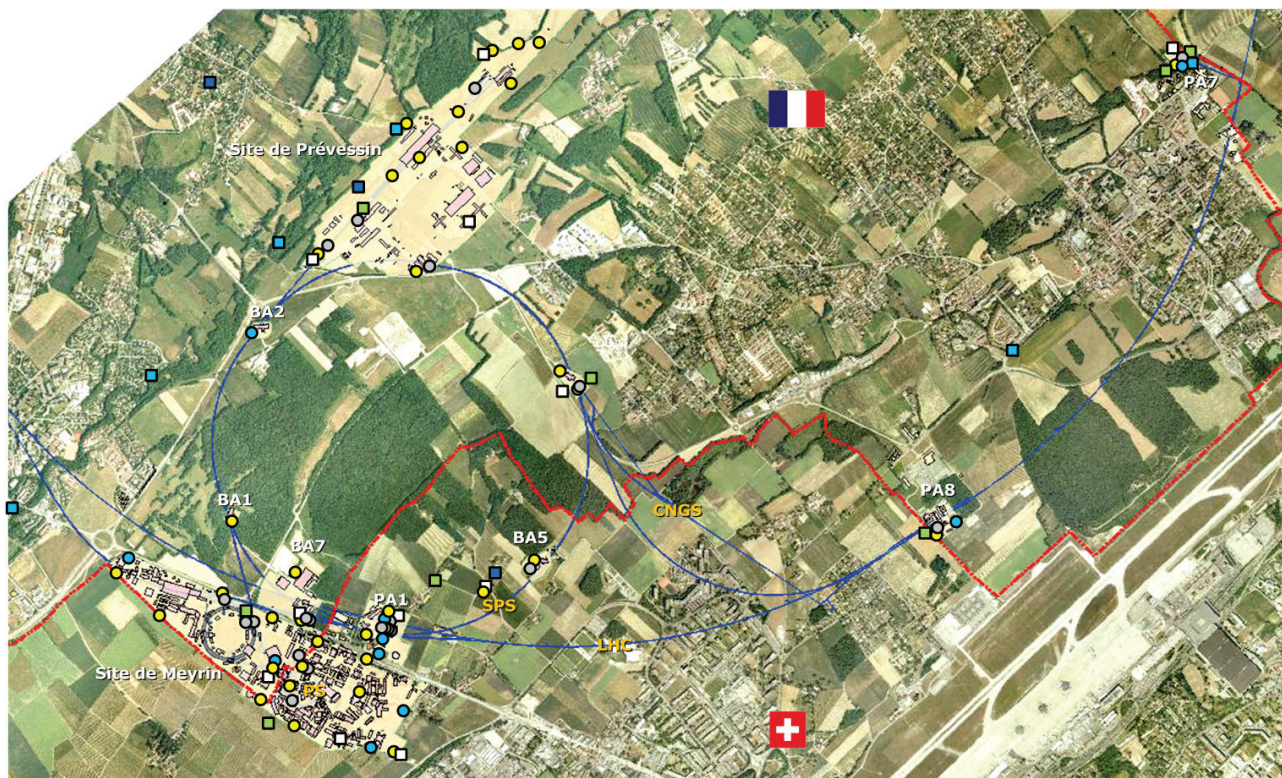


Figure 2: Région frontalière franco-suisse: sites de Meyrin et de Préveessin du CERN, implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS), de l'installation CERN Neutrinos to Gran Sasso (CNGS) et du Grand collisionneur d'hadrons (LHC), situation des stations de surveillance et lieux d'échantillonnage 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.

tivité 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. Une contamination à long terme de l'environnement est donc impossible. Pour plus d'information, se référer au site: <http://environmental-impact.web.cern.ch/environmental-impact/fr/Radiation/Radiation-fr.html>.

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 prédis 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 2012, 41 stations de ce type étaient en opération. Les positions des stations situées en bordure de site CERN et qui concernent le territoire suisse sont identifiées en Figure 2 par des points jaunes. Les points d'extraction d'air pouvant émettre des substances radioactives 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 2012, 32 stations étaient en opération; les positions des stations qui concernent le territoire suisse sont identifiées en Figure 2 par des points gris. De manière similaire, les points de rejet d'eaux claires sont équipés de stations de surveillance de l'eau (15 stations en 2012). Ces stations mesurent en continu les radionucléides de demi-vie

courte et collectent des échantillons d'eau analysés périodiquement en laboratoire (points bleus, Fig. 2).

Les niveaux de rayonnements diffusés mesurés, 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}. Un mécanisme de contrôle supplémentaire consiste en la surveillance des immissions, 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 pu être effectué et que les modèles utilisés sont corrects. Cette surveillance implique un échantillonnage en continu des aérosols contenus dans l'air ambiant (12 stations, carrés blancs en Figure 2), des échantillons d'herbe (12 points d'échantillonnage, carrés verts en Figure 2), d'eau, de bryophytes (mousses) et de sédiments dans les cours d'eau (13 points, carrés bleus en Figure 2), de l'eau des nappes phréatiques (7 points, carrés bleus foncés en Figure 2), ainsi que des échantillons de produits d'agriculture locaux, tels que blé, graines de tournesol, asperges et vin.

Résultats 2012

Opération des accélérateurs en 2012

En 2012, tous les accélérateurs du CERN ont été en opération de février à mi-décembre. Les faisceaux du LHC ont été exploités tout au long de l'année à un peu plus de la moitié de l'énergie nominale, soit 2 x 4 TeV. Des émissions de radionucléides gazeux de demi-vie courtes (se référer au paragraphe «Rejets de substances radioactives dans l'atmosphère») ont été détectées aux sites LHC PA3 (Crozet, F), PA5 (Cessy, F) et PA7 (Collex-Bossy, CH, et Ferney Voltaire, F). Les quantités impliquées sont toutefois restées très largement inférieures aux limites légales. Ces rejets sont principalement attribuables à la collimation des faisceaux aux points 3 et 7 ainsi qu'aux arrêts des faisceaux au point 6 (Versonnex, F) ; l'air de cette zone est rejeté aux points 5 et 7. L'impact radiologique du LHC est resté très faible : 5 µSv dus aux rejets atmosphériques au LHC PA7.

Rayonnement diffusé

La Figure 3 présente la dose ambiante équivalente mesurée par les moniteurs de rayonnements dif-

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).

fusés qui concernent le territoire suisse. Les moniteurs situés autour des sites du SPS ont uniquement enregistré des fluctuations de l'ordre du bruit de fond naturel. Les stations PMS122 et PMS123 sont situées le long de vignes, à la barrière sud du site CERN de Meyrin. Cette zone est inhabitée. La quasi-totalité de la dose neutronique mesurée par ces stations est due aux rayonnements diffusés provenant de la section d'extraction du faisceau du PS où des interactions localisées de faisceau avec les éléments de l'accélérateur surviennent.

Cette section du PS se situe proche de ces stations. Aucune valeur mesurée autour du site de Meyrin n'a excédé 13% de la limite de dose annuelle^{3,4}. La valeur de dose équivalente ambiante enregistrée par la station de surveillance PMS163 est utilisée pour la détermination de la dose effective aux membres du public du groupe de référence du site de Meyrin.

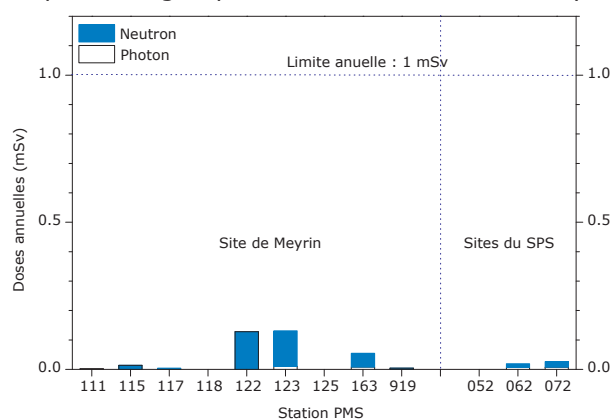


Figure 3: Doses ambiantes annuelles nettes enregistrées par les moniteurs de rayonnements diffusés (CERN, 2012).

Rejets de substances radioactives dans l'atmosphère

Les rejets par les cheminées de substances radioactives dans l'atmosphère concernant le territoire suisse sont résumés au Tableau 1. 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 courtes ^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O , et ^{41}Ar ; le ^7Be ; l'activité beta total (majoritairement ^{32}P , ^{33}P) et le tritium (^3H). Les valeurs tritium sont surestimées car elles dérivent d'une méthode d'évaluation très conservatrice. L'impact radiologique du tritium est cependant négligeable (voir plus loin). Les valeurs d'émissions en iode (^{123}I , ^{124}I , ^{125}I , ^{126}I , ^{130}I , ^{131}I , ^{132}I , et ^{133}I) ainsi

qu'en émetteurs alpha de demi-vies courtes provenant de l'installation ISOLDE ne figurent pas dans le Tableau 1: 227 MBq d'iode radioactif, 16 kBq de ^{212}Bi , 13 kBq de ^{212}Pb et 593 kBq de ^{214}Pb . Aucun émetteur alpha de demi-vie longue n'a été émis par l'installation.

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 de 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 beta total imputable en grande majorité au ^{22}Na et (c) les rejets d'émetteurs de positrons de demi-vie courtes (^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O). Le Tableau 2 présente les rejets de 2012, mais seulement pour les points de rejet où des radionucléides en concentrations supérieures aux limites de détection ont été mesurés. L'eau rejetée depuis le site LHC PA1 dans le Nant d'Avril contenait des faibles concentrations de radionucléides de demi-vie courte. Les activités rejetées ne figurent pas dans le Tableau 2: elles sont de 6.7 GBq. L'activation du circuit d'eau brute du LHC, un phénomène anticipé, en est la principale origine.

Surveillance des immissions

Le ^7Be est un radioélément faiblement radiotoxique, produit dans l'air par les particules de hautes énergies. 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 4 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) des stations de référence éloignées (PSA951) voire très éloignées des accélérateurs

3 Code F Rev., Radioprotection – Manuel de radioprotection, CERN (2006).

4 Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2012), Annexe 3.

Tableau 1:

Radioactivité du CERN rejetée dans l'air en 2012.

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	PMV174	280	26	940	33	9
PS BOOSTER	PMV175	270	3	280	8	1
TT10 injection PS-SPS	PMV11	290	5	210	9	14
Ventilation SPS, BA5	PMV51	380	2	0.05	0.01	8
HIRADMAT	PMV70	7	0.01	<0.01	<LD	<LD
ISOLDE	PMV170	80	12	7	0.6	11
n-TOF	PMV171	5	7	<LD	0.01	3
TT60 extr. SPS-Ouest*	PMV172	140	<LD	<LD	<LD	<LD
TT70 transfert, PS-SPS	PMV173	60	0.5	0.02	<LD	55
TI2 transfert, SPS-LHC	PMV200	120	<LD	<LD	<LD	<LD
LHC PA1	PMV901	620	<LD	<LD	<LD	<LD
LHC PA1, ATLAS	PMV911-14	620	<LD	<LD	<LD	<LD
LHC PA8, LHC-b	PMV982	360	<LD	<LD	<LD	<LD
LHC PA7, collimateurs	PMV907	670	10	0.09	<LD	<LD

*) pas de faisceau dans le tunnel

Tableau 2:

Radioactivité du CERN rejetée dans l'eau en 2012.

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (^{22}Na)	Rejeté dans:
		10^6 m^3	GBq	MBq	
Site de Préveessin, SPS	PMW21	0.33	12	71	Le Lion (F)
Site de Meyrin Sud-est	PMW101	2.4	4	20	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Nord-est	PMW102	0.18	0.01	0.53	Nant d'Avril (CH)
Site de Meyrin Ouest	PMW103	0.49	0.54	<LD	Le Lion (F)
AD infiltration	PMW104	0.03	0.06	3.5	STEP*
Site SPS BA6 + site LHC PA1	PMW910	2.0	0.7	<LD	Nant d'Avril (CH)
CNGS, rejet par le site du LHC PA8	PMW980	0.05	0.54	0.39	Le Nant (F)

2) Station d'épuration d'eau Bois-de-Bay à Satigny/GE.

(HVS Posieux/FR). Toutes les courbes suivent la même tendance, prouvant ainsi que la majeure partie de l'activité en ^7Be mesurée est d'origine naturelle. La possible contribution provenant des accélérateurs du CERN n'a en aucun cas excédé 1.7 mBq/m^3 , soit 0.0005% des limites d'immission suisses⁵. La mesure de l'échantillonneur d'aérosols à haut volume PSA973 situé au LHC-PA7 a été suffisamment sensible pour détecter le ^{22}Na naturel, aussi produit par rayonnement cosmique. Les quantités mesurées, soit $<0.001 \text{ mBq/m}^3$, correspondent à celles mesurées avant que le LHC ne soit en opération. Les mesures

des filtres d'aérosols de la station de ventilation PMV907 n'ont pas mis de ^{22}Na en évidence.

Concernant l'environnement aquatique, des faibles concentrations de ^{54}Mn ont pu être détectées dans un échantillon de bryophytes (mousses) et dans deux échantillons de sédiments du Lion (F), prélevés en aval du point de rejet PMW21 (comparer avec le Tableau 2). L'eau provient des zones expérimentales du CERN. L'échantillon de bryophytes contenait $52 \pm 5 \text{ Bq/kg sec}$, tandis que les sédiments présentaient des concentrations de respectivement 0.4 ± 0.1 et $0.2 \pm 0.1 \text{ Bq/kg sec}$. La concentration maximale mesurée ne représente que 0.5% de la limite d'exemption suisse⁵. La mesure de l'échantillon instantané de l'eau prélevée dans le Nant (F) a

⁵ Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2012), Annexe 3.

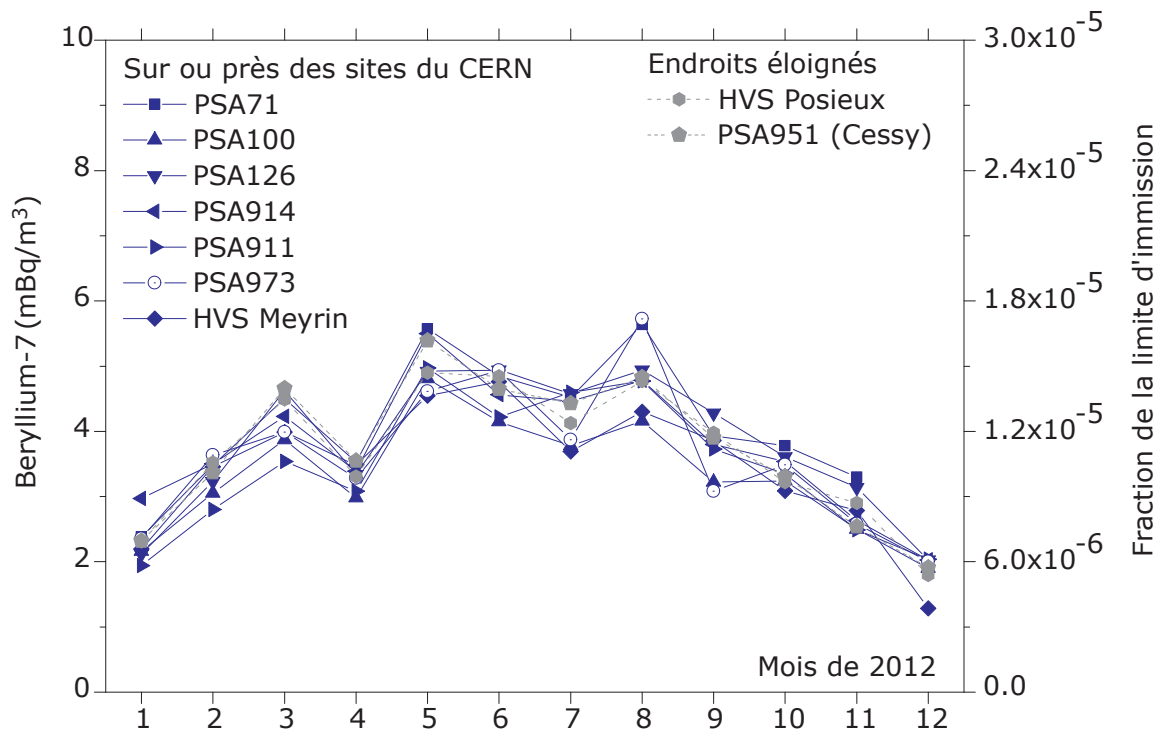


Figure 4:

Activités en ^7Be mesurées par le biais de 9 stations d'échantillonnage dont 7 sont situées sur ou proches des sites du CERN. PSA71: Site du SPS BA-7. PSA100: Site CERN de Meyrin. PSA126: Proche du PS. PSA914: Site du LHC PA1. PSA911: Proche d'une ferme de Meyrin. PSA973: 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/Fribourg⁶. PSA951: Cessy, France.

révélé une valeur de concentration tritium très légèrement supérieure aux valeurs dites naturelles: 4.5 ± 1 Bq/L, soit 0.04% de la valeur limite d'immission suisse⁷. 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 entre fin septembre et octobre, pratiquement à la fin de la période d'exploitation des accélérateurs. 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. Le Nant rejoint le Gobé qui se déverse dans le lac Léman. 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 2012, leurs méthodes de détection caractérisées par leur extrême sensibilité ont permis de révéler à neuf reprises du ^{22}Na dans l'eau de rivière, imputable au CERN. Les concentrations sont restées inférieures à 0.009 Bq/L⁸, soit 0.015% de la limite d'immission⁶.

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 est négligeable.

⁶ S. Estier et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement : Résultats des mesures 2012 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2013).

⁷ Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2012), Annexe 3.

⁸ J.-L. Loizeau, Ph. Arpagaus et K. Loizeau, Rapport No 13 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Octobre 2011 - Novembre 2012, Université de Genève, Genève (2012) p. 8.

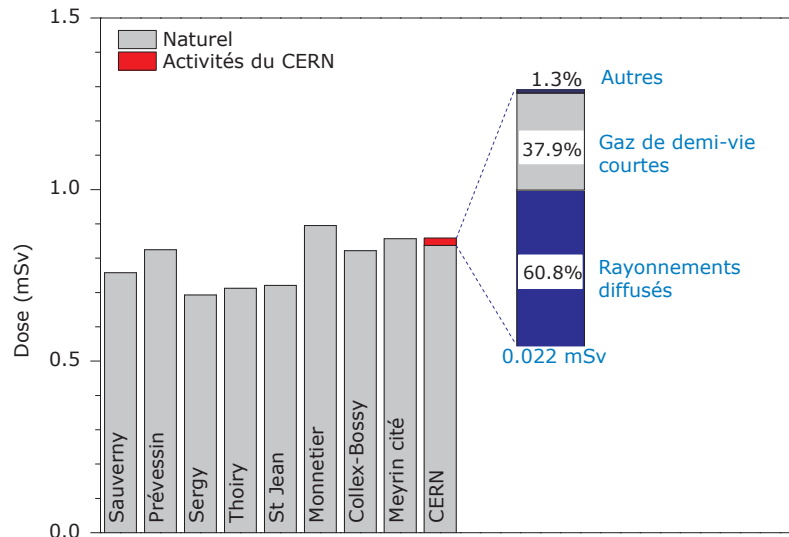


Figure 5:

Contribution à la dose annuelle des activités du CERN sur le site CERN de Meyrin, comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses situées à proximité. La contribution du CERN de 0.022 mSv doit être comparée à la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv¹⁰.

Impact radiologique

La dose effective, reçue par les membres du groupe de référence pour le site de Meyrin du CERN en 2012, a été calculée à partir des valeurs enregistrées par le moniteur de rayonnements diffusés PMS163, situé à proximité du groupe de référence pour le site de Meyrin, ainsi que des activités des substances rejetées dans l'air et l'eau, en utilisant un modèle de diffusion amélioré basé sur les directives^{9,10}. La valeur de dose résultante est de 0.022 mSv, qui doit être comparée avec la valeur guide pour les membres du public de 0.3 mSv, comme définie en¹¹ (<8%). De fait, en 2012 et comme pour les années précédentes, le CERN a entièrement respecté les réglementations relatives à la radioprotection. La dose effective totale de 0.022 mSv a consisté pour 60.8% en rayonnements diffusés et pour 37.9% en rejets de radionucléides gazeux à demi-vie courte. Les autres radionucléides et voies d'exposition ont contribué d'à peine 1.3%. La dose effective résultant du rejet des radionucléides contenus dans les effluents du site LHC PA1 est de 0.0002 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 2012;
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 0.5% des limites applicables. De fait, l'impact radioécologique du CERN a été négligeable;
3. En 2012, >98% de la dose effective aux membres du public des groupes de référence provenait d'aspects environnementaux qui sont surveillés en continu. De manière à confronter l'impact dosimétrique des activités du CERN aux valeurs typiques d'expositions naturelles, la Figure 5 compare la dose susmentionnée de 0.022 mSv avec la dose équivalente annuelle mesurée en plusieurs endroits éloignés des sites CERN.

9 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).

10 Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series No. 19, IAEA, Vienna (2001).

11 Code F Rev., Radioprotection – Manuel de radioprotection, CERN (2006).

Glossaire

AD	Décélérateur d'antiprotons
CLIC	Compact Linear Collider, projet impliquant un collisionneur linéaire
CNGS	CERN neutrinos to Gran Sasso, source de neutrinos pour les expériences souterraines situées au Gran Sasso (IT)
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 2012 Résultats 2012



9 Industrien und Spitäler

9 Industries et hôpitaux

9.1 Emissionen der Betriebe	160
Zusammenfassung	160
Resultate	161
9.2 Emissionen der Spitäler	163
Zusammenfassung	163
Ausgangslage	163
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	163
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	163
9.3 Surveillance de la radioactivité au voisinage des industries, stations d'épuration et usines d'incinération des déchets	167
Résumé	167
Introduction	167
Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium ^3H	168
Stations d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	169
Conclusions	171



9.1 Emissionen der Betriebe

F. Danini und R. Grunder

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

Zusammenfassung

Der Umgang mit offenen radioaktiven Stoffen in den Produktionsbetrieben ist weiterhin angestiegen, bedingt die Zunahme der Produktion von Tritiumgaslichtquellen. In den Forschungsbetrieben variiert der Einsatz von Radionukliden je nach Forschungsschwerpunkt. Sämtliche Abgabelimits 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)
- Leuchtfarbe (^3H). Die Produktion von radioaktiver Leuchtfarbe wurde im Verlauf von 2008 eingestellt.
- Herstellung von Kalibrierquellen (^{14}C , ^{90}Sr , ^{147}Pm , ^{204}Tl).
- Tritiumgaslichtquellen (^3H).
- Die Produktion der ^{241}Am Folien für die Ionisationsrauchmelder wurde 2003 eingestellt

In Tabelle 1 sind bei der Sparte der Produktionsbetriebe auch die für den Handel eingekauften radioaktiven Stoffe aufgeführt.

Tabelle 1:

Einkauf radioaktiver Stoffe 2001 - 2012.

	Isotope	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006	2005	2004	2003	2002	Einheit
Produktionsbetriebe	^3H	15.11	10.03	6.31	7.58	7.62	11.51	3.85	5.24	5.49	5.51	6.22	PBq
	^{14}C	0.19	1.33	0.34	0.35	0	0.38	0.13	0.23	0.01	0.84	0.04	TBq
	^{147}Pm	5.76	0.07	1.55	15.26	19.66	13.16	13.19	40.00	5.40	32.62	28.11	TBq
	^{241}Am	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.7	GBq
Leuchtfarbenbetriebe	^3H	0	0	0	0	0.09	5.28	10.93	12.98	24.66	18.78	37.95	TBq
Forschungsbetriebe	^3H	18.8	11.4	15.5	22.8	8.7	28.4	23.6	15.2	19.4	4.3	15.4	TBq
	^{14}C	192.6	200.6	132.5	207.3	171.9	207.6	295.4	397.9	343.4	1552.8	1005	GBq
	^{32}P	1.0	1.4	1.6	2.1	7.9	7.3	9.1	11.3	20.8	6.4	28.5	GBq
	^{35}S	2.0	0.8	3.8	3.5	5.9	7.9	10.3	63.2	51.3	14.9	15.3	GBq
	^{45}Ca	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0.06	0	GBq
	^{51}Cr	0	0	3.2	3.8	3.5	4.1	5.1	6.7	6.5	7.9	7.0	GBq
	^{125}I	12.1	15.7	16.3	17.5	1.2	1.1	1.7	3.2	23.9	27.2	18.7	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	0.3	0.4	0.4	0.3	0.4	0.5	0.7	0.7	0.9	0.9	1.1	GBq
	^3H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.1	MBq
	^{57}Co	0	0	0	0	0	0	0	3.08	3	5	3.4	MBq
	^{14}C	0	0	0	0	96.8	116.2	133.6	525.4	703.6	884.4	882.3	MBq

Leuchtfarbenbetriebe

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

Forschungsbetriebe (Total 63 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.

Resultate

Im Berichtsjahr 2012 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimiten eingehalten. In Tabelle 2 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.

Tabelle 2a:

Abgabe radioaktiver Stoffe an die Abluft während des Jahres 2012 (GBq).

	Abgaben an die Abluft (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	90.3 (org.) 59.5 (Gas)	1.8	120 (org.) 2'000 (Gas)	80
Novartis Pharma AG	19.2 (org.) 138.0 (Gas)	3.3	500 (org.) 4'000 (Gas)	60

Tabelle 2b:

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2012 (GBq).

	Abgaben an das Abwasser (GBq)		Abgabelimiten (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	3.2	0.4	80	40
Novartis Pharma AG	5.8	1.0	300	30
Syngenta Crop Protection AG	-	0.003	1	1

Tabelle 3:

Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2012 (GBq).

	^3H (GBq)	^{14}C (GBq)	^{35}S (GBq)
Verbrennungen in Ofen	605	168	0.003
Bewilligungslimite	4'000	450	8.0

Bemerkungen zu den Figuren:

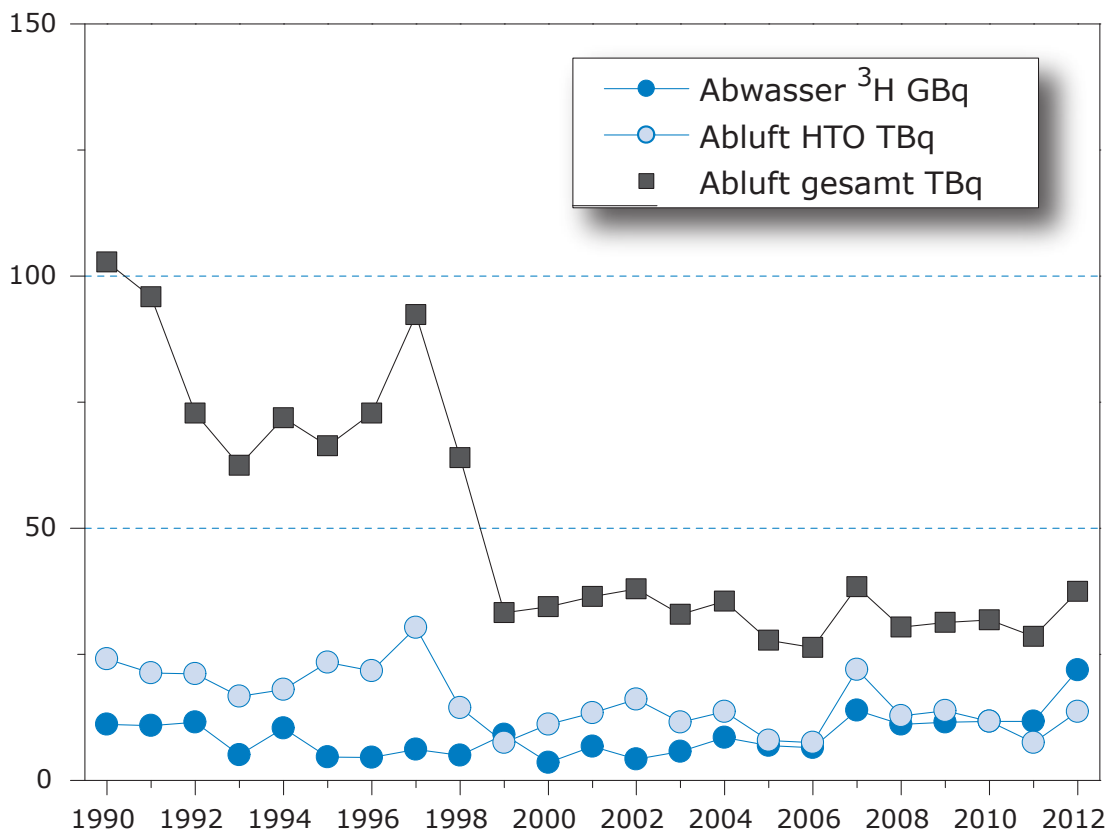
Die Tritium-Abgaben der beiden Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Der erhöhte Abgabewert von 2010 ans Abwasser bei RC Tritec AG ist zurückzuführen auf die Umbauarbeiten in den Labors, welche in diesem Jahr stattgefunden 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 4:

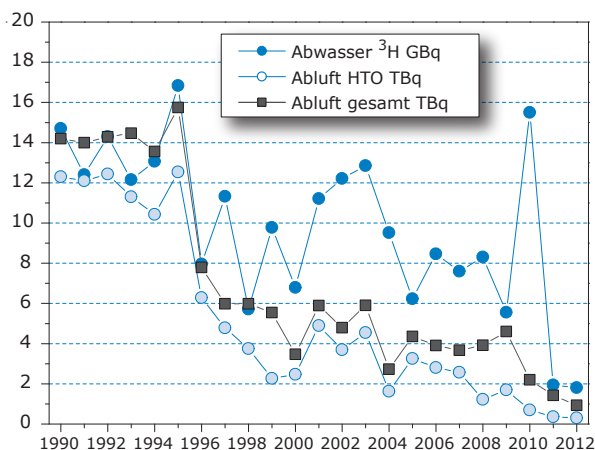
Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe.

	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



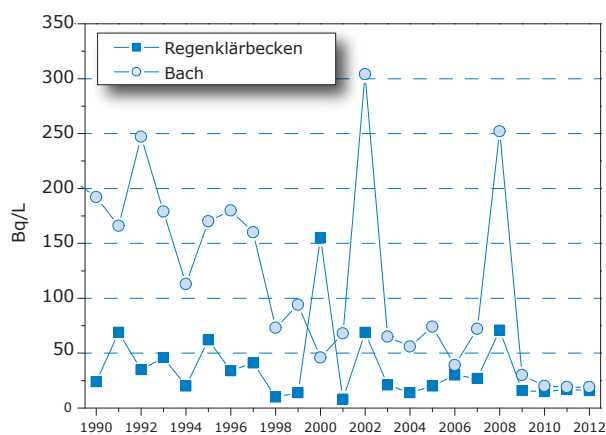
Figur 1a:

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 Trend der vergangenen Jahre. Während der Verbrauch an ^{131}I für die Schilddrüsenthherapie weiterhin rückläufig ist, bleibt der Verbrauch an Beta-Strahlern zur Therapie von rheumatischen Erkrankungen und zur Schmerzlinderung bei Tumorerkrankungen (Fig. 1+2) mehr oder weniger konstant. Die Abgabe von ^{131}I ans Abwasser konnte, bedingt durch die Verbrauchsabnahme von ^{131}I und Optimierungen von Abwasserkontrollanlagen weiter verringert werden (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

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 Schilddrüsenthherapie 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 Abstand 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.

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 (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. Eindrücklich haben dies mehrere grosse Spitäler im vergangenen Jahr umgesetzt und damit die abgegebene Aktivität um rund 50% (USZ) resp. um 95% (Inselspital) reduziert.

Tabelle 1:

Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2012 in GBq.

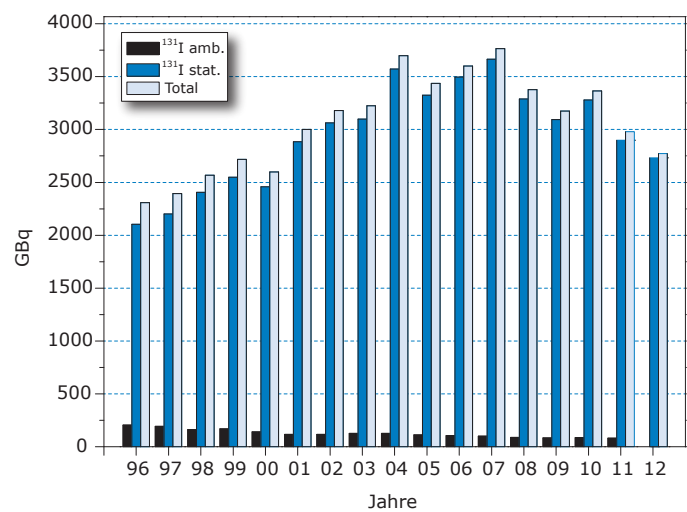
Ort	Spital	¹³¹ I amb.	¹³¹ I stat.	⁸⁹ Sr	³² P	¹⁸⁶ Re	¹⁶⁹ Er	⁹⁰ Y	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu
Aarau	Kantonsspital	0.60						0.74		
Baden	Kantonsspital		200.07						11.90	
Basel	Claraspital	0.59								
Basel	Universitätsspital		336.63			7.59		1383.00		1377.14
Bellinzona	Ospedale Regionale		147.17					0.37	6.00	
Bern	Insel		390.99		0.37	0.67	0.04	109.84	2.60	
Brig	MRI							3.46		
Biel	Klinik Linde	3.40								
Bruderholz	Kantonsspital							0.19	2.30	
Chur	Kantonsspital		75.18					2.22		
Frauenfeld	Kantonsspital			0.15						
Freiburg	Hopital Cantonal	0.48	131.00	0.15						
Genf	Hopital Cantonal	2.68	224.57					30.38	1.00	
Genf	Beaulieu			0.60						
Meyrin	Hôpital de la Tour							0.30		
Chêne-Bourgeries	Cli. des Grangettes	0.20								
La Chaux-de-Fonds	Hôpital	2.71						1.07		
Lausanne	Clinique la Source	2.17								
Genolier	Clinique de Genolier	0.58								
Lausanne	CHUV		167.12	0.45	0.19	0.19		106.78	6.00	
Liestal	Kantonsspital							0.37		
Lugano	Ospedale Civico	3.80				0.19	0.04	0.74		
Luzern	Kantonsspital	5.00						2.00		
Luzern	St. Anna							0.37		
Münsterlingen	Kantonsspital		66.86			0.15		1.48	2.74	
Sion	Hopital Cantonal		73.67							
Solothurn	Bürgerspital	0.60	28.20					0.185		
St.Gallen	Kantonsspital		245.99			0.30	0.04	4.70		
Winterthur	Kantonsspital	2.54	139.34				0.15	1.54		
Zürich	USZ	1.83	321.46			0.89	0.37	109.36	3.00	34.30
Zürich	Triemli		188.80					2.97	2.68	
Zürich	Waid	3.21							6.07	
Zürich	Dr. Binz	0.60								
Zollikerberg	Schilddrüsenpraxis	3.57								
Schweiz gesamt		34.54	2737.04	1.35	0.56	9.95	0.64	1762.05	44.29	1411.44

Tabelle 2:Abgabe von ^{131}I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2012 in MBq.

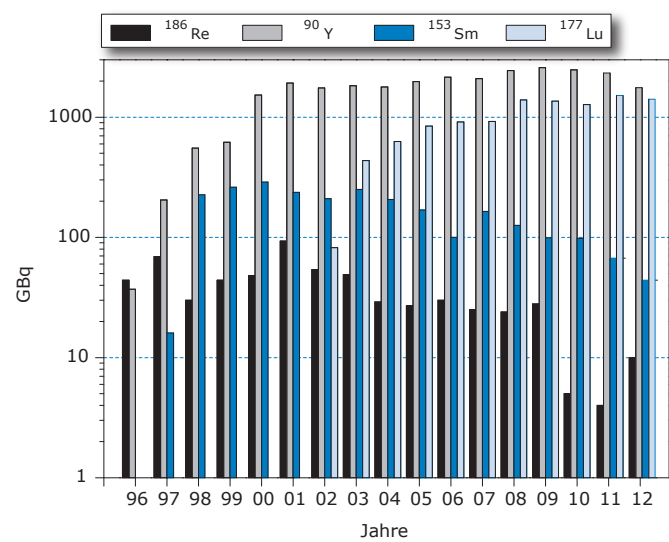
Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	Uni-spital ¹⁾	Osp. Region.	Insel	KS	HC	HUG	CHUV
Jan.	101	309	6	0	0	0	93	0
Feb.	87	143	2	0	0	0	52	77
März	105	238	5	0	0	0	128	28
April	28	218	8	0	0	0	37	77
Mai	53	314	4	27	2	0	116	8
Juni	0	271	2	1	0	0	99	0
Juli	0	300	3	17	1	0	11	0
Aug.	1	254	0	0	0	0	14	5
Sept.	0	147	1	8	0	0	19	0
Okt.	84	376	0	0	8	0	82	22
Nov	67	333	1	1	0	0	91	17
Dez.	62	147	0	0	0	0	98	0
Total 2012	588	3050	32	54	11	0	840	234
Total 2011	280	3687	43	1082	50	10	1138	323

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

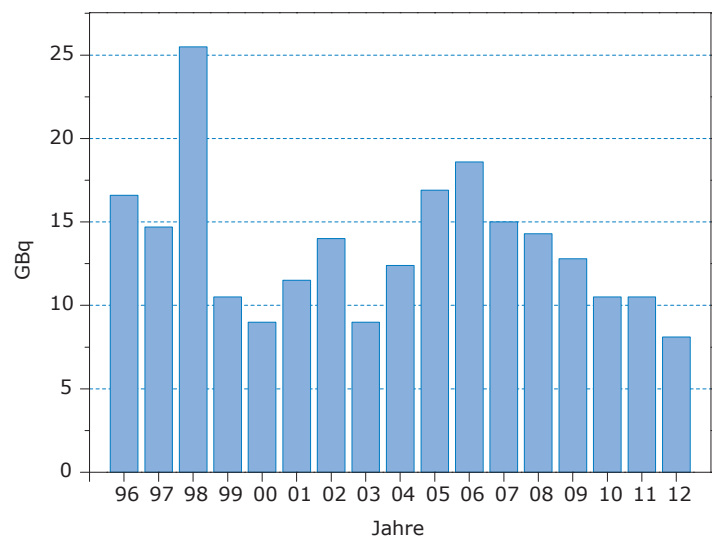
Ort	Münsterlingen	Sion	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	0	14	14	140	0	226	0	
Feb.	1	0	0	0	0	135	79	
März	1	11	0	47	0	266	228	
April	1	5	8	0	0	60	198	
Mai	0	3	0	22	0	76	100	
Juni	0	17	6	7	0	47	212	
Juli	0	0	14	3	0	101	270	
Aug.	1	20	0	0	0	133	71	
Sept.	0	10	0	2	0	136	0	
Okt.	0	0	0	7	0	28	81	
Nov	0	9	0	37	0	0	185	
Dez.	0	8	0	1	0	31	200	
Total 2012	4	97	42	266	0	1238	1624	8.1
Total 2011	4	53	30	204	0	2203	1416	10.5



Figur 1:
Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1996-2012 in GBq.



Figur 2:
Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq.



Figur 3:
Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1996-2012 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 2012 au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ont montré un marquage significatif de l'environnement (précipitations, denrées alimentaires) par ce radionucléide, à proximité immédiate de ces entreprises. Les concentrations enregistrées sont toutefois restées bien inférieures aux limites légales (elles ont atteint au maximum 15.5% 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 2012 sont résumés dans le tableau 1.

Les concentrations de tritium enregistrées en 2012 dans les précipitations des stations de collecte «Bauernhaus» (située à 300 m au sud est de l'entreprise) et «Firma Schär» (située à 320 m au nord est de l'entreprise) à Niederwangen sont représentées sur la figure 1 et sont comparables à celles obtenues au cours des années précédentes. Avec une concentration de 1'860 Bq/l, c'est dans la station située au nord-est de l'entreprise (station «Firma Schär») qu'a été enregistrée la plus forte teneur en tritium dans un échantillon de précipitations au cours de l'année 2012. Cette valeur représente environ 15.5% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP) pour les eaux accessibles au public.

Tableau 1:
Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ³H en 2012.

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Mediane (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma RCT	<10 – 1'300	50 / -
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	<10 – 240	60 / -
Garage 200 m SW de l'entreprise	10 – 220	50 / 65
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	14 – 240	65 / 85
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	90 – 1'860	460 / 549

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 2012 se sont situées entre 0.9 et 9.9 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 4.9 Bq/m³.

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

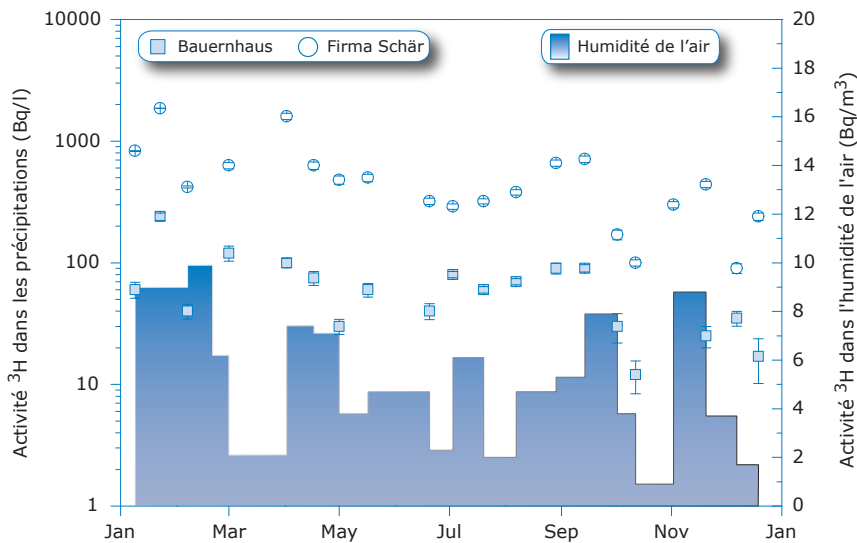


Figure 1:
Activité du tritium dans les précipitations (Bq/l) et dans l'humidité de l'air (Bq/m³ d'air) enregistrées en 2012 à Niederwangen/BE.

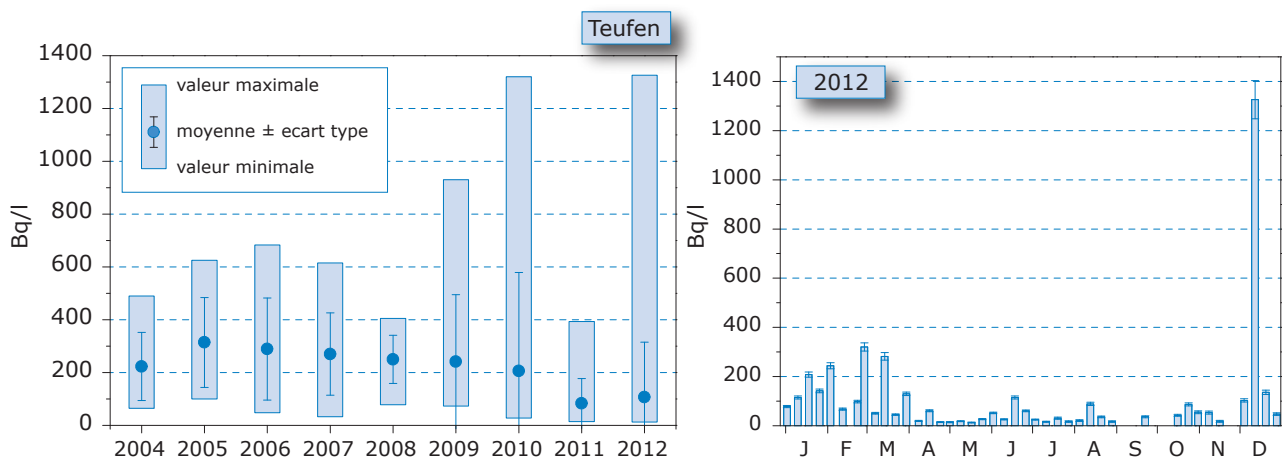


Figure 2:
Concentration du tritium mesurée dans les précipitations de Teufen / AR entre 2004 et 2012.

dans les distillats des produits récoltés se sont en effet échelonnées entre 10 et 33 Bq/l pour le lait (5 échantillons), entre 9 et 120 Bq/l pour les pommes (7 échantillons) et entre 52 et 67 Bq/l pour les 3 échantillons de légumes (salade, courgette et rhubarbe).

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. A l'exception d'une valeur élevée (1'300 Bq/l) enregistrée en décembre, les concentrations enregistrée en 2012 sont comparables à celles de 2011 et en diminution par rapport aux années précédentes.

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 reje-

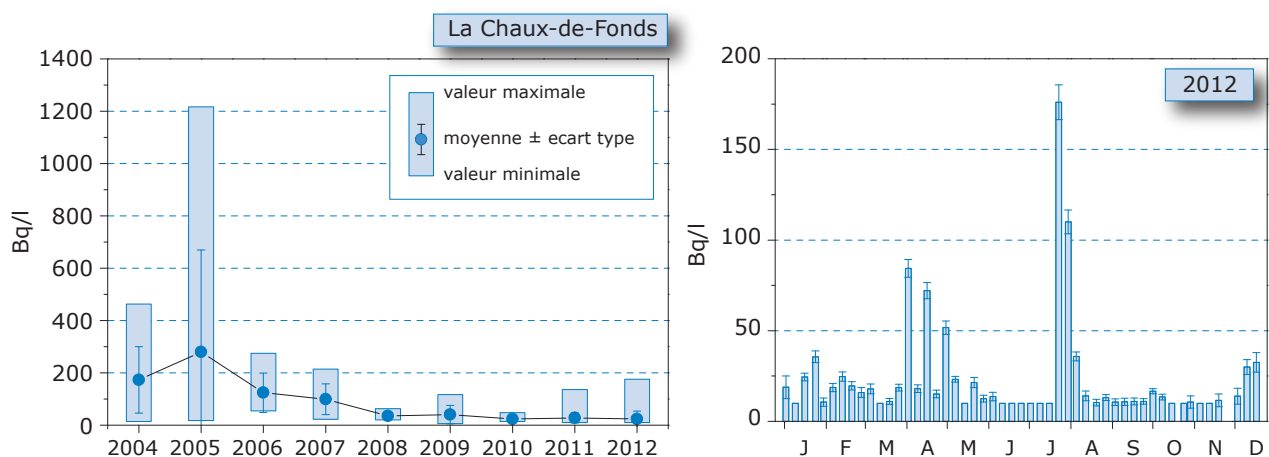


Figure 3:
Concentrations du tritium mesurées dans les eaux de la station d'épuration de La Chaux-de-Fonds entre 2004 et 2012.

Tableau 2:Tritium (^3H) et ^{131}I dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP) en 2012.

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	^{131}I	55	< 0.1 - 2.24	0.23	-
		^3H	55	< 0.5 - 9.1	1.3	-
Incinération Bâle		^{131}I	56	0.12 - 6.3	0.7	1.34
		^3H	387	3.2 - 6'350	23.4	114.5
STEP Berne	Labor Spiez	^{131}I	52	< 0.05 - 0.27	-	-
	URA/OFSP	^3H	12	< 5.0 - 140	-	-
STEP Bienne	URA/OFSP	^3H	51	< 10 - 35	-	-
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	^3H	50	< 10 - 175	13.5	-
STEP Lausanne	IRA	^{131}I	35	< 0.6	-	-
		^3H	11	< 3.0	-	-
STEP Zürich	EAWAG	^{131}I	52	< 0.5	-	-
	URA/OFSP	^3H	12	5.0 - 40	-	-

tées dans l'environnement. Le tritium provient de la 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 2012.

Des concentrations plus élevées de tritium, dépassant les 1'000 Bq/l sur une période de 1 à 2 jours ont été observées à 6 reprises dans les échantillons journaliers des eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville. Des valeurs nettement plus élevées (dépassant les 150'000 Bq/l) ont parfois été observées par le passé sans pouvoir en déterminer précisément l'origine. 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, relativement élevées par rapport à celles enregistrées dans les autres STEP comme Lausanne ou Zürich, 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 2012 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 moi par sondage. En 2012, seuls 4 échantillons ont présenté des concentrations supérieures à la limite de détection de 0.2 - 0.3 Bq/l (valeurs comprises entre 3.6 et 4.8 Bq/l). Ces résultats confirment la tendance à la baisse observée depuis 2008. Des traces de ^{137}Cs (80 - 120 mBq/l) ont également pu être détectées dans 8 échantillons.

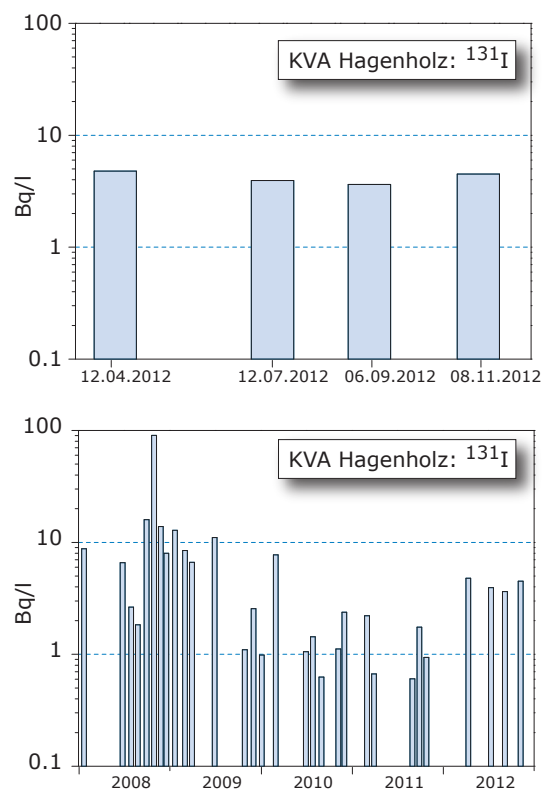


Figure 4: Concentrations de ^{131}I (Bq/l) enregistrées dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Hagenholz en 2012.

Conclusions

Les résultats des mesures effectuées en 2012 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 15.5 % 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 12 % 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 2012
Résultats 2012



10 Radon

10.1 Radon	174
Aktionsplan Radon 2012–2020	174
Neue Strategie	174
Entwicklung des technischen Stands	175
Radon bei Baubewilligungen	175
Ausbildung von Baufachleuten	176
10.2 Radon	177
Plan d'action radon 2012–2020	177
Evolution de l'état de la technique	178
Radon dans les permis de construire	178
Formation des métiers du bâtiment	179



10.1 Radon

Christophe Murith, Martha Palacios (Gruson), Fabio Barazza

Radiologische Risiken, Abteilung Strahlenschutz, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

Aktionsplan Radon 2012–2020

Mit dem Aktionsplan Radon, der zu Beginn des Jahres 2012 in Kraft getreten ist, soll eine Anpassung der schweizerischen Strategie an die neuen internationalen Normen erfolgen. Ziel ist insbesondere das Festlegen eines Referenzniveaus von 300 Becquerel pro Kubikmeter (Bq/m³) in Wohn- und Aufenthaltsräumen. Die Umsetzung dieser neuen Strategie bedingt nicht nur eine Anpassung der Gesetzgebung, sondern auch die Erarbeitung wirksamer technischer Lösungen, mittels derer sich das Gesundheitsrisiko zu gesellschaftlich tragbaren Kosten reduzieren lässt.

Neue Strategie

Heute beruht das Programm zum Radonschutz in der Schweiz auf den Artikeln 110 bis 118a der Strahlenschutzverordnung (StSV), deren Vollzug in der Verantwortung der Kantone liegt. Mit dem zwischen 1994 und 2004 aufgenommenen Radonkataster, in dem 60'000 Gebäude erfasst sind, konnten die Gemeinden nach ihrem Radonrisiko eingeteilt werden (Abbildung 1). Zur Verfeinerung des Katasters wurden danach fast 80'000 Gebäude, hauptsächlich im Jura- und in den Alpen, untersucht. Bei rund 2% der Gebäude war der Grenzwert von 1'000 Bq/m³ überschritten. Gemäss Artikel 116 der StSV sind Gebäudeeigentümer in Gebieten mit erhöhten Radongaskonzentrationen zu Sanierungsmassnahmen bis 2014 verpflichtet. Sie können sich für eine Beratung an eine „Radonfachperson“ der Liste wenden, die auf der Website des Bundesamts für Gesundheit publiziert ist (www.ch-radon.ch).

Radonrisiko *



* Bemerkung: in einigen Gemeinden wird das Radonrisiko aufgrund ungenügender Messungen geschätzt

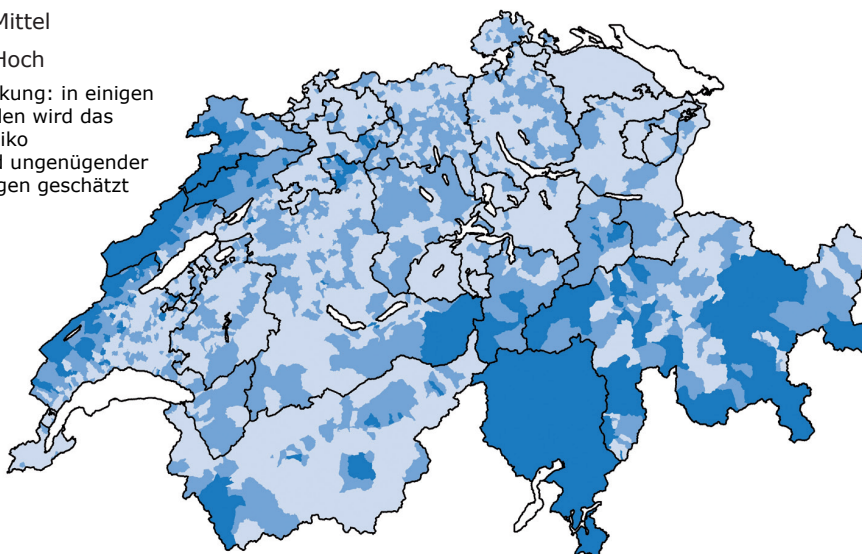


Abb. 1:

Radonkarte der Schweiz (Wohn- und Aufenthaltsräume), Stand: Februar 2012, Quelle: GG25 © Swisstopo

Die Revision der StSV, die eine Anpassung an die europäischen Normen und die Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) anstrebt, ist eine prioritäre Massnahme des neuen Aktionsplans. Gemäss der Veröffentlichung 103 der ICRP von 2007 gehört das Radonrisiko zu den bestehenden Expositionssituationen und muss mit Hilfe von Referenzwerten beurteilt werden. Eine Überschreitung der Referenzwerte gilt als „unangemessen“ und bedingt weitere Optimierungsmassnahmen.

Die Abbildung 2 zeigt die chronologische Entwicklung der Einzeldosen-Verteilung, die sich ergibt, wenn die Schutzmassnahmen bei einer Überschreitung der Referenzwerte optimiert werden. In ihrer Veröffentlichung 115 (2010) legt die ICRP den

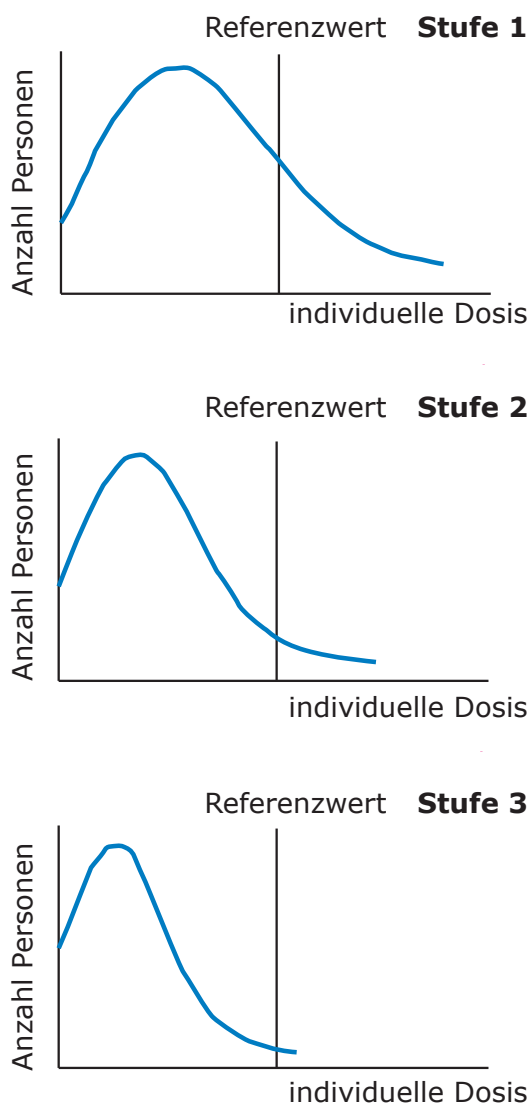


Abb. 2: Verwendung eines Referenzwertes bei einer bestehenden Expositionssituation. Quelle: ICRP-Veröffentlichung 103, 2007

Referenzwert für Wohn- und Aufenthaltsräume bei 300 Bq/m³ fest. Der Ersatz des Grenzwertes von 1'000 Bq/m³ in der StSV durch den Referenzwert von 300 Bq/m³ ist mit dem Übergang von einem individuellen Ansatz (gezielte Sanierung von Gebäuden mit erhöhter Konzentration) zu einem kollektiven Ansatz (Optimierung der Radonkonzentration bei der Gesamtheit der Gebäude) verbunden. So wird der Wert von 300 Bq/m³ bei beinahe 12% der bereits gemessenen, über die gesamte Fläche der Schweiz verteilten Gebäude überschritten. Im Rahmen des Aktionsplans Radon wurden verschiedene Projekte lanciert, um den Übergang zur neuen Strategie vorzubereiten. Das BAG unterstützt zum Beispiel ein Projekt zur geostatistischen Erstellung einer Radonkarte, das vom Institut für angewandte Radiophysik (IRA) in Lausanne durchgeführt wird. Unter Federführung des Eidgenössischen Instituts für Metrologie (METAS) wurde ausserdem eine Arbeitsgruppe mit Messspezialisten und Behördenvertretern geschaffen, mit dem zweifachen Ziel, das vereinbarte Protokoll zur Radonmessung zu verbessern und eine rasche, in einigen Tagen durchführbare Diagnosemethode zu entwickeln.

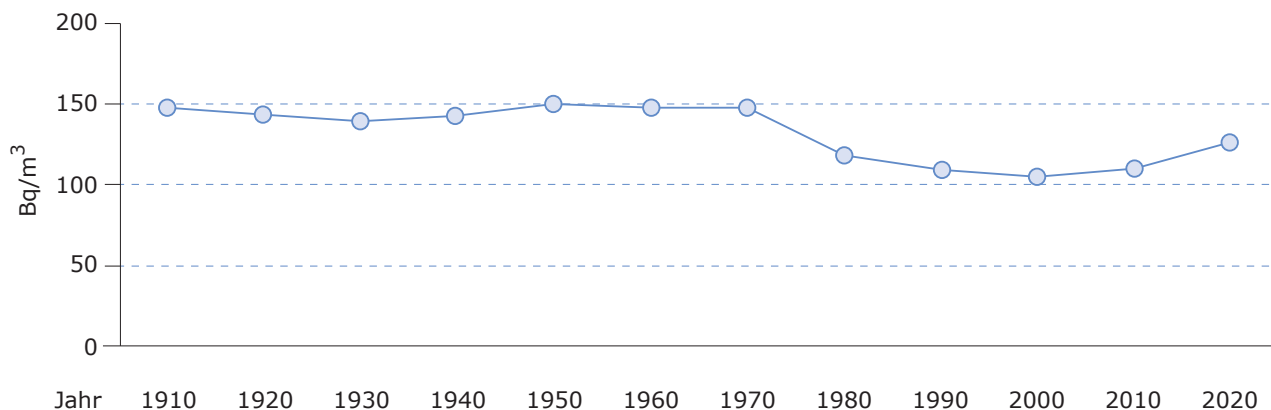
Entwicklung des technischen Stands

Abbildung 3 zeigt die mittleren Radonkonzentrationen von beinahe 100'000 Gebäuden, die chronologisch nach Baujahr aufgeführt sind. Es lässt sich eine tiefere mittlere Konzentration der Gebäude mit Baujahr ab 1970 feststellen, was auf den technischen Stand mit dem Ersatz des Streifenfundaments durch eine durchgehende Bodenplatte zurückzuführen ist. Seit den 2000er-Jahren ist wieder eine Zunahme auszumachen, die mit der verstärkten Isolation der Gebäude zusammenhängen dürfte.

Radon bei Baubewilligungen

Bei beinahe 8% der bisher gemessenen Neubauten (gebaut nach 1994) wird der Wert von 300 Bq/m³ überschritten. Es ist deshalb wichtig, die Anforderungen zum Radonschutz bei Baubewilligungen für Neubauten zu berücksichtigen, insbesondere weil es wirksame und kostengünstige Lösungen gibt. Der Stand der Technik ist in den Empfehlungen des BAG festgelegt, die unter www.ch-radon.ch zur Verfügung stehen.

Ziel ist ein dauerhaft dichtes Fundament in allen Gebäuden, unabhängig vom Radonrisiko in der betreffenden Gemeinde. Sowohl das Eindringen von

**Abb. 3:**

Baujahr und gemessene mittlere Radonkonzentration

Radon als auch das von Feuchtigkeit sollen so verhindert werden. Bei Gebäuden mit geringem Energiekonsum, mit Wohn- oder Aufenthaltsräumen mit direktem Bodenkontakt, oder mit Naturkellern werden zusätzliche Schutzmassnahmen vorgeschlagen. Das BAG hat sich in diesem Sinne zum neuen Entwurf für die Norm SIA 180 „Wärmeschutz, Feuchteschutz und Raumklima in Gebäuden“ geäussert, der vom Schweizerischen Ingenieur- und Architektenverein (SIA) 2012 für eine Vernehmlassung vorgelegt wurde.

Gleichzeitig ist sicherzustellen, dass die energetischen Sanierungen, die im Rahmen des „Gebäudeprogramms“ nach dem CO₂-Gesetz subventioniert werden, keine Erhöhung der Radonkonzentration zur Folge haben. Die Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana (SUPSI) hat mit Unterstützung des BAG eine Studie lanciert, bei der die Radonkonzentrationen von 160 Gebäuden vor und nach der energetischen Sanierung verglichen und Massnahmen identifiziert werden sollten, die eine Erhöhung der Radonkonzentration bewirken. Trotz bedeutender Unterschiede lässt sich eine durchschnittliche Zunahme der Radonkonzentration um fast 30% nach der energetischen Sanierung feststellen. Das Ersetzen der Fenster scheint die problematischste Massnahme zu sein, auch wenn die Stichprobe von 70 Gebäuden für eine allgemeingültige Aussage zu klein ist. Das BAG plant, diese Stichprobe im Rahmen weiterer Studien zu erweitern. Es ist unbestritten am effizientesten, die Radonsanierung von Gebäuden, bei denen eine erhöhte Radonkonzentration festgestellt wurde, spätestens beim nächsten bewilligungspflichtigen Umbau vorzunehmen.

Ausbildung von Baufachleuten

In der Schweiz gibt es gegenwärtig fast 150 „Radonfachpersonen“, die eine vom BAG anerkannte Weiterbildung absolviert haben. Im Jahr 2012 fand eine solche Weiterbildung an der Università delle Svizzera Italiana (USI) statt. Ausserdem lancierte das BAG eine Internetplattform, mit deren Hilfe sich deutschsprachige Baufachleute autodidaktisch bauliche Massnahmen zum Radonschutz aneignen können. 2013 können interessierte Personen diese theoretische Ausbildung durch einen praktischen Kurs ergänzen und sich nach der abschliessenden Prüfung auf der vom BAG publizierten Liste der Radonfachpersonen aufführen lassen. In den nächsten Jahren sollen Module in französischer, italienischer und englischer Sprache bereitgestellt werden. Die Hochschule für Technik und Architektur Freiburg (EIA-FR) bietet in Zusammenarbeit mit der Eidgenössischen Technischen Hochschule Lausanne (ETHL) die breiter gefasste CAS-Weiterbildung „Qualité de l’air intérieur“ an.

Um die Radonfachpersonen zu unterstützen und die Problematik in den Ausbildungen der Baubranche zu verankern, hat das BAG drei regionale Kompetenzzentren an Fachhochschulen geschaffen: in der Westschweiz an der HTA-FR, in der italienischsprachigen Schweiz an der SUPSI und in Muttenz in der Deutschschweiz an der Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW). Diese Zentren sind verpflichtet, den Stand der Technik im Bereich des Radonschutzes zu verfolgen sowie die Ausbildung in ihrer Sprachregion und den Austausch zwischen den beteiligten Akteuren zu fördern.

10.2 Radon

Christophe Murith, Martha Palacios (Gruson), Fabio Barazza

Risques radiologiques, Schwarzenburgstrasse 165, 3003 Bern

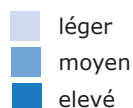
Plan d'action radon 2012–2020

Le plan d'action radon, entre en vigueur au début de l'année 2012, vise à adapter la stratégie suisse aux nouvelles normes internationales, notamment par l'adoption d'un niveau de référence de 300 becquerels par mètre cube (Bq/m³) dans les locaux d'habitation et de séjour. La mise en place de cette nouvelle stratégie passe non seulement par la révision de la législation, mais aussi par la recherche de solutions techniques efficaces, afin de réduire le risque sanitaire à un coût acceptable pour la société.

Nouvelle stratégie

Aujourd'hui, le programme de protection contre le radon en Suisse se base sur les articles 110 à 118a de l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP), dont l'exécution est à la charge des cantons. Le cadastre réalisé entre 1994 et 2004 dans près de 60'000 bâtiments a permis de catégoriser les communes selon leur risque en radon (figure 1). Des campagnes de densification ont ensuite été menées dans près de 80'000 bâtiments, principalement localisés dans l'Arc jurassien et les Alpes. Environ 2% des bâtiments mesurés présentent un dépassement de la valeur limite de 1'000 Bq/m³. Selon l'article 116 de l'ORaP, les propriétaires des bâtiments situés dans les régions à concentrations accrues de radon ont l'obligation d'assainir jusqu'en 2014. Ils peuvent faire appel à un «consultant en radon», dont la liste

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.

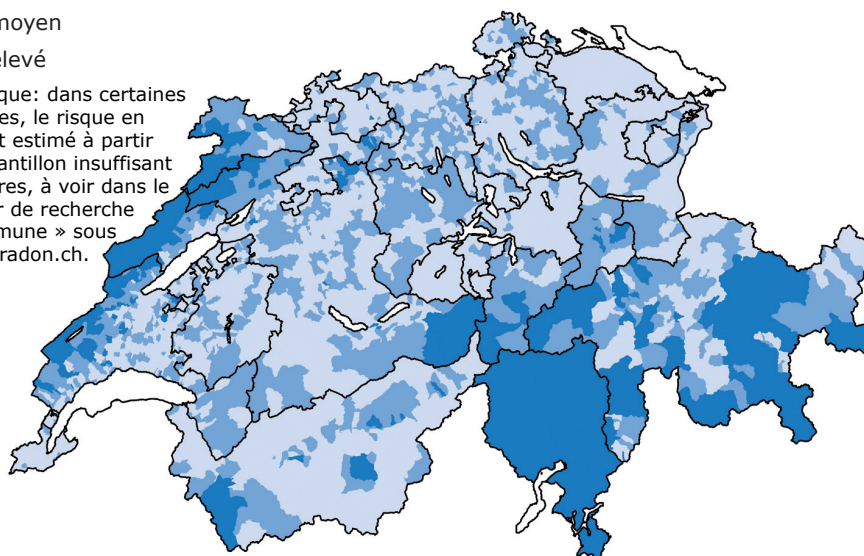


Figure 1:

Carte du radon en Suisse (locaux d'habitation et de séjour), Etat: février 2011, Source : GG25 © Swisstopo

figure sur le site Internet (www.ch-radon.ch) de l'Office fédéral de la santé publique (OFSP), afin de recevoir un conseil pour l'assainissement.

La révision de l'ORaP, qui vise la conformité avec les normes européennes ainsi que les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR), est l'une des mesures prioritaires du nouveau plan d'action. Selon la publication CIPR 103 (2007), le risque en radon est considéré comme une situation d'exposition existante, qui doit être réglée à l'aide de valeurs de référence, dont le dépassement est jugé «inapproprié», et au-dessous desquelles l'optimisation de la protection doit être mise en œuvre.

La figure 2 illustre l'évolution chronologique de la distribution des doses individuelles résultant du

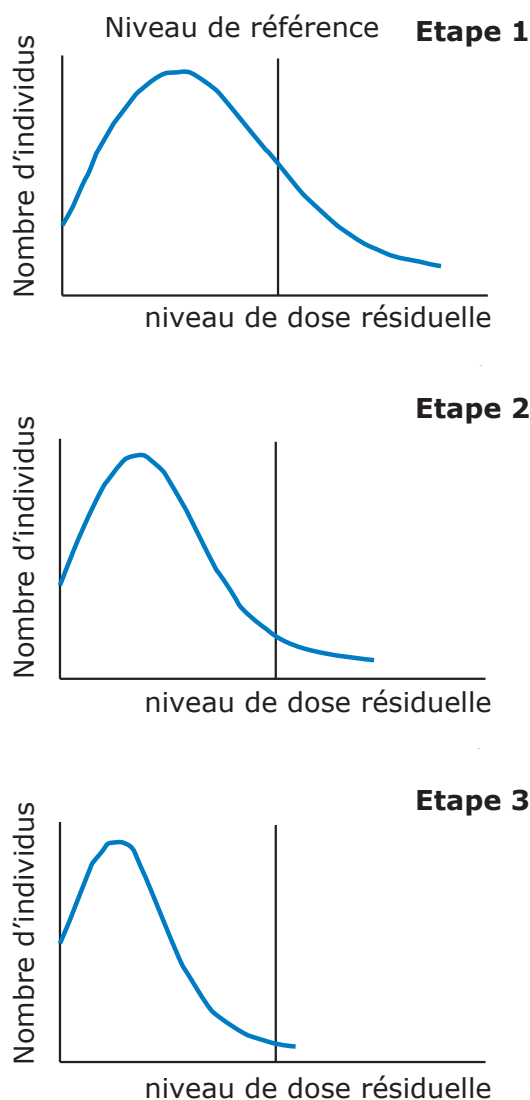


Figure 2: Utilisation d'une valeur de référence en situation d'exposition existante. Source : CIPR Publication 103, 2007

processus d'optimisation lors de l'utilisation d'une valeur de référence. Dans sa publication 115 (2010), la CIPR a fixé à 300 Bq/m³ la valeur de référence dans les locaux d'habitation et de séjour. Le remplacement dans l'ORaP de la valeur limite de 1'000 Bq/m³ par la valeur de référence de 300 Bq/m³ implique le passage d'une approche individuelle (assainissement ciblé de bâtiments avec une concentration accrue) à une approche collective (optimisation de la concentration en radon sur l'ensemble du parc immobilier). En effet, près de 12% des bâtiments déjà mesurés, repartis sur tout le territoire Suisse, dépassent le niveau de 300 Bq/m³. Différents projets ont été lancés dans le cadre du plan d'action radon pour préparer la transition vers la nouvelle stratégie. L'OFSP soutient par exemple un projet de cartographie géostatistique du radon mené par l'Institut de radiophysique (IRA) à Lausanne. Un groupe de travail a également été créé sous l'égide de l'Institut fédéral de métrologie (METAS) avec des spécialistes de la mesure et des membres d'autorités, dans un double objectif d'améliorer le protocole de mesure agréée du radon et de développer une méthode de diagnostic rapide sur quelques jours.

Evolution de l'état de la technique

La figure 3 fait apparaître les concentrations moyennes de radon mesurées dans près de 100'000 bâtiments classés par ordre chronologique selon l'année de construction. On observe un abaissement de la concentration moyenne à partir des années 1970, suite au remplacement des fondations filantes par des radiers dans l'état de la technique. La tendance est à la hausse depuis les années 2000, sans doute suite au renforcement de l'isolation thermique des bâtiments.

Radon dans les permis de construire

Près de 8% des bâtiments neufs (construits après 1994) mesurés jusqu'ici dépassent la valeur de 300 Bq/m³. Il est donc important d'intégrer des exigences de protection contre le radon lors de l'octroi du permis de construire, d'autant qu'il existe des solutions efficaces et avantageuses. L'état de la technique est défini dans les recommandations de l'OFSP, téléchargeables sous www.ch-radon.ch. Il s'agit de garantir l'étanchéité durable des fondations dans tous les bâtiments, indépendamment du risque en radon dans la commune, afin d'éviter à la fois l'infiltration de radon et d'humidité.

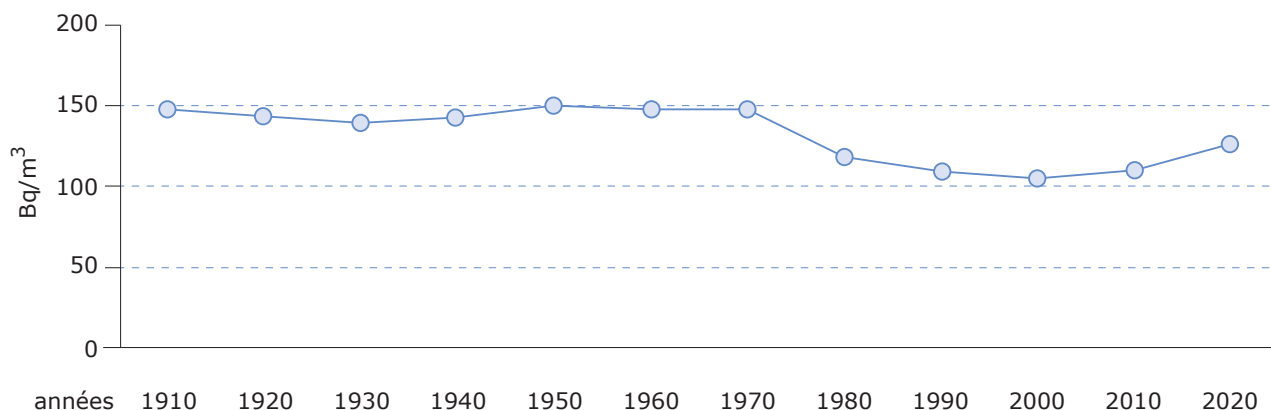


Figure 3:
Concentration moyenne de radon mesurée selon l'année de construction

Des mesures de protection supplémentaires sont proposées en cas de construction à faible consommation énergétique et/ou en présence de locaux d'habitation et de séjour en contact avec le terrain, ainsi que de caves naturelles. L'OFSP a pris position dans ce sens sur le nouveau projet de norme 180 «Isolation thermique et protection contre l'humidité dans les bâtiments» mis en consultation par la Société suisse des ingénieurs et architectes (SIA) en 2012. En parallèle, il faut s'assurer que les assainissements énergétiques subventionnés dans le cadre du «programme bâtiment» soumis à la loi sur le CO₂, n'engendrent pas d'élévation de la concentration de radon. La SUPSI a mis sur pied une étude, avec le soutien de l'OFSP, visant à comparer la concentration en radon avant et après l'assainissement énergétique dans près de 160 bâtiments, et à identifier les interventions entraînant une augmentation de la teneur en radon. Malgré d'importantes variations, on constate en moyenne une élévation de la concentration de radon de presque 30% suite à l'assainissement énergétique. Le remplacement des fenêtres semble être l'intervention la plus problématique, même si l'échantillon de 70 bâtiments est trop limité pour généraliser cette tendance. L'OFSP a prévu d'agrandir l'échantillon dans le cadre de futures études. En ce qui concerne les bâtiments identifiés avec une concentration élevée de radon, la solution la plus efficace conformément au principe de proportionnalité, consiste à effectuer l'assainissement radon au plus tard lors des prochains travaux de transformation du bâtiment soumis à un permis de construire.

Formation des métiers du bâtiment

La Suisse compte actuellement près de 150 «consultants en radon» qui ont suivi une formation continue reconnue par l'OFSP. Durant l'année 2012, une telle formation a eu lieu à l'Università della Svizzera Italiana (USI). Par ailleurs, l'OFSP a lancé une plateforme sur internet, permettant aux professionnels du bâtiment de langue allemande l'auto-apprentissage des techniques de protection contre le radon. En 2013, les personnes intéressées pourront compléter cette formation théorique par un cours pratique validé par un examen, qui les autorisera à figurer sur la liste des consultants publiée par l'OFSP. Des modules en langue française, italienne et anglaise seront mis à disposition dans les prochaines années. Dans un contexte plus large, l'Ecole d'ingénieurs et d'architectes de Fribourg (EIA-FR) propose une formation continue (CAS) en qualité de l'air intérieur, en collaboration avec l'Ecole polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL). Afin d'encadrer les consultants en radon et d'ancrer la problématique dans les cycles de formation des métiers du bâtiment, l'OFSP a créé trois centres de compétence régionaux dans des hautes écoles spécialisées: l'EIA-FR pour la Suisse romande, la Scuola universitaria professionale della Svizzera italiana (SUPSI) à Canobbio pour la Suisse italienne et la Fachhochschule Nordwestschweiz (FHNW) à Muttens pour la Suisse alémanique. 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 2012 Résultats 2012



Anhänge

Annexes

Anhänge	181
Annexes	181
1. Beteiligte Stellen und Laboratorien - Organismes et laboratoires participants	182
2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux	183
3. Das Messprogramm im Überblick	184
4. Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren	185
5. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg	185
6. Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung	186
7. Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification	187



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. Gruson
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	P. Vojtyla, F. Malacrida
EAWAG	Gruppe für Radioaktive Tracer Abt. SURF der EAWAG	Dübendorf	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. Dominik, J.-L. Loizeau
IRA	Institut de Radiophysique, CHUV	Lausanne	F. Bochud, P. Froidevaux, J. Corcho, F. Barraud
LS	LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	B. Balsiger, S. Rölli, F. Byrde, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner, M. Burger
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	C. Wernli, M. Boschung, J. Eikenberg, 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 Vonnattstr. 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	B. Klein	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
	RADAIR: Aerosolwarnnetz 11 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung ⁸⁵ Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfrauoch	RADAIR: 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	
	Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden	⁹⁰ Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc.	Abluftfilter, Abgas etc.
	Kläranlagen der Agglomerationen	Abwässer aus Spitäler, Deponien, Kehrrechtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen
	Sickerwässer von Deponien	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	Säuglings-anfangs- und Folgenahrung	Lebensmittel von geringer Bedeutung
Tritium	1'000	10'000	10'000	3'000	100'000
Kohlenstoff-14	200	10'000	10'000	1'000	100'000
Strontiumisotope	1	750	125	75	7'500
Iodisotope	10	2'000	500	150	20'000
Künstliche Alphastrahler (z.B. ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am)	0.1	80	20	1	800
Radionuklide der Uran- und Thoriumreihen: • Gruppe I: ²²⁴ Ra, ²²⁸ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U	---	50	10	10	500
• Gruppe II: ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²³⁰ Th, ²³² Th, ²³¹ Pa	---	5 (**)	1	1	50 (***)
Übrige Radionuklide (z.B. ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, jedoch ohne ⁴⁰ K)	10 (*)	1'250	1'000	400	12'500

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg (gilt für die Summe von ¹³⁴Cs und ¹³⁷Cs); der Toleranzwert für ¹³⁷Cs in Wildbeeren beträgt neu 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 2013

Weitere Informationen und Bezugsquelle:
BAG, Direktionsbereich Verbraucherschutz, Abteilung Strahlenschutz,
Umweltradioaktivität, 3003 Bern

Telefon +41 (0)31 323 02 54, Telefax +41 (031) 323 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 2013

Informations supplémentaires et diffusion:
OFSP, Unité de Direction Protection des consommateurs,
Division Radioprotection, Radioactivité de l'environnement, 3003 Berne

Téléphone +41 (0)31 323 02 54, Télécopie +41 (031) 323 83 83
Courriel: str@bag.admin.ch, www.bag.admin.ch, www.str-rad.ch