

Umweltradioaktivität
und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement
et doses de rayonnements en Suisse

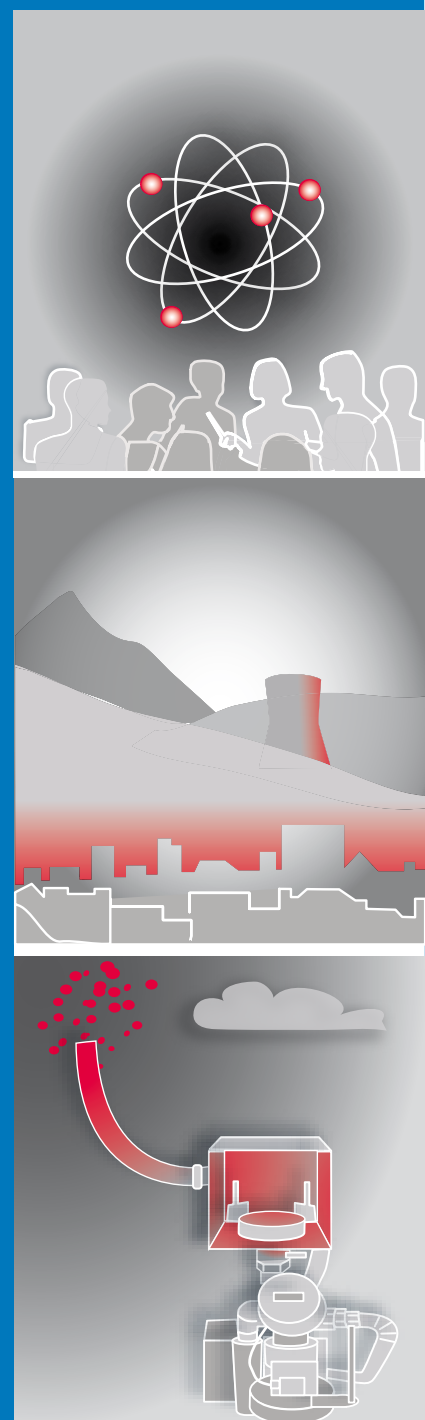
Radioattività dell'ambiente e dosi
d'irradiazione in Svizzera

2008



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



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 ainsi que de la radioactivité dans l'environnement et les denrées alimentaires est devenue une tâche permanente de l'Office fédéral de la santé publique (Ordonnance sur la radioprotection art. 104 à 106). Ce dernier élabore chaque année un programme de prélèvements et de mesures en collaboration avec d'autres instances fédérales. Il coordonne ce programme de surveillance auquel participent également divers laboratoires de la Confédération, des cantons et des instituts universitaires. Les contrôles portent sur l'air, les précipitations, les végétaux, les sols, les milieux aquatiques, la chaîne alimentaire, l'exposition aux rayonnements externes, la radioactivité dans le corps humain ainsi que le radon à l'intérieur des maisons. L'objectif des mesures consiste à s'assurer que la population soit préservée de toute irradiation inadmissible. L'OFSP a également pour mandat de collecter les données, de les évaluer et de les publier. Le présent rapport rend ainsi compte de l'ensemble des résultats obtenus dans le cadre du programme national de surveillance de la radioactivité ainsi que des doses de rayonnement auxquelles a été soumise la population suisse en 2008. La surveillance se réfère aux valeurs limites d'impact et de doses de l'ordonnance sur la radioprotection (OraP) et, pour les denrées alimentaires, à celles de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Le respect de ces valeurs limites permet de garantir, en l'état actuel des connaissances, un risque minimum pour la santé de la population.

La radioactivité d'origine naturelle ou artificielle mesurée dans l'environnement varie d'une région à l'autre: ces différences sont d'une part liées aux caractéristiques géologiques et d'autre part aux particularités des retombées des essais nucléaires atmosphériques ou de celles de l'accident de Tchernobyl. Concernant ce dernier, notons que même si des traces de ¹³⁷Césium sont toujours mesurables dans les différents compartiments de l'environnement, notamment au Tessin, région de Suisse la plus touchée, elles sont en constante diminution depuis 1986. Aucun dépassement des valeurs limites n'a été enregistré pour ce radio-isotope dans les denrées alimentaires au cours de l'année sous revue. Le programme de surveillance ne se limite pas à la mesure du ¹³⁷Césium ni au suivi des anciennes contaminations. Des programmes spécifiques sont mis en place au voisinage des centrales nucléaires, des centres de recherche et des entreprises qui utilisent des matières radioactives afin d'évaluer

l'influence de ces installations sur l'environnement et la population avoisinante. Des traces de ¹⁴Carbone ou des valeurs légèrement accrues de tritium ont ainsi été enregistrées en 2008 au voisinage de certaines installations nucléaires ou entreprises. Notons que les rejets à l'origine de la présence de ces radionucléides dans l'environnement sont restés nettement inférieurs aux limites réglementaires. Les mesures supplémentaires mises en œuvre ont d'ailleurs confirmé que les niveaux de radioactivité présents dans l'environnement étaient sans conséquence radiologique pour la santé de la population avoisinante.

La dose annuelle reçue par la population suisse en 2008 a pu être estimée à 4 mSv (milli-Sievert) en moyenne. Elle provient essentiellement des sources d'origine naturelle: radon 1.6 mSv, exposition terrestre 0.35 mSv, rayonnement cosmique 0.4 mSv et radionucléides naturels dans le corps 0.35 mSv. Il est à relever que dans près de 1 à 2% des maisons suisses déjà sondées, les habitants sont exposés à des doses d'irradiation trop élevée en raison du gaz radon. L'utilisation des rayons X pour le diagnostic en médecine constitue la principale contribution à la dose due aux sources de rayonnement artificielles (1.2 mSv/an en moyenne). Cette contribution n'est toutefois pas traitée en détails dans ce rapport. La dose attribuable à l'ensemble des autres sources artificielles (retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl, installations nucléaires, industries, etc.) est plus petite ou égale à 0.1 mSv/an. Les centrales nucléaires y contribuent à moins de 1%.

En conclusion, les résultats de la surveillance ont montré que, mis à part les valeurs accrues de radon dans certaines habitations, les limites de dose ont été respectées en 2008 et que la population suisse n'a pas été exposée à des doses d'irradiation pouvant présenter un risque important pour la santé.

Nous remercions tous les offices et tous les laboratoires pour leur précieuse collaboration au programme de mesure ainsi qu'à l'élaboration de ce rapport.

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

(*) Adresse Internet du rapport annuel 2008 et des versions précédentes:
<http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02239/index.html?lang=de>

Vorwort

Die Umweltradioaktivität wird in der Schweiz seit 1956 kontinuierlich überwacht. Die Erhöhung der Radioaktivität durch die oberirdischen Atomwaffenversuche der damaligen Zeit veranlassten 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 (Strahlenschutzverordnung Art. 104 – 106).

Deshalb erstellt das BAG – in Zusammenarbeit mit Partnern aus der Bundesverwaltung, den Kantonen und Universitäten – jährlich ein Probenahme- und Messprogramm: Auf radioaktive Elemente untersucht werden Luft, Niederschlag, Pflanzen, Boden, Gewässer und Nahrungsmittel. Ebenso erfasst werden die externe Strahlung, radioaktive Nuklide im menschlichen Körper und Radon in Wohnhäusern. Mit dieser Überwachung soll die Bevölkerung vor unzulässiger erhöhter ionisierender Strahlung geschützt und die Einhaltung der gesetzlichen Vorschriften kontrolliert werden. Der Auftrag des BAG umfasst auch das Sammeln, Interpretieren und Publizieren der erhobenen Daten, was 2008 in Form des vorliegenden Berichts gemacht wurde. Die Interpretation der gemessenen Radioaktivität orientiert sich an den Grenz-, Toleranz- und Richtwerten der Strahlenschutzverordnung (StSV) sowie der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) für Lebensmittel. Bei Einhaltung dieser Grenzwerte kann nach heutigem Wissensstand ein erhöhtes Risiko für die Gesundheit der Bevölkerung ausgeschlossen werden.

Bei der natürlichen und der künstlichen Umweltradioaktivität bestehen regionale Unterschiede. Die natürliche Radioaktivität wird im Wesentlichen durch die Geologie, d.h. die Art der Gesteine im Untergrund, beeinflusst. Aber auch der Eintrag von künstlicher Radioaktivität als Folge der Atomwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl war nicht homogen über das Land verteilt. Radioaktives Cäsium-137 aus Tschernobyl fiel beispielsweise vornehmlich im Tessin aus und ist dort heute noch in vielen Proben messbar. Die gemessenen Konzentrationen sind aber seit 1986 stetig abnehmend. So sind im Berichtsjahr keine Überschreitungen von Grenzwerten für dieses Radioisotop aufgetreten. Die Messungen des Kontaminationsverlaufs sind nur ein Punkt der Überwachung. Der Einfluss von Kernkraftwerken sowie von

Industrie und Forschungsanstalten, die mit radioaktiven Stoffen arbeiten, wird in speziellen Programmen kontrolliert. Dabei konnten im Berichtsjahr Spuren von Kohlenstoff-14 und erhöhte Tritiumkonzentrationen in der Umgebung von Kernkraftwerken und Tritium verarbeitender Industrie nachgewiesen werden. Die Abgaben, die zu diesen erhöhten Werten führten, lagen aber klar innerhalb der erlaubten Limiten und führten zu keiner Überschreitung von Immissionsgrenzwerten. Somit kann auch eine zusätzliche Strahlenbelastung der örtlichen Bevölkerung ausgeschlossen werden. Die Befunde können jedoch als Bestätigung für die Wirksamkeit der Überwachungstätigkeit gedeutet werden.

Die Abschätzung der durchschnittlichen Strahlendosis der Bevölkerung der Schweiz ergibt 2008 einen Wert von 4 mSv (milli-Sievert). Dieser setzt sich zu einem grossen Teil aus natürlichen Beiträgen zusammen: Radon im Wohnbereich (1.6 mSv), terrestrische Strahlung (0.35 mSv), kosmische Strahlung (0.4 mSv) und natürliche Radioisotope im Körper (0.35 mSv). Den grössten Beitrag zur durchschnittlichen Jahresdosis durch künstliche Strahlung bilden medizinische Anwendungen (1.2 mSv). Diese sind aber im vorliegenden Bericht nicht im Detail erfasst. Hier dokumentiert ist die Strahlenbelastung durch künstliche Radionuklide in der Umwelt sowie durch Strahlung in der Umgebung von Kernkraftwerken, Forschungsanstalten und Industrie. Sie summieren sich auf ≤ 0.1 mSv. Davon ist den Kernkraftwerken weniger als 1% zuzurechnen. Die Resultate der Überwachung 2008 zeigen, dass in den untersuchten Bereichen mit Ausnahme einzelner Radonwerte keine Überschreitungen von Dosisgrenzwerten aufgetreten sind.

Wir danken allen beteiligten Stellen und Labors für ihre wertvolle Mithilfe bei der Durchführung des Messprogrammes und bei der Redaktion des vorliegenden Berichtes.

Dr. Sybille Estier
Bundesamt für Gesundheit
Direktionsbereich Verbraucherschutz
Abteilung Strahlenschutz

(*) Internet-Adresse für den Jahresbericht 2008 (und die Berichte früherer Jahre):
<http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02239/index.html?lang=de>

Inhaltverzeichnis / Sommaire

Avant-propos	3
Vorwort	4
Kapitel 1.1 Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz	10
Veranlassung und Ziel der Überwachung	10
Gesetzliche Vorgaben	10
Grundsätze der Überwachung	10
Organisation und Zusammenarbeit	11
Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen	11
Quellenangaben	11
Kapitel 1.2 Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Aufgaben	14
Tätigkeiten und Ergebnisse	15
Beurteilung	18
Chapitre 1.3 Surveillance de l'environnement: Résumé	19
Tâches	19
Activités et résultats	20
Evaluation	23
Kapitel 2.1 Strahlendosen	26
Aufgaben	26
Tätigkeiten und Ergebnisse: Strahlendosen der Bevölkerung	26
Beurteilung	29
Chapitre 2.2 Doses de rayonnements	30
Missions	30
Activités et résultats	31
Evaluation	34
Chapitre 3.1 Mesures in situ et exposition externe	36
Résumé	36
Introduction	36
Méthodologie in situ	36
Résultats in situ 2008	37
Exercice d'intercomparaison 2008	39
Conclusions	40
Kapitel 3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	41
Übersicht	41
Jahresmittelwerte und Erfahrungswerte 2008	42
Qualitätssicherung	43
Erneuerung der NADAM-Sonden	43

Inhaltverzeichnis / Sommaire

Kapitel 3.3 Aeroradiometrische Messungen	45
Zusammenfassung	45
Einleitung	45
Messungen und Messresultate 2008	46
 Chapitre 4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets	 50
Résumé	50
Air - Mesures bas niveau	50
Réseau automatique de surveillance de l'air - RADAIR	51
Précipitations	55
Rivières	56
Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage	57
des fumées des usines d'incinération	57
Kapitel 4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	58
Zusammenfassung	58
Vorgeschichte	58
Ergebnisse mit den umgebauten Geräten	60
Kapitel 4.3 Radioaktivität in aquatischen Systemen	61
Zusammenfassung	61
Ziele	61
Andere Betriebe	67
Chapitre 4.4 Radioactivité du sol et de l'herbe	68
Résumé	68
Introduction	68
Résultats et discussion	69
Conclusions	72
Kapitel 4.5 ¹³⁷Cs in Wasser und Sedimenten des Lago Maggiore	73
Einleitung	73
Material und Methoden	73
Ergebnisse und Diskussion	74
Kapitel 4.6 Quell- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien	78
Zusammenfassung	78
Messprogramm	78
Ergebnisse 2008	
 Kapitel 5 Radioaktivität in den Lebensmitteln	 82
Zusammenfassung	82
Messprogramm	82
Ergebnisse der Überwachung	83
Bewertung und Interpretation	85

Inhaltverzeichnis / Sommaire

Kapitel 6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2008	88
Zusammenfassung	88
Ziel der Messungen	88
Messmethode	88
Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen	89
^{40}K -Gehalt des Körpers	89
Chapitre 6.2 Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait	90
Résumé	90
Introduction	90
Conclusions	92
Kapitel 7.1 Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85	94
Zusammenfassung	94
Kohlenstoff-14	94
Kernkraftwerk Leibstadt (KKL)	96
Kernkraftwerk Gösgen (KKG)	98
Kernkraftwerk Mühleberg	98
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau	99
Messungen in der Region Basel Stadt	100
Krypton-85 (^{85}Kr)	103
Argon-37 (^{37}Ar)	103
Tritium (^3H)	104
Chapitre 7.2 Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement	107
Résumé	107
Méthode de séparation chimique	107
Résultats et discussion	108
Conclusions	111
Kapitel 7.3 Messung von künstlichen Radionukliden in Bodenprofilen	112
Zusammenfassung	112
Einleitung	112
Probennahme und Aufarbeitung	112
Massenspektrometrische Bestimmung	112
Resultate	114
Schlussfolgerung	116
Kapitel 8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen	119
Zusammenfassung	119
Kapitel 8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	120
Kapitel 8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistungen in der Umgebung der Kernanlagen	129
Kapitel 8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	130
Zusammenfassung	130
Übersicht	130
Systeminstandhaltung und –ergänzung	130
Systemverfügbarkeit und Störungen	131
Qualitätssicherung	132
Messergebnisse	132

Chapitre 8.4 Les installations nucléaires et l'environnement	135
Résumé	135
Introduction	135
Résultats	136
Conclusions	140
Chapitre 8.5 Rejets et environnement du CERN (mesures CERN)	141
Synthèse	141
Objets de la surveillance	142
Contrôle des émissions	142
Contrôle des immissions	143
Conclusions	145
Chapitre 8.6 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	147
Mesures dans le milieu terrestre	148
Mesures dans le milieu aquatique	149
Conclusions	150
Kapitel 8.7 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	151
Zusammenfassung:	151
Einleitung	151
Radiochemische Trennmethode	152
Resultate und Diskussion	152
Kapitel 9.1 Emissionen der Betriebe	154
Zusammenfassung:	154
Kapitel 9.2 Emissionen der Spitäler	157
Zusammenfassung	157
Ausgangslage	157
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	157
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	157
Kapitel 10: RADON	162
Einführung	162
Messung und Kartierung	163
Bauvorschriften	164
Sanierungen	164
Ausbildung von Baufachleuten	164
Radon in der Arbeitswelt	165
Schlussfolgerungen	166
Chapitre 10: RADON	167
Introduction	167
Mesure et cartographie	168
Prescriptions de construction	169
Assainissements	170
Formation des professionnels du bâtiment	170
Communication	170
Le radon dans le monde du travail	171
Conclusion	171
Kapitel 11 Anhänge / Annexes	172

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008

Résultats 2008

Kapitel 1

Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz

Kapitel 1.1 Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz	10
Veranlassung und Ziel der Überwachung	10
Gesetzliche Vorgaben	10
Grundsätze der Überwachung	10
Organisation und Zusammenarbeit	11
Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen	11
Quellenangaben	11
Kapitel 1.2 Umweltüberwachung: Zusammenfassung	14
Aufgaben	14
Tätigkeiten und Ergebnisse	15
Beurteilung	18
Chapitre 1.3 Surveillance de l'environnement: Résumé	19
Tâches	19
Activités et résultats	20
Evaluation	23

Kapitel 1.1

Die Überwachung der Umweltradioaktivität in der Schweiz

S. Estier, P. Steinmann

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Veranlassung und Ziel der Überwachung

Die Überwachung der Umweltradioaktivität begann in der Schweiz 1956, durch die Ernennung der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität (KUER) durch den Bundesrat. Überwacht wurde anfänglich der radioaktive Ausfall (Fallout) der Kernwaffenversuche; später wurde die Überwachung von Kernanlagen, sowie Betrieben und Spitälern, die Radionuklide verwenden, wichtiger. Heute wird auch die natürliche Radioaktivität, insbesondere das Radon erfasst, vor allem dort, wo dieses zu nennenswerten Strahlendosen führen kann. Das BAG veröffentlicht die Messergebnisse in den jährlichen Berichten zu Umweltradioaktivität und Strahlendosen [1].

Gesetzliche Vorgaben

Gesetzliche Basis für die Überwachung ist die Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV: [2]), die dem BAG diese Aufgabe überträgt. Beurteilungsgrössen sind die Immissionsgrenzwerte für Luft und Wasser gemäss Art. 102 bzw. im Anhang 3, d.h. CA/300 für die Luft (CA = Arbeitsplatz-Richtgrenze) und LE/50 für das Wasser (LE = Freigrenze). Bei Dauerexposition führen diese Werte zu je 0.2 mSv pro Jahr. Für die Lebensmittel gelten die Toleranz- und Grenzwerte (s. Tabelle 1) gemäss FIV (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung [3]). Für die Bevölkerung («nichtberuflich strahlenexponierte Personen») darf die effektive Dosis durch künstliche Strahlenquellen (ohne natürliche Radioaktivität oder medizinische Anwendungen) 1 mSv pro Jahr nicht übersteigen (Art. 37). Für beruflich strahlenexponierte Personen gilt eine Limite von 20 mSv pro Jahr.

Grundsätze der Überwachung

Die Anforderungen an ein Überwachungsprogramm hängen von dessen Zielsetzung ab. Ein **Monitoringprogramm** soll in erster Linie feststellen, ob vorgegebene Immissionsgrenzwerte eingehalten sind. Dies wird durch eine «verdachtsorientierte» Stichprobenerhebung dort, wo mit den grössten Immissionen bzw. den grössten radiologischen Auswirkungen gerechnet wird, erreicht. Ein **Umweltmessprogramm** soll für die gewählte Messgrösse für bestimmte Gebiete und Zeitintervalle die tatsächlichen Werte und deren örtliche und zeitliche Variationen ermitteln. Hier werden die Probenahmen nach statistischen Kriterien vorgenommen, wobei eine grössere Empfindlichkeit gefordert wird als beim Monitoringprogramm, damit aus den Ergebnissen die tatsächlichen Strahlendosen hergeleitet werden können. **Wissenschaftliche Programme** dienen der Überprüfung radioökologischer Modelle und der Bestimmung von Modellparametern. Hier müssen statistische Gesichtspunkte bei der Wahl der Proben berücksichtigt werden und die Messempfindlichkeit soll die Verifikation der dem Modell zugrunde gelegten Hypothesen ermöglichen.

Die Radioaktivitätsüberwachung hat folgende Ziele:

- Das Verfolgen der grossräumig verbreiteten, natürlichen und künstlichen Radioaktivität; dies, um zeitliche und räumliche Veränderungen, frühzeitig zu erkennen.
- Die Überwachung der Umgebung von Kernanlagen und Betrieben, die radioaktive Stoffe verwenden (Immissionsüberwachung).
- Die Ermittlung der Strahlendosen der Bevölkerung und ihrer zeitlichen und räumlichen Variationen.

Organisation und Zusammenarbeit

Die Durchführung der Radioaktivitätsüberwachung erfolgt in Zusammenarbeit mit allen Stellen beim Bund, den Hochschulen, Forschungsinstituten, die entsprechende Kompetenzen und Messkapazität haben. Diese Zusammenarbeit ist durch Verträge, Übereinkommen und Abmachungen geregelt. Die meisten der beteiligten Labors (inklusive das BAG) sind zertifiziert und akkreditiert.

Die Koordination des Messprogrammes obliegt dem Bundesamt für Gesundheit. Dieses legt das Überwachungsprogramm fest, sammelt und veröffentlicht die Daten und wertet diese zusammen mit den beteiligten Laboratorien aus [1]. Die beteiligten Laboratorien melden ihre Messwerte regelmässig (halbjährlich oder jährlich). Die Messwerte aller untersuchten Proben werden in der Datenbank für Umweltradioaktivität ENVIRA abgelegt (www.envira.ch).

Erhöhte Messwerte werden sofort gemeldet, damit bei Bedarf die nötigen Massnahmen veranlasst werden können. Bei erhöhter Radioaktivität, wenn Schutzmassnahmen für die Bevölkerung erforderlich sind, kommen die Nationale Alarmzentrale (NAZ) und die Einsatzorganisation für erhöhte Radioaktivität zum Zug.

Die Kompetenzzentren für die wichtigsten Überwachungsbereiche sind in Tabelle 2 aufgelistet. Die aktuellen Überwachungsprogramme sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen

- **URA:** Sektion Umweltradioaktivität, Bundesamt für Gesundheit, Bern (Liebefeld)
- **RADAIR:** Automatisches Netz zur Überwachung der Radioaktivität der Luft
- **UniBE:** Universität Bern, Physikalisches Institut, Abteilung Klima- und Umweltphysik
- **IRA:** Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Lausanne
- **LABOR SPIEZ:** Labor Spiez, Fachsektion Physik, Bundesamt für Bevölkerungsschutz (BABS), VBS, Spiez
- **EAWAG:** Eawag, Gruppe Radioaktive Tracer, Abteilung Oberflächengewässer, Dübendorf
- **Institut Forel:** Universität Genf, Versoix
- **Kantonale Laboratorien:** Kantonale Lebensmittelkontrolle
- **PSI:** Paul Scherrer Institut, Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, Villigen-PSI
- **NAZ:** Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz BABS, VBS, Zürich
- **NADAM:** Automatisches nationales Dosiswarnnetz
- **HSK:** Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Villigen-PSI (bis 31.12.2008)
- **ENSI:** Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, 5232 Villigen-ENSI (ab 01.01.2009)
- **MADUK:** Automatisches Dosiswarnnetz für die Umgebung der Kernanlagen
- **HUG** Hôpital Universitaire Cantonal Genève, Division de médecine nucléaire,
- **Suva:** Bereich Physik, Abteilung Arbeitssicherheit, Luzern
- **BAG:** Bundesamt für Gesundheit, Bern (Liebefeld)

Quellenangaben

- [1] Jahresberichte des BAG: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz: <http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00043/00065/02239/index.html?lang=de>
- [2] Schweizerisches Strahlenschutzgesetz (StSG) vom 22. März 1991 und Strahlenschutzverordnung (StSV) vom 22. Juni 1994: <http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/02883/02884/index.html?lang=de>
- [3] Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV): http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html

Tabelle 1:

Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg [3]

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 (insbesondere ⁹⁰ Sr)	1	750	125	75	7'500
Iodisotope (insbesondere ¹³¹ I)	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

Tabelle 2:

Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	überwacht wird:	Kompetenzzentren ¹⁾ :
Atmosphäre	Aerosole, Niederschläge ¹⁴ C, Edelgase	URA inkl. RADAIR UniBE
Deposition	Boden, Bewuchs, in-situ ⁹⁰ Sr- und Alpha-Messung Aeroradiometrie	URA, IRA und LABOR SPIEZ ENSI, NAZ
Aquatisches Milieu	Gewässer, Fische, Sedimente Grund- und Quellwasser, Deponien	EAWAG, Institut Forel, LABOR SPIEZ CHYN
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
Betriebe	Emissionen, Umgebung	Suva, URA
Spitäler	Emissionen	BAG
Radon	Radon in Häusern und im Boden	BAG, URA

¹⁾ Liste der Abkürzungen s. Seite 11 «Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen»

Tabelle 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: 58 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz)
	TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN)	MADUK: je 12-17 Stellen, Betrieb durch die ENSI 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), 3 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)
Niederschläge	Regensammlerstationen, ganze Schweiz inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien	9 Regensammler mit Trichtern von 1 m ² Fläche, wöchentlich γ -Spektrometrie der Rückstände; Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe)
		An 15 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	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, Kehrichtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen γ -, α - und ⁹⁰ Sr-Messung
	Sickerwässer von Deponien	

Kapitel 1.2

Umweltüberwachung: Zusammenfassung

S. Estier, P. Steinmann

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Aufgaben

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 Überwachungsprogramm des BAG besteht aus zwei Teilen. Einerseits geht es darum, Messwerte der Umweltradioaktivität und deren Schwankungsbreite in der Schweiz zu erfassen. Diese allgemeine Überwachung beinhaltet unter anderem die Messungen des Kontaminationsverlaufs infolge der oberirdischen Kernwaffenversuche der USA und der Sowjetunion in den 50^{er} und 60^{er} Jahren sowie des Reaktorunfalls in Tschernobyl.

Das zweite Ziel des Überwachungsprogramms besteht darin, die Auswirkungen potenzieller Quellen wie Kernanlagen, Forschungszentren und Betriebe, die radioaktive Substanzen einsetzen, auf die Umwelt und die Bevölkerung in deren Umgebung zu bestimmen. Diese auf «Quellen» bezogene Überwachung erfolgt in Zusammenarbeit mit der jeweiligen Aufsichtsbehörde, der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK*) für die Kernkraftwerke und der Suva für die industriellen Betriebe. Sie beginnt mit der Kontrolle der Emissionen dieser Unternehmen (effektive Freisetzung von radioaktiven Stoffen) und geht weiter mit der Messung ihrer Immissionen (effektiv gemessene Konzentrationen) in der Umwelt.

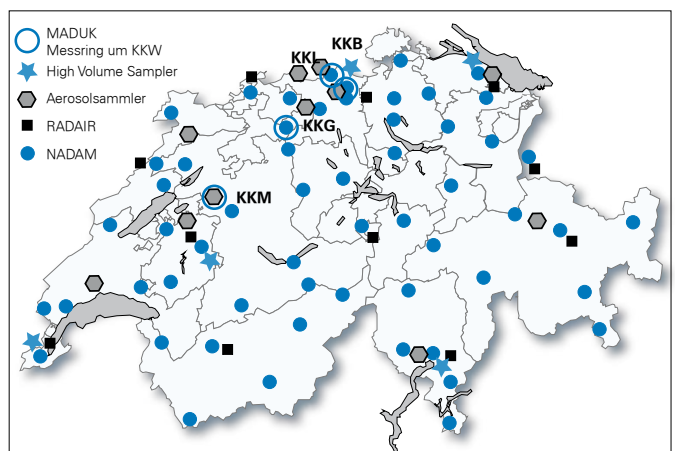
Um diesen beiden Zielen Rechnung zu tragen, erstellt und koordiniert das BAG jährlich ein Probenahme- und Messprogramm in Zusammenarbeit mit der HSK, der Suva und den Kantonen, wobei sich auch andere Laboratorien des Bundes und verschiedene Hochschulinstitute daran beteiligen. Das BAG sammelt und wertet die Daten aus und veröffentlicht jährlich die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung zusammen mit den für die Bevölkerung daraus resultierenden Strahlendosen.

Messprogramm

Das Überwachungsprogramm umfasst zahlreiche Umweltbereiche von der Luft über Niederschläge, Boden, Gras, Grund- und Oberflächengewässer, Trinkwasser, Sedimente bis zu Nahrungsmitteln (insbesondere Milch). Messungen vor Ort (In-situ-Gammaspektrometrie), mit denen sich die auf dem Boden abgelagerte Radioaktivität direkt erfassen lässt, vervollständigen diese Analysen. Am Ende der Kontaminationskette werden Untersuchungen der Radioaktivität im menschlichen Körper durchgeführt.

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

Automatische Messnetze (Figur 1) erfassen die Dosisleistung im ganzen Land (NADAM = 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



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

*) ab 1.1.2009: ENSI, Eidg. Nuklearsicherheitsinspektorat

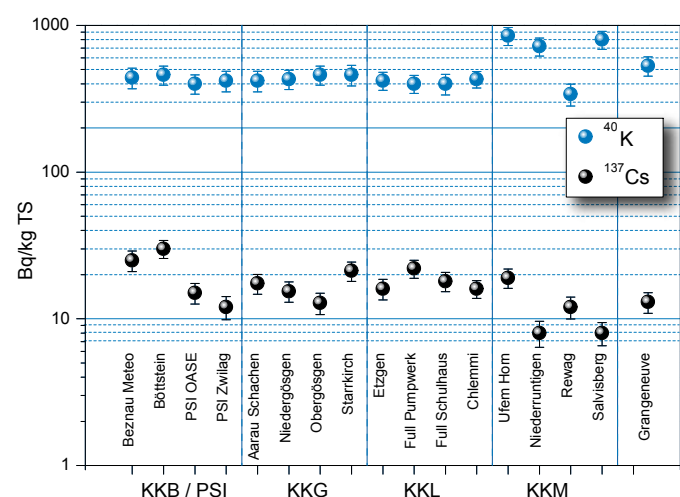
zur Bestimmung der Radioaktivität in der Luft). Aerosole, Niederschläge und Flusswasser werden kontinuierlich gesammelt, die Überwachung von Sedimenten, Erdproben, Gras, Milch und Lebensmitteln (inklusive Importe) erfolgt stichprobenweise. Die Daten werden in einer nationalen Datenbank beim BAG erfasst. Eine Auswahl der Ergebnisse ist auf dem Internet verfügbar: www.str-rad.ch. Die Messprogramme sind vergleichbar mit denjenigen unserer Nachbarländer. Die Methoden für die Probenahme 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.

Tätigkeiten und Ergebnisse

Überwachung in der Umgebung von Kernanlagen

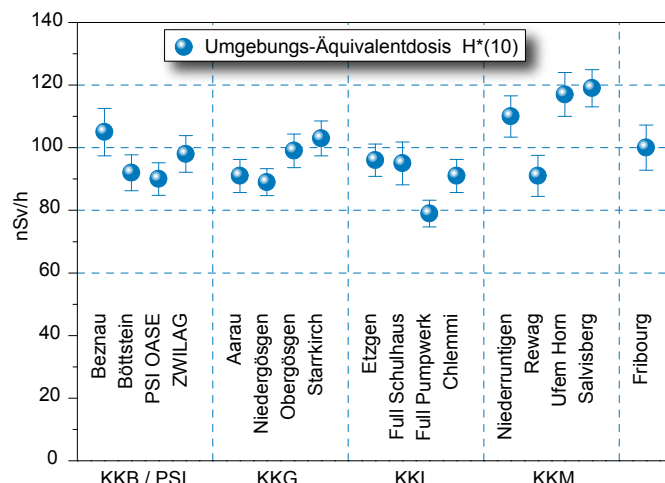
Bei den Kernkraftwerken werden die Emissionen radioaktiver Stoffe durch die Bewilligungsbehörde so limitiert, dass niemand, der in der Umgebung wohnt, eine Dosis von mehr als 0.3 mSv pro Jahr erhalten kann (einschliesslich direkte Strahlung). Der Betreiber muss seine Emissionen erfassen und zuhause der Behörde bilanzieren. Die monatlich gemeldeten Abgaben werden regelmässig durch parallele Messungen von Betreibern, HSK und BAG an Aerosol und Jodfiltern sowie Abwasserproben überprüft. Die verschiedenen Kontrollen haben bestätigt, dass die schweizerischen Kernkraftwerke die Jahres- und Kurzzeitabgabegrenzen 2008 eingehalten haben.

Die Ergebnisse des Überwachungsprogramms der Immissionen zeigen in der Umgebung der Kernkraftwerke nur einen geringen Einfluss auf die Umwelt. Mit hochempfindlichen Messmethoden konnten Spuren der Abgaben an



Figur 2:

^{137}Cs und ^{40}K (natürlichen Ursprungs) in den 2008 vom BAG untersuchten Bodenproben (getrocknet und gesiebt)



Figur 3:

Kontrolle der Ortsdosisleistung durch das BAG im Jahr 2008 in der Umgebung der Kernkraftwerke. Zum Vergleich sind die in Fribourg gemessenen Werte angegeben. Die an gewissen Stellen in der Umgebung des Kernkraftwerks Mühleberg registrierten erhöhten Werte sind durch grössere Konzentrationen von natürlichem ^{40}K im Boden bedingt (siehe Fig. 2).

die Atmosphäre festgestellt werden, etwa erhöhte Werte für ^{14}C im Laub (maximale Erhöhung gegenüber der Referenzstation von rund 150 Promille in der Umgebung des Kernkraftwerks Leibstadt) oder vereinzelt Spuren von ^{60}Co in den Aerosolfiltern in der Umgebung von Mühleberg (maximal $1 \mu\text{Bq pro m}^3$). Zur Orientierung: Eine zusätzliche ^{14}C -Aktivität von 100 Promille in den Lebensmitteln würde zu einer zusätzlichen jährlichen Dosis von einem Tausendstel Mikrosievert führen. In den Flüssen sind die Auswirkungen der flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke namentlich im Fall der Kobalt-Isotope sowie beim ^{54}Mn im Wasser und Sediment messbar. Leicht erhöhte Tritium-Werte im Bereich von 6 bis 8 Bq pro Liter ergaben sich sporadisch in der Aare und im Rhein. Die Radioaktivitätsmessungen im Boden und in den Lebensmitteln zeigten keinen Einfluss der Kernkraftwerke.

An einigen Stellen entlang der Umzäunung der Kernkraftwerke Mühleberg und Leibstadt war zudem die Direktstrahlung nachweisbar. Die daraus resultierenden Dosen für die Bevölkerung in der Umgebung lagen jedoch deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten und sind somit für die Gesundheit nicht relevant.

Mit Ausnahme der erwähnten Beispiele ergaben die Umweltmessungen keine Unterschiede gegenüber Orten ausserhalb des Einflussbereichs der Kernkraftwerke (siehe auch Figuren 2 und 3). Die natürliche Radioaktivität dominiert demnach, und die messbaren Kontaminationen sind vorwiegend eine Folge der Kernwaffenversuche in den 60er-Jahren und des Reaktorunfalls in Tschernobyl (^{137}Cs).

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

Überwachung der Forschungszentren

Das Paul Scherrer Institut (PSI) verfügt über insgesamt zehn Emissionsquellen. Die Abgaben dürfen bei der Bevölkerung in der Umgebung gesamthaft nicht mehr als eine Dosis von 0.15 mSv pro Jahr verursachen. Die tatsächlichen Emissionen führten 2008 zu Dosen unter 5% dieses Wertes. Die Umgebungsüberwachung erfolgt durch das PSI sowie – unabhängig davon – durch zusätzliche Messungen der Behörden. Infolge des Wechsels eines Targets am PSI West wurden im September 2008 erhöhte Tritium-Konzentrationen in den Niederschlägen (ca. 50 Bq/l) festgestellt. Diese Werte sind radiologisch jedoch unbedeutend. Abgesehen von dieser Ausnahme ist von keinen besonderen Messergebnissen zu berichten.

Was das CERN betrifft, hat die interne Emissionskontrolle der Anlagen durch die Sicherheitskommission des CERN gezeigt, dass die tatsächlichen Abgaben 2008 ebenfalls 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 sporadisch Spuren von ^{24}Na , ^{131}I und ^{41}Ar in der Luft, die in den Beschleunigern des CERN erzeugt werden. Die Strahlenbelastung durch das CERN ist für die Umwelt und die Bevölkerung in der Umgebung nach wie vor gering, da die maximalen Aktivitäten der Radioisotope, die auf die Tätigkeit des CERN zurückzuführen sind, weniger als 1 Prozent des in der Schweiz geltenden Immissionsgrenzwerts erreichen.

Tritium aus der Uhrenindustrie

Auch Industriebetriebe setzen radioaktive Stoffe ein. In gewissen Unternehmen wird zum Beispiel Tritium zur Herstellung von Leuchtfarben für die Uhrenindustrie sowie für Tritiumgas-Leuchtquellen verwendet. Gelegentlich kommen weitere Radionuklide zum Einsatz, aber nur in sehr geringen Mengen. Diese Unternehmen sind ebenfalls verpflichtet, ihre Emissionen der Aufsichtsbehörde zu melden. In den letzten Jahren erreichten diese Abgaben 10 bis 30% der Grenzwerte. Das BAG führt ein spezifisches Überwachungsprogramm zur Kontrolle der Immissionen in der Umgebung dieser Betriebe durch. Auf Tritium untersucht werden Niederschläge, Luftfeuchtigkeit und Gewässer. Bei den Leuchtfarbensetzateliers in La Chaux-de-Fonds werden auch die Rauchgaswaschwasser der Kehrlichtverbrennung und die Abwässer der Kläran-

lage analysiert. Abfalldeponien werden gezielt durch die Messung von Sickerwässern überwacht. Da immer mehr Uhrenhersteller auf die Verwendung von Tritiumleuchtfarbe verzichten, sind die Immissionen von Tritium aus der Uhrenindustrie im Jura in den vergangenen Jahren kontinuierlich zurückgegangen.

In der Nahumgebung von Betrieben, die Tritium verarbeiten, wurde 2008 für dieses Radionuklid eine maximale Konzentration von 1'600 Bq pro Liter in den Niederschlagsproben der Firma mb-microtec in Niederwangen/BE registriert (zweiwöchentliche Probe, Jahresmittelwert von 700 Bq pro Liter). Dies entspricht ca. 15% des Immissionsgrenzwertes der Strahlenschutzverordnung für öffentlich zugängliche Gewässer. Die Werte nehmen mit zunehmender Distanz deutlich ab, weshalb die Niederschläge in der weiteren Umgebung lediglich noch einige Bq Tritium pro Liter aufweisen. Proben von Milch sowie von verschiedenen Früchten und Gemüsen wurden auch in der Umgebung der Firma mb-microtec untersucht. Die Tritiumanalysen ergaben, dass der Toleranzwert von 1'000 Bq pro Liter nicht überschritten wurde. Konkret lagen die Tritiumkonzentrationen in den Destillaten der geprüften Produkte in einer Bandbreite von 15 bis 25 Bq pro Liter für Milch (3 Stichproben) und zwischen 15 und 150 Bq pro Liter für Früchte und Gemüse (7 Stichproben).

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. Bei der Jod-Therapie dürfen Patienten, die mit weniger als 200 MBq (1 Mega-Bq = 10^6 Bq) ambulant behandelt werden, nach der Therapie das Spital verlassen. Bei über 200 MBq müssen die Patienten mindestens während der ersten 48 Stunden in speziellen Zimmern isoliert werden. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziellen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach Abklingen unter die bewilligten Konzentrationen an die Umwelt abgegeben. Nach Art. 102 der Strahlenschutzverordnung darf die Konzentration von ^{131}I bei der Abgabe in öffentlich zugängliche Gewässer 10 Bq pro Liter nicht übersteigen. 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.

Allgemeine Überwachung: Luft, Niederschläge, Gewässer, Boden, Gras, Milch und andere Lebensmittel

Das automatische Überwachungsnetz für die Radioaktivität der Luft (RADAIR) hat die Aufgabe, bei einer Zunahme der Radioaktivität in der Atmosphäre rasch zu alarmieren. Dank einer guten Wartung funktionierte das Netz 2008 ohne Unterbruch. Parallel zum Warnsystem RADAIR betreibt das BAG ein Netz von Hoch-Volumen-Aerosolsammlern zur Bestimmung der effektiven Radioaktivitätskonzentrationen in der Luft. Die Ergebnisse dieser Messungen sind auf dem Internet verfügbar (www.str-rad.ch) und zeigen, dass die Radioaktivität der Luft vorwiegend auf natürliche Radionuklide zurückgeht, namentlich auf ^7Be , ^{210}Pb sowie weitere Folgeprodukte der natürlichen Uran-Zerfallsreihe. Bei den Niederschlägen herrscht das von der

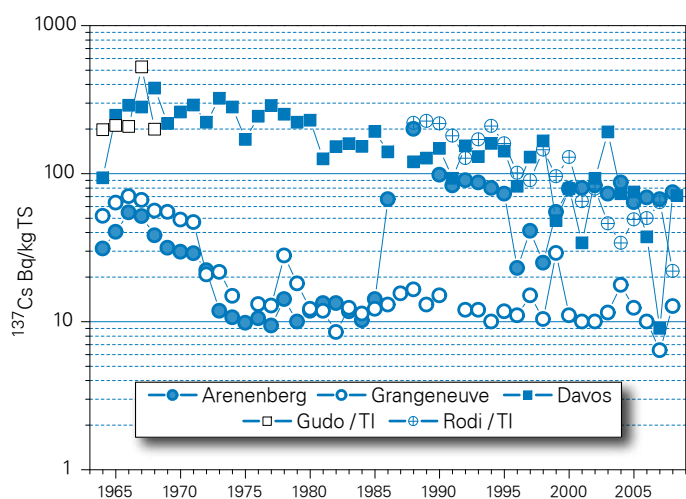
kosmischen Strahlung erzeugte natürliche Tritium vor. In den Flüssen beträgt der natürlich bedingte Tritiumgehalt in der Regel wenige Bq pro Liter.

^{14}C wird während der Wachstumsphase von Pflanzen bei der Assimilation von Kohlendioxid aus der Luft aufgenommen. Gegenüber dem natürlichen, von der kosmischen Strahlung erzeugten ^{14}C führten die Kernwaffenversuche in den 1960^{er} Jahren zu einer Verdoppelung. Seither nahm der ^{14}C -Gehalt wieder ab und liegt heute nur noch wenige Prozent über dem natürlichen Wert (mit Ausnahme der Nahumgebung einiger Kernkraftwerke, siehe Abschnitt «Überwachung in der Umgebung von Kernanlagen»).

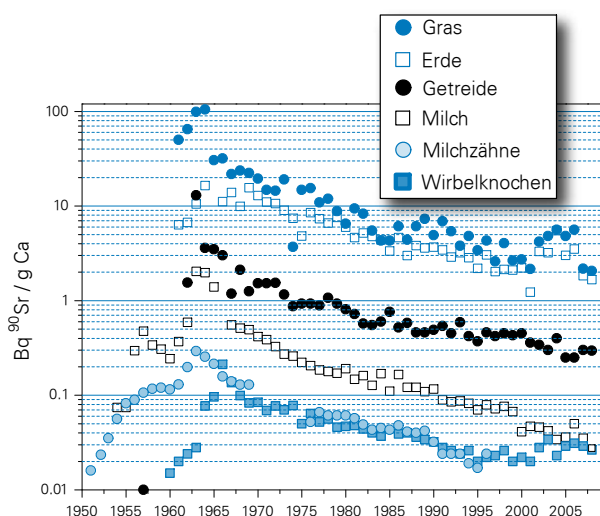
Auf dem Erdboden akkumulieren sich sämtliche Ablagerungen aus der Luft. Auch hier dominiert die natürliche Radioaktivität (Radionuklide der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen sowie ^{40}K). Die künstlichen Isotope zeigen regionale Unterschiede, die mit der unterschiedlichen Ablagerung aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen und dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammenhängen. In den Alpen und Südalpen sind die Werte von ^{137}Cs (siehe Figur 4) und ^{90}Sr immer noch etwas höher als im Mittelland. Künstliche Alphastrahler wie ^{239}Pu und ^{240}Pu sowie ^{241}Am treten im Boden nur in sehr geringen Spuren auf.

Auch in Gras- und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ^{40}K . Künstliche Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{90}Sr (siehe Figur 5), die von den Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen werden, sind im Gras nur noch in Spuren vorhanden. Die regionale Verteilung ist dabei ähnlich wie im Boden. Getreideproben zeigten keine nennenswerten Aktivitäten. Bei der Kuhmilch lag der ^{137}Cs -Gehalt meist unter der Nachweisgrenze; einzige Ausnahme bilden die zwei Proben aus dem Tessin, welche mit rund 20 Bq ^{137}Cs pro Liter über dem Toleranzwert von 10 Bq pro Liter lagen. Diese Proben wurden in den Tessiner-Bergen, das heisst in dem beim Tschernobyl-Unfall am stärksten betroffenen Gebiet der Schweiz, erhoben. Die ^{90}Sr -Konzentration lag dabei mit maximal 0.3 Bq/l unter dem Toleranzwert.

Gewisse einheimische Pilze wie Röhrlinge und Zigeunerpilze wiesen noch einen erhöhten Gehalt an ^{137}Cs auf. Es lagen aber keine Messwerte über dem Toleranzwert von 600 Bq pro kg vor. Dies trifft auch für die importierten Pilze zu. In keinen weiteren einheimischen Lebensmitteln konnten künstliche Aktivitäten nachgewiesen werden.



Figur 4:
 ^{137}Cs in Bodenproben verschiedener Stationen der Schweiz (1964 – 2008)



Figur 5:
 ^{90}Sr in verschiedenen Proben aus den Jahren 1950 – 2008

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 Schulkindern in Genf ergaben ^{137}Cs -Werte, die unter der Nachweisgrenze von 10 Bq lagen. Für das natürliche ^{40}K hingegen wurden Werte von rund 3'200 Bq bei den Frauen und 4'500 Bq bei den Männern gemessen. Die ^{90}Sr -Konzentration in den Wirbelknochen und Milchzähnen lag bei einigen Hundertstel Bq pro Gramm Kalzium (Figur 5). 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 5) sind deshalb nach Geburtsjahr der Kinder aufgeführt. Dies erklärt, weshalb die Kurven für Milchzähne und für Milch beinahe parallel verlaufen.

Beurteilung

Radioaktivitätswerte und Strahlendosen unter den gesetzlichen Grenzwerten

In der Schweiz lagen die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aus künstlichen Strahlenquellen 2008 wie in den Vorjahren unter den gesetzlichen Grenzwerten. Das entsprechende Strahlenrisiko ist daher klein geblieben.

Bei der natürlichen und der künstlichen Umweltradioaktivität bestehen regionale Unterschiede. Die natürliche Radioaktivität wird im Wesentlichen durch die Geologie beeinflusst, aber auch der Anteil von künstlicher Radioaktivität als Folge der Atomwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl war nicht homogen über das Land verteilt. Radioaktives ^{137}Cs aus Tschernobyl fiel beispielsweise vornehmlich im Tessin aus und ist dort heute noch in vielen Proben messbar. Die gemessenen Konzentrationen sind aber seit 1986 stetig abnehmend. So sind im Berichtsjahr keine Überschreitungen von Grenzwerten für dieses Radioisotop aufgetreten.

Bei der Umgebungsüberwachung von Kernkraftwerken sowie von Industriebetrieben und Forschungsanstalten, die mit radioaktiven Stoffen arbeiten, konnten 2008 unter anderem Spuren von ^{131}I (CERN), ^{14}C (Kernkraftwerke) und Tritium (Tritium verarbeitende Industrie) in der Umwelt nachgewiesen werden. Die Abgaben, die zu diesen erhöhten Werten führten, lagen aber klar innerhalb der erlaubten Limiten und haben keine Überschreitung von Immissionsgrenzwerten verursacht. Somit kann auch eine zusätzliche Strahlenbelastung der örtlichen Bevölkerung ausgeschlossen werden. Die Befunde können als Bestätigung für die Wirksamkeit der Überwachungstätigkeit gedeutet werden.

Chapitre 1.3

Surveillance de l'environnement:

Résumé

S. Estier, P. Steinmann

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

Tâches

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.

Ce programme de surveillance comporte deux volets. Il a d'une part pour objectif la connaissance des niveaux de référence de la radioactivité dans l'environnement en Suisse et de ses fluctuations. Le suivi des anciennes contaminations provenant des essais nucléaires atmosphériques américains et soviétiques des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl font partie de cette surveillance dite générale.

D'autre part, le programme de surveillance doit permettre de déterminer l'impact sur l'environnement et sur la population avoisinante des sources potentielles de rayonnements que sont les centrales nucléaires, les centres de recherche et les entreprises utilisant des substances radioactives. Cette surveillance spécifique, focalisée sur le voisinage proche de ces installations, s'effectue en collaboration avec les autorités de surveillance respectives, la Division principale de la sécurité des installations nucléaires (DSN*) pour les centrales nucléaires, la Suva pour les industries. Elle commence par le contrôle des émissions (rejets effectifs de substances radioactives) de ces entreprises et se poursuit par la surveillance de leurs immissions (concentrations effectivement mesurées) dans l'environnement.

Afin de répondre à ce double objectif, l'OFSP élabore chaque année un programme de prélèvements d'échantillons et de mesures en collaboration avec la DSN, la Suva et les cantons. Il coordonne ce programme de surveillance, auquel participent également d'autres laboratoires de la Confédération et divers instituts universitaires. Il 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 mesure

Le programme de surveillance couvre de nombreux compartiments environnementaux, qui vont de l'air aux denrées alimentaires (notamment le lait), en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et

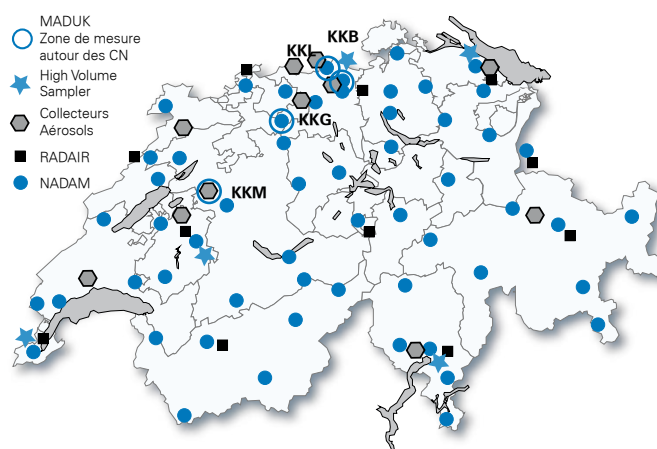


Figure 1:
Réseaux de mesure pour la surveillance de l'air en Suisse (débit de dose et aérosols)

* depuis le 1.1.2009: IFSN: Inspection fédérale de la sécurité nucléaire

souterraines, les eaux potables et les sédiments. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant de mesurer directement la radioactivité déposée au 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 sédiments, 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.str-rad.ch. 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.

Activités et résultats

Surveillance autour 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 la DSN. Des analyses effectuées en parallèle par l'exploitant, la DSN 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 2008.

Les résultats du programme de surveillance des immissions, coordonné par l'OFSP autour des centrales nucléaires, ont montré que l'impact de ces dernières sur l'en-

vironnement est resté faible en 2008. Les méthodes de mesure mises en œuvre, 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 150 pour mille aux environs de la centrale de Leibstadt) et la présence de ^{60}Co dans les filtres aérosols du voisinage de la centrale de Mühleberg (maximum de $1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$). 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 $1 \mu\text{Sv}$. Dans les rivières, l'impact

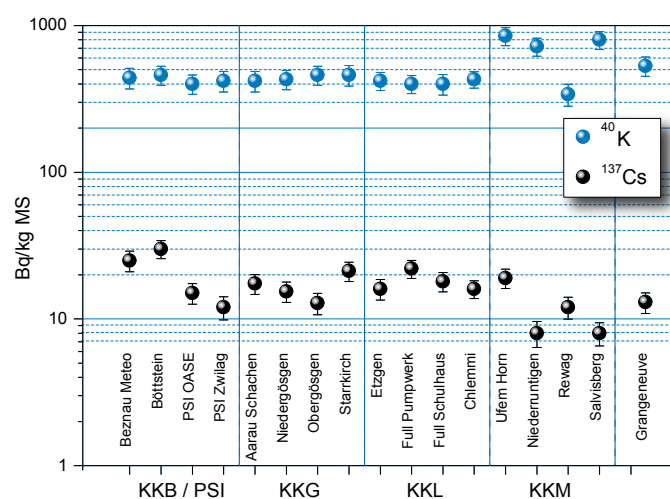


Figure 2: ^{137}Cs et ^{40}K (naturel) mesurés dans les sols secs et tamisés examinés par l'OFSP en 2008

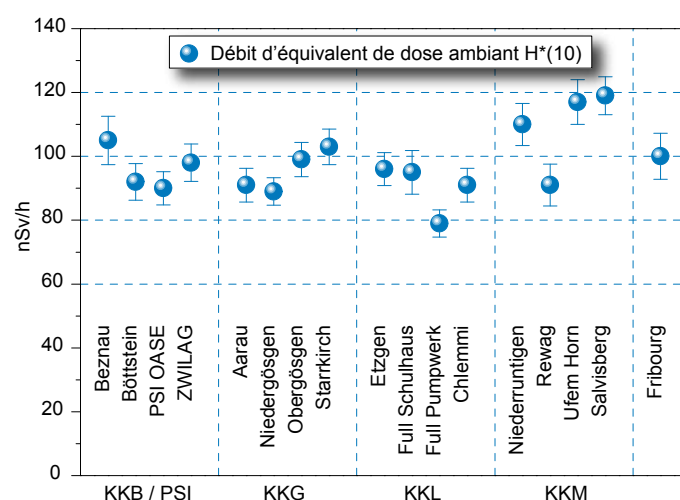


Figure 3: Contrôle du débit de dose ambiant effectué en 2008 par l'OFSP autour des centrales nucléaires. La valeur mesurée à Fribourg est représentée à titre comparatif. Les valeurs plus élevées relevées en certains points des alentours de la centrale de Mühleberg sont dues à des concentrations accrues en ^{40}K naturel dans le sol (voir figure 2).

des rejets liquides des centrales nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt ainsi que pour le ^{54}Mn dans les eaux et les sédiments. Des valeurs de tritium légèrement accrues, de l'ordre de 6 à 8 Bq/l, ont été mesurées sporadiquement dans l'Aar et le Rhin. Les mesures de radioactivité dans le sol et dans les denrées alimentaires n'ont pas permis de mettre en évidence une influence des centrales nucléaires.

Le rayonnement direct a également été détecté 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 au-dessous des limites réglementaires et donc sans conséquence pour la santé.

Hormis les exemples précités et comme le montrent les figures 2 et 3, les résultats des mesures environnementales ne se distinguent pas de ceux relevés dans les endroits situés hors de l'influence des centrales nucléaires. 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.

Surveillance des centres de recherche

L'Institut Paul Scherrer (PSI) compte dix sources d'émission. La dose d'irradiation reçue par la population avoisinante ne doit pas excéder, au total, 0.15 mSv par an. En 2008, 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 des mesures supplémentaires effectuées de manière indépendante par les autorités. Suite au changement d'une cible au PSI West, des concentrations élevées en tritium ont été enregistrées dans les précipitations (env. 50 Bq/l). De telles valeurs sont cependant sans conséquences sur le plan sanitaire. Hormis cette exception, aucun résultat de mesure particulier n'est à relever.

Le contrôle des émissions des installations du CERN, effectué par la Commission de sécurité du CERN, a montré que les rejets effectifs se sont situés en 2008 nettement en dessous des limites réglementaires. 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}N , ^{131}I et ^{41}Ar dans l'air. 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 d'immissions suisses.

Tritium dans l'industrie horlogère

Certaines entreprises industrielles utilisent également des substances radioactives. Certaines d'entre elles ont par exemple recours au tritium pour la fabrication de peintures luminescentes destinées à l'industrie horlogère et de sources lumineuses au gaz de tritium. Il arrive qu'elles fassent également usage d'autres radionucléides, mais en quantités très faibles. Ces entreprises sont également tenues de communiquer à l'autorité de surveillance le bilan de leurs émissions. Au cours des dernières années, ces émissions ont atteint entre 10 et 30% des valeurs limites. 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. Pour ce qui est des ateliers de posage de La Chaux-de-Fonds, spécialisés dans l'application de peintures luminescentes, le tritium est également analysé dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération et dans les eaux usées de la station d'épuration locale. Les décharges sont surveillées de manière ciblée par l'analyse des eaux d'infiltration. De nombreux horlogers ayant renoncé à l'utilisation de peintures luminescentes à base de tritium, les immissions de tritium provenant de l'industrie horlogère du Jura ont nettement diminué ces dernières années.

La concentration maximale enregistrée en 2008 dans les précipitations collectées dans les environs d'une entreprise utilisatrice de tritium s'est élevée à 1'600 Bq/l (prélèvement bimensuel; valeur annuelle moyenne: 700 Bq/l). Cette valeur, mesurée à Niederwangen/BE, à proximité immédiate de l'entreprise mb-microtec, représente environ 15% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public. Dans un voisinage plus éloigné, les précipitations ne présentent plus que quelques Bq/l de tritium. Des échantillons de lait ainsi que de fruits et légumes divers ont également été prélevés au voisinage de l'entreprise mb-microtec. Les résultats montrent que la valeur de tolérance pour le tritium, à savoir 1'000 Bq/l, n'a pas été dépassée. En effet, les concentrations de tritium dans les distillats des produits récoltés se sont échelonnées entre 15 et 25 Bq/l pour le lait (3 échantillons) et entre 15 et 150 Bq/l pour les fruits et légumes (7 échantillons).

Emissions de radionucléides provenant des hôpitaux

Les hôpitaux utilisent de ^{131}I pour le diagnostic et le traitement de maladies de la thyroïde, ainsi que d'autres radionucléides en faibles quantités pour des applications diagnostiques et thérapeutiques. Les patients suivant une

thérapie à l'iode et ayant reçu moins de 200 MBq (1 méga Bq = 10^6 Bq) en ambulatoire peuvent quitter l'hôpital après la thérapie. Les patients ayant reçu plus de 200 MBq doivent être isolés dans des chambres spéciales pendant les premières 48 heures au moins suivant le traitement. Les excréments de ces patients sont collectés dans des récepteurs dédiés 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. Selon l'art. 102 de l'ordonnance sur la radioprotection, la concentration d' ^{131}I dans les eaux accessibles au public ne doit pas dépasser 10 Bq/l. 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.

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

Le réseau automatique de détection de la radioactivité dans l'air (RADAIR) a pour fonction de déclencher une alarme très rapidement en cas d'augmentation de la radioactivité. Grâce à une maintenance efficace, il a fonctionné sans interruption en 2008. Parallèlement au réseau d'alerte RADAIR, l'OFSP exploite un réseau de collecteurs d'aérosols à haut débit, afin de déterminer les niveaux réels de radioactivité dans l'air. Les résultats de ces mesures, qui sont disponibles sur Internet (www.str-rad.ch), montrent que la radioactivité de l'air provient pour l'essentiel des radionucléides naturels que sont le ^7Be , le ^{210}Pb , ainsi que d'autres éléments de la série de désintégration naturelle de l'uranium (produits de filiation du radon). Dans les précipitations, la radioactivité est principalement liée au tritium naturel produit par le rayonnement cosmique.

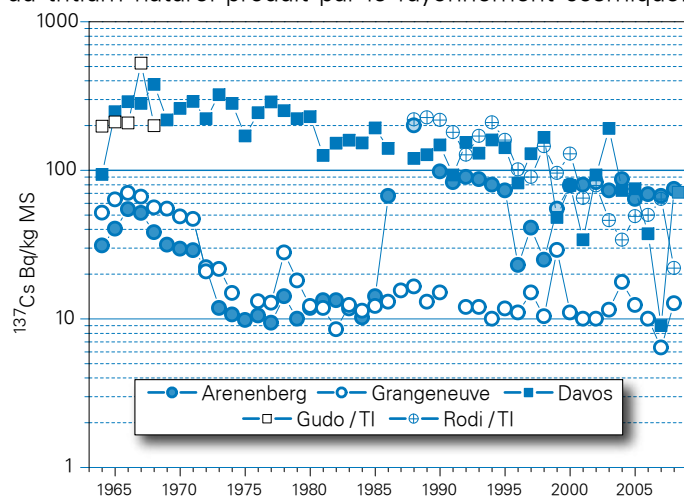


Figure 4:
 ^{137}Cs (en Bq/kg de matière sèche) dans les échantillons de sol de différentes stations de Suisse (1964 – 2008)

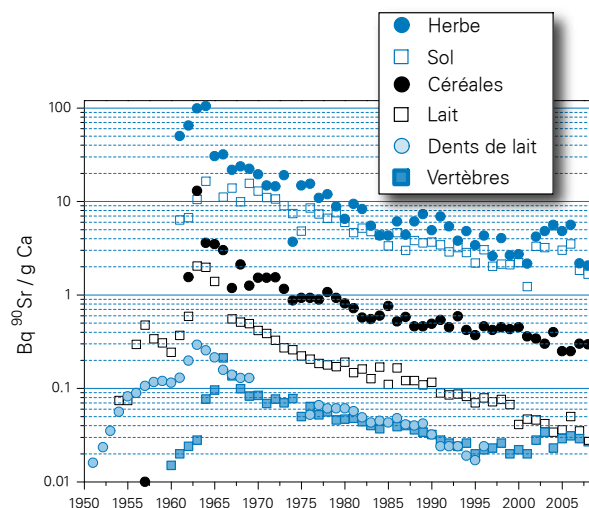


Figure 5:
 ^{90}Sr dans divers échantillons prélevés entre 1950 et 2008

Dans les rivières, la teneur en tritium est généralement de quelques Bq/l.

Le ^{14}C est assimilé par les plantes durant leur croissance via l'absorption du dioxyde de carbone contenu dans l'air. Les essais nucléaires atmosphériques des années 60 avaient impliqué un doublement de la concentration du ^{14}C dans l'atmosphère par rapport à sa production naturelle due au rayonnement cosmique. Depuis lors, la teneur en ^{14}C a constamment diminué et son niveau actuel ne se trouve plus qu'à un pourcentage infime au-dessus de la valeur naturelle (à l'exception du voisinage des centrales nucléaires, cf. paragraphe «Surveillance du voisinage des centrales nucléaires»).

Dans le sol, qui constitue un bon intégrateur des dépôts atmosphériques, la radioactivité naturelle est également prédominante: on y mesure les éléments de la série de désintégration de l'uranium et du thorium ainsi que le ^{40}K . Les isotopes artificiels 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 figure 4) 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 5), qui sont absorbés par les plantes à travers leurs racines, ne sont actuellement décelables dans l'herbe que sous forme de traces. Leur répartition régionale est similaire à celle enregistrée pour le sol. Les échantillons de céréales n'ont pas présenté d'activité significative. Dans le lait de vache, la teneur en

^{137}Cs est généralement restée inférieure à la limite de détection; les seules valeurs accrues, atteignant 18 Bq/l, et dépassant donc la valeur de tolérance fixée à 10 Bq/l pour ce radionucléide dans le lait, ont été mesurées dans deux échantillons prélevés dans les montagnes tessinoises. Rappelons que cette région a été l'une des plus touchées de Suisse par les retombées radioactives qui ont suivi l'accident de Tchernobyl. Les teneurs en ^{90}Sr dans les mêmes échantillons ont atteint au maximum 0.3 Bq/l et sont donc restées inférieures à la valeur de tolérance.

Certains champignons sauvages indigènes, notamment les bolets bails et les pholiotas ridés, présentent toujours des valeurs accrues de ^{137}Cs . Aucun dépassement de la valeur de tolérance de 600 Bq/kg n'a toutefois été enregistré. Ce constat s'applique également aux champignons importés. Les autres denrées alimentaires indigènes analysées n'ont montré aucune activité artificielle.

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 collégiens de Genève ont montré des valeurs de ^{137}Cs inférieures à la limite de détection de 10 Bq. Le ^{40}K naturel atteint en revanche environ 3'200 Bq chez les femmes et 4'500 Bq chez les hommes. La teneur en ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait n'atteint plus que quelques centièmes de Bq/g de calcium (figure 5). Notons que ces valeurs sont proches des limites de détection. Les fluctuations observées ces dernières années reflètent ainsi davantage l'augmentation de l'incertitude expérimentale liée à la diminution des niveaux de radioactivité plutôt que des variations réelles de la teneur en ^{90}Sr . 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 . La formation des dents de lait débute, quant à elle, dans les mois qui précèdent 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 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 (figure 5).

Evaluation

Niveaux de radioactivité et doses de rayonnements inférieures aux limites légales

En Suisse, les concentrations radioactives dans l'environnement et les doses d'irradiation de la population provenant de sources de rayonnements artificielles sont restées en 2008, comme les années précédentes, 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, n'est pas non plus distribuée de façon homogène sur le territoire. En Suisse, le ^{137}Cs radioactif de Tchernobyl a, par exemple, été principalement déposé au Tessin où il est encore présent dans de nombreux échantillons. Les concentrations mesurées diminuent néanmoins régulièrement depuis 1986. Ainsi, aucun dépassement des valeurs limites n'a été enregistré pour ce radio-isotope au cours de l'année sous revue.

Dans le cadre de la surveillance du voisinage des centrales nucléaires, des centres de recherche et des industries travaillant avec des substances radioactives, des traces d' ^{131}I (CERN) ainsi que des concentrations plus élevées de ^{14}C (centrales nucléaires) ou de tritium (industries de traitement du tritium) ont, entre autres, pu être décelées en 2008 dans l'environnement. Les rejets à l'origine de la présence (accrue) de ces radionucléides étaient toutefois nettement inférieurs aux valeurs autorisées et n'ont entraîné aucun dépassement des valeurs limites d'immissions. Les conséquences radiologiques liées au fonctionnement de ces installations pour la population avoisinante sont donc restées très faibles. Les traces de radioactivité artificielle décelée témoignent de l'efficacité des programmes de surveillance mis en œuvre.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008 Résultats 2008

Kapitel 2 Strahlendosen

Chapitre 2 Doses de rayonnements

Kapitel 2.1 Strahlendosen	26
Aufgaben	26
Tätigkeiten und Ergebnisse: Strahlendosen der Bevölkerung	26
Beurteilung	29
Chapitre 2.2 Doses de rayonnements	30
Missions	30
Activités et résultats	31
Evaluation	34

Kapitel 2.1

Strahlendosen

P. Steinmann, S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Aufgaben

Grenzwerte für die Bevölkerung und für beruflich strahlenexponierte Personen

Die Strahlenschutzverordnung limitiert in Art. 33 bis 37 die maximal zulässigen jährlichen Strahlendosen. Für die Bevölkerung darf die effektive Dosis den Grenzwert von 1 Millisievert (mSv) pro Jahr nicht übersteigen, wobei medizinische Anwendungen und die natürliche Strahlenexposition nicht inbegriffen sind. Dosisgrenzwerte für Personen, die in ihrer beruflichen Tätigkeit mit Strahlen umgehen, sind in der Tabelle 1 aufgeführt. Die angegebenen Limiten gelten nicht für Strahlenanwendung an Patienten, für aussergewöhnliche Situationen (z. B. Katastropheneinsätze) sowie für die natürliche Strahlenexposition. Das Personal der zivilen Luftfahrt gehört in der Schweiz nicht zu den beruflich strahlenexponierten Personen. Der Betriebsinhaber muss jedoch das Personal über die bei der Berufsausübung auftretende Strahlenexposition aufklären. Schwangere Frauen können verlangen, vom Flugdienst befreit zu werden.

Tabelle 1:

Dosisgrenzwerte für berufliche Strahlenexposition in mSv pro Jahr

Dosis	Grenzwert [mSv/Jahr]
Effektive Dosis für Personen über 18 Jahre	20
Effektive Dosis für Personen im Alter von 16 bis 18 Jahren	5
Organdosis – Augenlinse	150
Organdosis – Haut, Hände, Füsse	500
Äquivalentdosis an der Abdomenoberfläche bei schwangeren Frauen	2

Dosisüberwachung bei beruflich strahlenexponierten Personen: Das Schweizerische Zentrale Dosisregister

In der Schweiz tragen alle beruflich strahlenexponierten Personen bei ihrer Arbeit ein persönliches Dosimeter. Die akkumulierte Dosis wird einmal pro Monat durch eine anerkannte Dosimetriestelle ermittelt und ausgewertet. Die Dosimetriestellen melden ihre Daten regelmässig dem Bundesamt für Gesundheit (BAG), das ein zentrales Register der Dosen aller beruflich exponierten Personen der Schweiz führt. Damit haben die Aufsichtsbehörden jederzeit eine Kontrolle über die akkumulierten Dosen dieser Personen, statistische Auswertungen und Langzeit-Beobachtungen werden ermöglicht, und die Archivierung der Daten ist sichergestellt. Die Ergebnisse der Dosisüberwachung bei strahlenexponierten Personen werden jährlich in einem separaten Bericht veröffentlicht. Der Bericht sowie andere Informationen zur Dosimetrie und beruflichen Strahlenexposition sind auf den Webseiten des BAG (Strahlenschutz, www.str-rad.ch) zu finden und werden laufend aktualisiert. So können zum Beispiel die Informationsbroschüre, das temporäre Dosisdokument oder eine Liste der anerkannten Personendosimetriestellen direkt heruntergeladen werden.

Tätigkeiten und Ergebnisse: Strahlendosen der Bevölkerung

Dosen aus natürlichen Strahlenquellen

Die durchschnittliche Strahlendosis der Schweizer Bevölkerung beträgt 4.0 mSv pro Jahr. Die einzelnen Beiträge sind in Figur 1 dargestellt. Die hier präsentierten Abschätzungen beruhen auf der „Analyse der Beiträge zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung in 2004“, die von der Eidgenössischen Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität (KSR) im Jahr 2005 herausgegeben wurde (Download unter <http://www.bag.admin.ch/ksr-cpr/04320/04358/>). Diese Werte weichen geringfügig von den in früheren Jahresberichten aufgeführten Werten ab (kosmische Strahlung +0.05 mSv, terrestrische Strahlung -0.1 mSv).

Zusätzlich wurde die Dosis für „übrige Strahlungsquellen“ neu eingeschätzt (≤ 0.1 mSv statt 0.2 mSv). Der neue tiefere Durchschnittswert von 4.0 mSv ergibt sich also aus diesen Anpassungen an den neusten Erkenntnisstand und entspricht nicht eine messbare Abnahme der Dosisbelastung in einem bestimmten Bereich.

Strahlenbelastung durch Radon

Bei der internen Strahlenexposition liefern ^{222}Rn und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen den grössten Dosisbeitrag. Diese Nuklide gelangen über die Atemluft in den Körper. Die in der Schweiz bis 2008 durchgeführten Erhebungen in rund 95'000 Wohn- bzw. Arbeitsbereichen ergeben ein gewichtetes arithmetisches Mittel von 78 Bq ^{222}Rn pro m^3 . Geht man von einer Aufenthaltsdauer im Wohnbereich bzw. am Arbeitsplatz von 7'000 bzw. 2'000 Stunden pro Jahr aus, so erhält man für die Schweizer Bevölkerung eine durchschnittliche Radondosis von rund 1.6 mSv pro Jahr. Im Einzelfall, bei besonders stark radonbelasteten Häusern, kann die Dosis aber bis zu 100 mSv oder mehr pro Jahr betragen. Es laufen im Moment systematische Radonmesskampagnen in den Gemeinden mit hohem und mittlerem Radonrisiko, damit möglichst viele Gebäude mit Grenzwertüberschreitung ($> 1'000$ Bq pro m^3) gefunden werden. Durch bauliche Massnahmen soll dann die Radonkonzentration unter den Richtwert von 400 Bq pro m^3 gesenkt werden. Somit wird die Zahl der sehr stark belasteten Gebäude in den nächsten Jahren abnehmen, und es ist zu erwarten, dass dadurch auch die durchschnittliche Radonbelastung langfristig geringfügig abnimmt.

Bestrahlung durch medizinische Diagnostik

Die letzte Erhebung der Dosis aufgrund von medizinischen Anwendungen (Röntgendiagnostik) fand vor 5 Jahren statt. Für das Jahr 2003 gilt ein Wert von 1.2 mSv pro

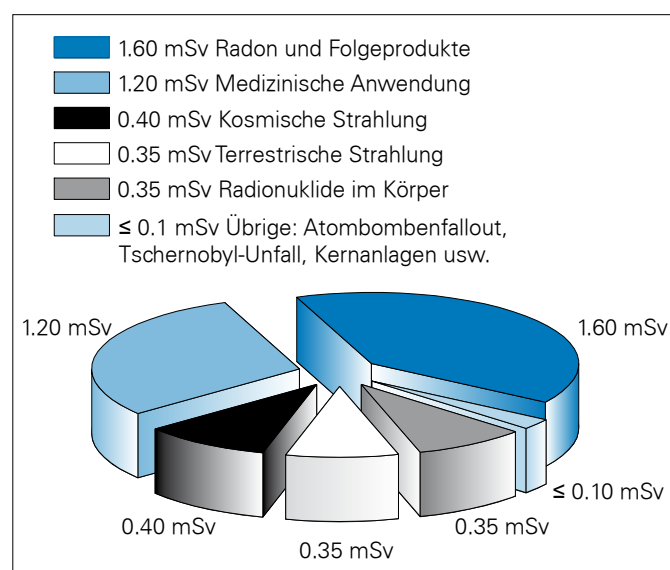
Jahr, was gegenüber der vorletzten Erhebung (1998) eine Erhöhung um 20% bedeutete. Diese Erhöhung beruht vor allem auf der zunehmenden Häufigkeit von Computertomographieuntersuchungen. Eine neue Erhebung für das Jahr 2008 ist in Bearbeitung. Weil der Trend zu mehr CT-Untersuchungen ungebrochen ist, ist eine weitere Erhöhung der Dosis zu erwarten. Wie beim Radon ist die Belastung durch die medizinische Diagnostik ungleichmässig auf die Bevölkerung verteilt. Nur ungefähr ein Viertel der Bevölkerung ist von Untersuchungen, die zu einer erhöhten Dosis führen, betroffen.

Terrestrische und kosmische Strahlung

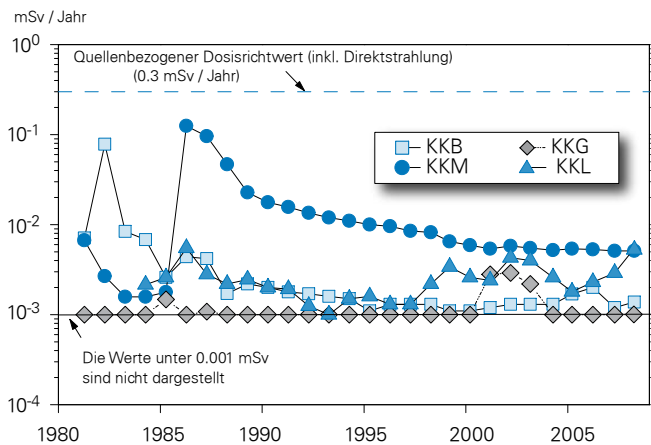
Bei der Strahlenexposition durch externe Quellen ergeben die natürlichen Radionuklide im Boden und die kosmische Strahlung die grössten Beiträge. Die terrestrische Komponente macht im Mittel 0.35 mSv jährlich aus und hängt von der Zusammensetzung des Bodens ab. Die kosmische Strahlung nimmt mit der Höhe über Meer zu, da sie von der Lufthülle der Erde abgeschwächt wird. Im schweizerischen Mittel beträgt deren Dosis jährlich etwa 0.4 mSv (KSR Bericht: 0.38 mSv). In Zürich ist der Wert beispielsweise 0.4 mSv und im höher gelegenen St. Moritz 0.75 mSv. In 10 km Höhe liegt die Dosis durch kosmische Strahlung zwischen 20 und 50 mSv pro Jahr. Aus diesem Grund ergibt ein Flug Schweiz-USA eine Dosis von rund 0.04 mSv. Das Flugpersonal und Personen, die viel fliegen, erhalten so eine zusätzliche Dosis bis einige mSv pro Jahr. Im Hausinnern wird die kosmische Strahlung durch die Gebäudehülle etwas abgeschwächt, die terrestrische Komponente dagegen durch die in den Hauswänden enthaltenen Radionuklide etwas verstärkt. Gesamthaft ist die Dosis in den Häusern etwa 10% höher als im Freien.

Radionuklide in der Nahrung

Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den menschlichen Körper und führen im Durchschnitt zu Dosen von rund 0.35 mSv (KSR Bericht: 0.34 mSv). Das ^{40}K liefert mit rund 0.2 mSv den grössten Beitrag. Kalium ist überall in der Nahrung und im menschlichen Körper vorhanden. Da es vor allem im Muskelgewebe eingelagert wird, ist der Kaliumgehalt bei Männern etwas höher als bei Frauen. Neben Kalium enthält die Nahrung auch Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen von Uran und Thorium sowie durch die kosmische Strahlung in der Atmosphäre laufend erzeugte Radionuklide (Tritium, ^{14}C , ^7Be und weitere). Auch künstliche Radionuklide kommen in der Nahrung vor; heute hauptsächlich noch die Nuklide ^{137}Cs und ^{90}Sr . Diese stammen von den Kernwaffenversuchen der 1960er Jahre und vom Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Die jährlich durchgeführten Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergaben Dosen durch aufgenommenes ^{137}Cs von weniger als einem Tausendstel mSv pro Jahr. Aus den Untersuchungen von menschlichen Wirbelknochen lassen sich Dosen durch ^{90}Sr von derselben Grössenordnung herleiten.



Figur 1:
Durchschnittliche Strahlendosen der Schweizer Bevölkerung in [mSv pro Jahr pro Person]



Figur 2:
Berechnete Strahlendosen der Bevölkerung in der Umgebung der Kernkraftwerke

Übrige (künstliche) Strahlenquellen

Zu den bisher erwähnten Strahlendosen kommt ein geringer Beitrag von ≤ 0.1 mSv. Die Neueinschätzung dieser in früheren Jahresberichten mit 0.2 mSv angegebenen Dosis beruht auf der Erkenntnis, dass radioaktive Gegenstände wie tritiumhaltige Uhren kaum mehr in Gebrauch sind, und dass von anderen leicht erhöhten Bestrahlungen (siehe unten) nur wenige Leute betroffen sind. Der hier mit ≤ 0.1 mSv angegebene Beitrag umfasst die Strahlenexposition durch Kernkraftwerke, Industrien, Forschung und Medizin, Handel und öffentlicher Dienst, Konsumgüter und Gegenstände des täglichen Lebens sowie künstliche Radioisotope in der Umwelt. Bei der künstlichen Radioaktivität in der Umwelt macht der radioaktive Ausfall nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986 und von den oberirdischen Kernwaffenversuchen (1960^{er} Jahre) heute nur noch wenige Hundertstel mSv aus. Bei dauerndem Aufenthalt im Freien betragen die resultierenden Dosen zwischen 0.01 bis 0.5 mSv pro Jahr. Der letzte Wert gilt für das Tessin. Der grosse Streubereich ist eine Folge der regionalen Unterschiede bei der Ablagerung von ^{137}Cs insbesondere nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. An einigen Stellen entlang der Umzäunung der Kernkraftwer-

ke Mühleberg und Leibstadt, die über einen Siedewasserreaktor verfügen, weist die Direktstrahlung durch das kurzlebige ^{16}N bis einige 100 nSv/h auf. Da sich Personen jedoch nicht über längere Zeit an diesen Stellen aufhalten, sind die daraus resultierenden Personendosen unbedeutend. Die Emissionen radioaktiver Stoffe über Abluft und Abwasser aus den Schweizer Kernkraftwerken (Figur. 2), aus dem PSI und dem CERN ergeben bei Personen, die in unmittelbarer Nähe wohnen, Dosen von höchstens einem Hundertstel mSv pro Jahr.

Verteilung der Strahlendosis innerhalb der Bevölkerung

Von den beiden grössten Ursachen der Strahlenbelastung – Radon und medizinische Diagnostik – ist die Bevölkerung unterschiedlich stark betroffen. Nur wenige Personen halten sich regelmässig in Räumen mit sehr hoher Radonkonzentration auf und nur rund jede(r) Vierte ist von einer Untersuchung mit Röntgendiagnostik betroffen. Die Tabelle 2 stellt einen Versuch dar, die Verteilung der verschiedenen Beiträge zur Jahresdosis innerhalb der Bevölkerung aufzuschlüsseln. Als Basis dienen wiederum die Angaben im weiter oben zitierten Bericht der KSR. Statt die gesamte Bevölkerung zu betrachten, wird diese in 4 gleich grosse Klassen unterteilt. Links in der Tabelle, in der Spalte „Klasse 0 – 25%“ stehen die mittleren Jahresdosen für jene 25% der Bevölkerung, die vom jeweiligen Typ Bestrahlung (Ursache) am wenigsten betroffen sind. Weiter rechts, in der Spalte „Klasse 75 – 100%“ stehen die mittleren Jahresdosen für die am stärksten betroffenen 25% der Bevölkerung. Dazwischen befinden sich die beiden mittleren Klassen. In der untersten Linie der Tabelle ist die Gesamtdosis durch alle Ursachen «zusammengezählt». Weil die verschiedenen Ursachen der Strahlenbelastungen weitgehend unabhängig sind, muss das „Zusammenzählen“ mit Hilfe einer Zufallsauswahl (daher „Monte-Carlo“) vorgenommen werden. Es ist zum Beispiel gut möglich, dass eine Person zu den obersten 25% bezüglich der Radonbelastung gehört, aber nicht von der medizinischen Diagnostik betroffen ist. Für das „Monte-Carlo Berechnung“ wurden also einige 10'000 Fälle „simuliert“, indem für jede Strahlenquelle zufällig eine Klasse gewählt wurde und die so erhaltenen Teildosen addiert wurden. Diese Testpopula-

Tabelle 2:
Verteilung der aus den wichtigsten Strahlenquellen resultierenden Strahlendosis innerhalb der Bevölkerung
Alle Werte in [mSv pro Jahr pro Person]

Strahlenquelle	Mittlere Jahresdosis in mSv pro Jahr pro Person				Mittelwert ganze Bevölkerung
	Klasse 0 - 25%	Klasse 25 - 50%	Klasse 50 - 75%	Klasse 75 - 100%	
Radon	0.25	0.85	1.45	3.85	1.6
Medizinische Diagnostik	0	0	0.2	4.6	1.2
Terrestrisch + kosmisch + Körper	1	1.1	1.1	1.2	1.1
alle (nach Monte-Carlo Berechnung)	1.5	2.3	4.5	7.3	3.9

tion wurde wiederum in 4 gleich grosse Klassen eingeteilt und die mittlere Gesamtdosis für jede Klasse ermittelt. Das Ergebnis dieser Abschätzung verdeutlicht die Unterschiede innerhalb der Bevölkerung bezüglich der Strahlenbelastung. Während das am wenigsten belastete Viertel der Bevölkerung im Durchschnitt 1.5 mSv pro Jahr erhält, ist das am stärksten betroffene Viertel mit etwas mehr als 7 mSv pro Jahr belastet.

Dosen aus beruflichen Strahlenexpositionen

Die Anzahl der beruflich strahlenexponierten Personen ist mit ca. 74'300 im Berichtsjahr, im Vergleich zu rund 72'000 im Jahr 2007, wieder leicht angestiegen. Dieser Zuwachs ist vor allem dem medizinischen Bereich zuzuordnen.

Auch die Kollektivdosis, d.h. die Summe der individuellen effektiven Dosen aller beruflich strahlenexponierten Personen, hat im 2008 auf 5.56 Personen-Sievert zugenommen. Im Vorjahr waren es noch 4.87 Personen-Sv. Die höhere Kollektivdosis ist vor allem durch periodische Revisionsarbeiten im Bereich der Kernkraftwerke bedingt. Die Anteile der einzelnen Tätigkeitsbereiche an der Kollektivdosis sind in der Figur 3 ersichtlich.

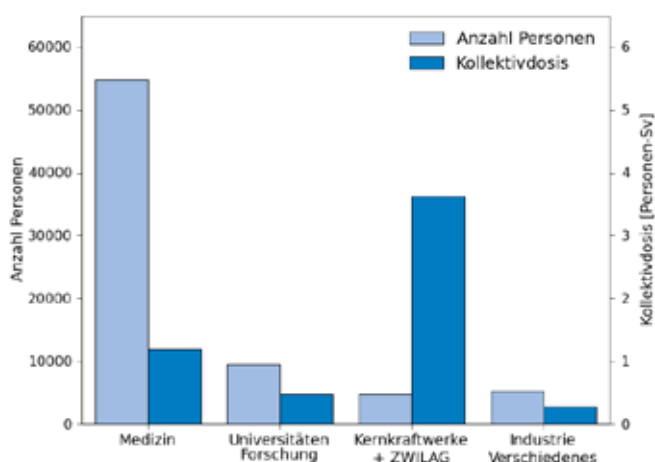
Im Rahmen seiner Aufsichtstätigkeit untersucht das BAG in den Bereichen Medizin und Forschung individuell alle Monats-Ganzkörperdosen über 2 mSv sowie alle Extremitätendosen über 10 mSv. 2008 wurden 112 solcher Fälle gemeldet, wobei sich 29 Fälle als nicht echte Personendosen herausstellten (z. B. Dosimeter im Bestrahlungsraum liegen gelassen). Die meisten echten Dosen gab es an Extremitäten (Handdosen) in den dosisintensiven Bereichen Nuklearmedizin und interventionelle Radiologie. Erfreulicherweise war im Berichtsjahr keine Grenzwertüberschreitung zu verzeichnen.

Beurteilung

Die durchschnittliche jährliche Strahlendosis der Bevölkerung betrug 2008 rund 4 mSv. Etwa ein Drittel stammt aus Quellen, die nicht beeinflusst werden können (terrestrische und kosmische Strahlung, Radionuklide im Körper). Ein gutes Drittel der jährlichen Strahlendosis ist durch erhöhte Radonkonzentrationen in Wohn- und Arbeitsräumen bedingt. Ebenfalls etwa ein Drittel der Strahlenbelastung ist der Anwendung von ionisierenden Strahlen in der medizinischen Diagnostik zuzurechnen. Hier ist die Tendenz wegen der zunehmenden Verbreitung von CT-Geräten steigend. Die Emissionen aus Kernkraftwerken machen weniger als 1% der Gesamtdosis aus.

Im Berichtsjahr 2008 war die Schweizer Bevölkerung keiner unzulässigen Bestrahlung durch künstliche Strahlenquellen ausgesetzt. Nach wie vor ist jedoch die Radonkonzentration in etwa 10% der bisher in der Schweiz untersuchten Häuser über dem Richtwert (davon mehr als 2% mit Grenzwertüberschreitung).

Die beruflich strahlenexponierten Personen akkumulierten 2008 gesamthaft eine Kollektivdosis von 5.6 Personen-Sievert; die durchschnittliche Dosis pro Person lag unter 0.1 mSv pro Jahr.



Figur 3:
Anzahl Personen und Kollektivdosis in verschiedenen Bereichen

Chapitre 2.2

Doses de rayonnements

P. Steinmann, S. Estier
Section Radioactivité de l'environnement (URA), OFSP, 3003 Berne

Missions

Valeurs limites de dose

L'ordonnance sur la radioprotection définit, dans ses articles 33 à 37, les doses de rayonnement maximales admissibles par année. Les valeurs limites de dose pour les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession sont indiquées dans le tableau 1. Pour la population, la dose effective ne doit pas dépasser la valeur limite de 1 mSv/an. Ces valeurs limites de dose ne s'appliquent pas aux patients, exposés aux rayonnements à des fins diagnostiques ou thérapeutiques en médecine, ni aux situations exceptionnelles (p. ex., intervention en cas de catastrophe); les expositions liées au rayonnement naturel en sont également exclues. En Suisse, le personnel naviguant de l'aviation civile n'est pas considéré comme professionnellement exposé aux radiations. Les responsables des compagnies aériennes doivent toutefois informer le personnel appelé à naviguer à bord de leurs avions sur une exposition possible aux rayonnements dans le cadre de leur travail. Les femmes enceintes peuvent ainsi exiger d'être dispensées du service de vol.

Tableau 1:
Valeurs limites de dose pour les personnes professionnellement exposées aux rayonnements en mSv par an

Doses	Valeur limite [mSv/an]
Dose effective pour les personnes de plus de 18 ans	20
Dose effective pour les personnes entre 16 et 18 ans	5
Dose à l'organe - cristallin	150
Dose à l'organe - peau, mains, pieds	500
Dose équivalente à la surface de l'abdomen pour les femmes enceintes	2

Surveillance des doses pour les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession: le registre dosimétrique central suisse

En Suisse, toute personne exposée aux radiations dans l'exercice de sa profession porte un dosimètre individuel pendant son travail. La dose accumulée est mesurée et évaluée une fois par mois par un service de dosimétrie agréé. Ces services transmettent régulièrement leurs données à l'OFSP, qui tient un registre central des doses reçues par chacune de ces personnes. Les autorités de surveillance peuvent ainsi contrôler à tout moment les doses accumulées par ces professionnels. Ceci permet non seulement d'effectuer des évaluations statistiques et des observations de longue durée, mais aussi d'assurer l'archivage des données dans le registre central, pour une durée de 80 ans.

Les résultats de la surveillance des doses chez les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession sont publiés chaque année dans un rapport séparé. Ce rapport ainsi que d'autres informations relatives à la dosimétrie et à l'exposition des professionnels sont disponibles sur le site de l'OFSP (Radioprotection, www.str-rad.ch), où ils sont actualisés en permanence. Il est par exemple possible de télécharger la brochure d'information, le document dosimétrique temporaire ou une liste des services agréés de dosimétrie individuelle.

Activités et résultats

Doses de rayonnement reçues par la population

La dose de rayonnement totale reçue en moyenne par la population suisse est d'environ 4 mSv par an. Les différentes composantes sont illustrées dans la figure 1. Les estimations présentées ici reposent sur le document «Analyse des contributions à l'irradiation de la population Suisse en 2004», publié en 2005 par la Commission fédérale de protection contre les radiations et de surveillance de la radioactivité (CPR) (disponible au téléchargement à l'adresse <http://www.bag.admin.ch/ksr-cpr/04320/04358/>). Ces valeurs s'écartent légèrement de celles reportées dans les rapports annuels précédents (rayonnement cosmique +0.05 mSv, rayonnement terrestre -0.1 mSv). De plus, la dose due aux «Sources diverses de rayonnement» (telles que retombées des bombes atomiques, accident de Tchernobyl, sources faibles, etc) a été réévaluée (≤ 0.1 mSv au lieu de 0.2 mSv). La nouvelle valeur moyenne légèrement plus faible, établie à 4 mSv, reflète donc une adaptation à l'état actuel des connaissances dans le domaine et non pas une diminution mesurable de la dose engendrée par une source de rayonnement en particulier.

Doses de rayonnement dues au radon

La contribution majeure à la dose d'irradiation interne provient du ^{222}Rn et de ses descendants radioactifs dans les locaux d'habitation et de travail. Ces radionucléides pénètrent dans l'organisme via la respiration. Les mesures réalisées en Suisse dans près de 95'000 bâtiments jusqu'en 2008 indiquent une moyenne arithmétique pondérée de 78 Bq/m³ pour le ^{222}Rn . En supposant qu'une personne séjourne en moyenne 7'000 heures par an dans

son logement et 2'000 heures par an à son poste de travail, on obtient une dose moyenne due au radon d'environ 1.6 mSv/an pour l'ensemble de la population vivant en Suisse. Dans certains cas, en présence de quantités particulièrement importantes de radon dans le bâtiment, la dose peut cependant dépasser 100 mSv par an. Des campagnes de mesures systématiques du radon sont actuellement menées dans les communes présentant un risque moyen ou élevé d'exposition au radon, afin de trouver le plus de bâtiments possible dans lesquels la concentration en radon pourrait dépasser la valeur limite de 1'000 Bq/m³. En assainissant les bâtiments concernés, la concentration en radon devrait être abaissée sous la valeur directrice de 400 Bq/m³. De cette manière, le nombre de bâtiments à très forte concentration de radon va diminuer dans les prochaines années et il faut s'attendre par conséquent à ce que l'impact moyen du radon baisse légèrement sur le long terme.

Doses de rayonnement dues au diagnostic médical

Le dernier recensement des doses dues aux applications médicales (radiodiagnostic) a eu lieu il y a 5 ans. Pour l'année 2003, la valeur était de 1.2 mSv par an, ce qui correspond à une hausse de 20% par rapport au précédent relevé de 1998. Cette hausse est principalement due à l'augmentation du nombre d'examens de tomodensitométrie (CT-scan). Une nouvelle enquête pour l'année 2008 est en cours de préparation. La tendance actuelle allant vers l'utilisation de plus en plus fréquente de la tomodensitométrie, il faut s'attendre à une nouvelle augmentation des doses. Notons que, comme pour le radon, l'impact du diagnostic médical est réparti de façon inégale dans la population. Seul un quart environ de cette dernière est concernée par des examens où sont relevées des doses plus élevées.

Rayonnement terrestre et cosmique

Le rayonnement cosmique et la présence de radionucléides naturels dans le sol et les matériaux de construction constituent les principales contributions à l'exposition externe. La composante terrestre induit, en plein air, une dose moyenne de 0.35 mSv/an, en fonction de la composition du sol. Le rayonnement cosmique augmente quant à lui avec l'altitude, car il est atténué par l'atmosphère terrestre. La contribution annuelle moyenne du rayonnement cosmique à la dose reçue par la population suisse peut être estimée à 0.4 mSv/an (rapport CPR: 0.38 mSv). A Zurich, par exemple, il contribue à hauteur de 0.4 mSv/an à la dose reçue par la population, contre 0.75 mSv/an à St Moritz, située plus haut par rapport au niveau de la mer. Notons encore qu'à 10 km d'altitude, les doses attribuables au rayonnement cosmique atteignent des valeurs comprises entre 20 et 50 mSv/an. Un vol Suisse – Etats-Unis correspond à environ 0.04 mSv. Le personnel de vol et les personnes qui prennent souvent l'avion reçoivent donc une dose supplémentaire pouvant atteindre quelques mSv/an. Le rayonnement cosmique est plus faible à

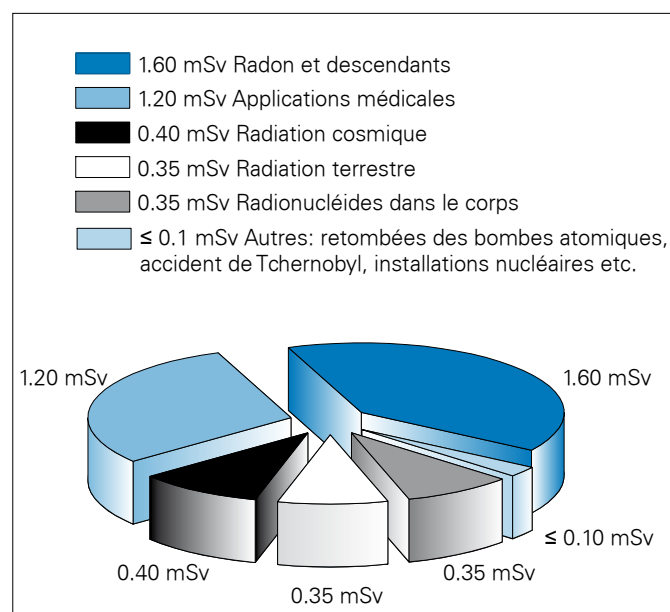


Figure 1:
Doses moyennes de rayonnements reçues par la population suisse en [mSv par an par personne]

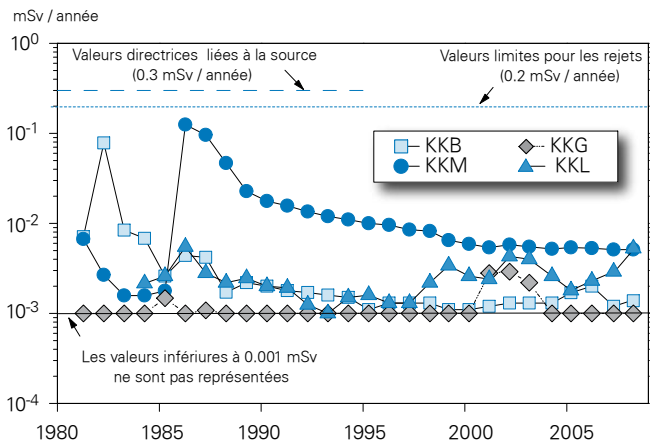


Figure 2: Doses de rayonnements calculées dans la population résidant dans le voisinage des centrales nucléaires

l'intérieur des maisons, car il est atténué par la structure des bâtiments. Par contre le rayonnement terrestre y est plus important en raison de la présence de radionucléides dans les matériaux de construction. Au total, la dose relevée dans les bâtiments est environ 10% supérieure à celle observée en plein air.

Radionucléides dans les denrées alimentaires

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/an (rapport CPR: 0.34 mSv), la contribution la plus importante provenant du ⁴⁰K (env. 0.2 mSv). Celui-ci est présent partout dans les denrées alimentaires et dans le corps humain. Le potassium est stocké principalement dans les muscles, raison pour laquelle la teneur en potassium est légèrement plus élevée chez les hommes que chez les femmes. En plus du ⁴⁰K, les aliments contiennent également des radionucléides issus des séries de désintégration naturelle de l'uranium et du thorium ainsi que leurs descendants, auxquels s'ajoutent des radionucléides produits en permanence par le rayonnement cosmique dans l'atmosphère, comme par exemple le tritium, le ¹⁴C, le ⁷Be et autres. On trouve aussi des radionucléides artifi-

ciels dans l'alimentation, notamment le ¹³⁷Cs et le ⁹⁰Sr. Ils proviennent des retombées des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl, survenu en avril 1986. Les mesures au corps entier réalisées chaque année sur des collégiens ont montré que les doses occasionnées par l'incorporation du ¹³⁷Cs étaient inférieures à un millième de mSv/an. Les analyses de vertèbres humaines ont indiqué des doses du même ordre de grandeur dues au ⁹⁰Sr.

Autres sources de rayonnement (artificielles)

Outre les doses de rayonnement mentionnées précédemment, vient s'ajouter une faible contribution, évaluée à ≤ 0.1 mSv provenant d'autres sources de rayonnement. La nouvelle évaluation de cette contribution, estimée dans les rapports précédents à 0.2 mSv, repose sur le constat que les objets radioactifs comme les montres contenant du tritium ne sont quasiment plus utilisés et que seul un nombre restreint de personnes sont exposées aux autres sources de rayonnements légèrement plus élevées citées plus bas. La contribution évaluée ici à ≤ 0.1 mSv comprend l'irradiation due aux centrales nucléaires, aux industries, à la recherche et à la médecine, au commerce et aux services publics, aux biens de consommation et aux objets usuels ainsi qu'aux radio-isotopes artificiels présents dans l'environnement. En ce qui concerne la radioactivité artificielle dans l'environnement, notons que les doses occasionnées par les retombées de l'accident du réacteur de Tchernobyl, survenu en avril 1986, ainsi que par celles des essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années 1960 ne représentent plus aujourd'hui que quelques centièmes de mSv par an. En cas de séjour permanent à l'air libre, cette contribution peut varier entre 0.01 et 0.5 mSv/an, ce dernier chiffre valant pour le Tessin. Cette large fourchette est due aux variations régionales des dépôts de ¹³⁷Cs, suite à l'accident de Tchernobyl en particulier. En certains endroits situés le long des clôtures des centrales nucléaires de Mühleberg et de Leibstadt (réacteurs à eau bouillante), le rayonnement direct dû à l'¹⁶N, radionucléide de courte période, peut atteindre quelques centaines de nSv/h. La durée de séjour en ces endroits étant très limitée, les doses qui en résultent restent insignifiantes.

Tableau 2: Répartition de la dose due aux principales sources de rayonnements dans la population. Toutes les valeurs sont exprimées en [mSv par an par personne]

Source de rayonnement	Doses annuelles moyennes en mSv par an par personne				Moyenne de l'ensemble de la population
	Classe 0 - 25%	Classe 25 - 50%	Classe 50 - 75%	Classe 75 - 100%	
Radon	0.25	0.85	1.45	3.85	1.6
Diagnostic médical	0	0	0.2	4.6	1.2
Terrestre + cosmique + corps	1	1.1	1.1	1.2	1.1
Toutes («méthode Monte-Carlo»)	1.5	2.3	4.5	7.3	3.9

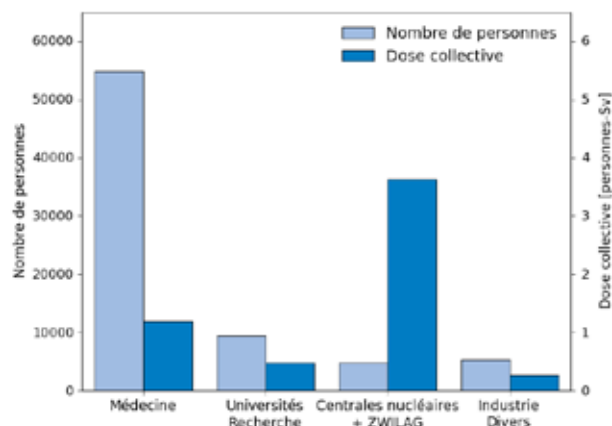
Les résultats des différentes mesures et calculs effectués montrent que les doses reçues par les personnes habitant à proximité immédiate des centrales nucléaires suisses (voir figure 2), du PSI ou du CERN, et qui sont attribuables aux émissions de substances radioactives par ces installations, atteignent, au maximum 0.01 mSv/an.

Répartition de la dose de rayonnement sur la population

La population n'est pas exposée de façon homogène aux sources de rayonnement que sont le radon ou le diagnostic médical, qui constituent les deux contributions principales à la dose. Seules très peu de personnes séjournent régulièrement dans des pièces où sont relevées de très fortes concentrations en radon, et seulement un quart d'entre elles est concerné par un examen radiologique. Une tentative d'évaluation de la répartition des différentes contributions à la dose annuelle au sein de la population a été effectuée à partir des informations du rapport CPR citées précédemment et figure dans le tableau 2. Au lieu de considérer la population dans son ensemble, elle est divisée en 4 classes de taille identique. Dans la colonne de gauche du tableau «Classe 0 – 25%» sont indiquées les doses annuelles moyennes reçues par les 25% de la population les moins touchés par le type de rayonnement en question (cause; par exemple, radon). Tout à droite, dans la colonne «Classe 75 – 100%» sont indiquées les doses annuelles moyennes pour les 25% de la population les plus exposées au rayonnement en question. Entre les deux se trouvent les deux classes intermédiaires. La dernière ligne du tableau représente la dose totale, «somme» des doses reçues par toutes les sources d'irradiation. Etant donné que les différentes sources d'exposition sont indépendantes les unes des autres, cette «somme» doit être calculée en utilisant un tirage aléatoire (d'où l'expression «Monte-Carlo»). Ainsi, il est par exemple possible qu'une personne fasse partie des 25% supérieurs pour l'exposition au radon, mais ne soit pas touchée par le diagnostic médical. Pour effectuer la «moyenne Monte-Carlo», 10'000 cas ont été simulés en choisissant au hasard une certaine classe de population pour chacune des sources de rayonnement et en additionnant les doses partielles ainsi obtenues. Cette population – test s'est vue à nouveau répartie en 4 grandes classes et la dose totale moyenne pour chaque classe a été reportée dans le tableau.

Le résultat de cette évaluation met en évidence les différences existant au sein de la population en ce qui concerne la dose d'irradiation à laquelle un individu est soumis. Tandis que le quart de la population le moins exposé reçoit en moyenne 1.5 mSv par an, le quart le plus touché reçoit plus de 7 mSv par an.

Doses résultant de l'exposition aux rayonnements dans le cadre professionnel



Figur 3:

Nombre de personnes et dose collective dans les différents domaines d'activités

Le nombre de personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession était d'environ 74'300 au cours de l'année 2008. Une légère augmentation a donc été enregistrée par rapport à 2007 (72'000), qui doit avant tout être attribuée au domaine médical.

La dose collective en Suisse, c'est-à-dire la somme des doses individuelles effectives reçues par toutes les personnes exposées aux rayonnements dans l'exercice de leur profession, était de 5.56 personnes-Sv en 2008 (4.87 personnes-Sv l'année précédente). Les contributions à la dose collective en fonction des différents domaines d'activités sont représentées dans la figure 3.

Dans les secteurs de la médecine et de la recherche, l'OFSP effectue une analyse individuelle de toutes les doses mensuelles supérieures à 2 mSv (dose au corps entier) ainsi que de toutes les doses aux extrémités supérieures à 10 mSv. En 2008, 112 cas de ce type ont été examinés (au moment où ce rapport a été établi).

Pour la plupart, il s'agissait de doses aux extrémités (doses aux mains) qui ont été enregistrées dans les domaines de la médecine nucléaire ou de la radiologie. Tandis que les doses au corps entier (doses effectives) sont en léger recul, les doses aux extrémités augmentent, surtout dans ces deux domaines. L'OFSP veut contrer cette tendance en organisant des formations ciblées sur place et en diffusant du matériel d'information supplémentaire.

Nous sommes heureux de constater qu'en 2008 aucun dépassement de la valeur limite n'a été enregistré.

Evaluation

La dose annuelle moyenne reçue par la population en 2008 avoisine les 4 mSv. Elle provient pour un tiers de sources qu'il est impossible d'influencer (rayonnement terrestre et cosmique, radionucléides dans le corps). Un tiers de la dose annuelle revient aux concentrations en radon élevées relevées dans les lieux d'habitation et de travail. Le tiers restant provient de l'utilisation de rayonnements ionisants dans le radiodiagnostic médical. La tendance est ici à la multiplication des tomodensitomètres. Les émissions des centrales nucléaires représentent moins de 1 % de la dose totale d'irradiation.

En 2008, la population suisse n'a donc pas été exposée d'une manière excessive à des sources de rayonnement artificielles. En revanche, dans environ 10 % des bâtiments examinés jusqu'ici en Suisse, la concentration en radon est supérieure à la valeur directrice (2 % dépassent la valeur limite).

Les personnes exposées aux rayonnements ionisants dans l'exercice de leur profession ont accumulé au total en 2008 une dose collective de 5,6 personnes-Sv; la dose moyenne par personne était inférieure à 0,1 mSv/an.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008 Résultats 2008

Kapitel 3 Externe Strahlung

Chapitre 3 Rayonnement externe

Chapitre 3.1 Mesures in situ et exposition externe	36
Résumé	36
Introduction	36
Méthodologie in situ	36
Résultats in situ 2008	37
Exercice d'intercomparaison 2008	39
Conclusions	40
Kapitel 3.2 Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM	41
Übersicht	41
Jahresmittelwerte und Erfahrungswerte 2008	42
Qualitätssicherung	43
Erneuerung der NADAM-Sonden	43
Kapitel 3.3 Aeroradiometrische Messungen	45
Zusammenfassung	45
Einleitung	45
Messungen und Messresultate 2008	46

Chapitre 3.1

Mesures in situ et exposition externe

S. Estier, A. Gurtner

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

Résumé

En 2008, 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 et de Tchernobyl. Des traces d' ^{41}Ar , radionucléide de très courte période (1.8 h), ont pu être mises en évidence dans l'air à l'intérieur de l'enceinte du CERN, confirmant ainsi la sensibilité et la pertinence de la méthode. Les résultats ont également montré que, plus de 22 ans après l'accident de Tchernobyl, la contamination en ^{137}Cs reste toujours clairement mesurable sur le territoire suisse, particulièrement au Tessin et localement dans les régions montagneuses (Alpes, Jura). Les résultats in situ 2008 n'ont toutefois 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, Berne), de la DSN (Villigen), du Laboratoire 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 et d'estimer ensuite 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 ICRU [1]. La procédure utilisée au laboratoire de l'OFSP a cependant été adaptée en 2007 afin de suivre les recommandations du groupe d'experts en dosimétrie de la Commission fédérale de Protection contre les radiations et de surveillance de la Radioactivité (CPR). Ces dernières demandaient aux laboratoires de ne plus utiliser le débit de kerma dans l'air, mais l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$, comme grandeur dosimétrique de référence pour la détermination de l'exposition du public (irradiation externe). Comme détaillé plus bas, cette adaptation ne concerne toutefois que des facteurs numériques de conversion, la méthodologie générale de la spectrométrie gamma in situ reste quant à elle inchangée.

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 $[\text{Bq/kg}]$ ou $[\text{Bq/m}^2]$, pour peu que la distribution de chacun d'eux soit connue

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

(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. C'est ici qu'interviennent les modifications de procédure mentionnées plus haut. Alors que jusqu'en 2006 les coefficients de conversion utilisés étaient également ceux publiés dans ICRU 53 et permettaient de calculer le débit de kerma dans l'air (en nGy/h) à partir des concentrations radioactives des divers radionucléides présents sur le site, de nouveaux facteurs ont été adoptés afin d'évaluer cette fois la contribution individuelle au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ (en nSv/h) à partir de ces mêmes concentrations radioactives.

Les facteurs de conversion de l'activité spécifique au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ utilisés par notre laboratoire pour les séries de ^{238}U et du ^{232}Th ainsi que pour le ^{40}K et le ^{137}Cs , dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol, sont résumés dans le tableau 1. Ces coefficients ont été publiés par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) en 2007 [2].

La contribution d'origine naturelle au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ s'obtient finalement par sommation des composantes locales du rayonnement terrestre (^{40}K , séries ^{238}U et ^{232}Th), évaluées pour une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol à l'aide des facteurs indiqués dans le tableau 1, 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'air [3], et s'écrit :

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

où Z est l'altitude en km.

Tableau 1:

Facteurs de conversion de l'activité spécifique en débit d'équivalent de dose ambiant $H^(10)$ utilisés par l'OFSP pour les séries naturelles de ^{238}U et du ^{232}Th ainsi que pour le ^{40}K et le ^{137}Cs , dans le cas d'une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol [2].*

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

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

Pour connaître la contribution des radionucléides artificiels au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$, il suffit ensuite de soustraire la part 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 totale 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.

La détermination des contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant de chaque radionucléide artificiel (si plusieurs sont détectés sur le spectre in situ), nécessite la connaissance de la distribution dans le sol de chacun d'eux. Ce qui implique souvent des analyses complémentaires.

Résultats in situ 2008

En 2008, 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. En plus de ce programme de surveillance annuel, le laboratoire de l'OFSP a participé à l'exercice d'intercomparaison national («Exercice in situ 2008») organisé par le Laboratoire Spiez en septembre 2008, en Valais.

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 2008. Ces contributions ont été calculées à partir des spectres gamma in situ, en supposant une distribution homogène de tous les radionucléides dans le sol (y compris le ^{137}Cs artificiel). La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation, ainsi que son incertitude, sont également représentées et permettent d'apprécier la fiabilité de la reconstitution.

En comparant les résultats des figures 1, 2 et 3, il apparaît tout d'abord que le débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ relevé au voisinage des centrales nucléaires et des centres de recherche (PSI, CERN) ne se distingue pas de manière significative de celui mesuré au point de référence de Fribourg. Cette méthode a toutefois permis de mettre en évidence la présence d' ^{41}Ar dans l'enceinte du CERN. En effet, une concentration de 1.6 Bq d' ^{41}Ar par m³ d'air environnant a pu être mesurée à la Rue Booster, sur le site de Meyrin. Comme détaillé au chapitre 8.6, cette valeur représente environ 1% de la valeur limite d'immissions définie dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP).

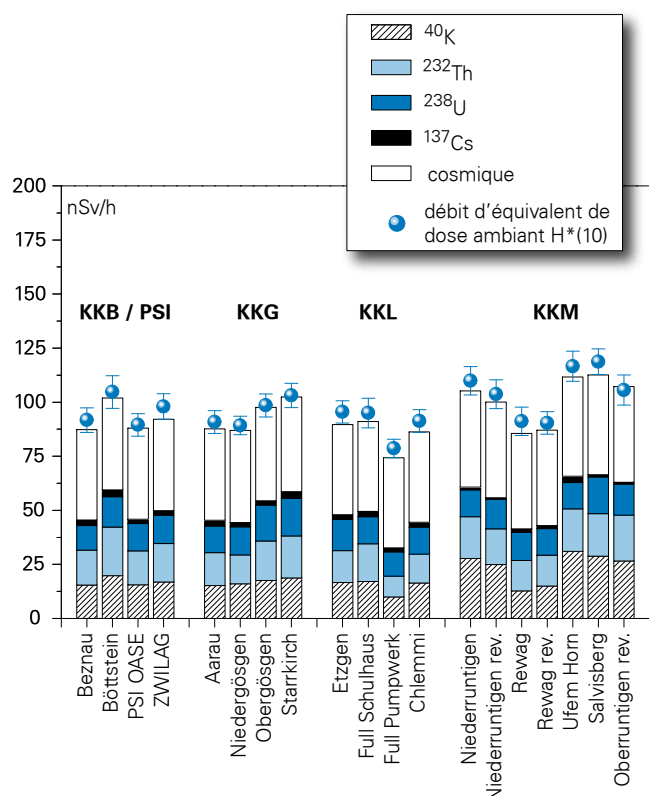


Figure 1:

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 en 2008 au voisinage des centrales nucléaires suisses en 2008. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

Comme l'illustre également la figure 2, l'impact radiologique de ce radionucléide de très courte période (1.8 h) est minime, mais de tels exemples permettent d'attester la pertinence et la fiabilité de la méthode.

Le seul autre radionucléide d'origine artificielle mis en évidence sur les spectres in situ en 2008 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, mais les valeurs mesurées ne représentent pas de danger pour la santé du public.

On notera finalement que les différences entre reconstruction in situ et mesures globales n'ont pas dépassées les 10%, attestant ainsi que les résultats obtenus par cette méthode traduisent bien la réalité.

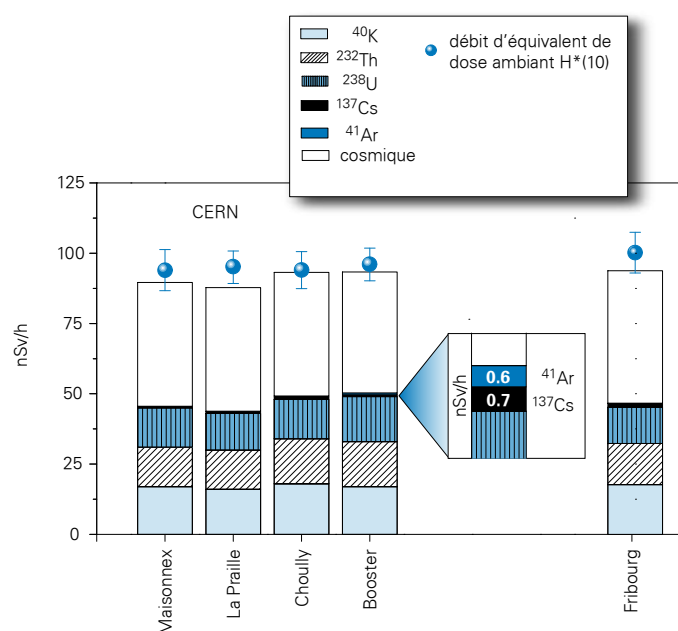


Figure 2:

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 2008 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.

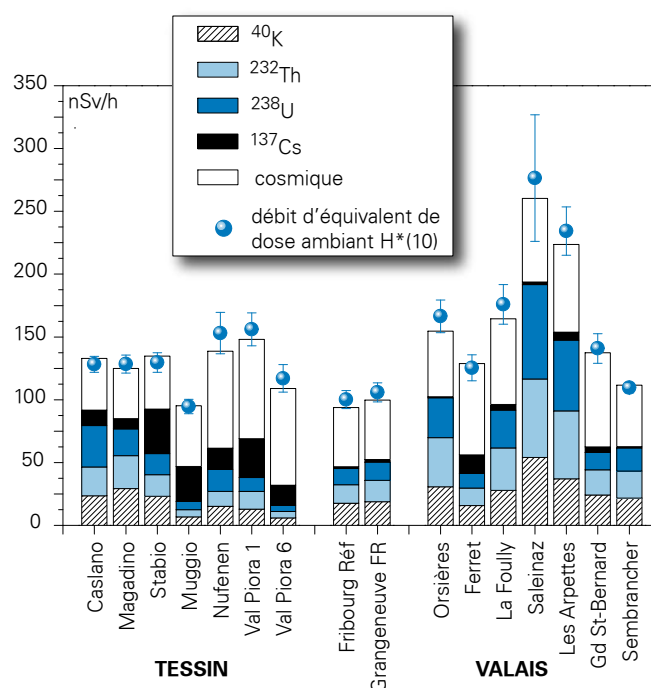


Figure 3:

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 2008 au Tessin ainsi qu'en Valais dans le cadre de l'exercice d'intercomparaison. La mesure globale du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ avec chambre d'ionisation est également représentée.

Exercice d'intercomparaison 2008

Objectifs de l'exercice

L'exercice d'intercomparaison national en spectrométrie gamma in situ organisé en 2006 par l'OFSP avait révélé un réel besoin d'harmonisation des procédures au niveau suisse. Si l'exercice avait montré que tous les laboratoires suisses disposant d'une instrumentation in situ étaient capables de déterminer l'activité des divers radionucléides présents dans le sol, il était apparu que les résultats en matière de contribution au débit d'exposition du public étaient difficilement comparables. Ceci était notamment dû à l'absence de publication scientifique reconnue ou de recommandations internationales traitant du calcul des contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ (en nSv/h) à partir des concentrations des radionucléides (en Bq/kg ou en Bq/m^2). Tous les laboratoires suisses utilisaient alors des facteurs de conversion différents.

Afin de faire le point sur la situation et de trouver si possible une solution à ce problème, et comme aucune campagne internationale n'avait été annoncée, le Laboratoire SPIEZ a proposé à l'OFSP d'organiser une intercomparaison nationale en 2008. Cet exercice s'est déroulé du 16 au 18 septembre 2008 dans la région du Val Ferret et de la Vallée d'Entremont, en Valais.

En plus des échanges d'expérience et d'information entre experts, les objectifs de l'exercice 2008 étaient les suivants:

- comparer les résultats des mesures (et leurs incertitudes) de l'activité des différents radionucléides naturels et artificiels ainsi que du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ global obtenus par les participants
- uniformiser les procédures utilisées par les différents laboratoires suisses et notamment les coefficients de conversion permettant de calculer les contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ à partir de l'activité spécifique d'un radionucléide (application des facteurs de conversion publiés par Lemerrier [2])
- compléter les données sur la radioactivité naturelle et artificielle d'une région de Suisse ayant fait l'objet de peu d'études jusqu'à présent.



Figure 4:

Instrumentation in situ des différents participants sur le site de mesure de La Fouly.

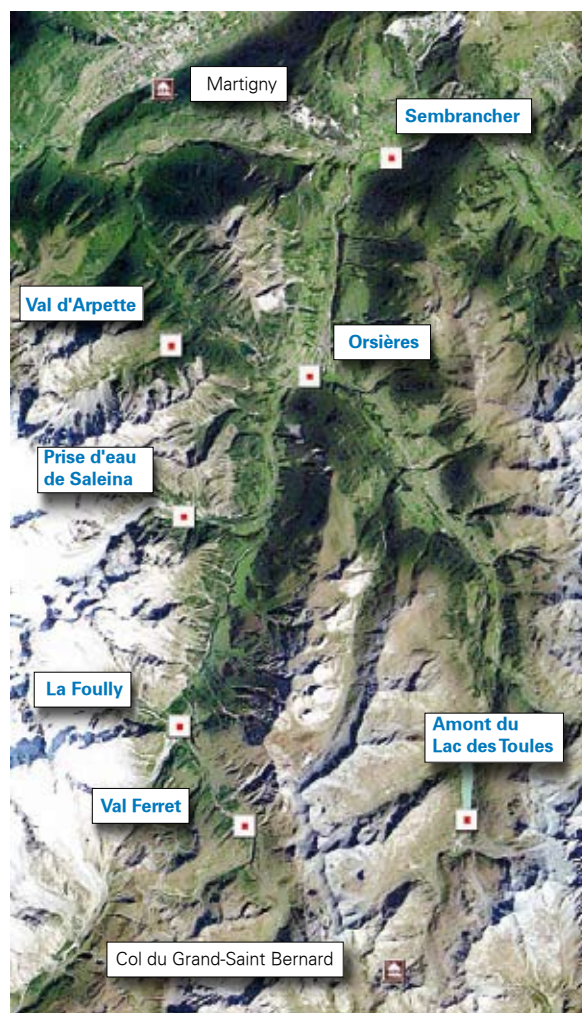


Figure 5:

Sites mesurés par les 5 équipes participantes lors de l'exercice in situ 2008.

Afin d'atteindre les objectifs fixés, il était très important que tous les laboratoires suisses disposant d'un équipement de mesure in situ, à savoir l'Institut de Radiophysique Appliquée (IRA), le laboratoire de SPIEZ (LS), la Division principale de la Sécurité des Installations Nucléaires (DSN), le centre de compétence ABC (KompZen ABC) et l'Office Fédéral de la santé publique (URA/OFSP) participent à l'exercice. Ce fut chose faite: 12 personnes représentant ces 5 institutions ont répondu présentes. De plus, le programme de mesures sur le terrain été complété par diverses présentations théoriques relatives au calcul du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ ainsi qu'à d'autres aspects importants dans le domaine de la spectrométrie in situ (géologie, distribution des radionucléides dans le sol, etc.).

Sept points de mesure, situés dans la région du Grand St-Bernard et représentés sur la figure 5 (en bleu), ont été retenus pour l'exercice. Même si des centaines de sites ont été étudiés par spectrométrie gamma in situ sur l'ensemble du territoire suisse depuis plus de 20 ans, la banque de données de l'OFSP ne contient que peu de données relatives à la radioactivité naturelle et artificielle de cette région, c'est pourquoi elle a été choisie.

Résultats

Les résultats détaillés ont été publiés dans le rapport «Exercice in situ 2008, Val Ferret, Vallée d'Entremont, 16-18 septembre; F. Byrde, LS 2009-02 » disponible sur internet à l'adresse <http://tinyurl.com/insitu2008ch-pdf>. Nous n'en donnerons donc ici que les conclusions.

L'exercice d'intercomparaison 2008 a démontré la capacité de tous les laboratoires participants à identifier les radionucléides présents sur les sites examinés et à déterminer leur activité en supposant une distribution homogène de ces radionucléides dans le sol. Les résultats de l'ensemble des laboratoires se sont avérés cohérents, malgré les inhomogénéités de certains sites et aucun problème d'étalonnage des détecteurs n'a été mis en évidence. A la suite de cet exercice et des échanges qui s'y sont tenus, il apparaît que non seulement tous les laboratoires ont adapté leur procédure afin de pouvoir déterminer les contributions individuelles au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ en [nSv/h] à partir des spectres in situ, mais également que les procédures et coefficients utilisés sont désormais identiques. Les résultats fournis par les différents laboratoires en termes d'exposition du public sont donc à nouveau comparables ce qui représente un progrès réel par rapport à la situation 2006. Cette avancée n'a été possible que grâce à la volonté commune de tous les laboratoires de mesure de remédier à la situation et aux efforts qu'ils ont fournis pour adapter leurs méthodes de travail; qu'ils en soient ici remerciés.

Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2008 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. Ainsi, même si des traces de radioactivité artificielle (^{41}Ar dans l'enceinte du CERN, concentrations plus élevées de ^{137}Cs au Tessin dues aux retombées de Tchernobyl) ont été décelées, 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.

Finalement, l'exercice d'intercomparaison national en spectrométrie gamma in situ organisé en 2008 a montré que les résultats fournis par les différents laboratoires suisses sont à nouveau comparables, tant au niveau des activités spécifiques des radionucléides dans le sol que de leurs contributions au débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$. Les lacunes mises en évidence lors de l'exercice 2006 ont donc été en grande partie comblées, grâce à l'effort conjoint de tous les laboratoires.

Kapitel 3.2

Die automatische Überwachung der Ortsdosisleistung mit NADAM

Cristina Danzi

Bundesamt für Bevölkerungsschutz, Nationale Alarmzentrale
Ackermannstrasse 26, 8044 Zürich

Übersicht

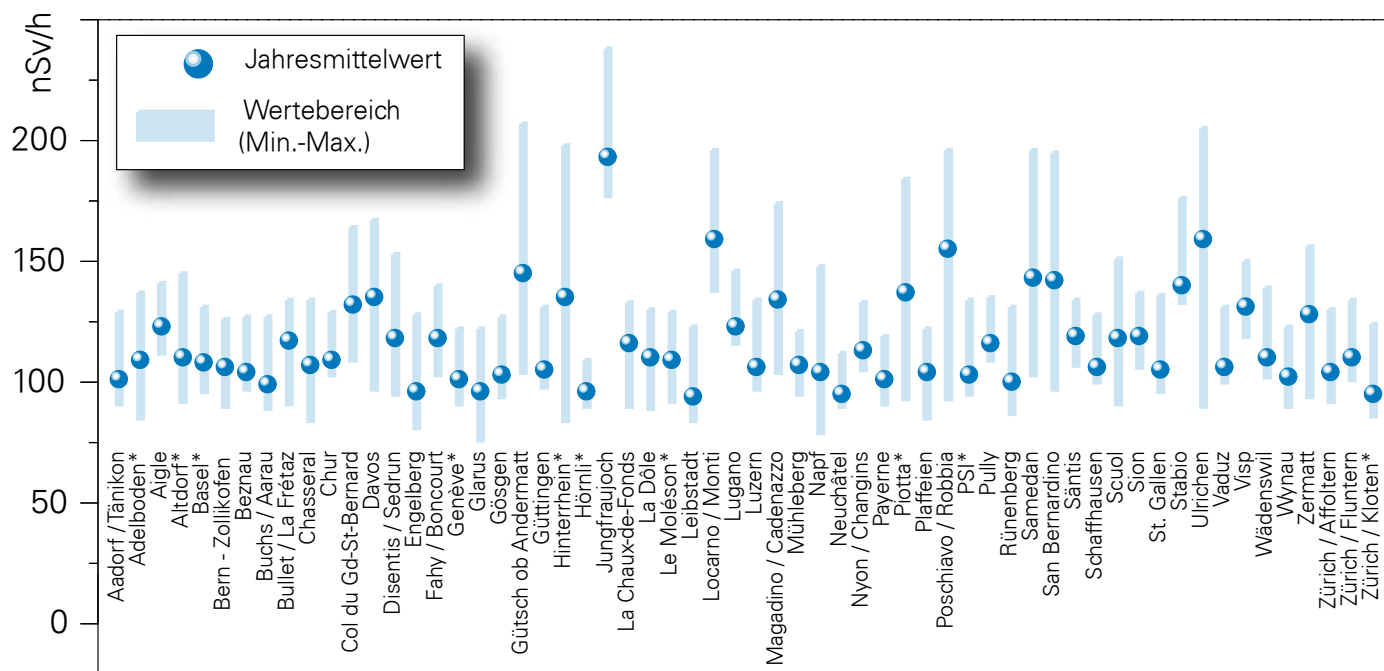
Das Netz für die automatische Dosisleistungsalarmierung und -messung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung in der Schweiz. Das Netz ist mit 60 Stationen (Stand 03.04.2009) über die ganze Schweiz verteilt und misst im 10 Minuten Abstand die γ -Ortsdosisleistung (ODL). Die Stationen befinden sich bei den Wetterstationen von MeteoSchweiz, d.h. zusätzlich zu den ODL-Daten sind auch Wetterdaten verfügbar, welche im Ereignisfall wichtige Zusatzinformationen liefern.

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 als auch die Tagesmittelwerte vom Vortag abgerufen werden.

Das NADAM-Netz dient auch als Frühwarnsystem und löst in der NAZ bei Überschreitung der Alarmschwelle (1 $\mu\text{Sv/h}$) sofort eine Alarmmeldung aus, die ans NAZ Pikett geschickt wird. Bei einem radiologischen Ereignis unterstützt NADAM die NAZ bei der Bestimmung des gefährdeten Gebietes und der Beurteilung der allfällig notwendigen Massnahmen.

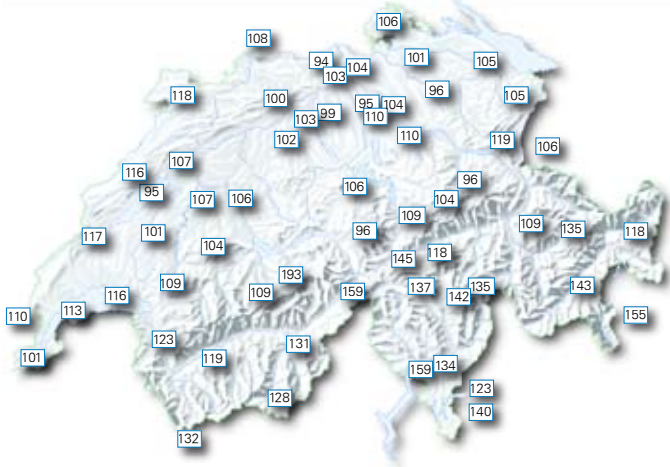
In der Berichtsperiode wurden bis auf einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung keine besonderen Vorfälle registriert. Insbesondere wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen.

Nach nahezu 20 Betriebsjahren wird das NADAM-Netz seit 2005 dem heutigen Stand der Technik angepasst und mit neuen Messsonden ausgerüstet. Der Umbau der NADAM-Sonden erfolgt parallel zur Erneuerung des



Figur 1:

Jahresmittelwerte und Wertebereiche 2008 der NADAM-Sonden. Der dargestellte Wertebereich entspricht dem Bereich zwischen dem minimalen und dem maximalen Tageswert der Sonde im Jahr 2008. Bei den Stationen, die mit einem * bezeichnet sind, handelt es sich entweder um alte Stationen, oder der Jahresmittelwert wurde basierend auf den Messwerten der alten Sonden berechnet.



Figur 2:
Karte der Jahresmittelwerte 2008 der NADAM-Sonden. Der Jahresmittelwert der Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 94 und 193 nSv/h.

Messnetzes von MeteoSchweiz. Bis Ende 2008 wurden insgesamt 50 bisherige Stationen umgerüstet und drei zusätzliche Standorte (Gütsch ob Andermatt, Zürich/Affoltern, San Bernardino) mit Messsonden ausgerüstet. Die Station Hinterrhein (GR) wurde am 28.11.2008 durch MeteoSchweiz provisorisch ausser Betrieb genommen. Seit 19.02.2009 liefert diese Station wieder Messungen. Die vollständige Erneuerung der NADAM-Sonden an den bisherigen Standorten wird im Verlauf von 2009 abgeschlossen werden.

Jahresmittelwerte und Erfahrungswerte 2008

Eine Übersicht der Jahres- sowie der extremen Tagesmittelwerte für die einzelnen Stationen ist in den Figur 1 und 2 dargestellt. Die bisherigen Erfahrungswerte wurden anhand der Messwerte 2008 überprüft und allenfalls angepasst. Insbesondere bei den 15 Stationen, welche 2008 mit einer neuen Messsonde ausgerüstet wurden, waren Anpassungen an den bisherigen Erfahrungswerten notwendig.

Bei den 2008 umgerüsteten Stationen Altdorf (UR), Hörnli (ZH) und Le Moléson (FR) war die Betriebszeit nach der Umrüstung kürzer als drei Monate. Deshalb wurde an diesen Standorten der Erfahrungswert noch mit den Werten der alten Sonde berechnet. Für die zwölf anderen umgerüsteten Stationen wurden die Erfahrungswerte, basierend auf den Daten seit Inbetriebnahme der neuen Sonde, ermittelt (In der Tabelle 1 fett ersichtlich).

Bei den Stationen Adelboden (BE) und Aigle (VD) mussten am 28.09.2007 bzw. 17.01.2008 wegen eines technischen Defektes die Sonden ausgewechselt werden. Die Erfahrungswerte wurden anhand der Messwerte der Ersatzsonden angepasst.

Berechnung der Jahresmittelwerte und der Erfahrungswerte

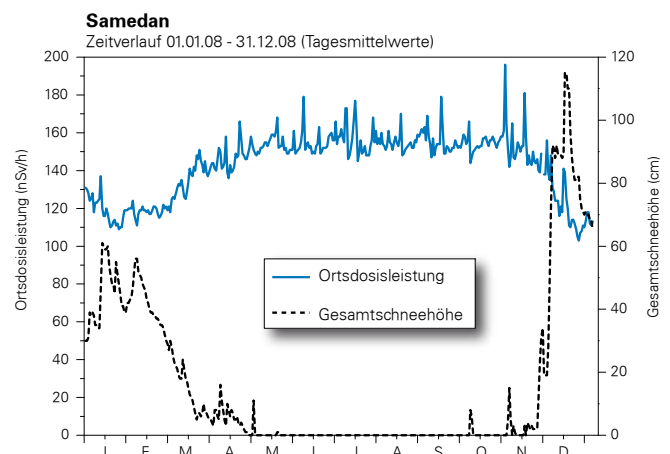
Der Erfahrungswert dient als Vergleichswert für die automatische Plausibilisierung der Messwerte und erleichtert somit das rasche Erkennen von erhöhten Messwerten. Er soll für jede Station repräsentativ sein und nicht von besonderen Bedingungen geprägt werden. So kann z.B. im Winter der Anteil der terrestrischen Strahlung durch die Schneedecke stark reduziert werden. Für die Bestimmung des Erfahrungswertes (siehe Tab. 1) wurden solche Tagesmittelwerte nicht berücksichtigt.

Beim Jahresmittelwert wurden hingegen alle plausiblen Tagesmittelwerte berücksichtigt. Deshalb unterscheiden sich Erfahrungs- und Jahresmittelwert vor allem bei denjenigen Stationen, deren Standorte im Winterhalbjahr über einen längeren Zeitraum unter einer Schneedecke liegen (siehe z.B. Stationen Gütsch und San Bernardino).

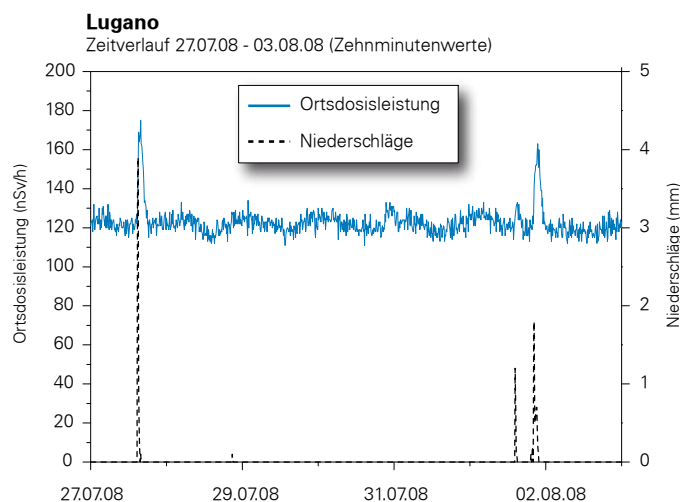
Einige Bemerkungen über die Schwankungen der Messwerte

Die natürlich bedingte Ortsdosisleistung hängt von folgenden Faktoren ab: geologischer Untergrund, Höhe der Messung über Meer und meteorologische Verhältnisse (Regen, Schneedecke). 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, umso weniger wird die kosmische Strahlung durch die Atmosphäre abgeschwächt, d.h. umso grösser wird die Intensität der kosmischen Strahlung.



Figur 3:
Einfluss der Schneedecke auf die gemessene ODL am Beispiel der Station Samedan (Jahresverlauf der ODL-Tagesmittelwerte in [nSv/h] und der Gesamtschneehöhe in [cm]).

**Figur 4:**

Einfluss des Regens auf die gemessenen Zehn-Minuten-ODL-Werte am Beispiel der Station Lugano (ODL Zehn-Minuten-Wert in [nSv/h] und Zehn-Minuten-Summe der Regenmenge in [mm]).²

Die Beiträge sowohl der terrestrischen als auch der kosmischen Strahlung führen zu den regional beobachteten Unterschieden bei den Jahresmittelwerten.

Die Schwankungen des ODL-Verlaufs einer Station innerhalb eines Jahres beruhen grösstenteils auf den verschiedenen meteorologische Verhältnissen. Figur 3 zeigt z.B. den Einfluss von Schnee bei der NADAM Station Same-dan. Wegen der Abschirmung der terrestrische Strahlung durch die Schneedecke beobachtet man tiefere ODL-Werte in den Wintermonaten.

In Figur 1 sieht man diesen Effekt ebenfalls deutlich bei den Stationen Davos, Gütsch, Hinterrhein und Ulrichen.

Im Gegensatz dazu können die Zehn-Minuten-Werte der ODL bei Regen nach einer längeren Trockenperiode um bis zu einem Faktor zwei erhöht sein. Figur 4 zeigt den Einfluss des Regens bei der NADAM Station Lugano. Der Grund der kurzzeitigen Erhöhung liegt darin, dass die Folgeprodukte des natürlich vorkommenden Radon (^{222}Rn) durch die Niederschläge ausgewaschen und am Boden deponiert werden. Da die Folgeprodukte eine kurze Halbwertszeit haben, normalisieren sich die ODL-Werte innerhalb weniger Stunden wieder.

Der Niederschlagseffekt zeigt sich auch sehr gut in den maximalen Tagesmittelwerten (Figur 1) der Stationen Lugano, Luzern, St. Gallen und Wädenswil.

Qualitätssicherung

Die neuen Sonden sind vom Hersteller typengeprüft und wurden durch das Institut universitaire de radiophysique appliquée (IRA) geeicht. Im Einverständnis mit der Aufsichtsbehörde wurde die Gültigkeit des Eichzertifikats auf fünf Jahre festgelegt. Nach Ablauf dieser Zeit werden die Sonden neu geeicht. Während der jährlichen Funktionsprüfungen werden Sonden, welche eine Abweichung von mehr als 7% des gemessenen Wertes zum Sollwert aufzeigen, ausgewechselt.

Die Resultate für 2008 zeigen, dass sowohl die neuen als auch die alten NADAM-Stationen stabil und zuverlässig sind.

Erneuerung der NADAM-Sonden

Seit April 2005 wird das Messnetz von MeteoSchweiz umgebaut und auf den neuesten Stand der Technik gebracht. Parallel dazu werden auch die alten NADAM-Sonden durch neue Fühler ersetzt. Die neuen Sonden sind mit drei Geiger-Müller-Zählrohren ausgerüstet, zwei für den Niederdosis- und eines für den Hochdosisbereich. Dadurch erhöht sich die Genauigkeit der Messungen im Untergrundsbereich. Der Messbereich wird auch wesentlich grösser (10 nSv/h – 10 Sv/h) und deckt nun die ganze Spanne bis hin zu Dosisleistungen ab, wie sie z.B. nach einem A-Waffen-unfall zu messen wären.

Weitere Verbesserungen ergeben sich bei der Eichung der einzelnen Sonden, bei der direkten Berechnung von Impuls/Sekunde auf mikroSv/h, und beim Abzug des Eigeneffekts. Dieser ist vom Hersteller für jede Sonde einzeln gemessen worden und wird automatisch vom Messwert subtrahiert.

**Figur 5:**

Eine alte und eine neue NADAM-Sonde bei der Station Zürich-Fluntern: Die alte Sonde ist das Messgerät mit der abgerundeten Spitze auf der linken Seite des Mastes. Die neue Sonde steht rechts im Bild.

1) Die Daten der Gesamtschneehöhe stammen von MeteoSchweiz

2) Die Niederschlagsdaten stammen von MeteoSchweiz

Tabelle 1:

Erfahrungswerte der neuen Messsonden (Stand 31.12.2008). Die im Jahr 2008 mit neuen Sonden ausgerüsteten Stationen sind fett markiert. Bei den mit einem * bezeichneten Stationen wurden nur die Messdaten der alten Sonde berücksichtigt, da die Betriebszeit der neuen Sonde im Jahr 2008 weniger als drei Monate betrug. Die Erfahrungswerte für diese Stationen sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Station	Datum der Inbetriebnahme	Erfahrungswerte
		[nSv/h]
Aigle (AIG)	01.09.05	123
Altdorf (ALT)	08.12.08	- *
Bern/Zollikofen (BER)	03.08.06	106
Beznau (BEZ)	03.06.08	104
Buchs/Aarau (BUS)	05.05.08	99
Nyon /Changins (CGI)	13.10.05	113
Chasseral (CHA)	05.12.06	112
Chur (CHU)	23.03.07	109
Davos (DAV)	14.12.06	149
Disentis/Sedrun (DIS)	14.12.06	121
Engelberg (ENG)	14.12.06	96
Fahy/Boncourt (FAH)	12.04.06	118
Col du Gd-St Bernard (GSB)	11.11.05	134
Glarus (GLA)	13.10.05	96
Gösgen (GOE)	03.06.08	103
Gütsch ob Andermatt (GUE)	01.09.05	178
Güttingen (GUT)	29.08.06	105
Hörnli (HOE)	03.12.08	- *
Jungfraujoch (JUN)	29.08.06	193
La Chaux-de-Fonds (CDF)	10.11.05	119
La Dôle (DOL)	14.12.06	114
Bullet/La Frétaz (FRE)	24.02.06	120
Leibstadt (LEI)	03.06.08	94
Locarno-Monti (OTL)	23.03.07	159
Lugano (LUG)	04.10.06	123
Luzern (LUZ)	05.12.06	106
Magadino/Cadenazzo (MAG)	15.02.06	135
Le Moléson (MLS)	14.10.08	- *
Mühleberg (MUB)	26.05.08	107
Napf (NAP)	03.07.07	111
Neuchâtel (NEU)	14.07.08	95
Payerne (PAY)	05.12.06	101
Plaffeien (PLF)	08.08.05	104
Pully (PUY)	19.01.06	116

Zürich/Affoltern (REH)	11.09.07	104
Poschiavo/Robbia (ROB)	23.01.08	159
Rünenberg (RUE)	09.08.06	100
Samedan (SAM)	03.07.07	153
San Bernardino (SBE)	19.01.06	166
Säntis (SAE)	30.11.05	119
Schaffhausen (SHA)	30.07.08	106
Scuol (SCU)	24.02.06	122
Sion (SIO)	13.10.05	119
St. Gallen (STG)	23.01.08	105
Stabio (SBO)	im Umbau seit 28.07.08	- *
Aadorf/Tänikon (TAE)	04.10.06	101
Ulrichen (ULR)	28.05.08	171
Vaduz (VAD)	03.08.06	106
Visp (VIS)	29.09.08	131
Wädenswil (WAE)	04.06.08	110
Wynau (WYN)	29.09.05	102
Zermatt (ZER)	01.09.05	135
Zürich/Fluntern (SMA)	11.07.07	110

Tabelle 2:

Liste der alten Sonden (Stand 31.12.2008). Die fett markieren Stationen sind im Jahr 2008 neu ausgerüstet worden. Da die Betriebszeit der neuen Sonde kürzer als drei Monaten war, wurde der Erfahrungswert basierend auf den Messdaten der alten Sonde berechnet.

Station	Erfahrungswerte
	[nSv/h]
Adelboden (ABO)	111
Altdorf (ALT)	110
Basel (BAS)	108
Genève (GVE)	101
Hinterrhein (HIR)	160 **
Hörnli (HOE)	96
Zürich/Kloten (KLO)	95
Le Moléson (MLS)	110
Piotta (PIO)	147
Paul Scherrer Institut (PSI)	103
Stabio (SBO)	140

** Die Station Hinterrhein (GR) wurde am 28.11.2008 durch MeteoSchweiz provisorisch ausser Betrieb genommen. Seit 19.02.2009 liefert diese Station wieder Messungen.

Kapitel 3.3

Aeroradiometrische Messungen

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

¹ Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, 5232 Villigen-ENSI

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

³ Institut für Geophysik, ETH Zürich, 8092 Zürich

Zusammenfassung

Bei der jährlichen Messübung des Stab BR NAZ vom 26. bis 29. Mai 2008 wurde turnusgemäss im Auftrag des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorates (ENSI) die Umgebung der Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL), des Paul Scherrer Instituts (PSI) sowie der ZWILAG aeroradiometrisch vermessen. Die Messungen ergaben ähnliche Werte wie in früheren Jahren. So wurde beim KKL Streustrahlung des Aktivierungsprodukts ^{16}N gemessen und über dem PSI Ost das Bundeszwischenlager (BZL) anhand von ^{60}Co detektiert. Über dem PSI West wurden schwache Signale von Annihilationsstrahlung und ^{41}Ar registriert. Über KKB und ZWILAG wurden keine erhöhten Werte festgestellt. Ausserhalb der umzäunten Areale wurde keine künstliche Radioaktivität gemessen, welche nicht auf den Tschernobyl- oder Bombentest-Fallout zurückzuführen wäre.

Mit Basel, Bern und Genf wurde die Messreihe über Städten fortgesetzt. Dabei wurden keine erhöhten Werte festgestellt.

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 (jeweils rund 50 km²) der schweizerischen Kernanlagen jährlich aeroradiometrisch vermessen. Im Jahre 1994 ging man zu einem Zweijahresrhythmus über, wobei abwechselnd 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 festgelegt. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit 2004 durch das Paul Scherrer Institut (PSI).

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

Messungen und Messresultate 2008

Die Messflüge 2008 fanden vom 26. bis 29. Mai unter der Leitung von G. Scharding (Nationale Alarmzentrale) statt. Turnusgemäss wurde das Messgebiet um die Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL), um das Paul Scherrer Institut (PSI) sowie um die Zwischenlager AG (ZWILAG) in Würenlingen aeroradiometrisch vermessen. Zusätzlich wurde die Messreihe über Schweizer Städten mit Basel, Bern und Genf weitergeführt.

Die Ergebnisse im Messgebiet KKB, KKL, PSI und ZWILAG zeigten ein ähnliches Bild wie in früheren Jahren. Einmal mehr konnte das KKL anhand der gestreuten Photonenstrahlung des Aktivierungsproduktes ^{16}N (Gammahauptlinie bei 6.1 MeV) detektiert werden (Abb. 1). Das Aktivierungsprodukt ^{16}N gelangt bei Siedewasserreaktoren durch die Frischdampfleitung ins Maschinenhaus. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise gering abgeschirmt ist, kann die gestreute Gammastrahlung des ^{16}N im Energiebereich von 0 - 3 MeV aus der Luft gut gemessen werden.

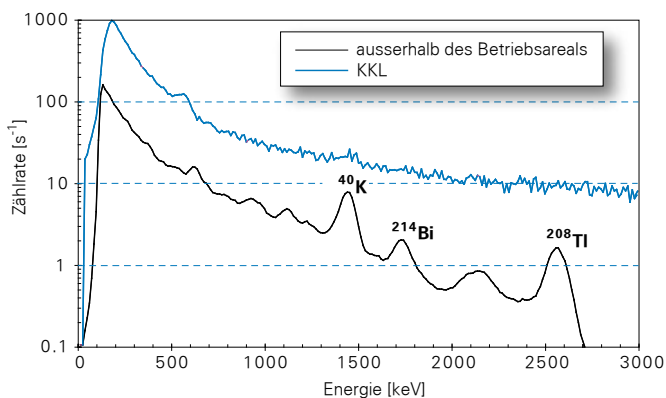


Abbildung 1:

Photonenspektrum über dem KKL im Vergleich zum Untergrund. Das KKL-Spektrum wird dominiert durch die gestreute Photonenstrahlung des ^{16}N . Beim Untergrundsspektrum können die Peaks der natürlichen Radionuklide ^{40}K , ^{214}Bi und ^{208}Tl erkannt werden.

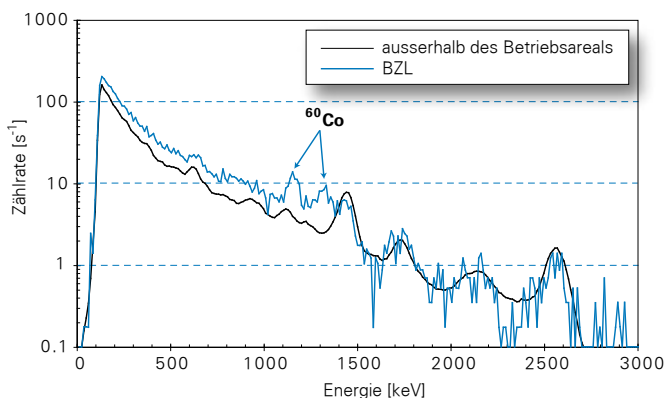


Abbildung 2:

Photonenspektrum über dem BZL im Vergleich zum Untergrund.

Über dem PSI Ost wurden im Bereich des Bundeszwischenlagers (BZL) deutlich die Gammalinien von ^{60}Co identifiziert (Abbildung 2). Über dem Areal PSI West führten Annihilationsstrahlung, die durch Positronenstrahler verursacht wird, und Photonenemissionen von ^{41}Ar zu erhöhten Werten beim MMGC-Ratio (Verhältnis zwischen Zählrate im Energiebereich 400 keV - 1400 keV zu Zählrate im Energiebereich 1400 keV - 3000 keV). In der Abbildung 3 ist das MMGC-Ratio im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG dargestellt.

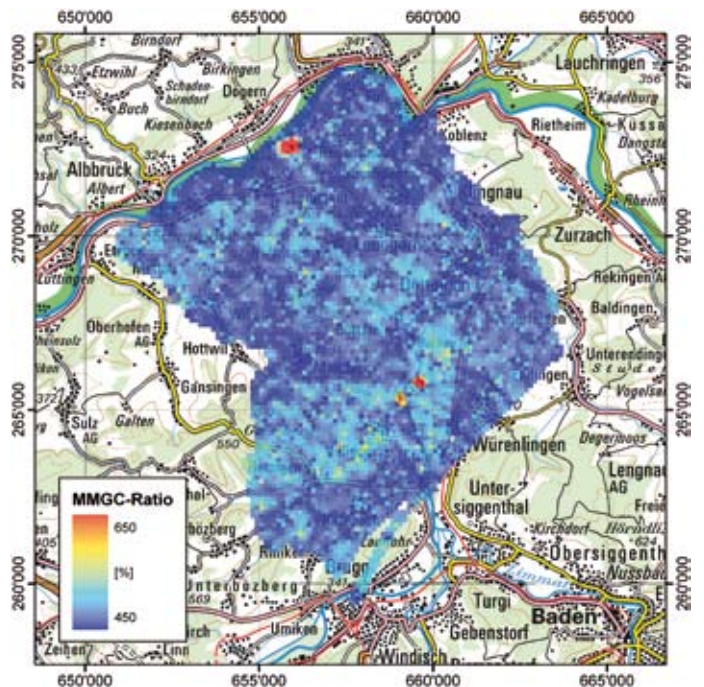


Abbildung 3:

Karte des MMGC-Ratio im Messgebiet KKB/KKL/PSI/ZWILAG.
Kartendaten: PK200 © swisstopo.

Das KKB und die ZWILAG konnten aeroradiometrisch nicht detektiert werden. Ausserhalb der Betriebsareale wurde keine künstliche Radioaktivität festgestellt, die nicht auf den Tschernobyl- oder Bombentests-Fallout zurückzuführen wäre.

Die Ergebnisse über den Städten Basel, Bern und Genf zeigen durchwegs Werte, die aufgrund des geologischen Untergrunds und der geographischen Lage zu erwarten sind. Es wurden keine Anomalien entdeckt, die auf künstliche Radioaktivität zurückzuführen sind. In den Abbildungen 4, 5 und 6 sind jeweils die Ortsdosisleistungskarten mit den Fluglinien dargestellt. Flüsse und Seen zeichnen sich durch deutliche Minima ab.

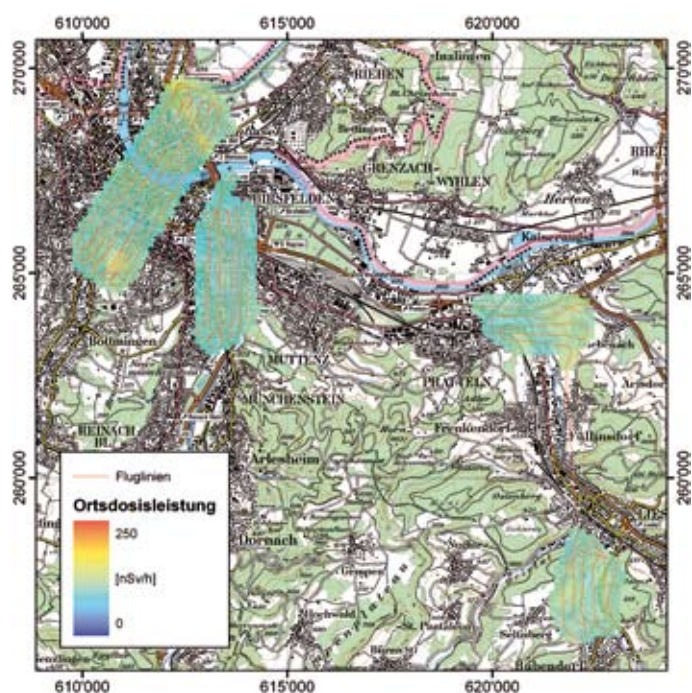


Abbildung 4:
Fluglinien und Ortsdosisleistung im Messgebiet Basel.
Kartendaten: PK100 © swisstopo.

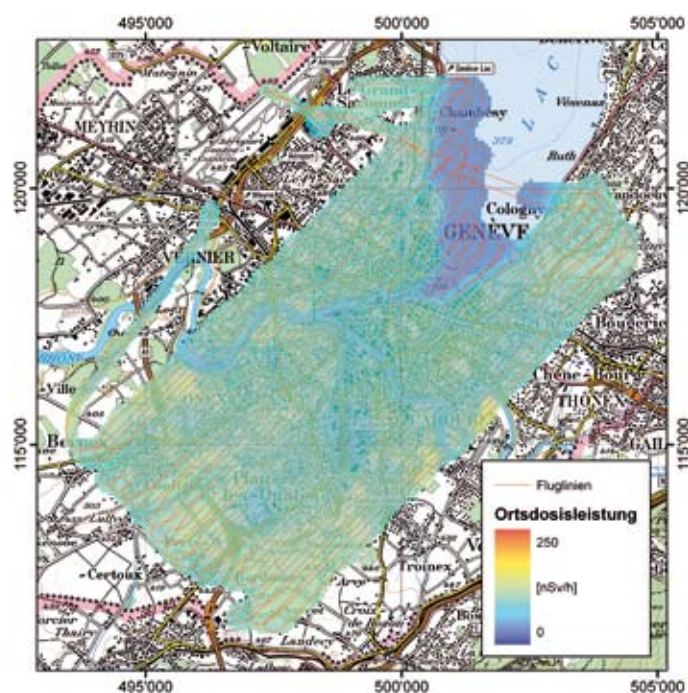


Abbildung 6:
Fluglinien und Ortsdosisleistung im Messgebiet Genf.
Kartendaten: PK100 © swisstopo.

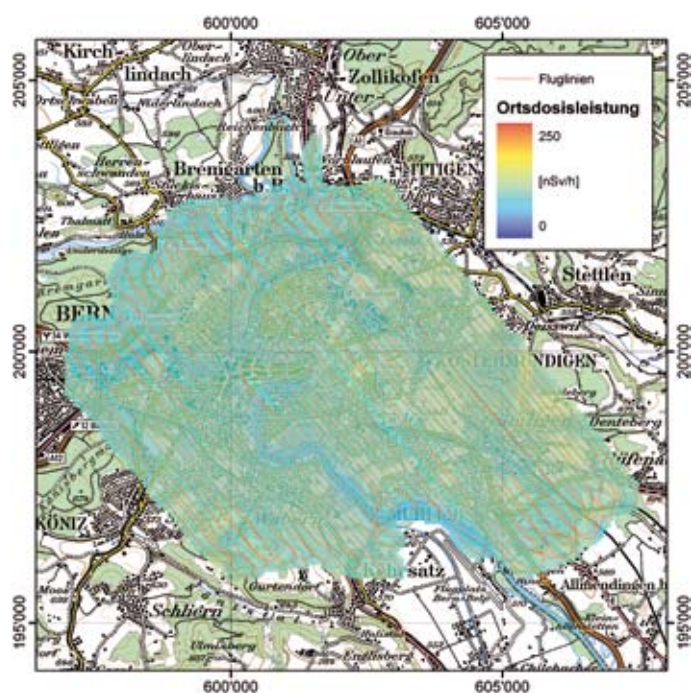


Abbildung 5:
Fluglinien und Ortsdosisleistung im Messgebiet Bern.
Kartendaten: PK100 © swisstopo.

Literatur

- Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.
- Bucher, B., Butterweck, G., Rybach, L., Schwarz, G., 2009: Aeroradiometrische Messungen im Rahmen der Übung ARM08. PSI-Bericht Nr. 09-02, ISSN 1019-0643.
- Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr. 23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.
- Schwarz, G. F., Klingelé, E. E., Rybach, L., 1991: Aeroradiometrische Messungen in der Umgebung der schweizerischen Kernanlagen. Bericht für das Jahr 1991 zuhanden der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK). Interner Bericht, Institut für Geophysik, ETH Zürich.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008 - Résultats 2008

Kapitel 4. Umwelt

Chapitre 4. Environnement

Chapitre 4.1 Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets	50
Résumé	50
Air - Mesures bas niveau	50
Réseau automatique de surveillance de l'air - RADAIR	51
Précipitations	55
Rivières	56
Station d'épuration (STEP) et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération	57
Kapitel 4.2 Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen	58
Zusammenfassung	58
Vorgeschichte	58
Ergebnisse mit den umgebauten Geräten	60
Kapitel 4.3 Radioaktivität in aquatischen Systemen	61
Zusammenfassung	61
Ziele	61
Andere Betriebe	67
Chapitre 4.4 Radioactivité du sol et de l'herbe	68
Résumé	68
Introduction	68
Résultats et discussion	69
Conclusions	71
Kapitel 4.5 ¹³⁷Cs in Wasser und Sedimenten des Lago Maggiore	72
Einleitung	72
Material und Methoden	72
Ergebnisse und Diskussion	73
Kapitel 4.6 Quell- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien	77
Zusammenfassung	77
Messprogramm	77
Ergebnisse 2008	77

Chapitre 4.1

Radioactivité de l'air, des précipitations, des rivières et des eaux de rejet des stations d'épuration et d'incinération des déchets

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, P. Steinmann, H. Völkle

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

Résumé

Les résultats des mesures de la radioactivité dans l'environnement obtenus en 2008 n'ont mis en évidence aucune valeur susceptible de représenter un danger pour la santé de la population. Seules des traces de radioactivité artificielle ont été détectées dans l'air, les précipitations ou les rivières, à l'exception du tritium, observé en plus grande quantité dans les pluies au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ainsi que dans les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération.

Air - Mesures bas niveau

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). Le deuxième, d'une très grande sensibilité, est constitué de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m³/h) situés à Oberschrot/FR, Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG, au CERN/GE et à Klingnau/AG. Finalement, l'OFSP gère les 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR.

Ces réseaux se distinguent par leur sensibilité et leur rapidité de réponse (intervalle de temps entre le début de la période de collection et la disponibilité des résultats de mesure) et remplissent des rôles bien distincts. 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 minutes. Cependant la limite

de 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 minutes. 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 de 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.

Voisinage des centrales nucléaires

(voir aussi Chap. 8).

Les méthodes de mesure très sensibles mises en œuvre par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces de leurs rejets atmosphériques, notamment à Mühleberg où du ⁶⁰Co a été mis en évidence à plusieurs reprises dans les filtres aérosols (valeurs comprises entre 0.4 et 0.8 µBq/m³). Les concentrations mesurées sont très nettement inférieures aux limites autorisées (voir Chap. 8.3) et témoignent du fonctionnement normal de l'installation.

Les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Gösgen et Leibstadt n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2008, à l'exception de traces de ¹³⁷Cs (0.4 à 1.8 µBq/m³) attribuables à la remise en suspension d'anciennes contaminations dues aux essais nucléaires atmosphériques des années 50 et 60 ainsi qu'à l'accident de Tchernobyl.

Notons finalement que pour ces trois stations (Mühleberg, Gösgen, Leibstadt), les radionucléides naturels ⁷Be et ²¹⁰Pb, avec des valeurs comprises respectivement entre 1.1 et 4.1 et entre 0.1 et 0.5 mBq/m³, sont nettement prépondérants.

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 : <http://www.bag.admin.ch/themen/strahlung/00045/02372/02378/index.html?lang=fr>

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 2008, comme pour les années précédentes, les résultats des mesures montrent que les radio-éléments d'origine naturelle ^7Be et ^{210}Pb prédominent. Des valeurs comprises entre 0.5 et 7.6 et entre 0.1 et 1.8 mBq/m³ ont été enregistrées respectivement pour ces deux isotopes. Des traces de ^{22}Na , également d'origine naturelle, ont été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.1 et 1.2 µBq/m³). Le ^{137}Cs , attribuable à la remise en suspension dans l'air des anciennes dépositions de Tchernobyl et des essais atomiques des années 50 et 60, est l'unique radioélément d'origine artificielle régulièrement identifié, et ce, dans les 5 stations. Les activités mesurées pour cet isotope sont toutefois très faibles (exemple de Klingnau/AG: valeur médiane 0.5 µBq/m³, maximum 1.9 µBq/m³).

Des traces de ^{24}Na et de ^{131}I ont été sporadiquement détectées dans les filtres aérosols du CERN (valeurs comprises entre 3 et 15 µBq/m³ et entre 0.4 et 0.9 µBq/m³ respectivement). Ces radio-isotopes, 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. Du ^{131}I , probablement d'origine médical, a également été enregistré début novembre à Güttingen (0.4 ± 0.3 µBq/m³). Du ^{60}Co (0.7 ± 0.2 µBq/m³) a par ailleurs pu être mesuré en janvier à la station de Klingnau (5.4 km au nord du PSI). Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immission stipulées dans l'ORaP (100

Bq/m³ pour le ^{24}Na , 1.7 Bq/m³ pour le ^{60}Co et 2.7 Bq/m³ pour le ^{131}I) et ne présentent aucun danger du point de vue radiologique.

Réseau automatique de surveillance de l'air RADAIR

Les modifications apportées en 2008

Une rénovation complète de la partie informatique du cœur du système RADAIR, à savoir de la base de données, des serveurs de communication ainsi qu'une partie de la centrale, était devenue indispensable et diverses stratégies de mises à jour ont été examinées. Une solution financière a été trouvée pour démarrer ce projet dès 2008 et celui-ci se poursuivra jusqu'à début 2010. Le logiciel de gestion des données et des moniteurs sera allégé et repensé en tenant compte des méthodes de travail actuelles et sera remodelé en utilisant les dernières technologies. Conjointement à ces modifications, le serveur actuel sera remplacé courant 2009. Le volume des données à gérer grandit en effet chaque année et la gestion des ressources devient progressivement plus conséquente.

La gestion du moniteur spectroscopique de Fribourg, tant au niveau de l'analyse des données que de son état de fonctionnement, sera également intégrée au nouveau système. (Ceci n'avait pas été prévu initialement puisque ce moniteur était alors situé sur le lieu de travail des collaborateurs de la section).

Outre ce projet majeur de rénovation, d'autres améliorations ont été apportées au réseau au cours de l'année sous revue. Notons par exemple, que les données mesurées par le nouveau moniteur d'iode, installé à Meyrin, ont été intégrées dans la base de données du système



Figure 1:

Nouvelle (à gauche) et ancienne (à droite) station de mesure RADAIR de l'Institut Paul Scherrer.

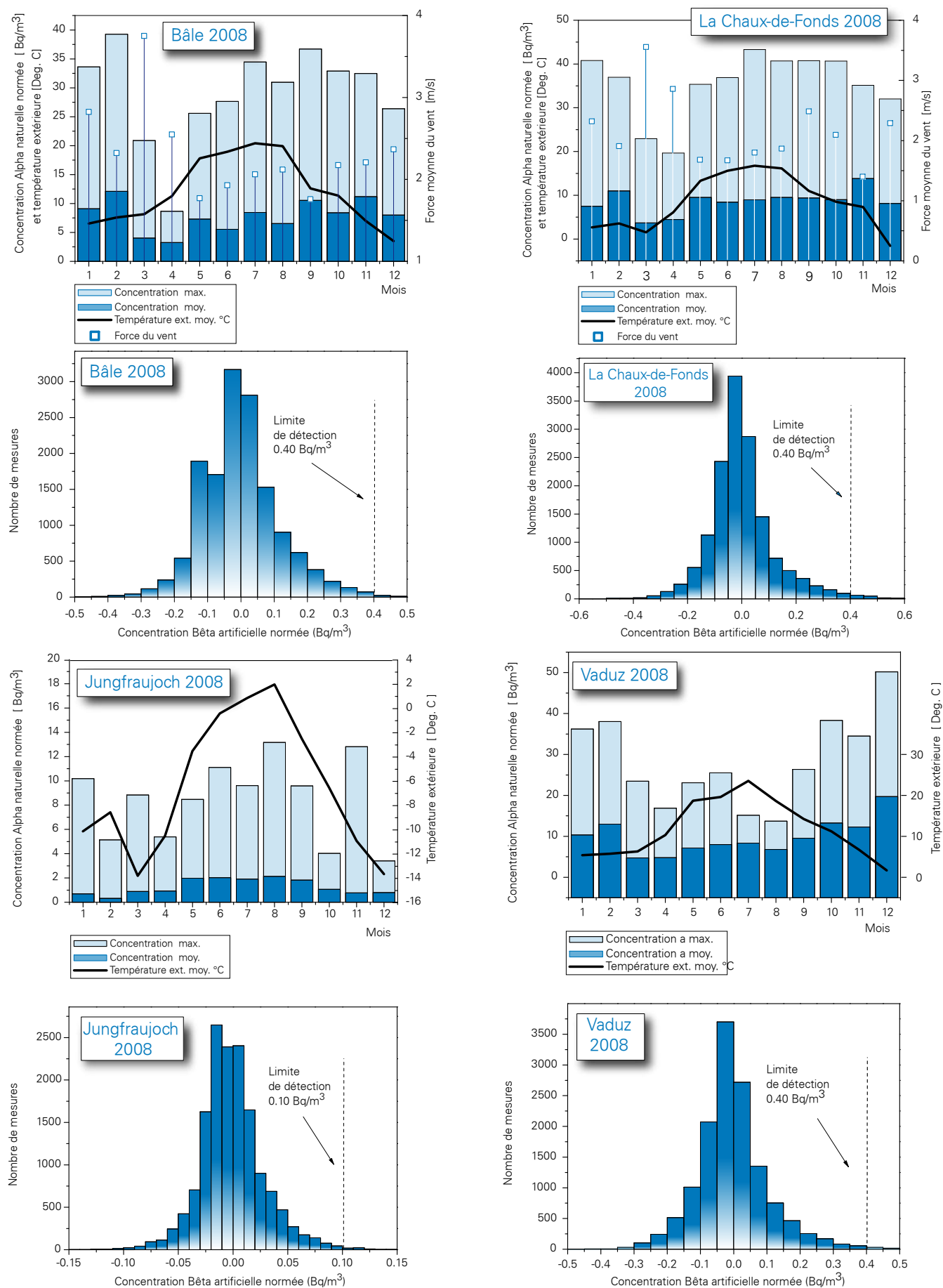
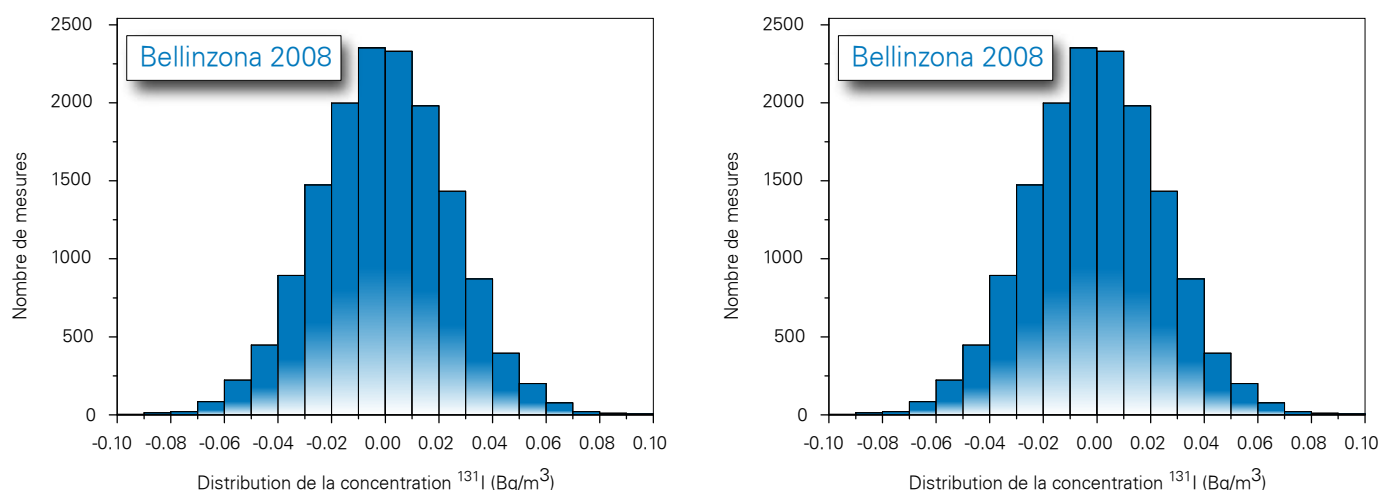


Figure 2: Valeur mensuelle moyenne et maximale des concentrations alpha totales (naturelles) et histogramme des concentrations bêta artificielles compensées des stations de Bâle, La Chaux-de-Fonds, Jungfrauoch et Vaduz.

**Figure 3:**

Histogrammes de la concentration moyenne du ^{131}I des stations de Bellinzona et de Meyrin en 2008

RADAIR en mars. Les moniteurs des stations de Weissfluhjoch, Güttingen, Genève et Vaduz ont été équipés avec les nouvelles lignes de transmissions sécurisées à haut débit (ADSL). Le matériel ainsi que le logiciel des PC de mesures ont été adaptés pour fonctionner sous WinXP. Les moniteurs ont par ailleurs été progressivement équipés d'une nouvelle électrovanne du contournement du flux d'air (by-pass) permettant d'augmenter le débit de 10% tout en nécessitant moins d'entretien.

En raison de la construction d'un nouveau bâtiment, les moniteurs d'iode et d'aérosols de la station du site du PSI (Paul Scherer Institut) ont été déplacés d'une centaine de mètres. La baraque contenant les moniteurs a été remplacée (cf Fig. 1).

Les mesures

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).

Rappelons que les concentrations α totales mesurées dans l'air sont supposées d'origine naturelle. A cette activité α naturelle s'ajoute une activité β naturelle associée. Si un incident libérant de la radioactivité dans l'atmosphère se produisait, la concentration β totale comprendrait alors, en plus de la contribution naturelle, une contribution d'origine artificielle. Les concentrations α et β totales mesurées par les moniteurs RADAIR sont ainsi traitées à l'aide d'un algorithme de compensation afin de déterminer la contribution β d'origine artificielle qui constitue la véritable grandeur d'intérêt.

La figure 2 montre les concentrations alpha naturelles mensuelles moyennes et maximales relevées en 2008 aux stations de Bâle, La Chaux-de-Fonds, Vaduz et de la Jungfrauoch ainsi que les histogrammes des concentrations bêta artificielles obtenues après compensation. Les

différences marquées entre concentrations maximales et concentrations moyennes reflètent les importantes fluctuations diurnes-nocturnes de radioactivité naturelle allant de 5 à 80 Bq/m³ suivant les sites. Plus ces fluctuations sont importantes, plus une contribution supplémentaire d'origine artificielle est difficile à mettre en évidence, malgré une compensation adéquate, et donc plus la limite de détection de la concentration bêta artificielle sera élevée. On observe ainsi un rapport d'environ 100 entre la limite de détection des concentrations β et les valeurs maximales des concentrations α . Notons que le mécanisme de compensation α/β a permis de s'assurer que les concentrations β artificielles sont restées, en 2008, en dessous des limites de détection.

Les concentrations alpha maximales enregistrées dans les différentes stations dépendent de la situation géographique ainsi que de la nature géologique du sol. La présence plus ou moins importante du radon et de ses produits de filiation émanant du sol joue ainsi un rôle déterminant sur la limite de détection de la concentration β artificielle pouvant être atteinte. Pour une station donnée, ces valeurs fluctuent également sensiblement au cours de l'année : en hiver, en raison de l'inversion thermique plus marquée qu'en été, les concentrations alpha naturelles sont généralement plus élevées.

La figure 2 montre que pour les stations situées en ville, comme Bâle ou La Chaux-de-Fonds, la concentration α mensuelle moyenne est restée toute l'année voisine de 10 Bq/m³. De plus, la concentration mensuelle maximale n'a que légèrement fluctué entre 30 et 40 Bq/m³, exception faite des mois de mars et avril où les moyennes mensuelles de la force du vent étaient plus élevées et par conséquent l'inversion thermique moins marquée. A Vaduz, les fluctuations de la concentration α mensuelle moyenne et maximale sont essentiellement régies par la position du site, en bordure de route à grand trafic où le brassage de l'air est plus conséquent et irrégulier.



Photo 1:
Pluviomètre près de Davos (GR)



Photo 2:
Collecteur d'aérosols de Locarno-Monti: boîte à filtres ouvertes, dessous mesure du débit et pompe



Photo 3:
Collecteur d'aérosols à grand débit de Güttingen/TG (500 à 700 m³/h; type ASS-550)



Photo 4:
Station RADAIR de Sion (VS): Moniteur Alpha-Beta (FHT-59s)

Dans les stations d'altitude, comme Jungfrauoch, le phénomène d'inversion est faible voire inexistant et la présence de neige ou de glace atténue les émissions α - β . Les fluctuations des concentrations α sont limitées et sont dues essentiellement à la présence de courants ascendants, apportant irrégulièrement les résidus des produits de filiation du radon de la plaine. Dans ces conditions et comme le montre les histogrammes de la figure 2, la limite de détection des émetteurs β artificiels s'abaisse à 0.1 ou 0.2 Bq/m³ alors que pour les stations de plaine, des incidents de radioactivité inférieurs à 0.4 à 0.8 Bq/m³ ne sont pas décelables malgré un bon suivi de la compensation.

Collecteur d'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 la limite de détection de 0.1 Bq/m³. Concernant le moniteur de Genève, cette limite est de 0.5 Bq/m³ car le débit n'a été augmenté et adapté à celui des autres moniteurs qu'à partir du mois de décembre (débit plus faible en phase de test).

La figure 3 montre l'histogramme de la concentration moyenne du ¹³¹I enregistré à la station de Bellinzona ainsi que par le nouveau collecteur de Meyrin.

Moniteur spectroscopique :

Les résultats enregistrés à l'aide du moniteur spectroscopique de la station de Fribourg ont confirmé que les concentrations des principaux isotopes artificiels sont restées inférieures à la limite de détection de 10 mBq/m³ pour un temps d'accumulation de 24h.

Les pannes:

Grâce à un entretien suivi, le taux de bon fonctionnement des moniteurs s'est situé en 2008 entre 90 et 99% suivant les stations. D'une manière générale, les pannes les plus courantes sont des pertes de communications, des coupures de courant, des défauts au niveau des alimentations des PC de mesure, des problèmes de manipulation survenant lors de la mise en place des filtres et enfin des pannes de pompes.

Le transfert des résultats des mesures des moniteurs vers la centrale a connu quelques perturbations en raison de défaillances au niveau des serveurs de communication ou à la suite de mises à jour automatiques de Windows ayant engendré des modifications des paramètres de sécurité.

Précipitations

Des échantillons de pluie sont collectés en continu aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken et Beznau ainsi que dans divers endroits de Suisse (Davos/GR, Cernier/NE, Fribourg et Locarno-Monti/TI) pour l'analyse mensuelle des émetteurs gamma.

A l'exception de traces sporadiques de ¹³⁷Cs (valeur maximale de 1.5 mBq/l enregistrée à Locarno-Monti), aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les précipitations au cours de l'année 2008. Des valeurs comprises entre 0.1 et 1.4 Bq/l ont été mesurées pour le ⁷Be naturel.

Divers laboratoires ou instituts mesurent mensuellement le tritium (³H) dans des échantillons de précipitations. Les résultats des analyses effectuées par l'Université de Berne (Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik) sur mandat de l'OFSP sont résumés au Chap. 7.1 (stations de Bâle, Bern, Grimsel, Guttannen, Meiringen, Vaduz, Nyon, La Brévine et Locarno).

L'OFSP mesure le ³H dans les précipitations de Fribourg ainsi que celles 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. Avec des valeurs systématiquement inférieures à 3 Bq/l, les concentrations mensuelles de ³H enregistrées en 2008 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg et Gösgen ne se sont pas distinguées de celles relevées à la station de référence de Fribourg. Les valeurs enregistrées au voisinage des centrales de Leibstadt et Beznau sont également restées faibles (valeurs médianes de 2.4 Bq/l et 3.1 Bq/l respectivement).

Suite à des rejets contrôlés de tritium, lors du changement d'une cible dans une installation du PSI-West, des valeurs légèrement plus élevées que la normale ont été enregistrées dans les précipitations des environs du PSI en septembre (valeur maximale de 46 Bq/l; valeur médiane 2008: 5.5 Bq/l). Au voisinage du Zwiilag, situé à quelques centaines de mètres du PSI, les concentrations de ³H mesurées dans les précipitations sont généralement restées inférieures à 3 Bq/l. Notons toutefois qu'au cours du 4^{ème} trimestre 2008, des actions d'incinération de déchets contenant du tritium ont été réalisées au ZWILAG ce qui a conduit à une augmentation clairement mesurable des concentrations en tritium dans les précipitations (valeur maximale de 48 Bq/l en novembre, alors que la valeur médiane pour 2008 est inférieure à 1.5 Bq/l). Ces valeurs sont par ailleurs très inférieures aux valeurs limites autorisées.

Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium

(voir aussi Chap. 4.2 et 9.1)

Dans le cadre de la surveillance ciblée des entreprises utilisatrices de tritium, des échantillons de précipitation sont également récoltés à Teufen/AR (Firma RCT) ainsi qu'à Niederwangen/BE (Firma mb microtec). La concentration en tritium des échantillons de Teufen est analysée chaque semaine; celle des précipitations de Niederwangen tous les 15 jours. Les résultats 2008 sont résumés dans le tableau 1. Ils sont semblables à ceux enregistrés les années précédentes. Notons que la concentration maximale de tritium enregistrée dans les précipitations à Niederwangen (1'600 Bq/l) représente environ 15% de la valeur limite d'immissions fixée dans l'ordonnance sur la radioprotection pour les eaux accessibles au public.

Tableau 1:

Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises utilisatrices de ^3H en 2008

Lieu	Valeur min/max (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
Teufen/AR 65 m E Firma TCT	40 – 670	250
Niederwangen/BE		
Bauernhaus 300 m SE de l'entreprise	30 – 350	90
Garage 200 m SW de l'entreprise	20 – 530	130
Gemeinde Köniz 180 m NNW de l'entreprise	20 – 770	180
Firma Schär 320 m NE de l'entreprise	100 – 1'600	700

A Niederwangen, l'activité du ^3H dans l'humidité de l'air est également mesurée deux fois par mois (Fig. 4). Les valeurs obtenues en 2008 se sont situées entre 2 et 21 Bq/m³ avec une valeur moyenne de 8 Bq/m³.

Rivières

Les échantillons d'eau du Ticino (près de Contone) ainsi que du Rhône (près de Porte du Scex/VS et de Chancy/GE), mesurés chaque mois, n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle à l'exception de traces de ^{137}Cs (valeurs maximales de 4.6 ± 1.8 Bq/l et 2.7 ± 1.3 Bq/l respectivement pour le Ticino et le Rhône/Porte du Scex). Notons que suite à l'acquisition de nouveaux détecteurs plus sensibles, la limite de détection pour ce dernier isotope a été divisée d'un facteur deux environ. Ceci explique pourquoi des traces de ^{137}Cs ont régulièrement été enregistrées en 2008 aussi bien dans les eaux du Rhône que du Ticino alors que les concentrations étaient généralement inférieures à la limite de détection de 4 - 5 mBq/l les années précédentes. Les activités des émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étudiées au Chap. 4.2.

Les concentrations mensuelles de tritium mesurées en 2008 dans les eaux du Ticino et du Rhône sont inférieures à 2.0 Bq/l.

Dans les échantillons d'eau de l'Aar, collectés en amont de la centrale nucléaire de Mühleberg, l'activité du ^3H est également restée très faible avec une valeur maximale s'élevant à 2.1 Bq/l.

La valeur médiane de la concentration mensuelle du ^3H enregistrée en 2008 dans les eaux du Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, est inférieure à 2 Bq/l. Notons que comme chaque année à la même période, une concentration de ^3H légèrement plus élevée (6.6 ± 0.8 Bq/l) a été enregistrée dans cette station au mois d'avril en raison d'un rejet plus important d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen (voir Chap. 8.3).

Dans le cadre de la surveillance des rejets en tritium par l'industrie horlogère de l'arc jurassien, des mesures hebdomadaires de la concentration en tritium de l'eau du Doubs à St-Ursanne sont également effectuées depuis de nombreuses années. La poursuite de cette surveillance en l'état actuel ne semble toutefois plus véritablement pertinente, puisqu'en 2008, comme pour les 5 années précédentes, les valeurs enregistrées sont systématiquement inférieures à la limite de détection de 10 Bq/l. Ceci s'explique par la très forte diminution de l'utilisation du tritium dans l'industrie horlogère (voir paragraphe Station d'épuration et eaux de lavage des fumées des usines d'incinération).

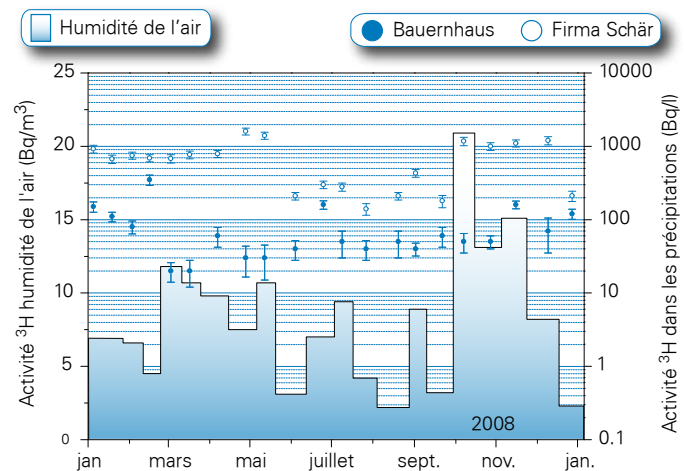


Figure 4:

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

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

Plusieurs laboratoires analysent les eaux des stations d'épuration des agglomérations de Zürich, Bâle, Berne, Lausanne et La Chaux-de-Fonds ainsi que les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération de Bâle-Ville et de Bienne afin de déterminer les concentrations de ^3H et d' ^{131}I rejetées dans l'environnement. Le tritium provient de l'industrie horlogère ou de la combustion de déchets contenant du 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 2008.

Notons que les pics de concentrations de ^3H , dépassant les 100'000 Bq/l, régulièrement enregistrés jusqu'en 2006 dans les échantillons journaliers des eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle-Ville n'ont plus été observés au cours des deux dernières années. La valeur maximale enregistrée dans ces échantillons s'est ainsi située aux environs de 13'000 Bq/l en 2008 (A titre comparatif, la concentration maximale de ^3H mesurée dans ces échantillons en 2006 était de 860'000 Bq/l).

Les valeurs de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds, relativement élevées, s'expliquent par le fait que les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrivent également dans la STEP. Ces valeurs sont toutefois en diminution constante depuis les années nonante, en corrélation avec la très forte baisse de l'utilisation du ^3H dans les ateliers de posage (voir Figure 5). Ainsi en 2008 aucun atelier de posage de la région de la Chaux-de-Fond n'a plus utilisé de tritium.

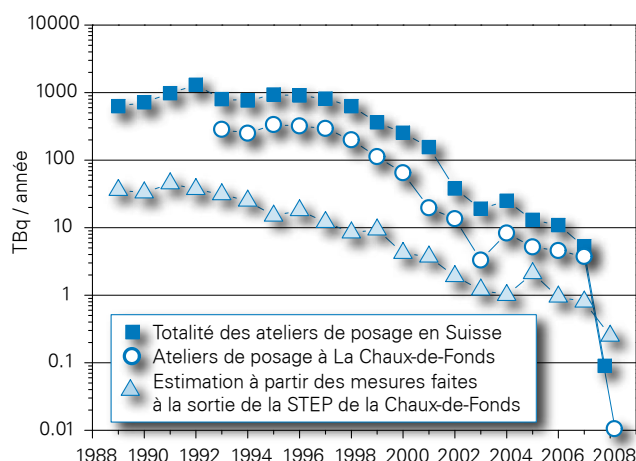


Figure 5: Quantités de ^3H en (TBq/an) utilisée dans l'industrie horlogère en Suisse et à La Chaux-de-Fonds, ainsi que les rejets à La Chaux-de-Fonds pour les années 1989 à 2008.

Tableau 2:

Tritium (^3H) et Iode (^{131}I) dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP en 2008)

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KLBS	^{131}I	52	< 0.1 - 1.3	0.34	-
		^3H	55	2.5 - 128	4.2	6.7
Incinération Bâle		^{131}I	50	< 0.1 - 30	-	-
		^3H	325	15 - 12'880	274	615
STEP Berne	Labor Spiez	^{131}I	52	< 0.14 - 2.8	0.295	-
	URA/OFSP	^3H	12	< 10 - 20	-	-
Incinération Bienne	URA/OFSP	^3H	51	< 10 - 550	12	-
STEP La Chaux-de-Fonds	URA/OFSP	^3H	48	5 - 110	25	34
STEP Lausanne	IRA	^{131}I	45	< 0.6	-	-
		^3H	12	< 3 - 3.3	-	-
STEP Zürich	EAWAG	^{131}I	52	< 0.6	-	-
	URA/OFSP	^3H	13	< 2.0 - 5.5	2..3	-

Kapitel 4.2

Überwachung der Radioaktivität der Luft mit Militärflugzeugen

H. Völke und M. Müller

Sektion Umweltradioaktivität (URA), BAG, 3003 Bern

Zusammenfassung

Nachdem die beiden 1966 beschafften Höhenluft-Filtergeräte 2002-03 bei RUAG Aerospace in Emmen technisch erneuert, an die Tiger-Flugzeuge der Schweizer Luftwaffe angepasst und erneut für den Flug zugelassen wurden, werden sie wieder regelmässig für Sammelflüge in 8'000 bis 12'000 m Höhe eingesetzt. Die Probenahmen erfolgen mit Militärflugzeugen der Schweizer Luftwaffe (Militärflugplatz Payerne). Im Ereignisfall können nach Absprache zusätzliche Sammelflüge durchgeführt werden. Die so gesammelten Luftproben werden gammaspektrometrische auf Radioaktivität analysiert.

Vorgeschichte

In den 60^{er}-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) wurden deshalb in den 50^{er}-Jahren vom Bundesrat beauftragt, ein Überwachungsnetz für die Radioaktivität von Luft und Niederschläge aufzubauen um Behörden und

Bevölkerung laufend über die Umweltradioaktivität und die daraus resultierenden Strahlendosen informieren zu können. Integriert über den Zeitraum 50^{er}-Jahre bis heute hat die Schweizer Bevölkerung durch alle Kernwaffenversuche zusammen eine zusätzliche Strahlendosis von im Durchschnitt 1.2 mSv erhalten.

Bei Kernwaffenexplosionen sowie auch bei Unfällen in Kernanlagen erfolgt die Freisetzung der Radioaktivität in die Atmosphäre und die radioaktive Wolke wird je nach Art der Freisetzung in einer gewissen Höhe mit dem Wind verfrachtet. Auf der Nordhemisphäre umrundete die Wolke bei den chinesischen Kernwaffenversuchen die Erde jeweils im Gegen-Uhrzeigersinn und erreichte unser Land nach ca. 10 bis 14 Tagen.

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 60^{er}-Jahren in Zusammenarbeit der KUER mit den damaligen Flugzeugwerken Emmen Sammelgeräte entwickelt und im Windkanal kalibriert wurden, die ermöglichten mittels Militärflugzeugen Luftproben (Aerosole) aus 8'000 bis 12'000m Höhe zu sammeln um hernach deren Radio-



aktivität im Labor mittels Gamma-Spektrometrie quantitativ und qualitativ zu analysieren. Ebenfalls ab Mitte der 60^{er}-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.

Die Sammelgeräte der zweiten Generation wurden letztmals 1986 nach dem Reaktorunfall Tschernobyl eingesetzt. Ab 2000 war ein Einsatz nicht mehr möglich, da die Tiger-Flugzeuge über eine andere Aufhängevorrichtung verfügen; zudem zeigte sich auch, dass die seit rund 30 eingesetzten Geräte 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 und Messung der Proben

Die Probeentnahme der Aerosolpartikeln in Höhen zwischen 8'000 und 12'000 m erfolgt mit von den Eidgenössischen Flugzeugwerken in Emmen in den 60^{er}-Jahren gemeinsam mit dem damaligen Labor Fribourg der KUER entwickelten Sammelaggregaten, die unter dem Flügel eines Düsenflugzeuges der Schweizer Luftwaffe (Heute Tiger F-5F/E, früher Mirage, Hunter, Venome, Vampire, etc.) befestigt werden. Die Geräte können vom Piloten ferngesteuert geöffnet und geschlossen werden, was eine Probenahme unter vorgewählten Bedingungen (bzgl. Flughöhe, Flugroute, Dauer, Geschwindigkeit) ermöglicht. Eine Anzeige aussen am Gerät meldet dem Piloten während des Fluges ob das Gerät geöffnet oder geschlossen ist. Die Sammelgeräte wurden im Windkanal der Flugzeugwerke Emmen kalibriert, sodass bei bekannter Flughöhe, Geschwindigkeit und Flugdauer die Anzahl gesammelter kilo Luft mit Hilfe einer Graphik ermittelt werden kann. Die Flughöhe kann vom Auftraggeber gewählt werden und liegt üblicherweise zwischen 8'000 und 12'000 m, je nach Bedarf über oder unter der Tropopause. Letztere wird täglich mit einem Ballonflug durch MeteoSchweiz in Payerne ermittelt. Die Fluggeschwindigkeit beträgt normalerweise etwa 0.8 Mach; die Flugdauer 20 bis 30 Minuten; die gesammelte Luftmenge liegt zwischen 1'000 und 2'000 kg. Normalerweise wird mit beiden Geräten geflogen, was auch die Möglichkeit gibt, zwei Proben auf unterschiedlicher Höhe zur erheben.

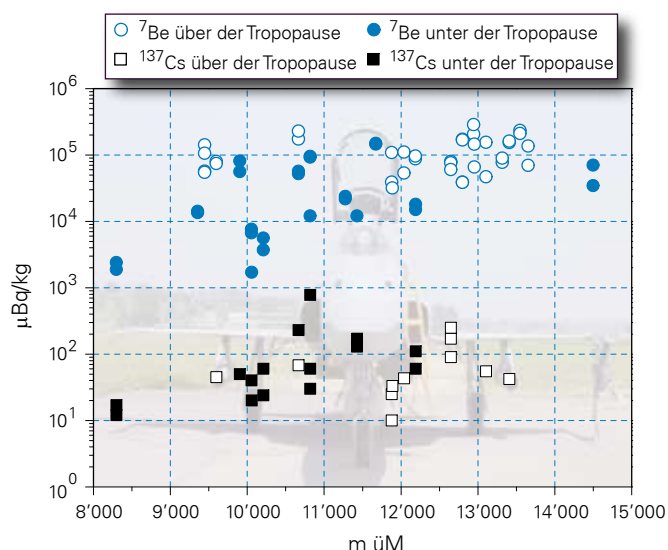
Als Filtermaterial wird ursprünglich eine Zellulosefilter von Schleicher & Schuell Typ 0048 (0.7 mm; 130 g/m², gekreppt) mit den Dimensionen 555 x 526 mm verwendet. Da dieses gleiche Material nicht mehr hergestellt wird, wurde auf das Filtermaterial von Schleicher & Schuell (heute Whatman plc) umgestellt (Sorte 0048, Art. Nr. 348987). Diese Filter werden, um ein Überlappen von wenigen mm

zu ermöglichen, auf die Dimensionen 530 x 555 mm zugeschnitten. Für die Messungen wird der Filter halbiert und eine Hälfte mit einer hydraulischen Presse (12 bis 15 Tonnen, während 15 min) zu einer Tablette von 63 mm Durchmesser und ca. 10 mm Dicke gepresst. Die andere Hälfte dient als Rückstellprobe sowie gegebenenfalls für weitere Analysen.

Die Messung erfolgt im Labor (12 bis 24 h) mit hochauflösender Gammaskpektrometrie. Anschliessend können an den Filtern weitere Untersuchungen, z.B. radiochemischer oder massenspektrometrischer Art durchgeführt werden; die Kalibrierung erfolgt durch zertifizierte Standards in derselben Messgeometrie. Für ¹³⁷Cs wird eine Nachweisgrenze von 0.1 µBq/kg erreicht.

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

Gemäss Absprache mit der Luftwaffe werden Sammelflüge im Ereignisfall auf Anforderung durchgeführt, im Normalfall sind 6 Sammelflüge pro Jahr vorgesehen. Die Wartung der Sammelgeräte erfolgt durch das Personal des Militärflugplatzes Payerne gemäss Instandhaltungs-Anweisung Stufe C, IHA-9001042 der Schweizer Luftwaffe. Die technische Verfügbarkeit liegt bei ca 20 Jahren. Die Stromversorgung von 28 V erfolgt über das Bordstrom-



Figur 1: ⁷Be- und ¹³⁷Cs-Messwerte in µBq/kg Luft der Jahre 2004–08 in Funktion der Flughöhe in Luftproben gesammelt mit Flugzeugen vom Typ Tiger (F5 E/F) der Schweizer Luftwaffe. Die Medianwerte für ⁷Be liegen bei 90'000 µBq/kg (über der Tropopause) bzw. 16'000 µBq/kg (unter der Tropopause), jene für ¹³⁷Cs (mit Ausnahme der Messresultate unter der Nachweisgrenze) zwischen 10 bis 1'000 µBq/kg. Im Jahr 2008 lagen praktisch alle Cs-Werte unter der Nachweisgrenze.

netz. Ein-/Ausbau der Filter sowie Fehlerdiagnose erfolgt durch Betreuer bzw. die Piloten in Payerne.

Die Flughöhe für die Sammlung hängt vom Ereignis ab; bei Ereignissen, bei denen die radioaktive Wolke bis in die Stratosphäre aufsteigt werden auch Proben über der Tropopause erhoben, andernfalls darunter. Beim Flug durch eine stark kontaminierte Wolke ist u.U. eine Dekontamination des Sammelgerätes erforderlich, ebenso ist Vorsicht beim Vorbereiten des Filters für die Messung (z.B. Pressen) angezeigt zur Vermeidung einer Kontamination von Arbeitsflächen und Messgeräten. Nach der zerstörungsfreien Gamma-Spektrometrie können an den Filtern weitere, z.B. radiochemische Analysen, vorgenommen werden.

Ergebnisse mit den umgebauten Geräten

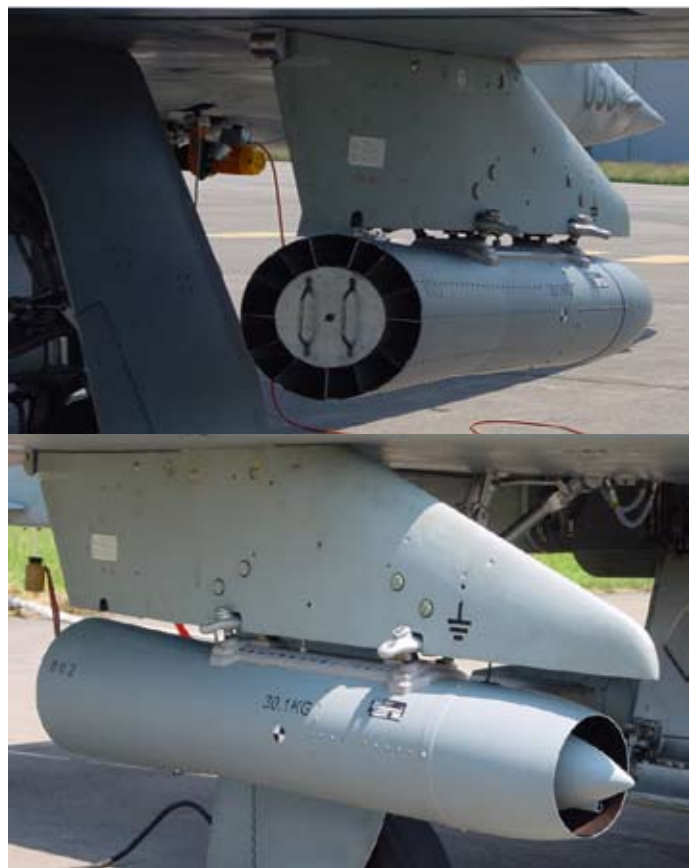
Nach Umbau, Erneuerung (Anpassung an die Tiger-Flugzeuge) und erneuter Flugzulassen in den Jahren 2002-2003 konnten ab 2004 wieder regelmässig Sammelflüge durchgeführt werden. Dazu wurde ein Einsatzkonzept erstellt, das vorsieht, dass im Normalfall 6 Flüge pro Jahr stattfinden, im Ereignisfall zusätzliche auf Anforderung. Die Resultate der Jahre 2004-08 sind auf der Figur 1 zusammengestellt. Sie zeigten das natürliche ^7Be und das künstliche (Bombenfallout) ^{137}Cs . Die ^7Be Medianwerte betragen 90'000 micro-Bq/kg (über der Tropopause) bzw. 16'000 micro-Bq/kg (unter der Tropopause). ^7Be ($T_{1/2}=53$ Tage) wird durch die kosmische Strahlung in der Atmosphäre erzeugt, wovon 2/3 über und 1/3 unter der Tropopause entstehen. Diese Messwerte sind in guter Übereinstimmung mit Messungen von P. Winiger aus den 60^{er}-Jahren ([1] bis [4]), die für ^7Be im Mittel 100'000 micro-Bq/kg bzw. 20'000 micro-Bq/kg 1'000 m über bzw. 1'000 unter der Tropopause ergaben. Die ^{137}Cs -Werte lagen damals noch deutlich höher als heute, d.h. zwischen 400 und 4'000 micro-Bq/kg. Andere künstliche Radionuklide konnten in den Berichtsjahren nicht nachgewiesen werden. Während die Cs-Werte anfangs, d.h. nach der Wiederinbetriebnahme des Gerätes, noch bei 10 bis 100 micro-Bq/m³ betrugen, lagen sie im Berichtsjahr praktisch durchwegs unter der Nachweisgrenze.

Verdankungen

Wir danken dem VBS und der Schweizer Luftwaffe (insbesondere den Piloten des Militärflugplatzes Payerne) für die exzellente Zusammenarbeit bei der Sammlung dieser Luftproben mit Militärflugzeugen während fast 40 Jahren sowie der RUAG Aerospace in Emmen (früher Flugzeugwerk Emmen) bei Umbau und Erneuerung sowie der erneuten Flugzulassung der beiden Sammelgeräte.

Quellen:

- [1] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Halbleitermessungen von Fallout. Helv. Phys. Acta, Vol. 41/5, pp. 645-649 (1968).
- [2] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse von Halbleiterspektren. Helv. Phys. Acta Vol. 42/7-8, pp. 901-902, (1969).
- [3] P. Winiger, O. Huber und J. Halter: Rechenmethoden zur Analyse hochaufgelöster γ -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.
- [5] s. auch KUER-Berichte der 60^{er}- und 70^{er}-Jahre.
- [6] Erich Riester: "30 Minuten geradeaus fliegen" in der Revue "Schweizer Luftwaffe" 2007, ISSN 1424-9456.



Photos:

Höhenluftfilter-Aggregate montiert an den beiden Flügeln eines Tiger (F5 E/F)-Flugzeuges der Schweizer Luftwaffe auf dem Militärflugplatz Payerne sowie Detail-Aufnahmen (von vorne und hinten) eines Sammelgerätes.

Kapitel 4.3

Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, M. Fujak, S. Bollhalder, I. Brunner.

Eawag, Abteilung Surf/RT, 8600 Dübendorf

Zusammenfassung

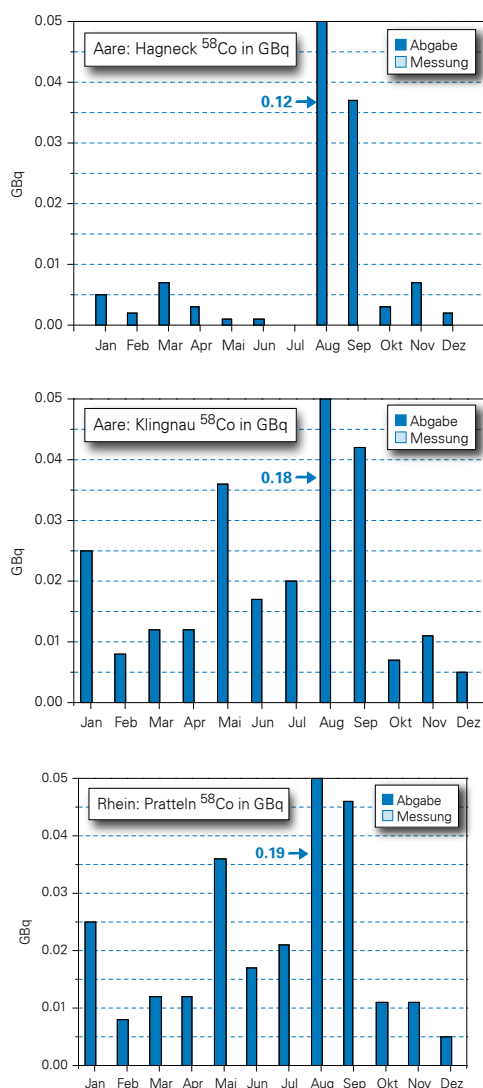
In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich ^{60}Co und ^{54}Mn vom KKW Mühleberg und KKW Beznau sowie ^{137}Cs aus dem Tschernobylunfall nachgewiesen. Die in den letzten Jahren erfolgten Reduktionen der Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co durch das KKW Beznau spiegeln sich in deutlich niedrigeren Konzentrationen in den Wasserproben wider. Im Rhein oberhalb der Aaremündung konnten keine künstlichen Radionuklide (ausser ^{137}Cs) festgestellt werden. In Fischen waren ^{40}K aber keine künstlichen Radionuklide nachweisbar, in Wasserpflanzen ^{40}K und geringe Spuren von ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{137}Cs . Messungen am Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Auch im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine künstlichen Radionuklide gefunden werden. In der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz dagegen zeigten drei Monatsproben Spuren von ^{137}Cs und acht ^{131}I (2–90 Bq/L). Insgesamt führen die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

Ziele

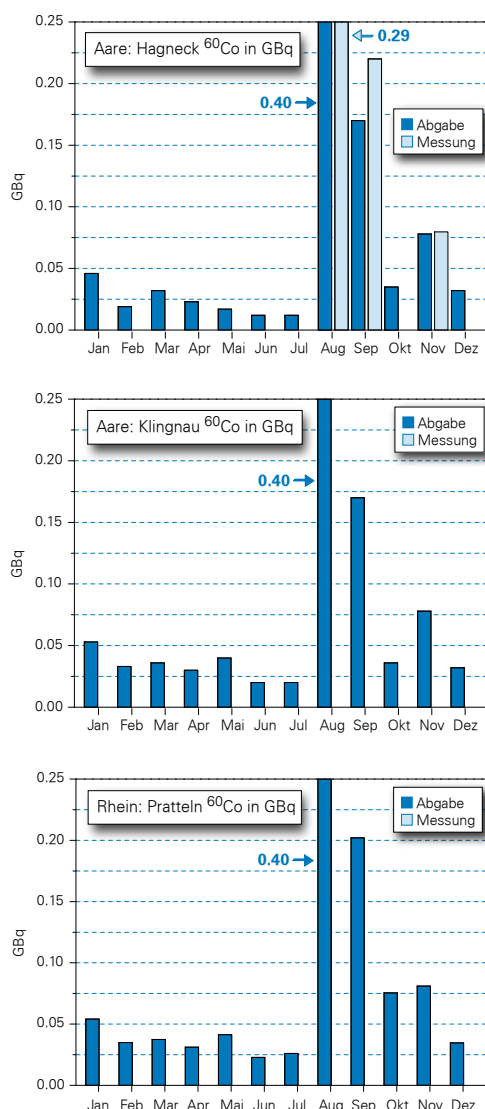
Die meisten künstlichen Radionuklide gelangen direkt über das Abwasser oder indirekt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf. Eine kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität in aquatischen Systemen erlaubt es deshalb, frühzeitig Änderungen in den Abgaben der entsprechenden Betriebe zu erkennen und die Gesamtaktivität, welche die Schweiz im Rhein verlässt, zu bilanzieren.

Methoden

Die Aktivitäten aller in unserem Labor gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaspektroskopie bestimmt. Sedimente, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität pro Trockengewicht erhoben. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert und gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau und Rekingen werden direkt gemessen. Die Bestimmung der Tritiumkonzentrationen wird seit 2003 durch die Sektion Umweltradioaktivität (URA) des BAG und die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz/D durchgeführt.


Figur 1:

^{58}Co -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben der Kernkraftwerke (dunkelblau) erfolgten vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten und sind so gering, dass sie nicht nachgewiesen werden konnten. ^{58}Co stammt zum grössten Teil von Mühleberg und Beznau.


Figur 2:

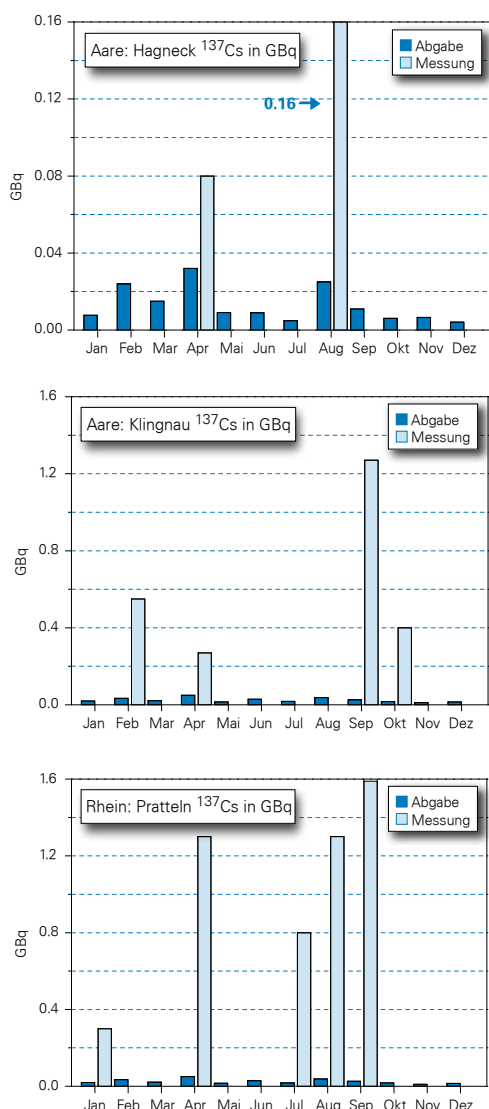
^{60}Co -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während der Revision des KKW's Mühleberg. Mit drei Ausnahmen liegen alle Messwerte unter der Nachweisgrenze.

Kernanlagen

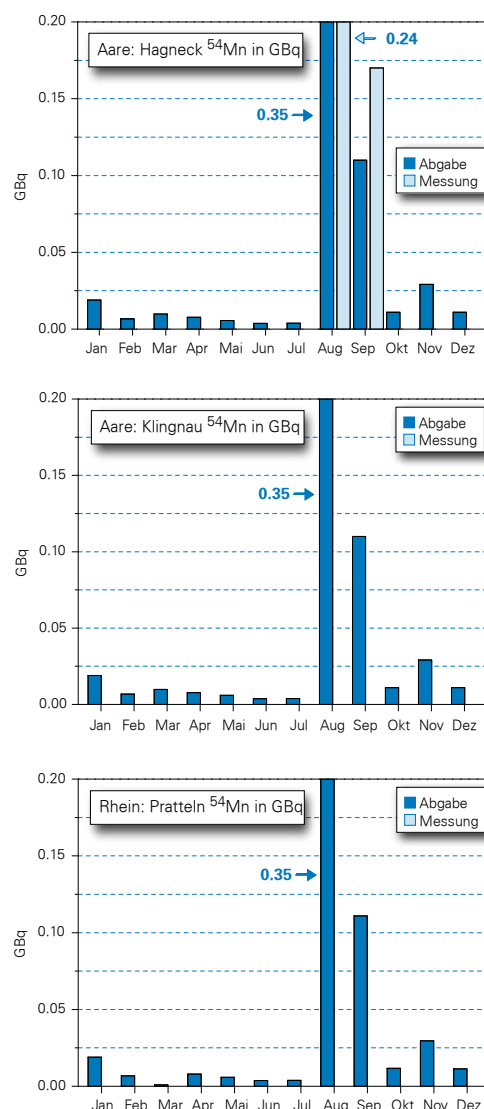
Wasserproben

Monatliche Wasserproben werden entlang von Aare und Rhein an drei Standorten abflussproportional gesammelt. 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. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe von 50 bis 120 L ergibt.

Die Figuren 1 bis 4 zeigen jeweils für die drei erwähnten Probenahme-stationen 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 Aktivitäten (gemessene spezifische Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Dauer der Sammelperiode).


Figur 3:

^{137}Cs -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben zeigt, dass ^{137}Cs primär aus dem Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.


Figur 4:

^{54}Mn -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem vom KKW Mühleberg während der Revision im August.

Das meiste ^{58}Co und ^{60}Co stammt aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August während der Revision. Da 2008 die Gesamtabgaben der KKW's weiter abgenommen haben (Tab. 1 und 2, Figuren 5 und 6) liegen die gemessenen Konzentrationen häufig unter der Nachweisgrenze.

Im Falle von ^{137}Cs (Figur 3) liegen viele Messungen über den Abgaben. Das Phänomen, das früher schon im Rhein beobachtet wurde, ist nun auch dieses Jahr in der Aare wieder sichtbar. Es ist auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobyl Unfall zurückzuführen.

^{54}Mn stammt wie ^{60}Co vor allem aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die höchste Aktivität wurde nach der Revision im August gemessen.

Infolge Verdünnung und Sedimentation konnte ^{54}Mn in Klingnau und in Pratteln nicht mehr nachgewiesen werden.

Ausser den in den Figuren dargestellten Radionukliden wurden keine weiteren gammaaktive künstliche Radionuklide (z.B. ^{65}Zn) nachgewiesen, wohl aber natürliche wie ^7Be , ^{40}K und ^{210}Pb .

Jahresgesamtbilanz Pratteln ^{58}Co und ^{60}Co

Die Tabellen 1 und 2 zeigen den Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen ^{58}Co bzw. ^{60}Co Aktivitäten mit den aufgrund der Messungen in Pratteln hochgerechneten Aktivitäten, welche die Schweiz im Rhein verlassen haben. Gemittelt über die letzten 8 Jahre haben rund 60% des abgegebenen ^{58}Co die Schweiz verlassen. Die Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co waren 2008 so tief wie noch nie.

Tabelle 1:

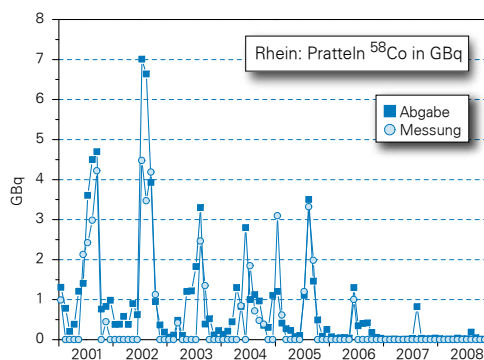
Vergleich der totalen jährlichen Abgaben von ^{58}Co mit den im Rhein bei Pratteln gemessenen Aktivitäten in GBq.

Jahr	Abgabe (GBq)	Messung (GBq)	M/A
2001	20.7	13.2	0.64
2002	22.3	13.3	0.59
2003	9.6	4.2	0.44
2004	10.6	4.3	0.40
2005	9.2	10.2	1.11
2006	3.0	1.0	0.34
2007	1.0	< 1.0	
2008	0.4	< 0.1	
Total	76.8	46.2	0.60

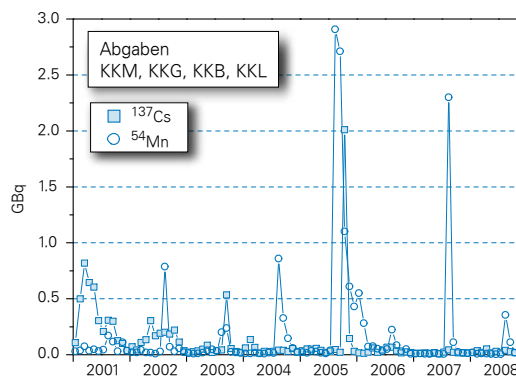
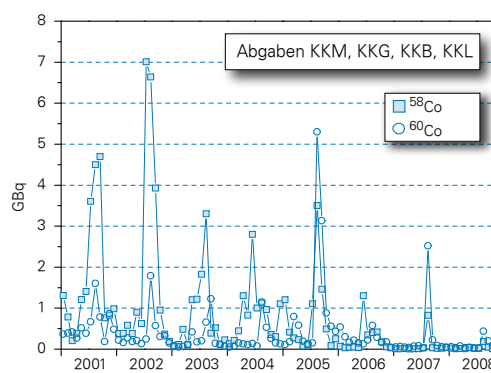
Tabelle 2:

Vergleich zwischen den total von allen KKW's abgegebenen ^{60}Co Aktivitäten mit den Messungen in Pratteln.

Jahr	Abgabe (GBq)	Messung (GBq)	M/A
2001	6.9	0.3	0.04
2002	4.6	1.4	0.30
2003	3.3	0.3	0.10
2004	2.9	< 0.1	
2005	12.4	1.6	0.13
2006	2.9	0.4	0.14
2007	3.3	< 0.1	
2008	1.1	< 0.1	
Total	37.5	4.0	

**Figur 5:**

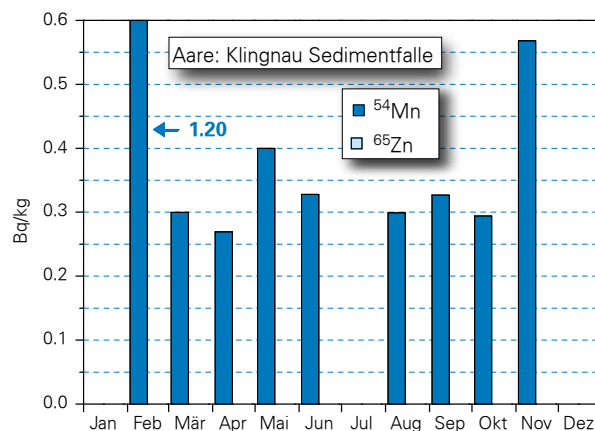
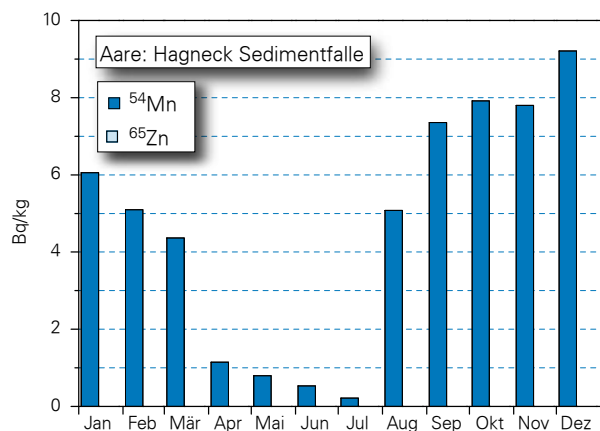
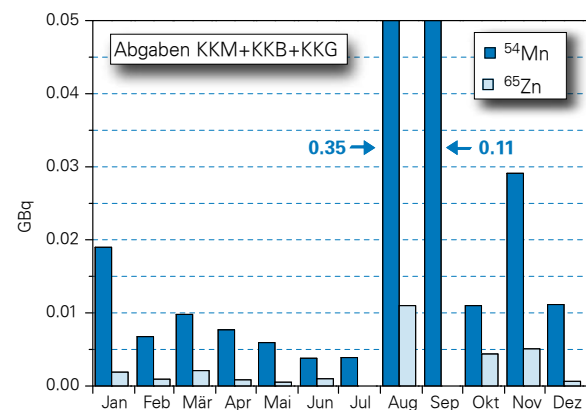
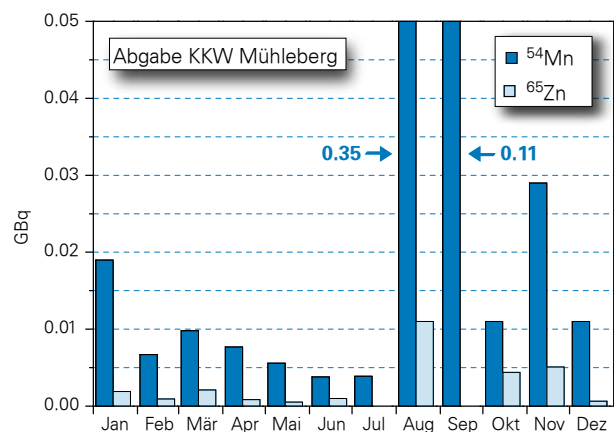
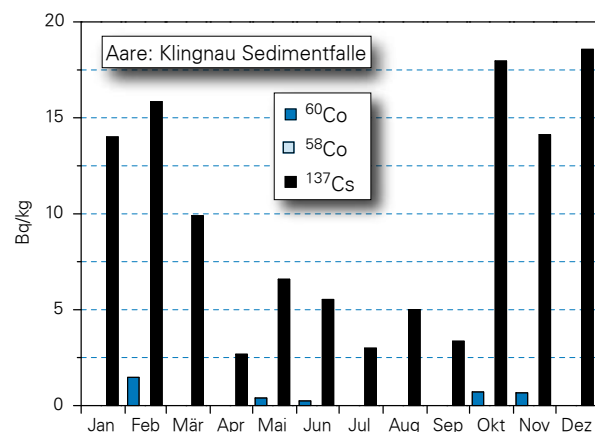
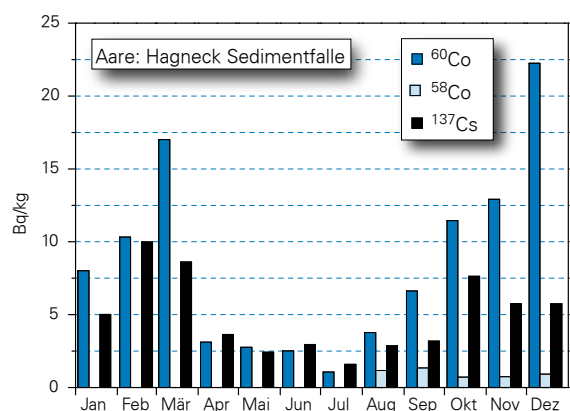
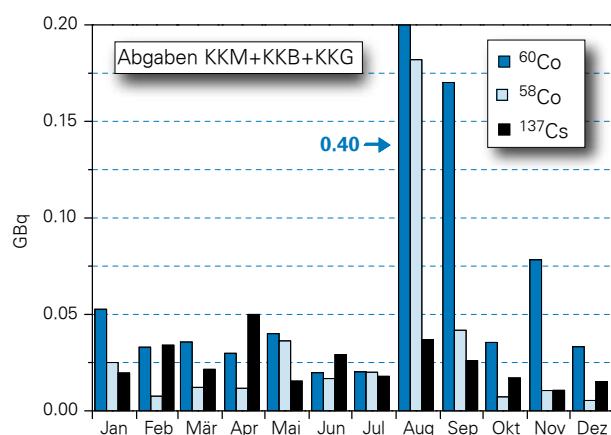
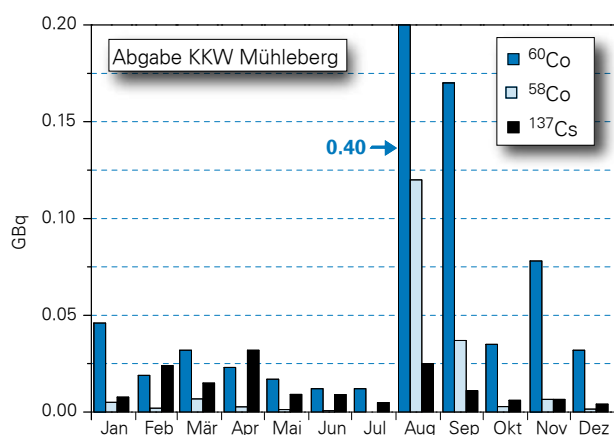
Monatliche Abgaben und Messungen während der letzten sieben Jahre. Es ist klar ersichtlich, dass die Abgaben vor allem im Sommer während der Revisionen erfolgen und über die Jahre stufenweise abgenommen haben.

Jahresgesamtbilanzen aller KKW's**Figur 6:**

Monatliche Abgaben aller KKW's während der letzten sieben Jahre. Die Abgaben von ^{58}Co und ^{60}Co nehmen tendenziell ab, ausser im Jahr 2005. Im Jahr 2006 waren sie besonders tief wie auch in 2008. Die ^{54}Mn und ^{137}Cs Abgaben sind generell tief mit Ausnahme des Jahres 2005 und ^{54}Mn im 2007.

Sedimentproben

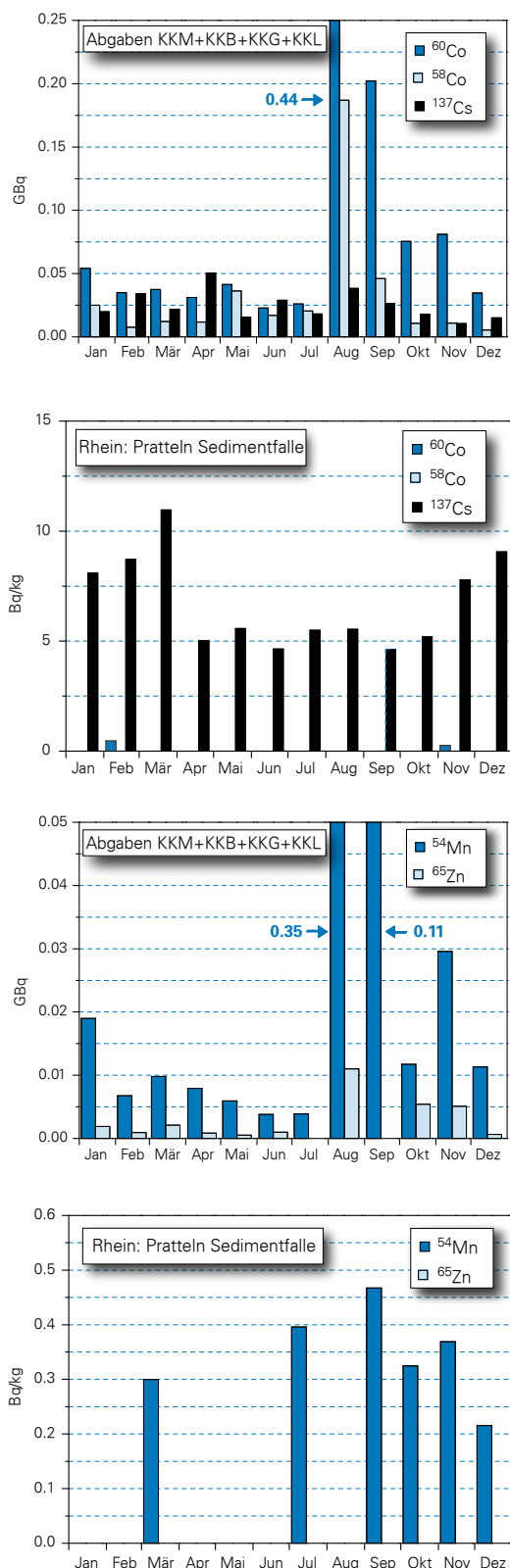
Bekanntlich sind die meisten der von den Kernkraftwerken abgegebenen Radionuklide partikelreaktiv. Ein Teil wird deshalb je nach den Flieseigenschaften von Aare und Rhein mehr oder weniger schnell sedimentiert und teilweise später wieder resuspendiert. Um sich ein qualitatives Bild über diese Sedimentationsvorgänge zu machen, werden an den drei Probenahmestellen in relativ ruhigem Wasser Sedimentfallen ausgesetzt, in denen sich die Partikel ablagern.


Figur 7:

Diese Figur besteht aus zweimal zwei Teilfiguren, wobei jeweils die obere die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg und die untere die entsprechenden gemessenen Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck zeigt.

Figur 8:

Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem ^{137}Cs , das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt.



Figur 9:

Die in den Sedimentfallen von Pratteln gemessenen Aktivitäten zeigen ein ähnliches Bild wie diejenigen von Klingnau. ^{137}Cs stammt zum grössten Teil vom Tschernobylunfall

Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 7 bis 9 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in GBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechenden gemessenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im Juni bis August. Dies zeigt sich auch in den Sedimentfallendaten, wobei vermutlich durch einen relativ langsamen Partikeltransport auch in den folgenden Monaten die Werte in den Sedimentfallen noch über dem Jahresmittel liegen. Bis auf ^{137}Cs zeigen die Messungen generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf.

Nach dem Durchfliessen des Bielersees und des Klingnauer Staubeckens konnten nur noch relativ geringe spezifische Aktivitäten von ^{60}Co gemessen werden (Figur 8). ^{54}Mn zeigt generell eine gute Übereinstimmung. Keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Abgaben findet man bei ^{137}Cs , das auf die Erosion von Böden zurückzuführen ist, die mit dem Tschernobyl Ausfall kontaminiert worden waren.

Auch in Pratteln war ^{137}Cs immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcke in Beznau abgegebene ^{58}Co (Juni bis August) war nicht mehr nachweisbar. Die ^{54}Mn -Werte lagen nur wenig über der Nachweisgrenze. ^{65}Zn konnte in keiner der Sedimentproben gefunden werden ($\leq 0.6 - 3.0$ Bq/kg).

Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2008 wurden an 3 Stellen Fische aus der Aare untersucht. Ein Alet aus dem Bereich unterhalb des Kernkraftwerks Gösgen und je ein Alet aus der Gegend unterhalb Beznau und Mühleberg. Alle Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei allen wurde natürliches ^{40}K (380–525 Bq/kg) gefunden. Künstliche Radionuklide wurden keine nachgewiesen.

In Moos aus der Aare bei Hagneck vom 29.04.08 wurden Spuren von ^{54}Mn (5 ± 1 Bq/kgTS), ^{60}Co (8 ± 1 Bq/kgTS) und ^{137}Cs (5 ± 1 Bq/kgTS) gefunden.

Am 30.09.08 nach der Revision wurde etwas ^{60}Co (10 ± 1 Bq/kgTS) und ^{137}Cs (4 ± 1 Bq/kgTS) in Moos bei Klingnau gefunden.

Bei Pratteln (30.09.08) dagegen wurde etwas ^{137}Cs (6 ± 1 Bq/kgTS) gemessen.

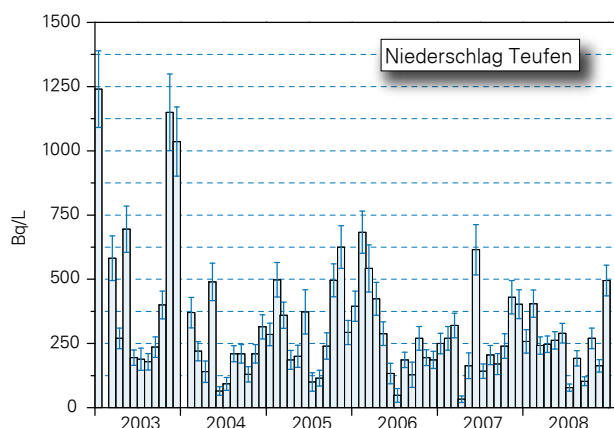
Grundwasser

Zur Untersuchung des Grundwassers wurden in Pratteln (26.06.08), Aarberg (29.05.08) und Döttingen (26.08.08) Proben von je 100 L genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide.

Andere Betriebe

RC Tritec AG / Teufen

Figur 10 zeigt die Resultate der Tritiumanalysen vom Niederschlag, der im Regensammler 65m östlich des Kamins der Firma Tritec gesammelt und durch die URA gemessen wurde. Der Mittelwert ist im Vergleich mit dem Vorjahr leicht niedriger.

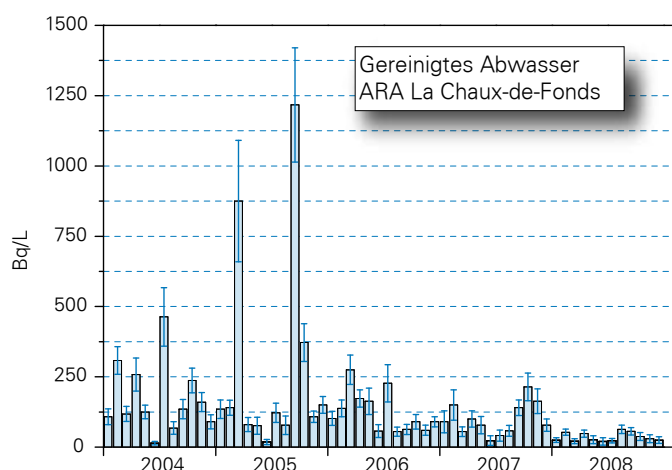
**Figur 10:**

Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Im Mittel liegen die Messwerte etwas niedriger als im Vorjahr.

Messungen in der Umgebung von La Chaux-de-Fonds

In Figur 11 sind die Tritiumkonzentrationen im gereinigten Abwasser der ARA La Chaux-de-Fonds dargestellt. Der seit längerer Zeit beobachtete Trend zu niedrigeren Werten hat sich fortgesetzt.

Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr im Vergleich zum Vorjahr etwa 60% weniger Tritium abgegeben. Nach Angaben der SUVA wurde in La Chaux-de-Fonds kein Tritium mehr verarbeitet.

**Figur 11:**

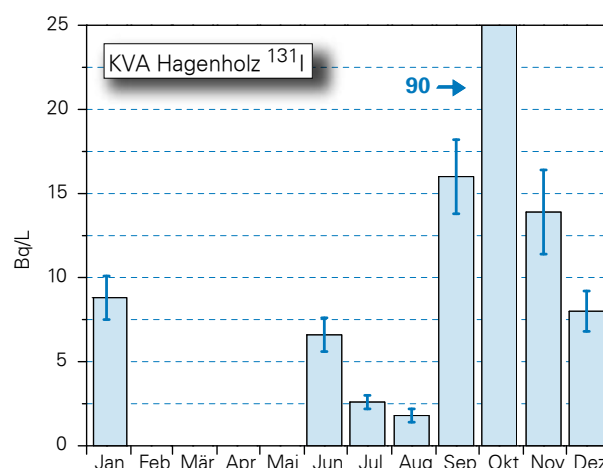
Tritiumaktivität im gereinigten Abwasser der ARA. Die Werte im Abwasser liegen auf einem tiefen Niveau. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die Sektion URA des BAG.

Kläranlage Zürich

Kläranlagen eignen sich besonders, um radioaktive Abgaben von Industriebetrieben und Spitälern festzustellen. Die ARA Werdhölzli in Zürich wird deshalb mit wöchentlichen Proben überwacht. Ausser geringen Mengen von ^{40}K konnten keine Radionuklide, insbesondere auch kein ^{131}I , festgestellt werden. In 4-wöchigen Mischproben wurde zusätzlich die Tritiumaktivität gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2008 beträgt 2.9 ± 0.3 Bq/L. 2007 betrug die Tritiumkonzentration im Mittel 3.6 ± 3.1 Bq/L.

Kehrichtverbrennung

Eine weitere potentielle Quelle von Radionukliden stellen Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Monatliche Probenahmen aus der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich haben sechs positive Resultate bezüglich künstlicher Radionuklide ergeben. In den Monaten Januar und von Juni bis Dezember wurde ^{131}I in Konzentrationen von 1.8 – 90.5 Bq/L gefunden. In 3 Proben waren Spuren von ^{137}Cs 0.3 ± 0.1 Bq/L nachweisbar.

**Figur 12:**

^{131}I Konzentrationen der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz.

Oberflächengewässer

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Rekingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelt ^{40}K Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. 2008 betrugen die Tritiumkonzentrationen im Mittel 1.01 ± 0.12 Bq/L. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

Chapitre 4.4

Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux, J.A. Corcho Alvarado, F. Barraud, F. Luisier, A. Savary, J. Dlala et F. Bochud

Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

S. Estier, A. Gurtner

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

M. Burger, S. Röllin, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner

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 de radioactivité artificielle dans le sol et l'herbe est faible sur le plateau suisse et croît avec l'altitude. Les activités ne dépassent toutefois pas quelques Bq/kg pour le plutonium, l'américium et le ^{90}Sr . Ces radioéléments sont présents dans l'environnement en Suisse suite aux retombées des essais nucléaires des années soixante et la dépendance en fonction de l'altitude résulte d'une plus grande déposition sur les sites où la pluviométrie et l'enneigement sont élevés. Le niveau d'activité en ^{137}Cs est plus variable. Il dépend essentiellement de la contribution de l'accident de Tchernobyl et peut atteindre au Tessin, région particulièrement touchée par ces retombées, jusqu'à 470 Bq/kg (env. 80 Bq/kg au maximum sur le plateau suisse). Le ^{90}Sr , comme analogue chimique du calcium, peut être transféré du sol à l'herbe. Dans une moindre mesure le ^{137}Cs , comme analogue chimique du potassium, peut également être transféré à l'herbe. Dans ce travail nous discutons également de certains paramètres, que l'on peut obtenir expérimentalement, qui ont une influence sur la biodisponibilité de ces deux radioéléments.

Introduction

Sur le long terme, le sol peut être considéré comme le réservoir de la radioactivité artificiellement déposée suite aux essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère ainsi qu'après le passage du nuage radioactif consécutif à l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl, en 1986. Ces deux épisodes sont les principaux contributeurs à la présence de radioactivité artificielle dans l'environnement en Suisse. La Suisse étant un pays utilisant l'énergie nucléaire pour produire environ 40% de l'électricité consommée, un programme de surveillance de la radioactivité aux abords des centrales nucléaires est réalisé chaque année par l'Office Fédéral de la Santé Publique. Les mesures réalisées aux abords des centrales sont alors comparées à celles réalisées sur des sites de référence éloignés de sources potentielles de contamination. Pour compléter cette surveillance, des échantillons d'herbe sont également collectés et mesurés en laboratoire par spectrométrie γ et pour la détermination du ^{90}Sr . En tant qu'intégrateur de différents cations présents dans le sol, l'herbe est susceptible de mettre en évidence une éventuelle contamination ultérieure par l'activité nucléaire civile. Toutefois, l'expérience montre que les activités mesurées dans les herbes de fourrage présentent d'importantes variations que la différence d'activité déposée ne suffit pas à expliquer. Nous présentons donc dans ce rapport certains paramètres influençant la biodisponibilité des radioéléments: une grande part de la variabilité des activités mesurées dans les différents échantillons d'herbe s'explique ainsi non pas par des différences d'activité dans le sol mais par la pédologie et le taxa des différentes espèces de plantes prélevées.

Résultats et discussion

Les résultats de toutes les mesures sont présentés dans les tableaux 1 et 2. Les principales informations que nous pouvons tirer de ces mesures résident dans le fait que les activités en ^{90}Sr , plutonium et américium sont plus importantes dans les sols prélevés en altitude (e.g. Davos, Allmendhubel, val Piora) que sur le plateau suisse. La dépendance de l'activité en fonction de l'altitude des prélèvements est un fait bien connu pour la déposition de radioactivité dont l'origine est les essais des armes atomiques réalisées en atmosphère dans les années soixante. En effet, la pluie et les précipitations sous forme de neige entraînent les aérosols atmosphériques vers le sol de telle sorte que des corrélations entre le niveau d'activité des sols et la pluviométrie sont généralement observées (Mitchell et al. 1990; Pourcelot et al. 2007). Les sols prélevés aux abords des centrales nucléaires présentent les activités les plus faibles mesurées sur le plateau suisse. Les rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ (voir le rapport spécifique à ces radioéléments, chap. 7.2) de tous les échantillons mesurés indiquent une contamination provenant des essais d'armes atomiques des années soixante. La contamination des sols en ^{137}Cs de l'Europe de l'Ouest suite à l'accident de Tchernobyl suit également un schéma identique, avec des zones à pluviométrie importante lors du passage du nuage contaminé, plus fortement atteintes (est de la Suisse, Tessin). La distribution en ^{137}Cs suite à Tchernobyl est donc plus hétérogène (Renaud et al. 2003).

La contamination des plantes par les radioéléments (p. ex. ^{137}Cs et ^{90}Sr) est en général déduite des concentrations des sols par l'utilisation d'un modèle linéaire simple basé sur les facteurs de transfert:

$$FT = \frac{A_{\text{plante}} [\text{Bq/kg}]}{A_{\text{sol}} [\text{Bq/kg}]}$$

Ce modèle implique que FT dépend uniquement de la capacité de la plante à absorber l'élément en question.

Des études récentes montrent que la validité de cette hypothèse n'est pas respectée dans la très grande majorité des cas, ce qui se traduit par des FT extrêmement variables (plusieurs ordre de grandeur) publiés dans la littérature (Morton et al. 2001; Blanco-Rodriguez et al. 2002; Vandenhove et al. 2007).

Une meilleure estimation du transfert du ^{90}Sr et du ^{137}Cs peut être obtenue non pas en se basant sur l'activité massique des sols, mais sur la fraction échangeable des radioéléments. Ce dernier paramètre peut être déterminé par l'analyse des sols en fonction d'une méthodologie d'extraction séquentielle de ces radioéléments. Les facteurs de transfert s'expriment alors selon l'équation suivante :

$$FT = \frac{A_{\text{plante}} [\text{Bq/kg}]}{A_{\text{solution de sol}} [\text{Bq/l}]}$$

Les facteurs de transfert obtenus de cette manière sont moins dispersés mais ne sont pas suffisants pour prédire la biodisponibilité d'un élément. En effet il manque encore dans cette approche un facteur extrêmement important qui est la compétition entre le radio-élément, présent en ultra-trace, et les analogues chimiques stables présent en macro-quantité que sont le potassium pour le ^{137}Cs et le calcium pour le ^{90}Sr (Sysoeva et al. 2005). Guillaume (2008) a démontré dans son travail de master, réalisé dans le cadre d'une étude radioécologique du val Piora, que l'activité surfacique d'un sol n'était pas un paramètre prédominant pour le transfert du ^{137}Cs et du ^{90}Sr du sol aux plantes. Il a également démontré qu'il existe une relation entre l'activité en ^{137}Cs ou en ^{90}Sr , déterminée dans la plante, et la quantité de potassium ou de calcium échangeable. De plus, l'analyse des isotopes stables ^{133}Cs et ^{86}Sr dans les plantes ainsi que dans les fractions échangeables du sol lui a permis de mettre en évidence l'importance de la profondeur de la zone racinaire et de l'espèce de la plante dans le transfert des radioéléments.

Etant donné la complexité de l'interprétation des résultats des mesures effectuées dans l'herbe, doit-on renoncer à ce type d'échantillons dans un plan de surveillance? Un argument important prévaut dans la continuation de la mesure de la radioactivité dans l'herbe: la couverture végétale d'un sol est en effet interprétable en terme de phytosociologie (Guillaume, 2008). La description phytosociologique consiste à établir une liste des espèces d'une zone de végétation homogène. Cette liste permet ensuite de rattacher cette zone à d'autres zones ayant une végétation similaire et qui ont déjà été étudiées. Il est donc possible d'obtenir indirectement des informations sur la zone étudiée, et à l'inverse de fournir des prévisions sur le fonctionnement d'autres zones similaires. Dans une zone de végétation homogène, on considère que la collection d'herbe pour la mesure de radioactivité représente un échantillonnage plus homogène que le prélèvement de sol, comme l'a démontré Pourcelot et al. (2007). Dans ce contexte, le prélèvement et la mesure de l'herbe comme échantillon indispensable à un plan de surveillance sont parfaitement justifiés.

Tableau 1:
Activité en ^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr , Pu et Am dans des sols (0-5 cm) prélevés en Suisse en 2008 (Bq/kg matière sèche, < 2mm).

Canton / Lieu	n	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (voisinage KKB)	2	440 - 450	-	25 - 31	1.3 ± 0.2	0.136 ± 0.002	0.089 ± 0.002
AG (KKB in-situ)	2	300 - 390	-	13 - 17	-	-	-
AG (PSI)	1	400 ± 60	< 0.7	15 ± 3	1.1 ± 0.2	0.117 ± 0.002	0.054 ± 0.001
AG (PSI in-situ)	1	300 ± 40	-	10 ± 2	-	-	-
AG (ZWILAG)	1	420 ± 70	< 1	12 ± 2	1.7 ± 0.2	0.128 ± 0.002	0.056 ± 0.002
AG (ZWILAG in-situ)	1	330 ± 40	-	11 ± 2	-	-	-
AG (voisinage KKL)	4	390 - 430	-	16 - 22	1.2 ± 0.2	0.219 ± 0.004	0.095 ± 0.002
AG (KKL in-situ)	4	200 - 330	-	10 - 13	-	-	-
AG/SO (voisinage KKG)	4	420 - 460	-	13 - 21	2.1 ± 0.1	0.180 ± 0.003	0.045 ± 0.001
AG/SO KKG (in-situ)	4	310 - 360	-	10 - 16	-	-	-
BE (voisinage KKM)	7	340 - 850	-	5 - 19	1.5 ± 0.2	0.139 ± 0.005	0.050 ± 0.002
BE (KKM in-situ)	7	250 - 610	-	4 - 15	-	-	-
BE (Mürren) ¹⁾	1	539 ± 27	< 0.3	34 ± 2	4.3 ± 0.4	0.310 ± 0.028	0.100 ± 0.010
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	319 ± 16	< 0.2	21 ± 1	5.0 ± 0.4	0.218 ± 0.014	0.082 ± 0.008
BE (Diesse / Jura))	1	446 ± 22	< 0.2	19 ± 1	1.6 ± 0.1	0.240 ± 0.014	0.099 ± 0.002
BE (Fahrni) ³⁾	1	451 ± 23	< 0.2	17 ± 1	3.2 ± 0.3	0.407 ± 0.022	0.150 ± 0.004
BL (Sissach)	1	540 ± 25	< 0.1	20 ± 2	-	-	-
FR (Grangeneuve)	1	530 ± 80	< 0.9	13 ± 2	1.7 ± 0.2	0.135 ± 0.006	0.033 ± 0.002
FR (Grangeneuve, in-situ)	2	370 ± 20	-	10 ± 2	-	-	-
GE (voisinage CERN)	4	460 - 520	-	5 - 8	-	-	-
GE (CERN in-situ))	4	320 - 350	-	3 - 6	-	-	-
GR (Davos) ¹⁾	4	250 - 594	< 1	51 - 78	5.1 ± 0.4	1.340 ± 0.082	0.468 ± 0.032
TG (Arenenberg)	1	510 ± 13	< 0.5	79 ± 1	1.9 ± 0.2	0.112 ± 0.009	0.051 ± 0.009
TI (Rasa-Intragna)	1	550 ± 30	< 0.3	192 ± 13	1.4 ± 1.1	-	-
TI (Rodi-Fiesso)	1	480 ± 30	< 0.2	23 ± 2	5.3 ± 0.6	-	-
TI (Novaggio)	1	630 ± 30	< 0.3	35 ± 3	11.2 ± 0.8	-	-
TI (Stabio)	2	660 - 730	-	280 - 380	-	-	-
TI (Caslano)	1	640 ± 90	< 1	210 ± 25	-	-	-
TI (Magadino)	1	930 ± 130	< 1	130 ± 20	-	-	-
TI (Muggio)	1	250 ± 40	< 1	470 ± 60	-	-	-
BE (Hagneck) ^{a)}	1	-	-	-	5.1 ± 0.9	0.057 ± 0.002 0.069 ± 0.011	0.031 ± 0.008
AG (Klingnau) ^{a)}	1	-	-	-	4.6 ± 0.9	0.105 ± 0.004 0.138 ± 0.018	0.055 ± 0.012
AG (Pratteln) ^{a)}	1	-	-	-	6.2 ± 1.5	0.076 ± 0.003 0.086 ± 0.012	0.034 ± 0.008
TI (val Piora) ¹⁾	3	-	-	-	20 - 28 ^{b)}	2.5 - 17 ^{b)}	1 - 7

n = nombre; ¹⁾ Alpage (Alp Allmendhubel); ²⁾ Vallée; ³⁾ en plaine;

^{a)} Sédiments en aval des centrales nucléaires

^{b)} Les activités (Bq/kg) sont élevées car il s'agit de sols organiques de faible densité

Tableau 2:*⁷Be, ⁴⁰K, ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr dans des échantillons d'herbe prélevés en Suisse en 2008 (Bq/kg de matière sèche).*

Canton/Lieu	n		⁷ Be	⁴⁰ K	⁶⁰ Co	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
AG (voisinage KKB)	2/1 [*]	13.05.08	34 - 65	790 - 800	< 2	< 3	1.3 ± 0.2
	2/1 [*]	10.09.08	310 - 390	810 - 1200	< 3	< 3	3.4 ± 0.2
AG (PSI ZWILAG)	1	13.05.08	52 ± 14	760 ± 110	< 2	< 2	2.2 ± 0.2
	1	10.09.08	640 ± 80	510 ± 80	< 1	2.3 ± 0.9	-
AG (PSI OASE)	1	13.05.08	75 ± 29	650 ± 110	< 2	< 2	2.4 ± 0.1
	1	10.09.08	540 ± 76	620 ± 87	< 2	5.1 ± 1.2	-
AG (voisinage KKL)	4/1 [*]	13.05.08	22 - 46	380 - 900	< 2	< 1.5 - 1.9	1.6 ± 0.1
	4/1 [*]	10.09.08	290 - 520	520 - 1200	< 2	< 1.5 - 3.6	3.9 ± 0.2
AG/SO (voisinage KKG)	4/1 [*]	13.05.08	63 - 94	580 - 1040	< 3	< 2	2.0 ± 0.2
	4/1 [*]	10.09.08	410 - 580	670 - 1640	< 2	< 2	7.8 ± 0.4
BE (voisinage KKM)	4/1 [*]	07.05.08	50 - 83	940 - 1200	< 2	< 2	2.0 ± 0.2
	3	02.09.08	130 - 350	990 - 1700	< 2	< 1.5 - 2.1	-
	4/1 [*]	10.09.08	370 - 440	980 - 1390	< 2	< 2	2.5 ± 0.2
BE (Mürren) ¹⁾	1	25.06.08	-	705 ± 35	-	1.0 ± 0.1	5.8 ± 0.4
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	25.06.08	-	611 ± 30	-	0.6 ± 0.1	4.9 ± 0.4
BE (Fahrni) ³⁾	1	08.05.08	-	995 ± 50	-	< 0.3	3.3 ± 0.4
	1	26.08.08	-	912 ± 50	-	0.7 ± 0.1	4.7 ± 0.3
BE (Diesse/Jura)	1	08.05.08	-	1250 ± 60	-	< 0.2	0.6 ± 0.1
	1	26.08.08	-	1130 ± 60	-	< 0.3	1.3 ± 0.1
BL (Sissach)	1	29.05.08	107 ± 10	650 ± 33	-	1.0 ± 0.3	0.7 ± 0.1
GE (voisinage. CERN)	2	07.10.08	330 - 500	930 - 1100	< 2	< 2	-
FR (Grangeneuve)	1	01.07.08	118 ± 30	1040 ± 160	< 3	< 3	2.0 ± 0.2
TG (Arenenberg)	1/2 [*]	03.06.08	137 ± 5	1269 ± 329	< 0.6	16.7 ± 5.0	1.3 - 2.0
TI (Rasa-Intragna)	1	19.06.08	153 ± 12	464 ± 24	-	23.0 ± 1.5	23 ± 1.0
TI (Rodi-Fiesso)	1	18.06.08	193 ± 11	870 ± 30	-	2.2 ± 0.3	7.6 ± 0.3
TI (Novaggio)	1	18.06.08	500 ± 40	1400 ± 70	-	1.0 ± 0.6	9.8 ± 0.4
TI (Stabio)	1	08.07.08	410 ± 70	820 ± 120	< 2	4.1 ± 1.3	-
TI (Piora)	17	été 2008	-	-	-	-	1.1 - 14

x/y* = nombre d'échantillons pour la mesure gamma/ nombre d'échantillons pour la mesure ⁹⁰Sr.

Remarque: les prélèvements d'automne sont systématiquement plus actifs que ceux du printemps.

Conclusions

Les mesures de plutonium, d'américium, de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans le sol et de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans les plantes, effectuées en 2008, montrent que la radioactivité artificielle est faible en plaine et aux abords des centrales nucléaires, autant dans les sols que dans les plantes. Une importante pluviométrie est responsable de la mesure d'activités plus importantes en altitude. Toutefois, l'activité naturelle du ^{40}K est très dominante dans tous les échantillons. Le ^7Be ajoute encore une contribution importante à l'activité d'origine naturelle dans les plantes.

Bien que le transfert de radioéléments du sol vers les plantes réponde à des mécanismes complexes dans lesquels la radioactivité déposée dans le sol n'est pas le paramètre le plus important, il est important de conserver ce type d'échantillons dans le plan de surveillance de la radioactivité. En effet, l'interprétation des résultats en fonction d'une approche phytosociologique de la couverture végétale permet de rattacher les résultats obtenus sur une zone particulière à d'autres zones ayant une végétation similaire.

Références

- Blanco Rodriguez, P. et al. Journal of Environmental Radioactivity 2008; 99:1247
- Guillaume, T. Facteurs de transfert et bio-accumulation de ^{90}Sr et du ^{137}Cs dans les plantes, Master Thesis 2008, Université de Neuchâtel.
- Mitchell, P.I. et al., Rad Nucl Chem 1990;138:241.
- Morton, L.S. et al. Soil. Sci. Am. J. 2001; 65:1197.
- Pourcelot, L. et al., Chemosphere 2007; 66:1571.
- Renaud et al., Science of the Total Environment 2003; 309:257.
- Sysoeva, A. et al., Journal of Environmental Radioactivity 2005; 81:269.
- Vandenhove, H. et al., Environmental Pollution 2007; 145:587.

Kapitel 4.5

^{137}Cs in Wasser und Sedimenten des Lago Maggiore

Eckehard Klemt^a, Victoria Putyrskaya^{a,b}, Stefan Röllin^c

^a Hochschule Ravensburg-Weingarten, University of Applied Sciences, D-88250 Weingarten, Germany

^b International Sakharov Environmental University, 220009 Minsk, Belarus

^c Spiez Laboratory, CH-3700, Switzerland

Einleitung

Der Lago Maggiore ist nach dem Reaktor-Unfall von Tschernobyl – im Gegensatz zum benachbarten Lago di Lugano – nur in sehr geringem Umfang hinsichtlich seiner Kontamination mit ^{137}Cs untersucht worden. Es existierten bis jetzt nur jährliche Messungen der Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser. Der Zufluss von Aktivität liess sich nur schwer abschätzen, da das mittlere Inventar im Einzugsgebiet des Sees auf Grund der zerklüfteten Gebirgslandschaft nur unzureichend bekannt ist. Deswegen wurde in den Jahren 2003 bis 2006 an 7 verschiedenen Positionen im Lago Maggiore Sedimentkerne entnommen und die Verteilung des ^{137}Cs sowie des natürlichen Radionuklids ^{210}Pb untersucht. In der darüberliegenden Wassersäule sowie in den Zuflüssen Ticino, Verzasca und Toce wurde die ^{137}Cs Aktivitätskonzentration im Wasser und in den Schwebstoffen bestimmt.

Material und Methoden

In Abb. 1 sind die Beprobungspositionen für Wasser und Sediment aus dem Lago Maggiore zu sehen. Es wurde versucht, repräsentative Positionen in den verschiedenen Becken des Sees zu finden. Wasser aus den Zuflüssen Ticino und Versasca wurde jeweils kurz vor der Mündung der Zuflüsse in den See entnommen. Der Zufluss Toce wurde an 8 Positionen über eine Länge von 77 km flussaufwärts beprobt.

Der Sedimentstecher (nach Meischner und Rumohr) hatte ein auswechselbares PVC-Rohr mit einem Innendurchmesser von 6 cm und wurde durch sein eigenes Gewicht in das Sediment getrieben. Damit konnten Sedimentkerne von über 50 cm Länge gezogen werden.

Wasserproben aus den Zuflüssen und aus dem See wurden mit Hilfe eines "Large Volume Water Samplers" (Midiya-System) entnommen. Dieses Gerät besteht aus einem langen Schlauch und einer Unterwasserpumpe, die Wasser aus verschiedenen Tiefen holt, einer Einheit, die Schwebstoffe in 10 parallel angeordneten Papierfiltern (anfängliche Porengrösse $\leq 2\ \mu\text{m}$) herausfiltert, einem Topf, in dem das gelöste ^{137}Cs mittels Holzzellulose, die mit dem Absorber ANFEZH (ähnlich "Preussisch Blau") getränkt ist, absorbiert wird und einem Wasser-Durchflussmesser.



Abbildung. 1:
Probennahme-Positionen im Lago Maggiore.

Die Sedimentkerne wurden längs halbiert, in 1 cm dicke Schichten aufgeteilt und gefriergetrocknet. Dann wurden 10% Sediment mit 90% Paraffinpulver vermischt, zu einer flachen zylindrischen Form gepresst und in Aluminium-Folie verklebt. Nach einer mindestens zweiwöchigen Lagerung wurden die Proben mittels eines "Broad Energy Germanium Detectors" (BEGe 5030, Canberra) gamma-spektrometrisch analysiert. Dieses Vorgehen hat folgende Vorteile: Die Probengeometrie ist zur Berechnung der Nachweiswahrscheinlichkeit exakt definiert, das Probenmaterial (Paraffin plus etwas Standard-Sediment) ist bekannt, so dass die Selbstabsorption in der Probe berechnet werden kann, und das in der Probe entstehende ^{222}Rn wird am Herausdiffundieren aus der Probe gehindert. Auf diese Weise wird die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs ($E_\gamma = 662 \text{ keV}$, $T_{1/2} = 30.2 \text{ a}$) und ^{210}Pb ($E_\gamma = 47 \text{ keV}$, $T_{1/2} = 22.3 \text{ a}$) bestimmt.

^{210}Pb wird in mehr oder weniger konstanten Raten über die Atmosphäre und das Wasser in die oberste Sedimentschicht eingetragen und sollte, bei konstanter Sedimentationsgeschwindigkeit, auf Grund seines radioaktiven Zerfalls exponentiell mit der Tiefe abnehmen. ^{210}Pb wird aber auch im Sediment in der Zerfallsreihe des ^{226}Ra produziert. Die oben genannte Probenpräparation führt zu einem radioaktiven Gleichgewicht in der Probe, so dass die im Sediment produzierte ^{210}Pb Aktivität auch gleich der ^{214}Pb Aktivität sein sollte. Das sogenannte "Excess" ^{210}Pb , das durch das Wasser ins Sediment eingetragen wird ergibt sich also als die totale ^{210}Pb Aktivität minus der ^{214}Pb Aktivität.

Die Papierfilter und das Absorbermaterial aus dem Large Volume Water Sampler wurden mit dem gleichen Detektor gamma-spektrometrisch analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Im Wasser des Zuflusses Ticino wurden ^{137}Cs -Aktivitätskonzentrationen zwischen 0.5 und 1.2 mBq/L gemessen, im Toce zwischen 0.2 und 2.7 mBq/L und in der Verzasca zwischen 1.2 und 1.4 mBq/L. Die unterschiedlichen Werte sind einerseits durch die unterschiedlichen Einzugsgebiete, andererseits aber auch durch jahreszeitliche Unterschiede oder durch lokale Regenfälle bestimmt.

Bei einer Dichte der Schwebstoffe von wenigen mg/L variierte die Aktivitätskonzentration der Schwebstoffe zwischen 33 und 323 Bq/kg. Bei einem Zufluss des Toce (T. Ovesca) wurde sogar eine Aktivitätskonzentration von 1'620 Bq/kg gemessen. Aus diesen Daten lassen sich Verteilungskoeffizienten k_D zwischen 30'000 L/kg und im Extremfall (T. Ovesca) 1'060'000 L/kg berechnen. Ein typischer Wert liegt in der Grössenordnung von $k_D = 100'000 \text{ L/kg}$.

Im Wasser des Lago Maggiore betrug die ^{137}Cs Aktivitätskonzentration zwischen 0.56 und 1.47 mBq/L. An den verschiedenen Positionen im See besteht jeweils die Tendenz, dass die Aktivitätskonzentration mit der Tiefe leicht zunimmt.

Die Aktivitätskonzentration der Schwebstoffe betrug zwischen 17 und 606 Bq/kg bei einer typischen Schwebstoffdichte von 0.1 mg/L. Die grösste Unsicherheit liegt bei dieser Messung in der Bestimmung der sehr geringen Schwebstoffmasse in den Papierfiltern. Demzufolge konnte auch der ^{137}Cs Verteilungskoeffizient in der Wassersäule des Sees, der wieder in der Grössenordnung von $k_D = 100'000 \text{ L/kg}$ liegt, nur grob bestimmt werden.

In den Abbildungen 2a bis 2c sind auf der linken Seite Fotos der längs aufgeschnittenen Sedimentkerne zu sehen. Überwiegend ist eine deutliche, jahreszeitlich bedingte, hell-dunkel Lamellierung zu erkennen, die nicht immer exakt waagrecht verläuft und die teilweise auch eine Krümmung besitzt. Die Sedimentoberfläche ist an den untersuchten Positionen also nicht überall perfekt eben und sie ändert ihre Struktur auch im Laufe der Jahre.

Im Sediment der Position 2 ist in der Tiefe zwischen 13 und 32 cm ein farblich homogener Bereich ohne Lamellierung zu sehen. Diese Homogenität findet sich auch in der Tiefenverteilung des ^{137}Cs und in der Dichte des Materials wieder. Es handelt sich um einen Turbidit, einen lawinenartigen Abgang von Sediment von den steilen Unterwasserabhängen des Sees. Interessanterweise scheint sich das Turbidit in diesem, wie auch in anderen Fällen, auf das vorhandene Sediment zu legen, ohne darunterliegende Schichten zu durchmischen. In Sedimenten des Lago Maggiore können häufig grössere wie auch kleinere Turbidite in den Sedimentschichten gefunden werden.

In den Diagrammen rechts von den Fotos der Sedimentkerne (Abb. 2a - 2c) ist die ^{137}Cs Aktivitätskonzentration in Bq/kg dargestellt. In allen Diagrammen ist ein Maximum zu finden, das dem Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahr 1986 zugeordnet werden kann. Nach dem Fallout nahm der Zufluss von Aktivität aus dem Einzugsgebiet in den See hinein kontinuierlich ab, was sich auch im Sediment widerspiegelt: An allen Positionen nimmt die Aktivitätskonzentration vom Tschernobyl-Maximum hin zur Sedimentoberfläche deutlich ab.

An den Positionen 2, 3, 4, 5 und 7 ist in grösserer Tiefe ein weiteres Maximum zu erkennen. Dieses Maximum ist dem Höhepunkt des Fallouts von den atmosphärischen Kernwaffentests aus dem Jahre 1963 zuzuordnen. Zu unterscheiden ist dieses Maximum vom Tschernobyl-Maximum durch den deutlich messbaren Anteil von ^{241}Am , einer Tochter des ^{241}Pu . Die Sedimentkerne der Positionen 1 und 6 waren nicht lang genug, um das ^{137}Cs der atmosphärischen Kernwaffentests zu finden.

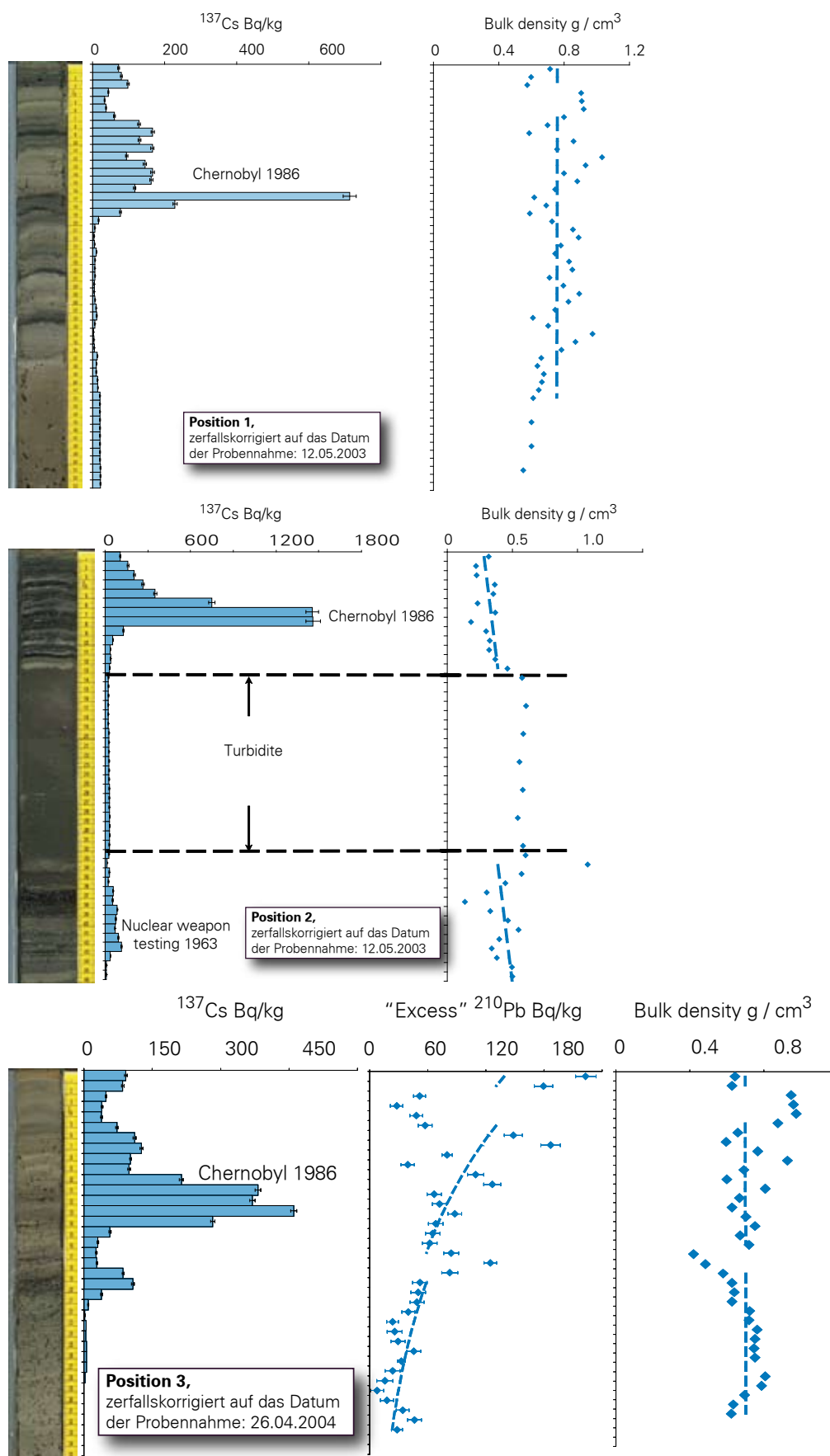


Abbildung 2a:

Foto, Tiefenverteilungen der ^{137}Cs Aktivität, des "Excess" ^{210}Pb und der Dichte im Sediment an verschiedenen Positionen des Lago Maggiore.

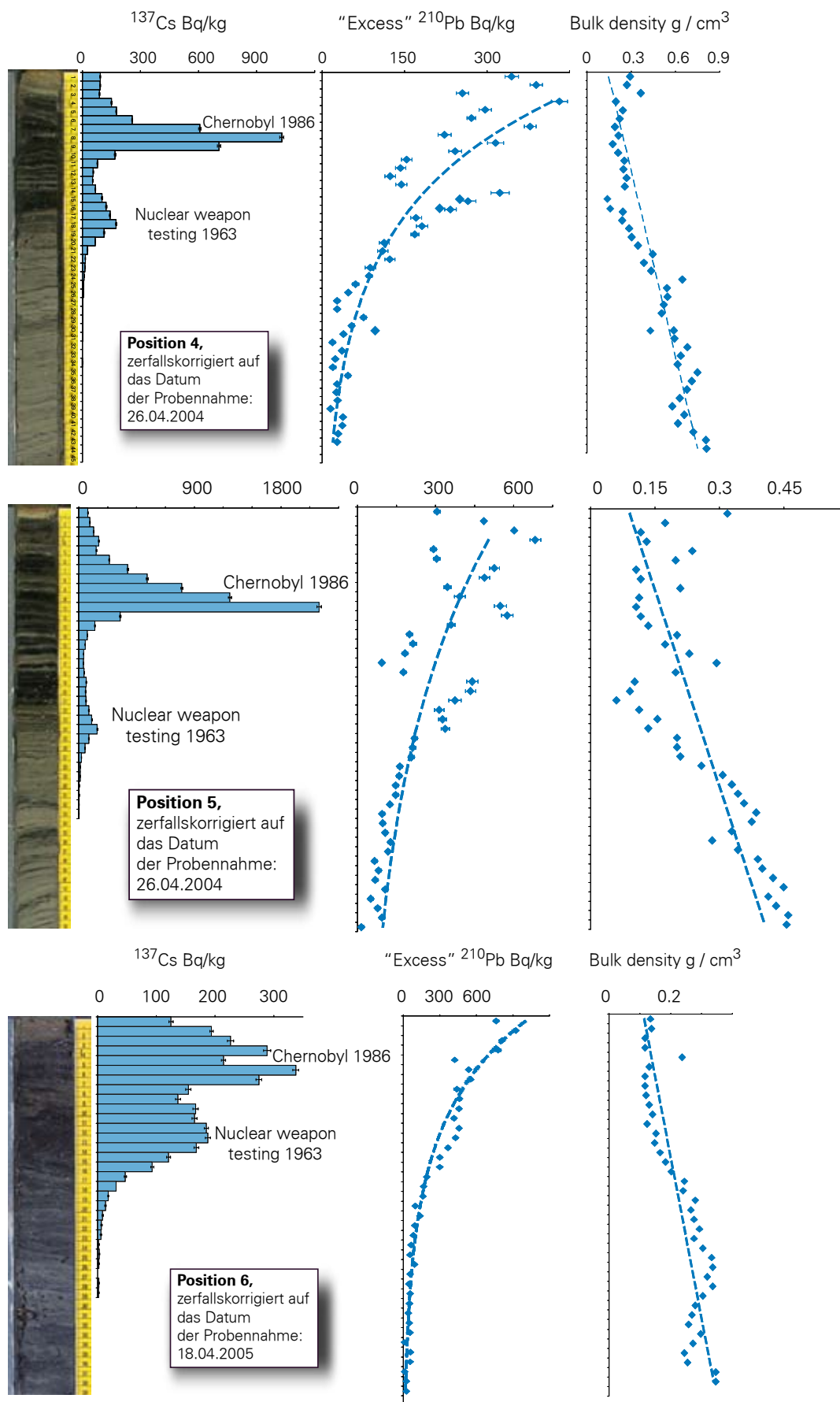


Abbildung 2b:

Foto, Tiefenverteilungen der ^{137}Cs Aktivität, des "Excess" ^{210}Pb und der Dichte im Sediment an verschiedenen Positionen des Lago Maggiore.

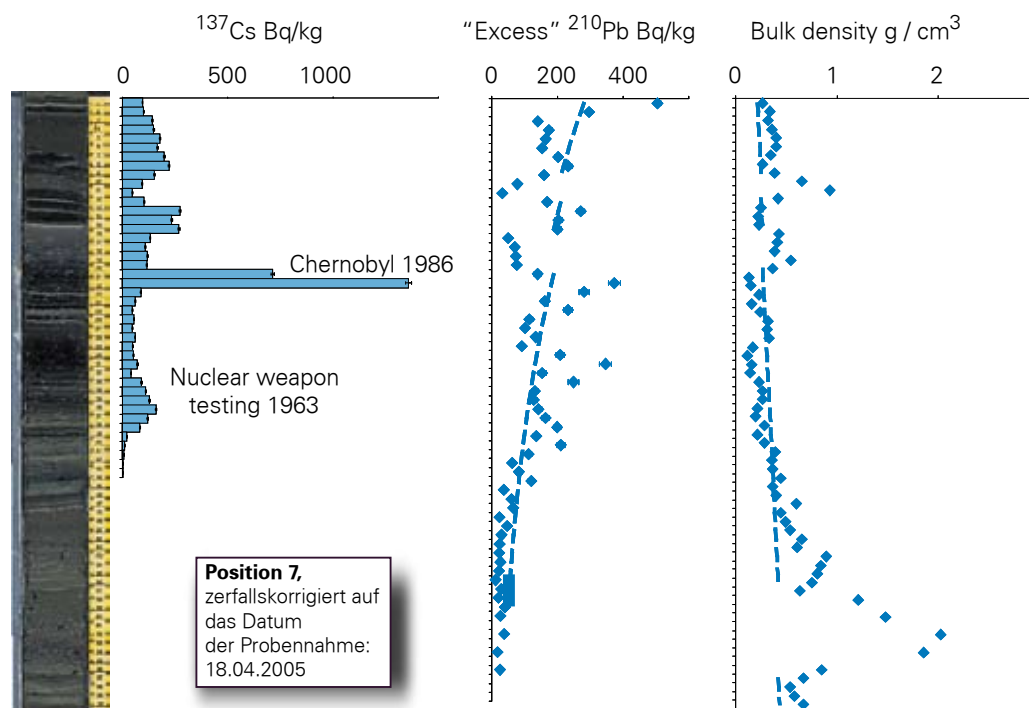


Abbildung 2c:

Foto, Tiefenverteilungen der ^{137}Cs Aktivität, des "Excess" ^{210}Pb und der Dichte im Sediment an verschiedenen Positionen des Lago Maggiore.

Aus der Masse im Sedimentkern, die sich oberhalb des Tschernobylmaximums befindet, ergeben sich Sedimentationsraten für den Zeitraum von 1986 bis heute zwischen $0.05 \text{ g/(cm}^2 \cdot \text{a)}$ an der Position 6 und $0.78 \text{ g/(cm}^2 \cdot \text{a)}$ an der Position 1. Die hohe Sedimentationsrate von Position 1 ist dadurch bedingt, dass die Verzasca und der Ticino allochthones Material zuführen. Für den Zeitraum von 1963 bis 1986 ergeben sich ähnliche Sedimentationsraten. Ein grösserer Unterschied, wie etwa bei der Position 2, kann durch das vorhandene Turbidit erklärt werden.

Das Tschernobyl-Maximum hat an den Positionen 1, 5 und 7 eine sehr geringe Breite, die durch die Tiefenauflösung von 1 cm gar nicht richtig dargestellt werden konnte, während es an den anderen Positionen, insbesondere Position 6, etwas breiter ist. Offensichtlich reicht die Bioturbation, sei es durch Bakterien oder Würmer, nicht aus, die Maxima im Laufe von Jahrzehnten zu "verschmieren". Auch die Diffusion von im Porenwasser gelöstem ^{137}Cs hat offenbar keinen grossen Einfluss. Man kann also davon ausgehen, dass das ^{137}Cs im Sediment des Lago Maggiore relativ fest gebunden ist und dass eine Rücklösung von ^{137}Cs ins Wasser des Sees damit unbedeutend ist.

An den Positionen 2, 4 und 5 hat die ^{137}Cs Tiefenverteilung eine relativ gleichmässige Struktur. An den anderen Positionen treten grössere unregelmässige Schwankungen auf. Bei allen Sedimentkernen sind grössere Schwankungen auch in der Verteilung des durch die Wassersäule zugeführten ^{210}Pb (Excess ^{210}Pb) und in der Verteilung der Sedimentdichte zu finden (s. Abb. 2a - 2c). Dies illustriert, dass die Sedimentation an allen Positionen relativ unregelmä-

ssig abläuft. Es sedimentiert nicht nur autochthones Material, sondern es wird auch allochthones Material unterschiedlicher Quellen im See verteilt. Unregelmässig, aber im Tessin häufig vorkommender Gewitterregen trägt z. B. Wasser und Schwebstoffe über viele kleine und kleinste Zuflüsse von den steilen Flanken der den See umgebenden Berge ein.

In Putyrskaya et al. (2007, 2009) wurde versucht, das Migrationsverhalten von ^{137}Cs im Einzugsgebiet des Lago Maggiore, im Wasser des Sees und in seinen Sedimenten mit Hilfe von Modellen zu beschreiben. Ein Ergebnis dieser Modellierungen war, dass der mittlere ^{137}Cs Eintrag in das Einzugsgebiet des Lago Maggiore

nach dem Fallout des Tschernobyl-Unfalls nur etwa 5 kBq/m^2 betragen haben kann. Nur mit dieser Annahme lassen sich heutige Aktivitätskonzentrationen von etwa 1 mBq/L im Wasser der Zuflüsse und im Seewasser erklären.

Mehr als 20 Jahre nach dem Unfall von Tschernobyl variiert die Aktivitätskonzentration im Wasser verschiedener kleiner und grosser Seen nördlich und südlich der Alpen um einen Faktor 1'000: Weniger als 100 mBq/L beim flachen eutrophen Vorsee (Blitzenreuter Seenplatte) in Oberschwaben und für uns nicht mehr messbar, das heisst weniger als 0.1 mBq/L , beim Bodensee. Hinsichtlich der Aktivitätskonzentration ordnen sich der Lago di Lugano und der Lago Maggiore zwischen den beiden oben genannten Seen ein, wobei der Lago di Lugano immer eine höhere Aktivitätskonzentration als der Lago Maggiore hatte.

Danksagung

Die Autoren danken P. Guilizzone und dem CNR Istituto per lo Studio degli Ecosystemi, Verbania Pallanza (Italy) für die tatkräftige Unterstützung bei der Probenahme.

Referenzen

- Putyrskaya, V., Klemm, E.: Modeling ^{137}Cs migration processes in lake sediments. Journal of Environmental Radioactivity 96 (2007), 54-62.
- Putyrskaya, V., Klemm, E., Rölli, St.: Migration of ^{137}Cs in tributaries, lake water and sediment of Lago Maggiore (Italy, Switzerland) – analysis and comparison with Lago di Lugano and other lakes. Journal of Environmental Radioactivity 100 (2009), 35-48.

Kapitel 4.6

Quell- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien

P. Steinmann

Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 BERN

H. Surbeck

Centre d'Hydrogéologie, Univ. de Neuchâtel, Neuchâtel (seit 2009 : Nucfilm GmbH, 1792 Cordast)

Zusammenfassung

Die bisher vom CHYN durchgeführte Überwachung der Radioaktivität in Quell- und Grundwasser sowie Sickerwasser aus Deponien wird künftig direkt vom BAG wahrgenommen. Im Jahr 2008 fand ein Transfer von Wissen und Daten vom CHYN (Centre d'Hydrogéologie, Université de Neuchâtel) zum BAG statt, wo ein Alphaspektrometrie-Labor zur Bestimmung von natürlichen Radioisotopen im Trinkwasser eingerichtet wurde. Im Berichtsjahr wurden an den (stichprobenartig) erhobenen Wasserproben keine erhöhten Radioaktivitätswerte festgestellt.

Messprogramm

Die Überwachung von Grund-, Quell- und Deponiesickerwasser sowie die Bearbeitung von damit zusammenhängenden speziellen Fragestellungen wurde in den vergangenen Jahren am CHYN (Universität Neuchâtel) im Auftrag des BAG organisiert und durchgeführt.

Das Berichtsjahr stand im Zeichen des Transfers von Wissen und Daten vom CHYN an das BAG.

So wurden die von H. Surbeck entwickelten Methoden zur Messung von Radium- und Uranisotopen in Wasser am BAG eingeführt, und mit Vergleichsmessungen (CHYN-BAG und unabhängige Ringversuche) getestet. Die Methode basiert auf der Adsorption der Radioisotope auf adsorbierende Plättchen, die dann direkt in einem Alpha-spektrometer gemessen werden können. Für die Radiumisotope werden MnO_2 -beschichtete Plättchen eingesetzt, für Uran wird an einer dünnen Schicht von Diphonix-resin adsorbiert. Gleichzeitig wurde vom BAG auch die Methode zur Analyse von Radon in Wasser übernommen.

Die zwischen 2002 – 2007 am CHYN durchgeführten Analysen (Radiumisotope, Uranisotope, Radon und Tritium) sind jetzt in einer BAG Datenbank integriert.

Zusätzlich hat H. Surbeck in einem internen Bericht auch einen Katalog über radiologische Altlasten und Verdachtsflächen zusammengestellt. Radiologische Altlasten betreffen vor allem Deponien von Radium- oder Tritiumhaltigen Abfällen aus der Uhrenindustrie, welche diese Isotope in Leuchtfarben einsetzte. Radium- und Tritium-Verdachtsflächen sind in Fig. 1 dargestellt. Figur 2 zeigt weitere Verdachtsflächen, die vor allem mit erhöhten Urangelhalten im Zusammenhang stehen. Eine Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch Auswaschungen von Radioaktivität aus Deponien und Altlasten (speziell das in der Uhrenindustrie verwendete Tritium und Radium) ist im Allgemeinen als gering einzuschätzen. Änderungen der hydrologischen Verhältnisse, z.B. im Zusammenhang mit Sanierungen, können aber eine Neubeurteilung nötig machen.

Ergebnisse 2008

Radiumisotope im Grundwasser

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) unterhält ein Probenahmenetz für Grundwasser (NAQUA, siehe <http://www.bafu.admin.ch/grundwasser/>). Im Jahr 2005 wurden am CHYN 51 Proben aus dem NAQUA Netz auf ^{226}Ra und Uranisotope untersucht. Die Nachmessung dieser am CHYN präparierten MnO_2 Plättchen hat nun eine Abschätzung der ^{228}Ra Konzentrationen in diesen Wässern erlaubt. Das ^{228}Ra , das selber kein Alpha-Emitter ist, wurde bei der Präparation im Jahr 2005 auf die Plättchen adsorbiert. In der Zwischenzeit (ca. 40 Monate) hat sich das Tochterisotop (^{228}Th) aufgebaut. Die ^{228}Th Aktivität nach 40 Monaten entspricht ca. 56% der ursprünglichen ^{228}Ra



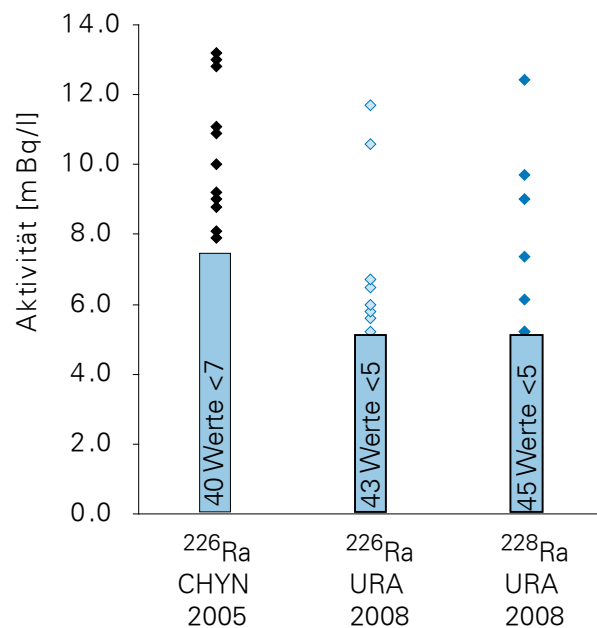
Figur 1:
Verdachtsflächen mit Radium und Tritium. Jaeger in Olten war gemäss SUVA ein Setzatelier. Setzateliers im Mendrisiotto sind bei der SUVA nicht aktenkundig.



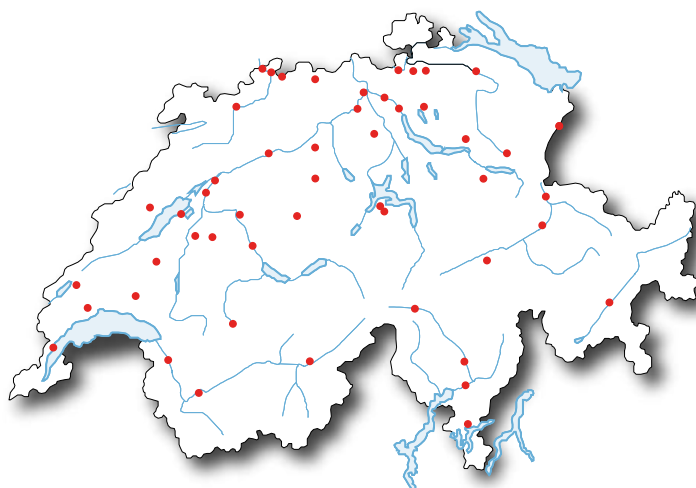
Figur 2:
Übrige radiologische Verdachtsflächen.

Aktivität. Die ^{228}Ra Aktivität kann also mit dem entsprechenden Faktor aus der ^{228}Th Aktivität errechnet werden. Die neuen Messungen an den Proben aus dem Jahr 2005 zeigen einen maximalen ^{228}Ra -Gehalt von 13 mBq/l ^{228}Ra . In fünf weiteren Proben ist ^{228}Ra nachweisbar, liegt aber meist unterhalb der Nachweisgrenze von ca. 5 mBq/l (siehe Fig. 3). Es wurde jeweils nur eine Seite der doppel-

seitigen MnO_2 Plättchen nachgemessen. Weil die beiden Seiten der Plättchen oft unterschiedlich viel Radium adsorbieren, ist das wahrscheinlich mit ein Grund, warum die neu gemessenen ^{226}Ra Werte etwas tiefer sind, als die CHYN-Werte von 2005. In Betracht der geringen Aktivitäten ist die Übereinstimmung aber befriedigend.



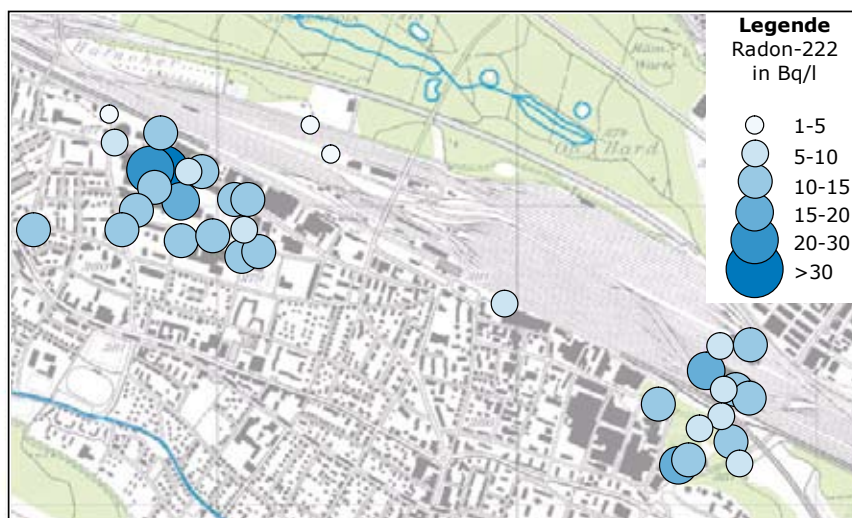
Figur 3:
 ^{226}Ra und ^{228}Ra Messungen an NAQUA-Proben aus dem Jahr 2005. Es ist jeweils die Verteilung der Aktivitäten der 51 gemessenen Proben dargestellt. CHYN 2005: die am CHYN gemessenen Werte für ^{226}Ra . URA 2008: die am BAG im Jahr 2008 gemessenen ^{228}Ra Werte (nur eine Seite der doppelseitigen MnO_2 -Plättchen gemessen) und ^{228}Ra Werte (gerechnet als $1.8 \times ^{228}\text{Th}$ -Aktivität). Die Karte zeigt die Verteilung der Probenahmepunkte.



Radon und Tritium im Grundwasser

Ein grösseres Messprogramm zu Radioaktivität im Grundwasser wird zur Zeit rund um MuttENZ (BL) in Zusammenarbeit mit dem Amt für Umweltschutz und Energie in Liestal durchgeführt. Gemessen werden Radon und Tritium sowie an ausgewählten Proben ^{226}Ra und Uranisotope.

Die Fig. 4 zeigt die Radonwerte der ersten Messkampagne 2008. Der höchste an denselben Proben gemessene ^3H Wert liegt bei 8 Bq/l alle anderen Werte sind unterhalb von 5 Bq/l (meist <3 Bq/l). Weitere Probenahmen im Gebiet MuttENZ sind im Gang und eine Auswertung aller Ergebnisse erfolgt später.

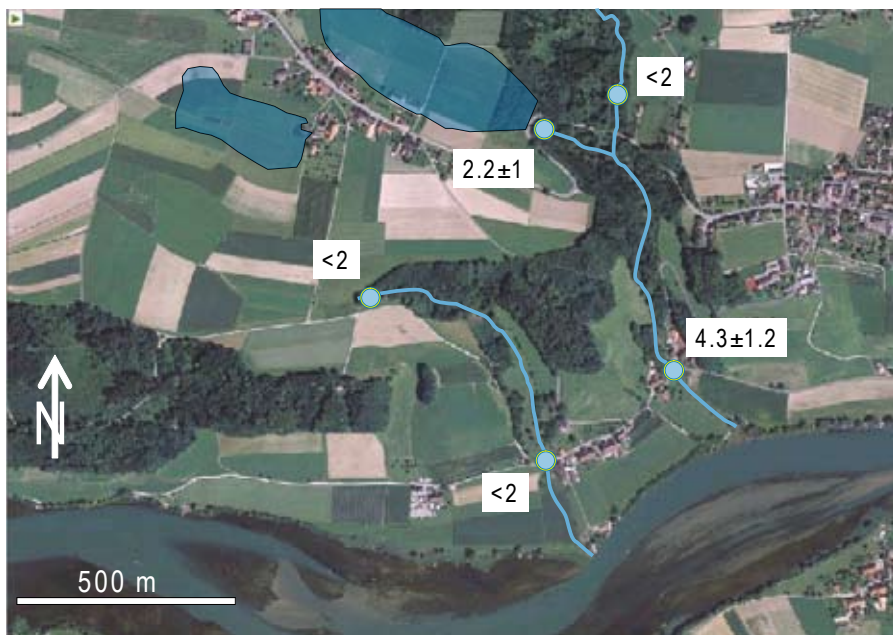


Figur 4:
Radonkonzentrationen [Bq/l] in Grundwasserproben bei MuttENZ.

Deponien

Drei während der ersten Sanierungsphase in der Deponie Kolliken erhobene Sickerwasserproben zeigen geringe Gehalte von Tritium (18 - 26 Bq/l) und ^{226}Ra (<5 bis 17 mBq/l). Eine gleichzeitig genommene Schlammprobe aus der Deponie-eigenen Kläranlage Swalba wurde gamma-spektrometrisch untersucht, ohne eine erhöhte Radioaktivität festzustellen. Die Probe enthält <24 Bq/kg ^{226}Ra .

Ebenfalls Stichproben wurden bei der Deponie Illiswil bei Wohlen/BE genommen. Die Probenahme fand nach dem Bau des Ableitungsstollen der Sickerwässer in die ARA statt. Der Tritiumgehalt der gesammelten Bachwasserproben ist durchwegs tief und ein Einfluss der Deponie kann nicht eindeutig nachgewiesen werden (Fig. 5).



Figur 5:
Deponie Illiswil, Tritium im Wasser in [Bq/l], 2σ Messunsicherheit. Bachwasserproben (blaue Punkte). Probenahme September 2008. Die Deponieflächen oben im Bild sind blau eingezeichnet.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008 Résultats 2008

Kapitel 5 Lebensmittel

Chapitre 5 Denrées alimentaires

Kapitel 5 Radioaktivität in den Lebensmitteln	82
Zusammenfassung	82
Messprogramm	82
Ergebnisse der Überwachung	83
Bewertung und Interpretation	85

Kapitel 5

Radioaktivität in den Lebensmitteln

P. Steinmann, S. Estier

Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 BERN

für die Laboratorien

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

M. Zehring – Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, Postfach, 4012 Basel

E. Nyfeler – Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstrasse 19, 3000 BERN 19

D. Baumann – ALT, Planaterrastrasse 11, 7001 Chur

N. Solcà – Laboratorio Cantonale, Via Mirasole 22, 6500 Bellinzona

R. Etter, Ch. Bürgi, G. McCombie – Kantonales Labor, Postfach, 8032 Zürich

F. Bochud, P. Froidevaux, F. Barraud, J. Corcho, A. Savary – IRA, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

M. Burger, S. Rölli, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner – LABOR SPIEZ, VBS, 3700 Spiez

G. Ferreri, A. Gurtner, M. Müller – Sektion Umweltradioaktivität URA, BAG, 3003 BERN

Zusammenfassung

An der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel sind die kantonalen Laboratorien und Messstellen des Bundes beteiligt. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2008 ausser Spuren von ^{137}Cs , ^{90}Sr und Tritium keine andere anthropogene Radionuklide nachweisbar. Die Grenzwerte wurden überall eingehalten. Es musste aber festgestellt werden, dass als Folge der erhöhten Kontamination nach dem Tschernobyl-Reaktorunfall immer noch sporadisch Toleranzwertüberschreitungen für ^{137}Cs in Milch vorkommen können. Auch bei einheimischen Wildpilzen und bei Heidelbeeren (Import) ist der ^{137}Cs Gehalt immer noch erhöht, ohne aber die entsprechenden Toleranzwerte zu überschreiten. Infolge der geringen Konsumraten und des vereinzelt, lokalen Auftretens führen diese Aktivitäten zu keinen nennenswerten Strahlendosen.

Messprogramm

Die Radioaktivität von Lebensmitteln wird in Zusammenarbeit von Bundesstellen und Kantonalen Laboratorien überwacht. Der Probenahmeplan des BAG umfasst Messungen (Gammaskpektrometrie, ^{90}Sr , Tritium) an den Hauptnahrungsmitteln Milch und Getreide, sowie stichprobenweise einheimische Wildpilze und Gemüse in der Umgebung von tritiumverarbeitender Industrie. Darüber hinaus messen einige Kantone zusätzliche Lebensmittel (auch Importwaren). Für Radionuklide in Lebensmitteln gelten Toleranzwerte und Grenzwerte gemäss der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) (siehe Kapitel 1, Tabelle 1). Bei Überschreitung des Toleranzwertes gilt das Produkt als verunreinigt oder im Wert vermindert. Bei der Überschreitung des Grenzwertes gilt das Produkt als gesundheitsgefährdend.

Ergebnisse der Überwachung

¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr in Milch

Der Probenahmeplan sieht rund 20-25 Analysen von ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr an Milchproben vor. Darüber hinaus analysieren einige Kantonslaboratorien zusätzliche Proben. Im Berichtsjahr 2008 waren dies vor allem die Kantone Graubünden (48 Proben ¹³⁷Cs), Luzern (14 Proben ¹³⁷Cs) und Tessin (¹³⁷Cs an 8 Milchproben und 7 Milchprodukten).

Caesium-137

Von insgesamt 95 auf ¹³⁷Cs untersuchten Milchproben enthielten 89 Proben (94%) eine Aktivität von weniger als 1 Bq/l. Wie in früheren Jahren ergaben sich leicht erhöhte Radiocaesium Werte für die Proben aus dem Tessin (6 Proben: 5, 7, 14, 14, 18 und 19 Bq/l). Bei 4 Proben lag die ¹³⁷Cs Aktivität demnach oberhalb des Toleranzwertes von 10 Bq/l. Drei dieser Proben sind einmalig erhobene Proben aus Alpwirtschaften, d.h. sie stammen aus höher gelegenen Gebieten, wo die Deposition von künstlichen Radioisotopen erhöht war. Gleichzeitig mit den Milchproben wurden in diesen Alpwirtschaften auch 7 Käse- und Molkeproben genommen, von denen wiederum 4 Werte über dem Toleranzwert gemessen wurden (12-19 Bq/l). Auch diese Werte erklären sich durch die höhere ¹³⁷Cs Belastung in Höhenlagen.

Als einzige Probe aus dem normalen Überwachungsprogramm lag die Milchprobe aus Intragna mit 18 Bq/l über dem Toleranzwert. Für diesen Standort wurde der Toleranzwert in den Jahren 1995 – 2003 häufig überschritten (Maximum: 25 Bq/l); von 2004 bis 2008 waren die Aktivi-

täten aber tiefer (4-7 Bq/l). Im Tessin, wo die Kontamination nach dem Tschernobyl-Reaktorunfall besonders stark war, muss also mit sporadischen Toleranzwertüberschreitungen für ¹³⁷Cs in Milch weiterhin gerechnet werden. Der Grenzwert für ¹³⁷Cs in Milch liegt bei 1'000 Bq/l.

Strontium-90

Alle 20 gemessenen Milchproben ergaben Werte unter dem Toleranzwert von 1 Bq/l. Bei der Hälfte der Proben war die Aktivität gar unter 0.01 Bq/l. Die höchsten Werte stammten wie im letzten Jahr von Proben aus dem Tessin (Novaggio/TI: 0.3 Bq/l) und von Proben aus Höhenlagen (Mürren - Allmendhubel/ BE: 0.29 Bq/l). Die Resultate der in denselben Gegenden erhobenen Erd- und Grasproben sind im Kapitel 4.3. zusammengestellt.

¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr in Getreide

Getreide: 11 Proben aus den Regionen FR, SO, AG, TG, SG, sowie aus der Umgebung der KKW Leibstadt, Gösigen, Beznau ergaben für ¹³⁷Cs weniger als die Nachweisgrenze von 0.3 Bq/kg und für ⁹⁰Sr zwischen 0.1 und 0.5 Bq/kg. Die Proben aus der Umgebung der KKW zeigten keinen Unterschied zu denjenigen aus der übrigen Schweiz.

¹³⁷Cs in Pilzen

Das Amt für Verbraucherschutz in Aarau hat die Langzeitreihe von ¹³⁷Cs Messungen in einheimischen Pilzen im Jahr 2008 mit 28 Proben weitergeführt. Auch das Kantonslabor Graubünden hat 2008 eine Messkampagne an einheimischen Pilzen durchgeführt und 35 Proben auf ¹³⁷Cs analysiert. Zusätzlich wurden durch die kantonalen Laboratorien (AG, BS, GR, TI, ZH) 40 Proben von importierten Wildpilzen gemessen.



Herbsttrompete



Maronenröhrling



Violetter Rötlerterling

Tabelle 1:

¹³⁷Cs in Wildpilzen 2008. Angaben in Bq/kg Frischgewicht.

Name	Herkunft	Anzahl	Aktivität		
			Median	Min	Max
Eierschwämme	GR, TG, LI	11	38	1	156
Eierschwämme	Osteuropa	9	76	6	145
Goldröhrling	AG	2	103	71	134
Hallimasch	AG, GR	4	6	0.5	8
Herbsttrompete	AG	2	14	11	16
Maronenröhrling	AG, GR	3	181	174	199
Nebelgrauer Trichterling	AG	2	3	1	6
Reizker	GR	2	8	4	11
Rotfussröhrling	AG	3	21	14	74
Steinpilze	AG, GR, TG	7	19	12	62
Steinpilze	China	9	< 1	< 1	1
Steinpilze	Osteuropa	14	16	1	95
Stockschwämmchen	AG	2	15	11	18
Violetter Lacktrichterling	AG	2	78	55	100
Violetter Rötlerterling	AG	2	3	1	6
Zigeuner	AG, GR	4	486	218	556



Reizker



Nebelgrauer Trichterling



Rotfussröhrling

Für Wildpilze gilt, bezogen auf Frischgewicht, gemäss FIV ein Toleranzwert von 600 Bq ^{137}Cs /kg und ein Grenzwert von 1'250 Bq/kg Caesiumisotope. Eine Zusammenfassung der Resultate ist in Tabelle 1 zusammengestellt. Alle Messwerte lagen unterhalb des Toleranzwertes von 600 Bq/kg.

Die Belastung mit ^{137}Cs hängt sehr stark von der Pilzart ab. So ist für Proben aus den Kantonen Aargau und Graubünden der Medianwert für Hallimasch beinahe hundertmal tiefer als jener für Zigeuner.

Der Trend zur Abnahme nach dem Tschernobyl Unfall bei dem am meisten belasteten einheimischen Speisepilz Zigeuner ist in Figur 1 ersichtlich. Im Gegensatz zu den entsprechenden Abbildung in früheren Berichten sind hier die Aktivitäten zur Zeit der Probenahme dargestellt. Die gestrichelten Linien zeigen den aufgrund des radioaktiven Zerfalls erwarteten Rückgang der Aktivität. In den ersten 10 Jahren der Messreihe nimmt ^{137}Cs deutlich stärker ab als erwartet. Dies ist auf Umlagerung im und Auswaschung aus dem Boden zu erklären. Etwa seit dem Jahr 2000 nimmt ^{137}Cs mit seiner Halbwertszeit von 30 Jahren ab.

Tritium in Milch und Gemüse

In der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen finden sich erhöhte Tritiumwerte (für Messungen im Niederschlag siehe Kapitel 4.1; für die autorisierten Abgaben siehe Kapitel 9.1). Die jährlich durchgeführten Routinemessungen von Milch-, Gemüse- und Früchteproben aus der Umgebung der Firma (Juli - August) ergaben im Destillat der 7 Gemüseproben 52 - 138 Bq/l. Als Folge der erhöhten Tritiumaktivitäten in den Pflanzen ist auch die Tritiumaktivität der Milch höher: 16 - 23 Bq/l Destillat in 3 Milchproben (Juni 2008).

Das Kantonslabor BS hat im Berichtsjahr bei drei Milchproben aus dem Tessin Tritium-Werte zwischen 0.7 und 2.3 Bq/l, für eine Probe in der Region Basel (Sissach) 3.1 Bq/l und für eine Probe aus den Freibergen 0.7 Bq/l gefunden. Obwohl die Werte der Milch aus Niederwangen deutlich höher waren als in diesen unbelasteten Gebieten, wurde der Toleranzwert (FIV) von 1'000 Bq/kg in keinem Fall überschritten.

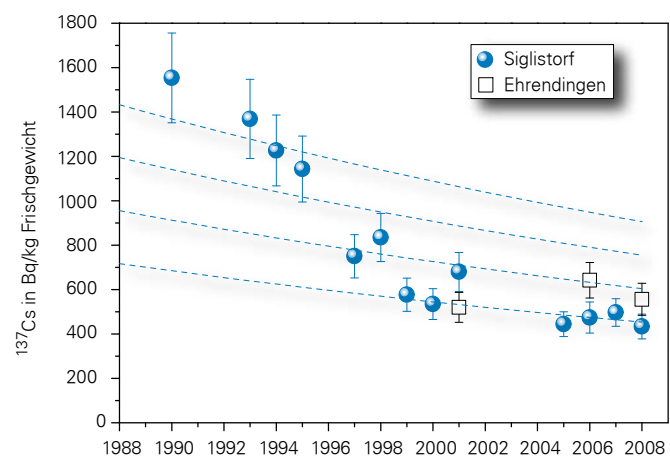
Heidelbeeren

Die kantonalen Laboratorien BS, ZH und AG haben Wildbeeren und Produkte mit Beeren gemessen. Bei 15 Wildbeerenproben aus Nord- und Osteuropa lagen die ^{137}Cs Aktivitäten zwischen 1 und 97 Bq/kg (Median: 10 Bq/kg). Damit wurde der neue ab März 08 gültige Toleranzwert von 100 Bq ^{137}Cs /kg (knapp) eingehalten. Bei 16 Fertigprodukten mit Heidelbeeren (teilweise mit anderen Beeren gemischt) ergaben sich ^{137}Cs Aktivitäten zwischen < 1 Bq/kg und 34 Bq/kg (Median: 7 Bq/kg). Elf Beeren-Produkte ohne Heidelbeeren enthielten ^{137}Cs in Aktivitäten zwischen < 0.1 Bq/kg und 2.4 Bq/kg (Median: < 1 Bq/kg).

Diverse Lebensmittel und Nahrungsmittelzusätze

Das Kantonslabor BS hat gammaspektrometrische Untersuchungen an weiteren Lebensmittel durchgeführt, besonders Gewürze (Import), Honig (meist Import) und verkaufsfertige Produkte auf Getreidebasis wie Mehle oder Flocken. In 42 Gewürzproben fanden sich ^{137}Cs Aktivitäten zwischen < 0.4 und 2 Bq/kg (keine Toleranzwertüberschreitungen). In 24 Honigproben waren die ^{137}Cs Aktivitäten tiefer als der Toleranzwert von 10 Bq/kg, ausser bei einer Probe aus Österreich mit 24 Bq/kg. Die 54 Getreideprodukte enthielten am wenigsten künstliche Radioaktivität mit einer ^{137}Cs Konzentration von meist unterhalb der Nachweisgrenze (Maximum: 1.6 Bq/kg).

Bei der Analyse von 7 diversen Lebensmittelproben fanden die kantonalen Laboratorien tiefe ^{137}Cs Konzentrationen (< 0.1 – 1.4 Bq/kg) mit der Ausnahme eines Likörs aus Finnland der mit 21.4 Bq/kg über dem Toleranzwert lag.



Figur 1:

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

Das Kantonslabor Basel-Stadt hat 2008 auch eine Meskampagne zu natürlichen Radioisotopen der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen in Kieselsäurepulver durchgeführt. Diese Kieselerden werden als Nahrungsergänzungsmittel beziehungsweise Heilmittel verkauft. Kieselerden können in Seesedimenten vorkommen und werden bergmännisch abgebaut. Da Kieselerden eine sehr hohe spezifische Oberfläche haben und gute Adsorber für gelöste Metalle und andere Stoffe sind, war eine erhöhte natürliche Radioaktivität nicht überraschend. Eine Grenzwertüberschreitung für die Radionuklidgruppe II (^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Po , ^{210}Pb , etc.) wurde tatsächlich festgestellt. Bei vorschriftsgemässer Einnahme der am stärksten belasteten Kieselerde errechnet sich mit Hilfe des Dosisfaktors (e_{ing}) gemäss Strahlenschutzverordnung, Anhang 3 eine Jahresdosis von einigen 100 μSv . Das betroffene Produkt wurde inzwischen vom Grossverteiler zurückgezogen.

Bewertung und Interpretation

Für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch künstliche Radioisotope in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Aktivitätsmesswerte meist unter der Messgrenze liegen. Toleranzwertüberschreitungen oder Werte nahe am Toleranzwert wurden 2008 nur vereinzelt festgestellt. Nennenswert ist die Toleranzwertüberschreitung für ^{137}Cs bei einer Milchprobe. Bezüglich künstlicher Radioaktivität könnte bei erhöhtem Konsum der am stärksten belasteten Lebensmittel eine Dosis kleiner als 0.05 mSv erreicht werden. Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die über die Nahrung aufgenommenen natürlichen Radionuklide im menschlichen Körper bei durchschnittlich 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 . Der Konsum der beanstandeten Kieselerde könnte im Einzelfall die genannte Dosis von 0.35 mSv merklich erhöhen.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008 Résultats 2008

Kapitel 6 Radioaktivität im Menschen Chapitre 6 Radioactivité dans le corps humain

Kapitel 6.1 Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2008	88
Zusammenfassung	88
Ziel der Messungen	88
Messmethode	88
Ergebnisse und Interpretation der ¹³⁷ Cs-Messungen	89
⁴⁰ Kalium-Gehalt des Körpers	89
Chapitre 6.2 Mesure de ⁹⁰Sr dans les vertèbres et les dents de lait	90
Résumé	90
Introduction	90
Conclusions	92

Kapitel 6.1

Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2008

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. Die Messresultate aus dem Jahr 2008 ergaben durchwegs Werte für ^{137}Cs unter der Nachweisgrenze von 40 - 70 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 mittels eines personenähnlichen Phantoms bekannter Aktivität.

Ergebnisse und Interpretation der ^{137}Cs -Messungen

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2008 am PSI in Villigen bei 262 Personen total 438 Ganzkörpermessungen durchgeführt. Davon wurden 227 Messungen auf einem offiziellen Triagemessplatz durchgeführt. In keinem Fall konnte eine ^{137}Cs -Inkorporation nachgewiesen werden.

Die ^{137}Cs -Messwerte an 19 Gymnasiastinnen und 25 Gymnasiasten aus Genf (14 – 18-jährige) ergaben durchwegs Werte unter der Nachweisgrenze von 40 bis 70 Bq. Die Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Basel wurden 2005 eingestellt.

^{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 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 und Basel kann die Häufigkeitsverteilung des Kalium-Gehaltes bestimmt werden. Im Durchschnitt ergibt sich bei den untersuchten Gymnasiasten bei den jungen Frauen ein Mittel von 1.9 g Kalium (20 - 80%-Perzentile: 1.7 - 2.05 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 3'300 Bq) und bei den jungen Männer 2.3 g K (20 - 80%-Perzentile: 2.15 - 2.5 gK) pro kg Körpergewicht (entsprechend 4'900 Bq).

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 ($\text{BMI} = \text{Gewicht}/\text{Grösse}^2 [\text{kg}/\text{m}^2]$) 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.

Chapitre 6.2

Mesure de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents de lait

P. Froidevaux, J. Corcho, F. Barraud, A. Savary, S. Angelini, F. Bochud

Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

Nous avons mesuré le ^{90}Sr dans des échantillons de dents de lait d'enfants nés entre 1989 et 1995 et prélevées entre 2006 et 2008. Les activités se situent entre 0.026 et 0.049 Bq/g Ca. Des mesures similaires ont été effectuées sur des vertèbres de personnes décédées en 2008. Les activités sont comprises entre 0.014 et 0.049 Bq/g Ca. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus les années précédentes et montrent que la chaîne alimentaire n'est contaminée en ^{90}Sr que par les résidus d'activité provenant des essais nucléaires des années soixante. On observe aussi que le rapport $^{90}\text{Sr} / \text{g Ca}$ dans le corps humain est proche de celui trouvé dans le lait mais diffère sensiblement de celui trouvé dans le blé, les pommes et pommes de terre ainsi que les salades. Le lait est donc encore en Suisse l'apport principal en calcium. Les nouvelles tendances nutritionnelles, qui délaissent les produits laitiers, pourraient toutefois expliquer la variabilité des rapports $^{90}\text{Sr} / \text{g Ca}$ entre individus.

Introduction

La plupart du ^{90}Sr présent dans l'environnement peut être attribuée aux retombées des essais des bombes atomiques en atmosphère des années soixante. Cet héritage ne concerne pas seulement le ^{90}Sr mais également d'autres radioéléments comme le ^{14}C , le ^{137}Cs ou le plutonium. D'autres sources potentielles de contamination incluent l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl et, dans certains endroits du monde, des contaminations localisées dues à l'utilisation civile ou militaire de la fission nucléaire. Le programme de surveillance national du ^{90}Sr , un produit de fission hautement radiotoxique, inclut l'analyse des dents de lait des enfants ainsi que des vertèbres humaines de personnes décédées dans l'année.

En 2008, l'IRA et l'OFSP ont publié une étude similaire concernant le transfert du plutonium du plasma sanguin de la mère à l'enfant en mesurant par spectrométrie de masse le plutonium contenu dans les dents de lait des enfants nés en Suisse entre 1952 et 1995 (Froidevaux and Haldimann, 2008). Les résultats montrent que le plutonium a un comportement très différent de celui du ^{90}Sr ; en effet l'étude a démontré que le plutonium ne passait pas la barrière placentaire et que les très faibles taux de plutonium mesurés dans les dents de lait provenaient uniquement de la contamination post-natale de l'enfant, lorsqu'il commence à respirer de manière indépendante l'air contenant du plutonium (issu des essais d'armes atomiques des années soixante).

En Suisse, les produits laitiers constituent un apport important de calcium pour le corps humain au travers de l'alimentation. On présume donc que le rapport $^{90}\text{Sr} / \text{g Ca}$ des dents de lait et des vertèbres humaines doit être proche de celui mesuré dans le lait. Dans ce travail les rapports $^{90}\text{Sr} / \text{g Ca}$ obtenus dans les dents de lait et dans les vertèbres sont comparés aux rapports mesurés dans différents aliments afin de déterminer l'importance de certains aliments dans le transfert de ^{90}Sr du sol à l'homme.

Résultats et discussion

Les analyses des dents de lait prélevées entre 2006 et 2008 (Tableau 1) confirment les faibles niveaux d'activité mesurés dans ces échantillons ces 10 dernières années (< 0.050 Bq/g Ca). L'activité moyenne des dents de lait est similaire à celle déterminée dans les vertèbres d'adultes décédés en 2008 (Tableau 2). Ces deux types de mesures garantissent que l'environnement en Suisse n'a pas subi d'augmentation d'activité en ^{90}Sr mesurable ces dernières années. Les caractéristiques principales des mesures indiquent que:

- L'activité en ^{90}Sr des dents de lait et des vertèbres diminue d'année en année en Suisse depuis la promulgation du traité d'interdiction des essais nucléaires en atmosphère.
- Les activités en ^{90}Sr des dents de lait et des vertèbres tendent à une valeur d'équilibre proche de 0.030 Bq/g Ca.

Le Tableau 3 présente les résultats obtenus en 2008 sur différents aliments, notamment le lait. Les activités sont représentatives d'échantillons de plaine car c'est sur le plateau suisse que se concentre l'essentiel de la population du pays. Toutefois, il faut retenir que les produits laitiers en provenance de pâturages de montagne contiennent significativement (jusqu'à 10 fois) plus de ^{90}Sr (Pourcelot et al. 2007). En moyenne, sur le plateau suisse, les activités en ^{90}Sr sont de 0.035 Bq/g Ca pour le lait, mais de l'ordre de 0.20 Bq/g Ca pour le blé non raffiné et les pommes, de 0.45 Bq/g Ca pour les salades et entre 0.08 et 0.8 Bq/g Ca pour les pommes de terre (non pelées, masse sèche). On constate donc que le rapport trouvé dans les tissus calcifiés du corps humain est proche de celui trouvé dans le lait mais diffère significativement du rapport trouvé dans d'autres aliments. Le lait constitue donc encore l'apport principal en calcium en Suisse. Toutefois, l'utilisation accrue de céréales non raffinées dans l'élaboration du pain et de produits fabriqués pour le petit déjeuner ainsi qu'une alimentation moins riche en produits laitiers est une réalité assez récente en Suisse mais qui pourrait expliquer une certaine part de la variabilité entre les cas individuels. Ainsi une personne consommant très peu de produits laitiers, avec un apport calcique par les céréales et les végétaux accru en conséquence, pourrait avoir un rapport ^{90}Sr Bq/g Ca des tissus calcifiés plus élevé que les moyennes présentées dans ce travail. Toutefois il est à noter que, selon l'analyse de notre base de données pour le calcium dans les aliments, il faut consommer 0.9 l de lait pour ingérer 1 g de calcium alors que le même apport requiert environ 1.2 kg de céréales brutes ou 8 kg de pommes fraîches ou 5 kg de pommes-de-terre (avec la pelure) ou encore 750 g de salade. On peut donc exclure les fruits et les pommes de terre comme apport significatif de calcium (donc de ^{90}Sr). Cependant un régime végétarien à base de légumes verts et de céréales peut modifier significativement à la hausse le rapport $^{90}\text{Sr}/\text{g Ca}$ dans le corps humain.

Tableau 1: ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait d'enfants nés en Suisse entre 1991 et 1999. Les dents de lait sont groupées pour former un échantillon d'au moins 4 g de cendre après calcination (environ 10 dents). Incertitudes pour $u(95\%)$.

Lieu de naissance	Année de naissance	Année d'extraction	^{90}Sr (Bq/g Ca)
Vaud	1994	2006-2008	0.026 ± 0.004
Vaud	1995	2006-2008	0.027 ± 0.005
Zürich 89/90	1989	2006-2008	0.049 ± 0.007
Zürich	1991	2006-2008	0.037 ± 0.004
Zürich	1996	2006-2008	0.039 ± 0.005
Tessin	1994	2006-2008	0.040 ± 0.007

Tableau 2: ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les vertèbres de personnes décédées en Suisse en 2007-2008. Incertitudes pour $u(95\%)$.

Année de décès	Lieu de décès	^{90}Sr (Bq/g Ca)
2008	Vaud	0.050 ± 0.009
2008	Vaud	0.039 ± 0.011
2007	Vaud	0.024 ± 0.006 0.034 ± 0.008
2008	Vaud	0.022 ± 0.006
2007	Vaud	0.027 ± 0.003 0.024 ± 0.009
2008	Vaud	0.032 ± 0.018
2008	Vaud	0.025 ± 0.004 0.022 ± 0.004
2007	Vaud	0.017 ± 0.008
2007	Tessin	0.014 ± 0.007
2007	Tessin	0.017 ± 0.009
2008	Tessin	0.025 ± 0.005
2008	Tessin	0.034 ± 0.004
2008	Tessin	0.016 ± 0.004
2008	Tessin	0.023 ± 0.004
2008	Tessin	0.033 ± 0.007
2008	Tessin	0.027 ± 0.003 0.052 ± 0.008
Moyenne 2008 (n=20)		0.028 ± 0.010

Tableau 3: ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans différents aliments prélevés en 2008 entrant dans l'apport de calcium et pouvant influencer le rapport ^{90}Sr Bq/g Ca dans le corps humain.

Lieu de prélèvement	^{90}Sr (Bq/g Ca)
Lait	
Beznau	0.035 ± 0.010
Leibstadt	0.055 ± 0.015
Gösigen	0.029 ± 0.010
Arenenberg	0.027 ± 0.009
Dogern (D)	< 0.020
Grangeneuve	< 0.020
Moyenne: 0.031 ± 0.010	
Blé	
Fribourg	0.23 ± 0.02
Däniken	0.16 ± 0.02
Soleure	0.17 ± 0.02
Thurgovie	0.68 ± 0.05
Dogern (A)	0.27 ± 0.10
Leibstadt	0.15 ± 0.02
St-Margrethen	0.12 ± 0.01
Beznau	0.18 ± 0.01
Argovie	0.17 ± 0.02
Moyenne: 0.18 ± 0.04 (sans la valeur de Thurgovie)	
Légumes et fruits	
Pommes, Dogern (D)	0.21 ± 0.03
Pommes, Leibstadt	0.24 ± 0.004
Pommes de terre, Dogern (D)	0.077 ± 0.010
Pommes de terre, Leibstadt	0.706 ± 0.035
Salade, Dogern (D)	0.43 ± 0.020
Salade, Leibstadt	0.48 ± 0.015
Moyenne: 0.41 ± 0.18 (sans la valeur pommes de terre de Dogern)	

Conclusions

Les mesures de ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres humaines confirment la tendance à une diminution d'activité jusqu'à un niveau pratiquement indétectable et la présence d'un équilibre entre l'activité en ^{90}Sr présente dans le lait et celle mesurée dans les tissus calcifiés humains. Le lait est considéré comme l'aliment apportant la majeure partie du ^{90}Sr trouvé dans le corps humain mais les changements de régimes alimentaires constatés depuis quelque temps, telles que l'utilisation de farines non raffinées, d'une alimentation végétarienne et une diminution importante des produits laitiers considérés comme allergènes, pourraient modifier le rapport ^{90}Sr Bq/g Ca à la hausse dans certains cas individuels.

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. La commission d'éthique du Centre Hospitalier Universitaire Vaudois a accepté la poursuite du projet à la condition que seuls les lieux et années de décès soient mentionnés pour les mesures de vertèbres et le lieu de naissance et les années de naissance et d'extraction pour les mesures de dents de lait.

Références

- Froidevaux, P. ; Haldimann, M. Environmental Health Perspectives 2008, 116:1731.
- Pourcelot, L. ; Steinmann, P. ; Froidevaux, P. Chemosphere 2007;66:1571.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008

Résultats 2008

Kapitel 7

Messung von Spezialnukliden

Chapitre 7

Mesures de nucléides spéciaux

Kapitel 7.1 Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85	94
Zusammenfassung	94
Kohlenstoff-14	94
Kernkraftwerk Leibstadt (KKL)	96
Kernkraftwerk Gösgen (KKG)	98
Kernkraftwerk Mühleberg	98
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau	99
Messungen in der Region Basel Stadt	100
Krypton-85 (⁸⁵ Kr)	103
Argon-37 (³⁷ Ar)	103
Tritium (³ H)	104
Chapitre 7.2 Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement	107
Résumé	107
Méthode de séparation chimique	107
Résultats et discussion	108
Conclusions	111
Kapitel 7.3 Messung von künstlichen Radionukliden in Bodenprofilen	112
Zusammenfassung	112
Einleitung	112
Probennahme und Aufarbeitung	112
Massenspektrometrische Bestimmung	112
Resultate	114
Schlussfolgerung	116

Kapitel 7.1

Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85,

Th. Stocker, H. Bürki, R. Fischer, H. Loosli, M. Möll, R. Reber, R. Purtschert und U. Schotterer

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

F. Cartier und J. Löhle

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, 5232 VILLIGEN-ENSI

H. Sartorius, C. Schlosser und M. Konrad

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 Knospen und Laub von Bäumen aus der Umgebung von Kernkraftwerken (Gösgen, Leibstadt, Mühleberg), Kehrlichtverbrennungsanlagen (Bern und Lausanne), des Paul-Scherrer-Instituts und an verschiedenen Standorten der Stadt Basel wurden 2008 weitergeführt. Neu wurden im Berichtsjahr auch die Umgebungen der Kehrlichtverbrennungsanlagen grenznaher Städte (Basel, Genf und Monthey VS) beprobt. Aus ^{14}C -Werten von Laubbäumen an drei Standorten ohne lokale ^{14}C -Quellen und -Verdünnungen wurde ein Referenzwert von $48 \pm 3\%$ bestimmt.

Die 68 auf $\Delta^{14}\text{C}$ untersuchten Standorte unterscheiden sich um höchstens 253% von diesem Referenzwert. Dies entspricht einer zusätzlichen Strahlendosis für die Bevölkerung von 0 bis 3×10^{-6} Sievert (10^{-6} Sievert = 1 μSv). Im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung von 3000 $\mu\text{Sv/a}$ fallen die gemessenen geringfügigen Erhöhungen nicht ins Gewicht.

Die beiden Edelgas Radionuklide Krypton-85 und Argon-37 werden auf natürliche Weise nur in sehr geringen Mengen in der Atmosphäre produziert. Anthropogenes Krypton-85 konnte sich wegen der vergleichsweise langen Halbwertszeit von 10.8 Jahren und den steigenden Emissionsraten über die letzten 40 Jahre in der Atmosphäre anreichern. Demgegenüber ist die aktuelle Argon-37 Konzentration praktisch nicht von künstlichen Quellen beeinflusst. Beide Isotope verursachen keine signifikante Erhöhung der jährlichen Strahlendosis.

Kohlenstoff-14

Die ^{14}C -Messungen wurden an der Uni 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 wettgemacht. Nur lokal manifestiert sich die als «Suess»- oder «Industrie»-Effekt bekannte Verdünnung des atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$.

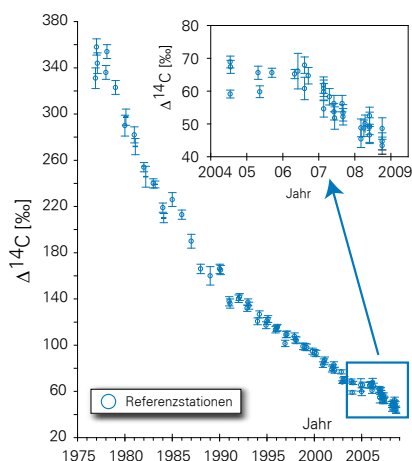
Der von terrestrischen Pflanzen durch Assimilation aufgenommene Kohlenstoff widerspiegelt in seinem ^{14}C -Gehalt im wesentlichen den zeitlichen Verlauf der atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ -Konzentration.

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:

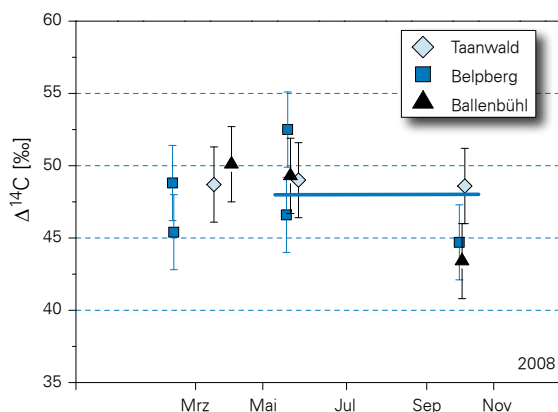
$$(2) \ \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} = (^{14}\text{A}^{\text{Probe}} / ^{14}\text{A}_0 - 1) \times 1000 \text{ [‰]}$$

Tabelle 1: Messwerte 2008 und Koordinaten der Referenzstationen

Ort	$\Delta^{14}\text{C}$ [‰]			Koordinaten	[müM]	Baumart / Standort
	März	Juni	Okt.			
Taanwald	48.7	49.0	48.6	601320 / 186150	938	Rotbuchen im Wald
Belpberg I	48.8	52.5	44.7	606050 / 190800	825	Rotbuche auf Krette Ø 45cm
Belpberg II	45.4	46.6	-	606050 / 190800	825	Rotbuche auf Krette Ø 10cm
Ballenbühl	50.1	49.3	43.4	612550 / 192800	852	Linden freistehend

**Figur 1:**

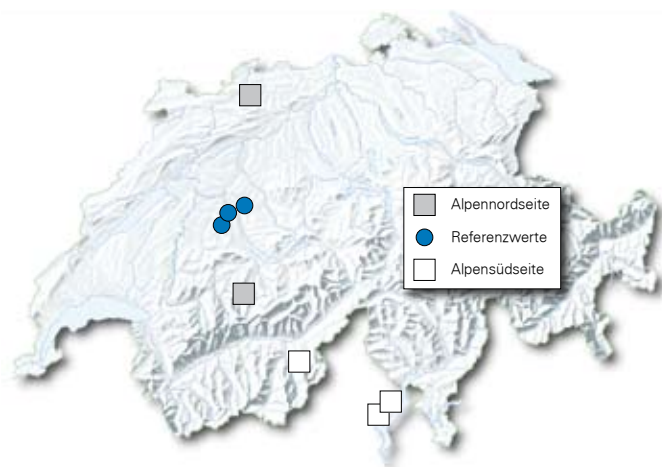
$\Delta^{14}\text{C}$ -Konzentrationen in Laubblättern von den Referenzstationen. Nach einem praktisch konstanten Level in den Jahren 2004 bis 2006 (siehe kleine Figur) setzte sich der 2007 beobachtete (und gemessene) Rückgang auch 2008 fort.

**Figur 2:**

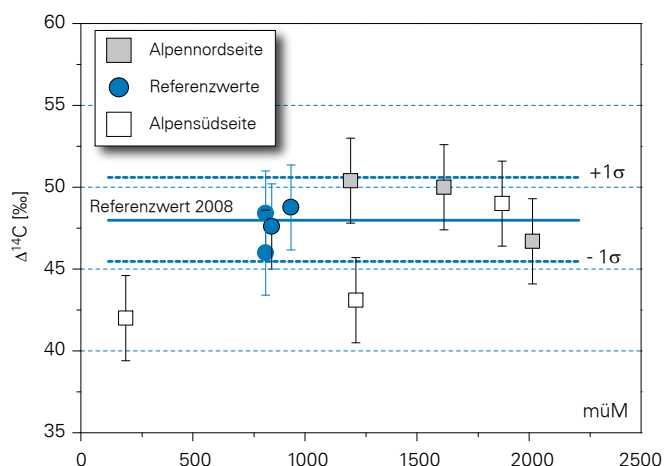
$\Delta^{14}\text{C}$ -Konzentrationen in Knospen (März) und Laubblättern von den Referenzstationen im Jahr 2008. Die horizontale Linie gibt den für 2008 bestimmten Referenzwert an. Für $\Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2008}}$ wird der gerundete arithmetische Mittelwert der Messungen an den Referenzstationen festgelegt: $\Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2008}} = 48 \pm 3$ [‰]

Tabelle 2: Koordinaten der Standorte des Höhenprofils

Ort	Koordinaten	[müM]	Baumart / Standort
Schwandfeldspitz	608140 / 149700	2015	Hainbuche Buschgruppe
Blächli / Margeli	606950 / 149070	1620	Laubbaum freistehend
Passwang	618410 / 246380	1204	Hainbuche auf Krette
Simplonpass	644297 / 119960	1880	Hainbuche Buschgruppe
oberhalb Cannero	691670 / 94905	1227	Rotbuche freistehend
Lago Maggiore	698280 / 98320	200	Trauerweide freistehend am Seeufer

**Figur 3:**

Lage der Referenzstationen und der Standorte der Sammelstellen für das Höhenprofil. (Die Signaturen von Schwandfeldspitz und Blächli decken sich in der Figur)

**Figur 4:**

$\Delta^{14}\text{C}$ -Werte des Höhenprofils

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, bzw. -knospen gesammelt. Ihr ^{14}C -Gehalt wurde bestimmt und nach (2) mit $^{14}\text{A}_0$ verglichen (Fig 1). Aus den resultierenden $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten wurde für das Jahr 2008 ein Referenzwert für Laub in ungestörter Umgebung definiert. Als Basis dienten die ausgewachsenen, im Juni und Oktober gepflückten Blätter (Figur 2). Die März-Knospen sind hierfür weniger geeignet, da deren Bildung schon im Vorjahr begann.

$$(3) \quad \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2008}} = 48 \pm 3 \quad [\text{‰}]$$

Die Differenz

$$(4) \quad \text{Netto } \Delta^{14}\text{C} = \Delta^{14}\text{C}_{\text{Probe}} - \Delta^{14}\text{C}_{\text{Ref, 2008}}$$

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

Höhenprofil

Neu wurden im Sommer 2008 sechs Standorte in der Schweiz ausgewählt, die, was die Entfernung zu ^{14}C -Quellen oder -Verdünnungen betrifft, gleiche Bedingungen wie die Referenzstationen erfüllen, aber auf unterschiedlichen Höhen über Meer gelegen sind. Die Wahl fiel auf je drei Punkte nördlich, bzw. südlich des Alpenkamms (Figur 3 und Tabelle 2).

Die Resultate der Standorte nördlich der Alpen unterscheiden sich nicht vom Referenzwert $48 \pm 3\text{‰}$ und eine Abhängigkeit der $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von der Höhe über Meer ist nicht auszumachen (Figur 4). Der Frage, ob die im Vergleich zum Referenzwert geringeren Ergebnisse auf der Alpensüdseite bei Cannero und am Lago Maggiore generell auf vom «Suess»-Effekt beeinflusste Luftmassen über der Po-Ebene zurückzuführen sind, müsste näher nachgegangen werden.

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

Zur Bestimmung des Verhältnisses $^{14}\text{C}/\text{C}$ einer Probe muss im Prinzip der gesamte in ihr enthaltene Kohlenstoff zu CO_2 oxydiert werden.

Beim sogenannten intensiven Verfahren ist dies der Fall. Die Laubproben, werden bei Raumtemperatur getrocknet, zerkleinert und im reinen Sauerstoffstrom unter Abschluss von der Atmosphäre verbrannt. Das gesamte bei der Verbrennung entstehende CO_2 wird aufgefangen, gereinigt und für die Messung des ^{14}C -Gehaltes aufgearbeitet. Da die Verbrennung vollständig ist, entspricht die Messung am CO_2 dem $^{14}\text{C}/\text{C}$ -Verhältnis des im und am Blatt akkumulierten Kohlenstoffs.

Der Aufwand für die Reinigung der Verbrennungsgase von Laub zur Gewinnung von CO_2 ist etwa doppelt so gross

wie derjenige bei Materialien wie Holz oder Holzkohle. In Anbetracht der knapp bemessenen Zeit zwischen Ernte der Blattprobe (Hochsommer/ Herbst) und Publikation der Messergebnisse wird deshalb bei einer wesentlichen Anzahl von Laubproben das Standardverfahren zur Gewinnung von CO_2 angewendet:

Die getrockneten Blätter werden vor der eigentlichen Verbrennung im Stickstoffstrom auf 600°C erhitzt und verkohlt. Die bei diesem Prozess entstehenden flüchtigen Gase werden nicht aufgefangen, und es besteht also die Möglichkeit, dass Kohlenstoff verloren geht. Anschliessend wird die zurückgebliebene Blattkohle mit im Vergleich zum intensiven Verfahren geringem Aufwand zu CO_2 verbrannt.

Bei Laub, dessen Stoffwechsel nicht durch ^{14}C -Quellen oder -Verdünnungen beeinflusst ist, spielt es keine Rolle ob die Messung an der Blattkohle (Standard-Verfahren) oder am ganzen Blatt (Intensiv-Verfahren) durchgeführt wird. Vergleichsmessungen z.B. aus den Jahren 2003 und 2006 bestätigen dies. An der Referenzstation ergaben Messungen an der Blattkohle im Vergleich zu Messungen am ganzen Blatt geringere Unterschiede als 4‰. Diese können vernachlässigt werden.

Bei Blättern aber, die nur kurzzeitig einer an $^{14}\text{CO}_2$ angereicherten oder verdünnten Atmosphäre ausgesetzt waren, können Messungen am gleichen Ausgangsmaterial je nach gewähltem Verfahren durchaus von einander abweichende Resultate liefern. Ausschlaggebend ist dabei, ob der bei der Assimilation aufgenommene Kohlenstoff bereits im Blattgerüst eingebaut (bleibt bei dem Standardverfahren in der Blattkohle zurück) oder noch in der Zellflüssigkeit gelöst (kann beim Standardverfahren verloren gehen) ist.

Nach Möglichkeit wurde bei Laub von kritischen Standorten das intensive Verfahren für die Probenvorbereitung gewählt. In den Figuren 17 und 18 sind so gewonnene Messpunkte dem gewählten Verfahren entsprechend gekennzeichnet.

Kernkraftwerk Leibstadt (KKL)

2008 wurden beim KKL im Frühling, Sommer und Herbst Blätter an verschiedenen Standorten in beiden Hauptwindrichtungen gesammelt und gemessen. Damit werden die z.T. seit 1982 geführten Zeitreihen fortgesetzt. Die höchsten ^{14}C -Konzentrationen ergaben sich in 500 - 1'000 m Distanz vom KKL sowohl in nordöstlicher Richtung bei den Birken vom Standort Meteostation als auch gegen Südwesten bei der Rotbuche an der Position Zaun C (Figur 5).



Figur 5: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (KKL). Probennahme: 28. Juli 2008. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

In Tabelle 3 ist für jeden Standort der höchste im Jahr 2008 gemessene Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert angeführt und dem maximalen in den Jahren 1997 - 2007 dort gemessenen Wert gegenüber gestellt.

Tabelle 3:

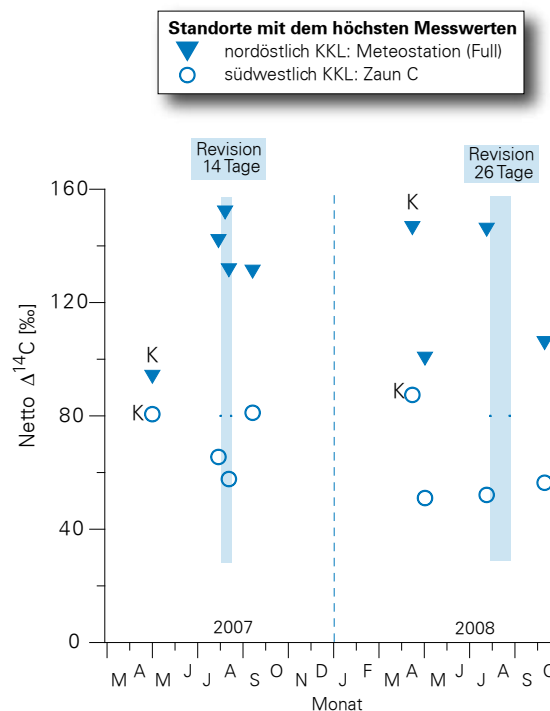
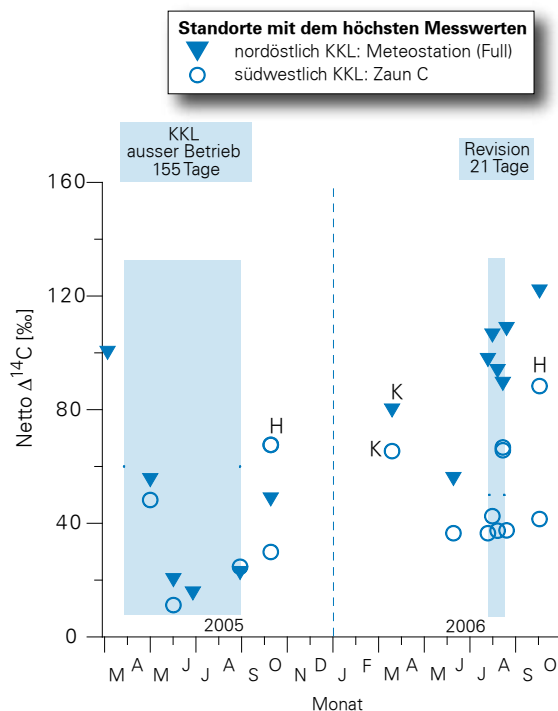
Im Jahre 2008 gemessene höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern in der Umgebung des KKL im Vergleich mit früheren Jahren (1997 - 2007)

Ort	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2008 [‰]	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1997-2007 [‰]
Meteostation	146.3	238.0 (2002)
Ried	121.6	127.8 (2002)
Seel	39.4	64.5 (2002)
Schlüsselgraben	124.5	127.3 (1999)
Chläämli	62.0	83.1 (1998)
Schiessplatz	39.9	59.6 (2007)
Zaun C*	87.4	80.6 (2007)

* Messbeginn 2005

In den Figuren 6 und 7 sind für die Stationen mit den höchsten ^{14}C -Werten (Meteostation und Zaun C) sämtliche Messungen für die Jahre 2005 - 2006, bzw. 2007 - 2008 sowie der Zeitpunkt und die Dauer des Betriebsunterbruchs 2005 und der Revisionen 2006, 2007 und 2008 eingetragen. Deutlich zu erkennen ist das Absinken der ^{14}C -Messwerte im Verlaufe des Betriebsunterbruchs, während die wesentlich kürzeren, rund zwei- bis dreiwöchigen Revisionen keine eindeutigen Spuren hinterlassen.

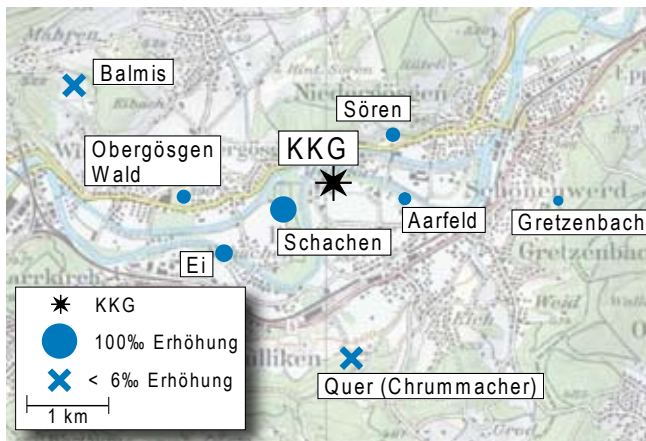
Bei Zaun C entsprechen die ^{14}C -Gehalte der Knospen K im Frühjahr 2006 und 2007 verglichen mit den Werten der Herbstknospen H des Vorjahres recht gut den Erwartungen.



Figuren 6 und 7:

Sämtliche ^{14}C -Messungen an Blättern, Knospen (K) und Herbstknospen (H) für die Standorte mit den höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten (Meteostation und Zaun C, Lage siehe Figur 5) in den Jahren 2005 - 2006 und 2007 - 2008.

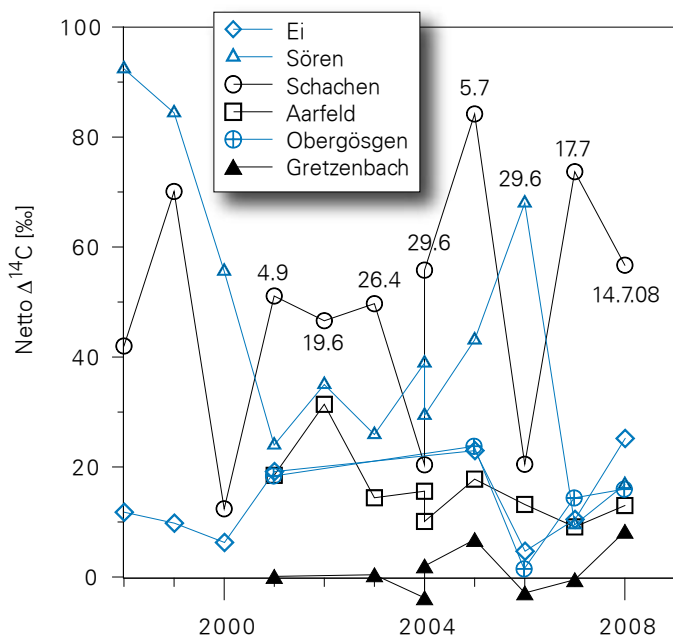
Kernkraftwerk Gösgen (KKG)



Figur 8: Örtliche Verteilung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Druckwasserreaktors Gösgen (KKG). Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

In der Figur 8 sind die Resultate der am 14. Juli 2008 gewonnenen Blattproben dargestellt. Die Ausbreitung erfolgte vorwiegend in südwestlicher Richtung mit einem maximalen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von 57‰ in Schachen.

Die Standorte Chrummacher (408 m.ü.M.) und Balmis (465 m.ü.M.) befinden sich quer zu den topographisch bedingten Hauptwindrichtungen. Die Messwerte bei Chrummacher und bei Balmis weichen vom Referenzwert von $48 \pm 3\text{‰}$ um +5.7‰, bzw. +1.8‰, d.h. um weniger als 2σ ab.



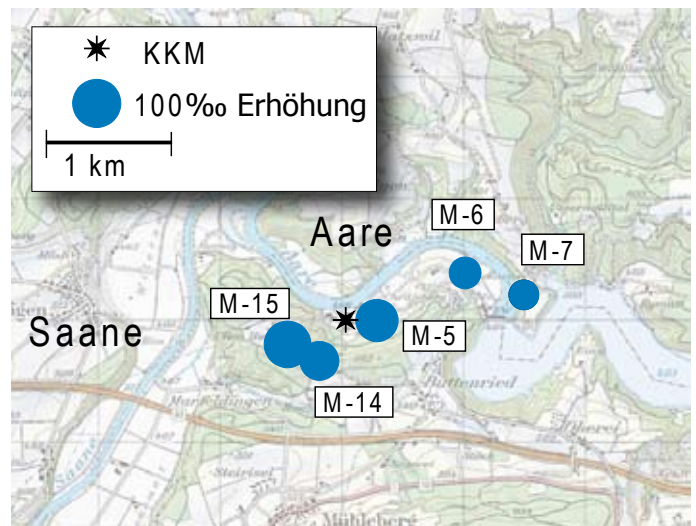
Figur 9: Zeitliche Entwicklung der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des KKG (Standorte siehe Figur 8)

Das Langzeitüberwachungsprogramm des KKG wurde im Jahre 2008 weitergeführt und ergab die in der Figur 9 dargestellten Werte. 2008 wurden ähnliche Erhöhungen gemessen wie in früheren Jahren. Abgesehen vom Standort Schachen lagen alle Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte zwischen 2 und 25‰. Der Wert von 57‰ für die Blätter von Schachen ist nicht aussergewöhnlich, ergaben doch die Messungen auch schon früher, dass sowohl Sören als auch Schachen in einer Entfernung von 800 bis 1'000m von der Emissionsquelle recht gut als kritische Geländepunkte gelten können (Figur 8).

Die Probennahme an diesen zwei Stationen erfolgte in den Jahren 2005 bis 2008 jeweils zwischen Ende Juni und Mitte Juli. Das Pendeln zwischen hohen und tiefen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten am gleichen Standort von Jahr zu Jahr ist somit nicht saisonal bedingt, sondern hat seinen Grund eher in unterschiedlichen meteorologischen Lagen (Windrichtung).

Kernkraftwerk Mühleberg

Die in Figur 10 symbolisch dargestellte Verteilung der Messwerte um das KKM zeigt ein ähnliches Bild wie im Vorjahr. Die grössten Erhöhungen finden sich wieder bei den Standorten M-5 Schiessplatz und M-15 Ufem Horn.

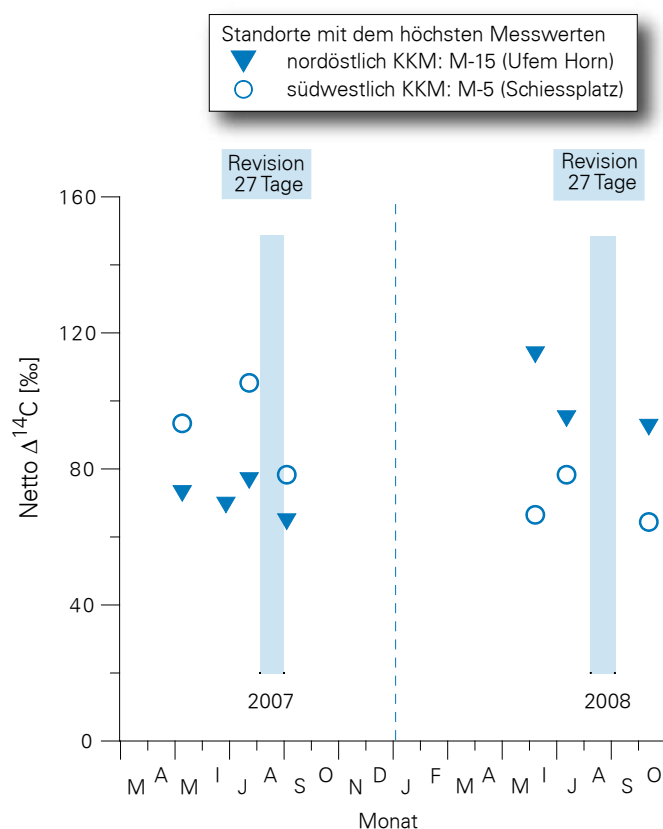


Figur 10: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Siedewasserreaktors Mühleberg (KKM) für die Probennahme vom 14. Juli 2008. Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

Tabelle 4:

Im Jahre 2008 gemessene höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Messwerte von Blättern in der Umgebung des KKM im Vergleich mit früheren Jahren (1977 - 2007)

Ort	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 2008 [‰]	Höchster Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert 1977-2007 [‰]
EW M-6	43.6	83.0 (1977)
Wickacker M-7	39.0	65.0 (1977)
Rain M-14	66.1	85.0 (1987)
Horn M-15	113.2	116.0 (1984)
Schiessplatz M-5	78.3	105.3 (2007)

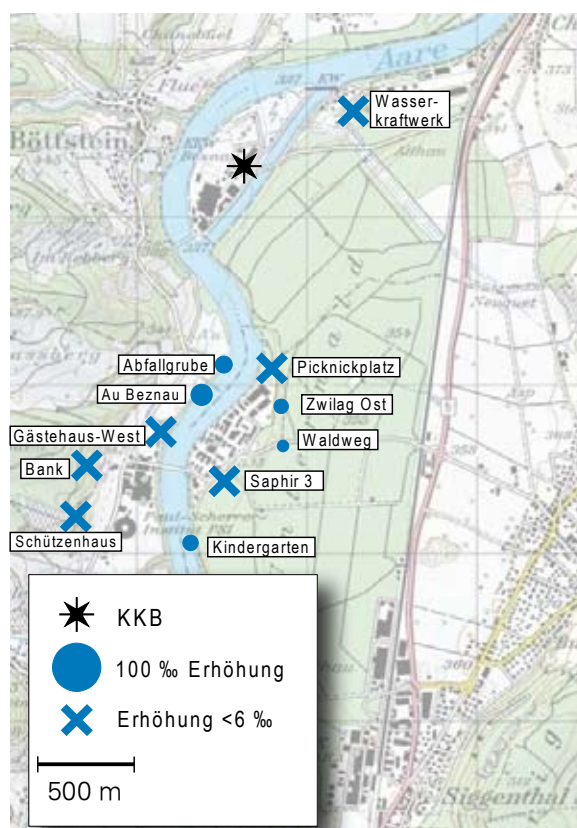
**Figur 11:**

Sämtliche ^{14}C -Messungen an den Standorten mit den höchsten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten (M-15 Ufem Horn und M-5 Schiessplatz) in den Jahren 2007 - 2008

Die Überwachung der ^{14}C -Aktivität in der Umgebung des Kernkraftwerks Mühleberg (KKM) im Jahr 2008 brachte mit Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten zwischen 39‰ (M-7 Wickacker 14.7.08) und 113‰ (M-15 Ufem Horn 9.6.08) mit dem Vorjahr durchaus vergleichbare Werte. Mit Ausnahme des Standorts M-15 liegen alle Werte deutlich unter den Höchstwerten seit Messbeginn im Jahre 1977 (siehe Tabelle 4). Beim Standort M-15 wurde derselbe Messwert gemessen wie bereits im Jahre 2001. Die Differenz zum Höchstwert aus dem Jahre 1984 beträgt nur 3‰.

Nach der Revision des Werkes vom 10.8. bis 6.9.08 und dem damit verbundenen Stillstand zeigten die Messungen der Laubproben vom 14.10.08 an allen Standorten tiefere ^{14}C -Werte als am 14.7.08, d.h. vor der Revision. Dasselbe Bild ergab sich bereits 2007 (siehe Figur 11).

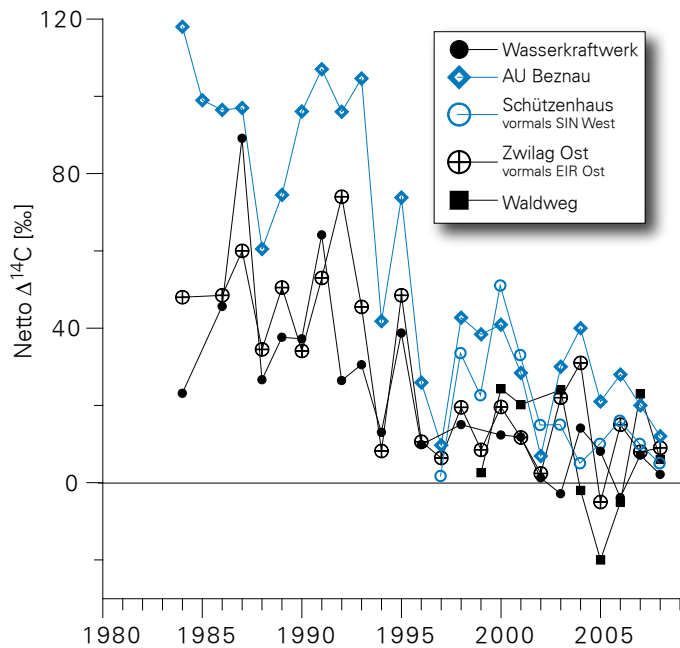
Paul Scherrer Institut, Zentrales Zwischenlager Würenlingen, KKW Beznau

**Figur 12:**

Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des Paul Scherrer Instituts (PSI), des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des Kernkraftwerks Beznau (KKB) im Jahre 2008 (Jost Eikenberg, R. Siegwolf, PSI). Die Kreisflächen sind proportional der Erhöhung gegenüber den unbelasteten Referenzstationen.

Die ^{14}C - und $\delta^{13}\text{C}$ -Messungen in den Blattproben wurden am PSI durchgeführt. Die Messunsicherheit für die $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beträgt 6 bis 7‰. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte liegen alle zwischen -27.6‰ und -33.4‰. In der Umgebung des PSI wurden nur vereinzelt erhöhte $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte gemessen (bis maximal 19‰).

Die Messungen für die Blattproben, die im Jahre 2008 genommen wurden, ergaben ähnliche Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte wie in den früheren 10 Jahren (Siehe Figur 13). Daraus kann auf ziemlich konstante Emissionsraten geschlossen werden. Die Variationen sind primär auf veränderliche Ausbreitungsbedingungen während des Wachstums der Blätter zurückzuführen.



Figur 13:
Zeitreihen der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Blättern aus der Umgebung des PSI, des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des KKB (Standorte: siehe Figur 12).

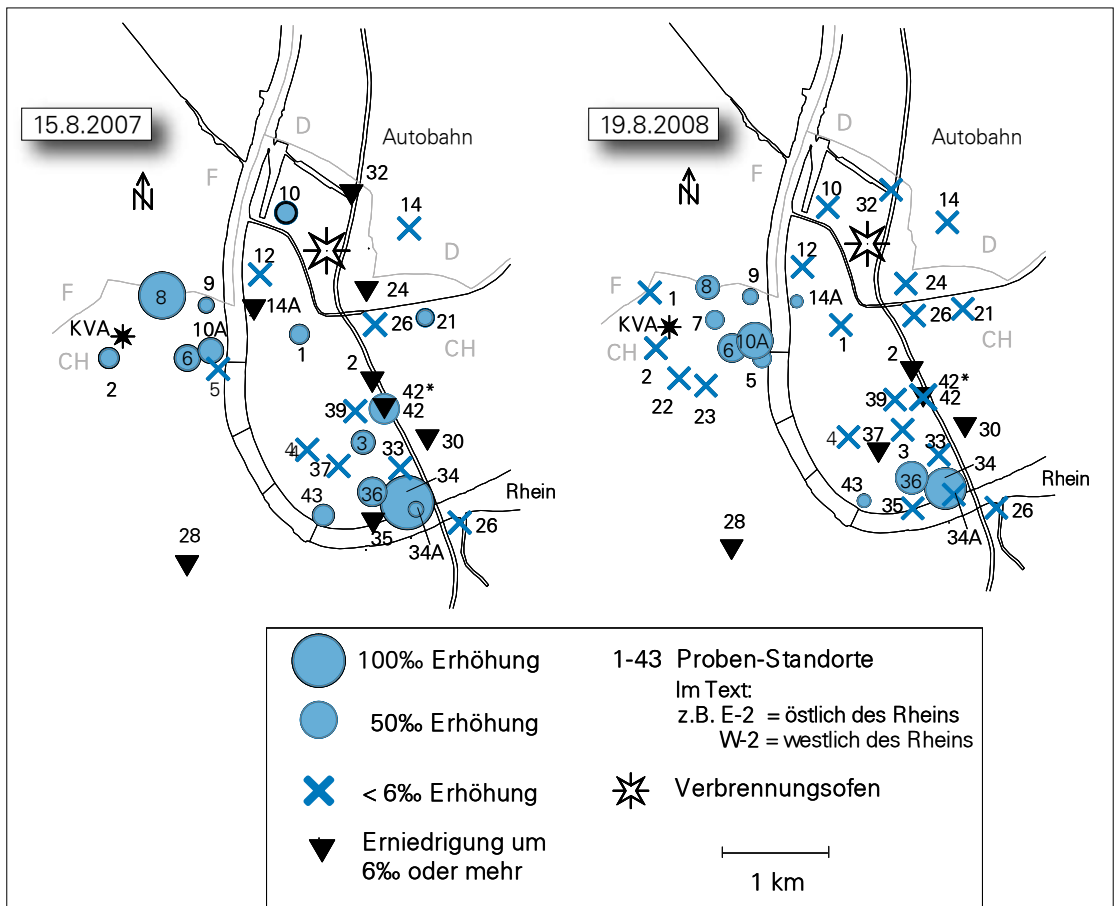
Wie die Novartis am 18.9.08 mitteilte, ist am 17.9.08 im Werk St.Johann eine nicht meldepflichtige Menge CO_2 freigesetzt worden, die ^{14}C enthielt. Die Aktivität betrug 7.5 GBq ^{14}C . Daraufhin erfolgten am 6.10.08 in der Windfahne nordnordwestlich zusätzliche Probennahmen, und zwar in unterschiedlicher Distanz zur vermuteten Quelle. Es betrifft dies den bisherigen Standort W-07 sowie erstmals die 150 m und 300 m entfernten Standorte W-71, W-72.

Bringt man den ^{14}C -Referenzwert von 48‰ für das Jahr 2008 in Abzug, so ergibt sich vor der Freisetzung am 19.8. bei W-07 ein Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von 16‰. Am 6.10. beträgt der entsprechende Wert 152‰, ist also verglichen mit der Messung an der August-Probe erhöht. Die Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte für W-71 und W-72 sind 227‰, bzw. 107‰. Gemessen wurde standardmässig an der Blattkohle.

Bei W-07 wurde an der Probe vom 6.10. zusätzlich der ^{14}C -Gehalt im ganzen Blatt bestimmt. Es resultierte ein Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von 253‰. Auch dieser Wert ist verglichen mit den ^{14}C -Konzentrationen früherer Jahre nicht aussergewöhnlich (siehe Figur 15). Die natürliche Strahlenbelastung ist um den Faktor 1'000 grösser.

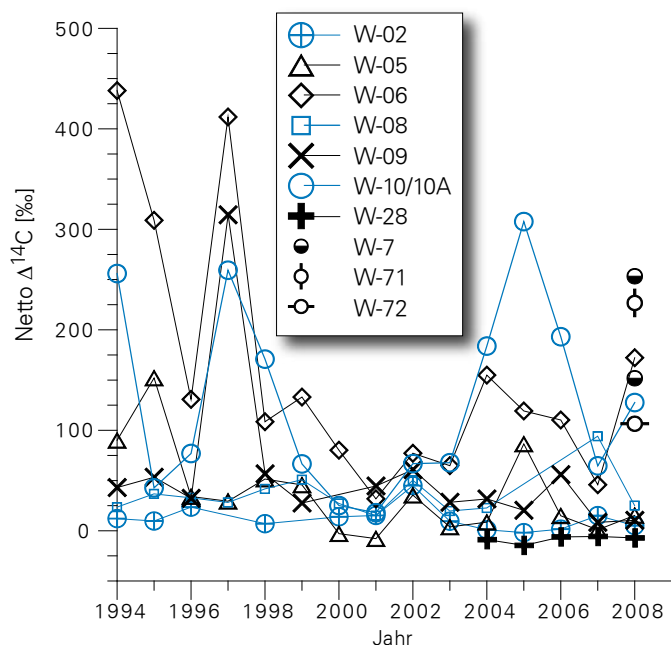
Messungen in der Region Basel Stadt

Wie bereits im Vorjahr fand die Hauptprobennahme 2008 in Basel im August statt. Der Vergleich der Grafiken für 2007 und 2008 zeigt, dass sich 2008 die Anzahl der Standorte mit einem Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert $\geq 6\%$ verkleinert hat. Im Westen finden sich solche Standorte im und um das Novartis Werk St. Johann, im Osten um die Areale der Firmen Roche und Syngenta. Höchste Werte im August wurden bei W-10A mit +62% und bei E-34 mit +80% gemessen. Der 2007 auffällige Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von +94% bei W-08 ist im Berichtsjahr auf +25% gesunken.



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

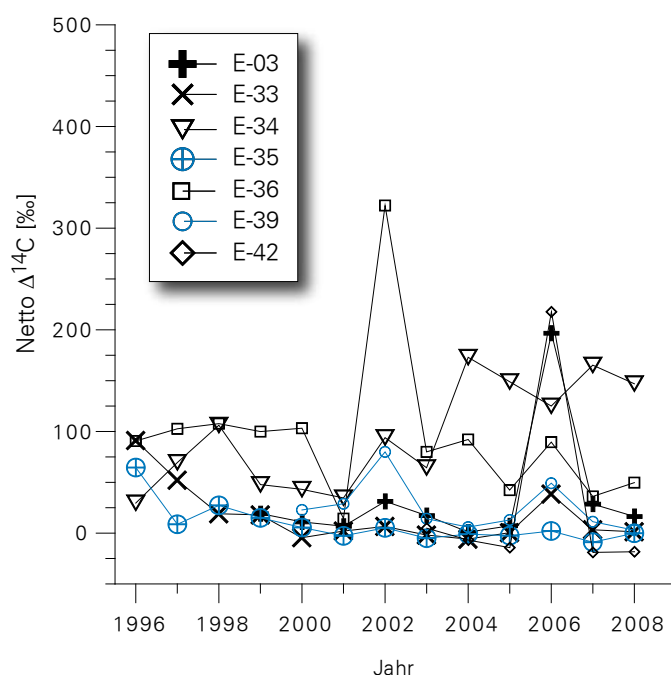
Die seit Jahren beprobte Platane E-42 an der verkehrsreichen Schwarzwälderallee steht vor dem Bau 1020 des Syngenta Werks Rosental. Der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert bei diesem Baum beträgt sowohl 2007 als auch 2008 -20%. Dies kommt in Anbetracht der aus Abgasen stammenden Mengen von ^{14}C -freiem CO_2 nicht unerwartet. Bemerkenswert ist jedoch, dass im Gegensatz dazu das Laub der hinter dem Bau 1020 im Hof zwischen den Gebäuden 1001 und 1002 wachsenden Rosskastanie E-42* für 2007 einen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von +40% und für 2008 von 0% aufweist, obwohl die Distanz zwischen den Bäumen E-42 und E-42* bloss ca. 60m beträgt, ein Hinweis darauf, wie sehr die städtische Topographie die Strömungsverhältnisse der Luftmassen beeinflusst.



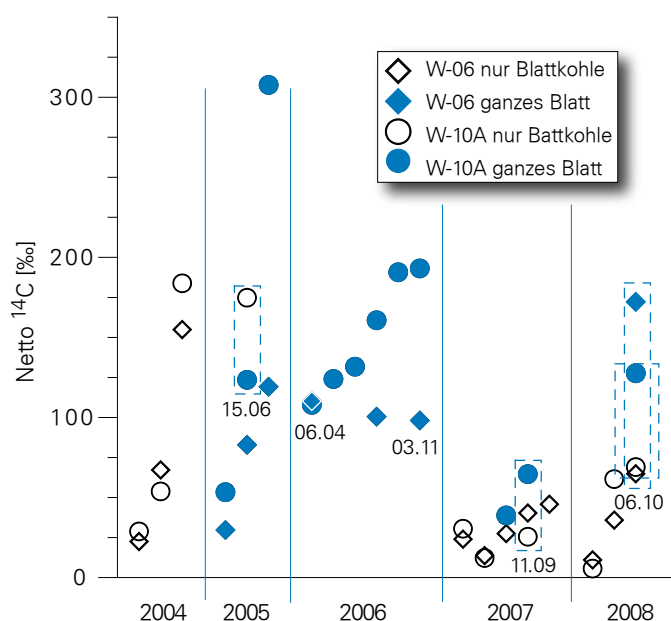
Figur 15: Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte westlich des Rheins in Basel beim Areal des Novartis Werks St.Johann und bei W-28 (Standorte: Figur 14). Liegen von einem Standort für ein Jahr mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert eingetragen. Zusätzlich sind alle Messwerte der Beprobung vom 6.10.2008 an den Standorten W-7, W-71 und W-72 aufgeführt.

Die Zeitreihen der Basler Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte wurden 2008 weitergeführt (Figuren 15 und 16). Es sei auf die 2008 verglichen mit dem Vorjahr erhöhten Werte bei W-06 Volta-platz und W-10A Bau 27 St. Johann von +172%, bzw. +128% hingewiesen. An beiden Stationen konnten Erhöhungen dieser Grössenordnung auch in früheren Jahren beobachtet werden.

Von den Standorten E-34 und E-36, W-06 und W-10A sind für die Jahre 2004 bis 2008 in den Figuren 17 und 18 sämtliche Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte eingetragen, und es wird angegeben, ob die Messung nur an der Blattkohle oder am ganzen Blatt vorgenommen wurde.

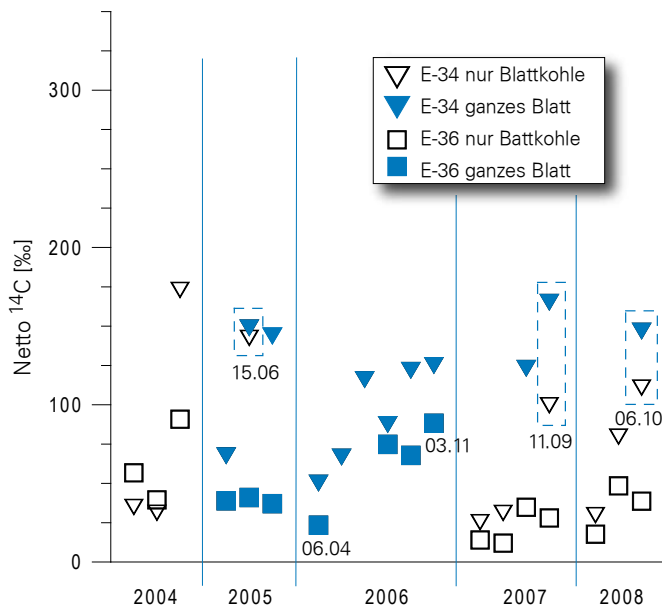


Figur 16: Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte östlich des Rheins in Basel bei den Arealen der Firmen Roche und Syngenta Werk Rosental (Standorte: Figur 14). Liegen von einem Standort für ein Jahr mehrere Messungen vor, so ist der höchste Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert eingetragen.



Figur 17: Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte an den Standorten W-06 und W-10A für die Jahre 2004 bis 2008 (alle Messungen)

Für das am 15.06.05, 11.09.07 und 16.10.08 an den Standorten E-34 und W-10A gepflückte Laub wurden die ^{14}C -Messungen sowohl an der Blattkohle als auch am ganzen Blatt durchgeführt. Das gleiche gilt für die Blätter vom 6.10.08 bei W-06. Mit einer Ausnahme sind bei allen Wer-



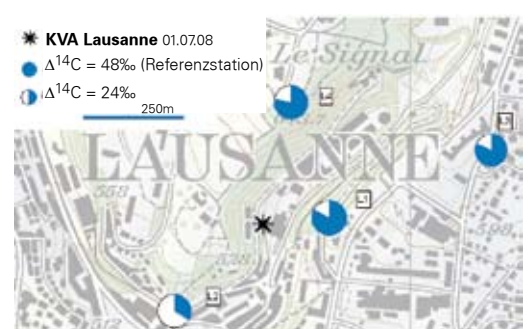
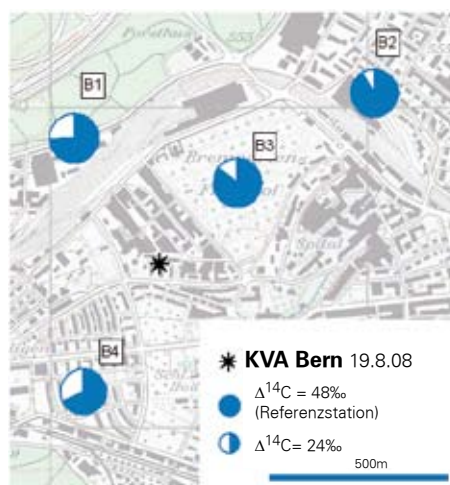
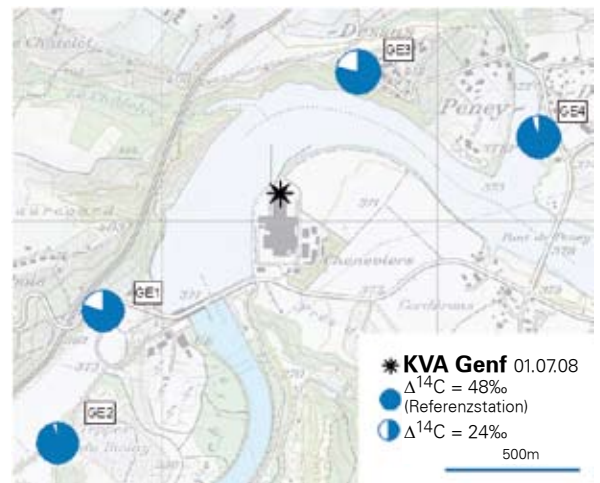
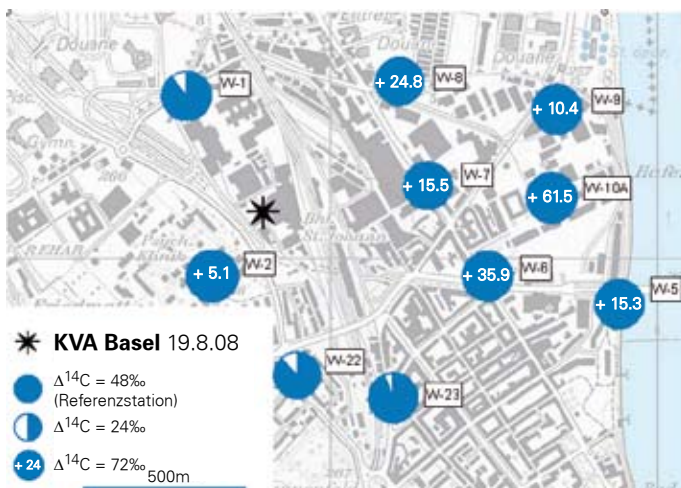
Figur 18:
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte an den Standorten E-34 und E-36 für die Jahre 2004 bis 2008 – alle Messungen

tepaaren die Resultate der ^{14}C -Messungen am ganzen Blatt höher als diejenigen an der Blattkohle. Am 15.06.05 scheint bei W-10A die verglichen mit dem Blattgerüst ^{14}C -ärmere Blattflüssigkeit zu einem tieferen ^{14}C -Messwert beim Gesamtblatt zu führen.

Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA)

Werden in KVA grössere Mengen ^{14}C -angereicherter Abfälle verbrannt, so führt das zu erhöhten ^{14}C -Werten in der Umgebungsluft. Andernfalls sind die Verbrennungsgase aus KVA eher ^{14}C reduziert, da in den Abfällen enthaltene Kunststoffe aus ^{14}C -freiem Erdöl stammen.

Seit dem Jahr 2003 werden im Umfeld der KVA Bern, Thun, Lausanne und Zürich Blätterproben gesammelt und analysiert. Im Berichtsjahr 2008 wurde auf die Probennahme in Thun und Zürich verzichtet und das Augenmerk auf die nahe der Landesgrenze gelegenen Anlagen in Basel, Genf und Monthey (VS) gerichtet. Ausschlaggebend für diesen Entscheid war die im Jahr 2007 diskutierte Mög-



Figur 19:
 $\Delta^{14}\text{C}$ -Messungen in der Umgebung der KVA Basel, Bern, Genf, Lausanne, Monthey VS

lichkeit, insbesondere in der Genfer Anlage, Müll aus Neapel zu entsorgen.

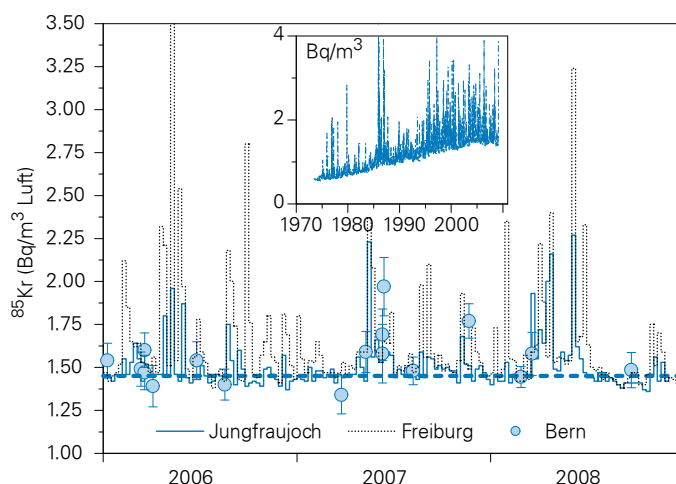
In Bern, Genf, Lausanne und Monthey sind die Resultate sämtlicher Stationen tiefer als der Referenzwert von 48%, d.h. Netto $\Delta^{14}\text{C} < 0\%$ (siehe Figur 19). Eventuell vorhandene ^{14}C -Emissionen werden vom «Suess»-Effekt überdeckt. In Lausanne führt die topographische Lage der KVA dazu, dass der Standort L -2 im Gebiet des Aufschlagpunkts der Abgasfahne liegt. Der Messwert von $\Delta^{14}\text{C} = 16.3\%$ lässt den Schluss zu, dass von der Lausanner KVA CO_2 ausgestossen wird, welches verglichen mit den Referenzstandorten an ^{14}C verdünnt ist. Es sei noch darauf hingewiesen, dass die KVA Genf in der Flugschneise von und nach dem Flughafen Genf-Cointrin liegt und dass die KVA Monthey weniger als 1km von einer Raffinerie entfernt ist.

Für die Beurteilung der Verhältnisse um die KVA Basel wurde auf das bei der Hauptprobennahme vom 19.8.08 gewonnene Material zurückgegriffen. Betrachtet man die Standorte W-1, W-2, W-22, W-23, W-6, W-7 und W-8 als einen Ring von Beobachtungsposten um die KVA Basel (Figur 19) und vergleicht die positiven Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte bei W-6, W-7 und W-8 mit denjenigen der weiter östlich gelegenen W-5, W-9 und W-10A, so scheint es plausibel, ^{14}C -Quellen eher im Areal des Novartis Werks St. Johann als bei der Basler Kehrichtverbrennungsanlage zu suchen.

Krypton-85 (^{85}Kr)

Bis etwa 2003 nahm die Aktivitätskonzentration von Krypton-85 in der Atmosphäre kontinuierlich zu (Figur 20, kleines Bild). Krypton-85 wird überwiegend bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen in die Atmosphäre freigesetzt. In den letzten 5 Jahren stabilisierten sich die ^{85}Kr Basiswerte in der Atmosphäre auf einem Aktivitätslevel von ca. 1.45 Bq/m^3 Luft. Das bedeutet, dass die Aufarbeitungsrate zur Zeit nicht mehr zunehmen und dass sich ein Gleichgewicht zwischen der globalen Emissionsrate und dem radioaktiven Zerfall in der Atmosphäre bei ca. 300 - 400 PBq/Jahr eingestellt hat. Der Vergleich der Wochenwerte der Messstationen Freiburg i. Br. und auf dem Jungfraujoch über die letzten 3 Jahre ergibt praktisch identische Basiswerte für beide Stationen (Figur 20). Die Aktivitätsmaxima von Abluftfahnen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen in Sellafield (E) und La Hague (F) sind bei der Forschungsstation Jungfraujoch jedoch weniger häufig und auch weniger ausgeprägt. Dies ist auf die erhöhte Lage des Jochs zurückzuführen, die vor allem in den Wintermonaten über der planetaren Grenzschicht liegt und somit von bodennahen Emissionen weniger beeinflusst wird.

Wie in den beiden Vorjahren beobachtet man an beiden Stationen auch im Jahr 2008 eine Abnahme der Häufigkeit



Figur 20:

Atmosphärische Krypton-85 Aktivitätskonzentrationen der Stationen Jungfraujoch (3500 m. ü. M.), Freiburg i. Br. (276 m. ü. M.) sowie stichprobenartige Messungen in Bern über die letzten drei Jahre. Kleines Bild: Aktivitätsverlauf bei der Station Freiburg i. Br. über die letzten 36 Jahre; Die Messungen der Proben aus Freiburg und vom Jungfraujoch wurden am Bundesamt für Strahlenschutz in Freiburg i. Br. durchgeführt.

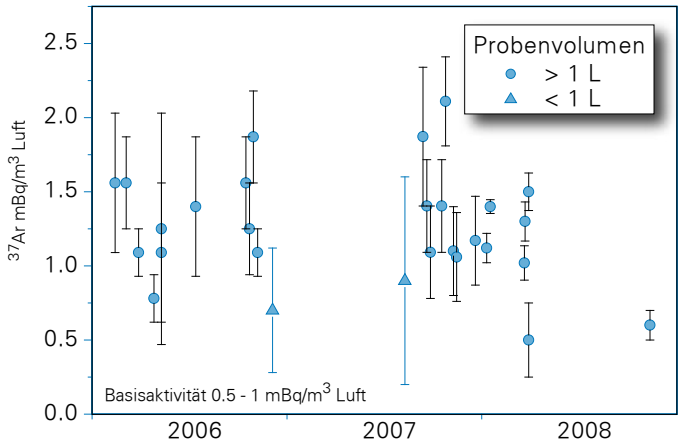
von Aktivitätsspitzen in den Sommermonaten. Für diesen Rückgang dürften weniger meteorologische Gründe verantwortlich sein als die reduzierte Aufarbeitungskapazität während der Ferienzeit. Auch am Physikalischen Institut der Universität Bern werden Stichprobenmessungen der Krypton-85 Aktivitätskonzentration durchgeführt (Figur 20). Diese Werte stimmen gut mit jenen vom Jungfraujoch und Freiburg i. Br. überein, welche am BfS in Freiburg gemessen wurden.

Die Kryptonaktivität macht zwar den grössten Anteil der künstlichen Radioaktivität in der Atmosphäre aus. Die Strahlendosis ist mit $10^{-2} \mu\text{Sv/a}$ per Bq/m^3 aber vernachlässigbar klein im Vergleich zur derjenigen von Radonfolgeprodukten.

Argon-37 (^{37}Ar)

Auch im Jahre 2008 wurde an der Universität Bern wieder die Argon-37 Aktivität in der Atmosphäre periodisch überwacht (Figur 21). Argon-37 wird in der Atmosphäre durch die Spallationsreaktion $^{40}\text{Ar}(n, n)^{37}\text{Ar}$ produziert. Die Neutronen stammen dabei von der kosmischen Strahlung. Künstlich produziertes Argon-37 in messbaren atmosphärischen Konzentrationen bedingt hohe Neutronenflüsse, wie sie nur bei nuklearen Testexplosionen auftreten. Insbesondere bei unterirdischen Tests werden grosse Mengen Argon-37 durch die $^{40}\text{Ca}(n, \alpha)^{37}\text{Ar}$ Reaktion erzeugt. Bei unvollständiger Versiegelung der Testkaverne könnte das Gas an die Erdoberfläche und schliesslich in die Atmosphäre gelangen.

In den letzten drei Jahren gemessene Bernluftproben entsprechen der natürlichen Hintergrundaktivität von ca 0.5 - 1 mBq/m³ Luft, also nochmals 3 Größenordnungen tiefer als die Krypton-85 Aktivität. Diese sehr geringe Hintergrundaktivität, bedingt durch die kurze Halbwertszeit von 35 Tagen und die kleine Produktionsrate, macht Argon-37 zu einem sensitiven Werkzeug zur Überwachung des Vertrags über das umfassende Verbot von Nuklearversuchen (Kernwaffenteststopvertrag, CTBTO).



Figur 21:
³⁷Ar Aktivität in Troposphärenluft (Probenaufarbeitung durch die Firma Carba AG)

Tritium (³H)

Im Jahr 2008 haben die Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen (Tabelle 5) im gewichteten Jahresmittel gegenüber 2007 abgenommen. Ausgenommen davon ist Bern, wo die Konzentrationen praktisch gleich geblieben sind. Die Station St. Gallen ist nach der Umstellung durch Meteo Schweiz wieder in Betrieb. An den meisten Stationen entspricht der Verlauf der Monatsmittelwerte von 2008 weitgehend dem erwarteten Jahresgang mit einem Maximum der Konzentrationen im Frühsommer.

Die regionalen Unterschiede in den Tritiumkonzentrationen bestehen weiterhin. Die tiefsten Werte findet man in Locarno auf der Alpensüdseite. Die Nähe zum Mittelmeer ist der Hauptgrund dafür. Zudem ist dort der Anteil an solchen Luftmassen geringen, die über Westeuropa von potentiellen Emissionsquellen Tritium aufnehmen könnten. Die Monatsmittelwerte zeigen aber diesmal auch bei Nyon, La Brévine oder Vaduz keine aussergewöhnliche Erhöhungen. Geringfügige Unterschiede hängen wahrscheinlich mit der unterschiedlichen Niederschlagsverteilung zusammen. Die Kontaminationsfahnen der Tritium verarbeitenden Industrie bei Bern haben beispielsweise im Oktober die Konzentrationen in den Niederschlägen der Berner Oberlandstationen nicht beeinflusst.

Abgenommen haben auch die Tritiumkonzentrationen im Flusswasser der Aare bei Brugg, die Abgaben aus Gösgen sind über mehrere Wochen verteilt und wieder deutlich erkennbar.

Tabelle 5:
Gewichtete Jahresmittel der Tritiumkonzentrationen in Niederschlag für die Jahre 2007 und 2008

	Basel	Bern	Vaduz*
	(Bq/l)		
Mittel 2008	1.20	3.69	0.96
Mittel 2007	2.03	3.71	1.72
	Meiringen	Guttannen	Grimsel
	(Bq/l)		
Mittel 2008	1.07	1.06	1.05
Mittel 2007	1.25	1.12	1.12
	La Brévine*	Nyon*	Locarno
	(Bq/l)		
Mittel 2008	0.91	1.00	0.71
Mittel 2007	1.33	1.30	0.85
	Aare Brugg		
	(Bq/l)		
Mittel 2008	3.04		
Mittel 2007	3.62		

Tabelle 6:

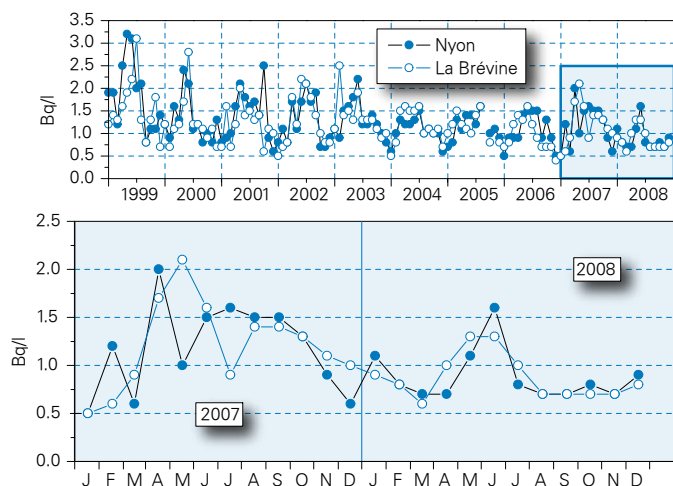
Tritiumkonzentrationen im Niederschlag; Monatsmittelwerte für 2008 [Bq/l]

	Basel		Bern		Grimsel		Guttannen		Meiringen		Locarno	
JAN	1.61	± 0.09	3.94	± 0.12	0.80	± 0.07	0.65	± 0.07	0.74	± 0.08	0.81	± 0.33
FEB	1.24	± 0.08	4.57	± 0.13	0.90	± 0.07	1.05	± 0.08	1.22	± 0.08	0.95	± 0.33
MAR	0.87	± 0.08	3.97	± 0.12	0.96	± 0.07	1.01	± 0.08	0.88	± 0.08	1.09	± 0.33
APR	1.39	± 0.08	4.63	± 0.13	1.28	± 0.08	1.28	± 0.08	1.21	± 0.08	1.38	± 0.33
MAI	1.40	± 0.09	2.87	± 0.10	1.18	± 0.07	1.03	± 0.07	1.31	± 0.08	1.77	± 0.33
JUN	1.96	± 0.08	3.01	± 0.10	1.87	± 0.08	1.88	± 0.08	1.87	± 0.09	0.90	± 0.33
JUL	1.21	± 0.08	3.23	± 0.10	1.47	± 0.08	1.35	± 0.07	1.38	± 0.07	1.04	± 0.33
AUG	0.78	± 0.07	1.49	± 0.08	1.04	± 0.07	1.30	± 0.07	0.94	± 0.08	0.84	± 0.33
SEP	0.98	± 0.07	2.84	± 0.10	0.89	± 0.07	0.83	± 0.07	0.87	± 0.07	0.84	± 0.47
OKT	1.11	± 0.06	7.53	± 0.19	0.92	± 0.08	0.73	± 0.07	0.69	± 0.07	0.79	± 0.47
NOV	0.92	± 0.06	1.42	± 0.08	0.08	± 0.07	0.87	± 0.07	0.67	± 0.07	0.76	± 0.47
DEZ	1.41	± 0.08	2.25	± 0.0	0.09	± 0.08	0.60	± 0.07	0.82	± 0.07	0.79	± 0.47

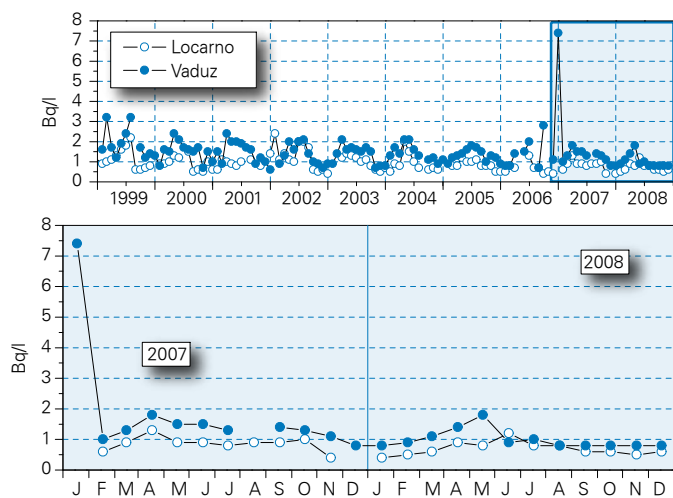
	Vaduz*		Nyon*		La Brévine*		St Gallen*	
JAN	0.81	± 0.33	1.07	± 0.08	0.90	± 0.08	keine Probe	
FEB	0.95	± 0.33	0.82	± 0.08	0.76	± 0.08	keine Probe	
MAR	1.09	± 0.33	0.67	± 0.07	0.63	± 0.07	keine Probe	
APR	1.38	± 0.33	0.70	± 0.07	1.00	± 0.08	1.24	± 0.08
MAI	1.77	± 0.33	1.07	± 0.08	1.30	± 0.08	1.67	± 0.08
JUN	0.90	± 0.33	1.63	± 0.09	1.31	± 0.08	1.42	± 0.09
JUL	1.04	± 0.33	0.85	± 0.08	0.97	± 0.07	1.03	± 0.09
AUG	0.84	± 0.33	0.69	± 0.04	0.74	± 0.07	0.99	± 0.08
SEP	0.84	± 0.47	0.70	± 0.07	0.71	± 0.07	0.77	± 0.07
OKT	0.79	± 0.47	0.81	± 0.07	0.74	± 0.07	1.00	± 0.07
NOV	0.76	± 0.47	0.65	± 0.07	0.70	± 0.07	0.68	± 0.08
DEZ	0.79	± 0.47	0.90	± 0.07	0.79	± 0.07	0.81	± 0.08

	Aare Brugg	
JAN	1.68	± 0.33
FEB	1.23	± 0.33
MAR	1.68	± 0.33
APR	14.83	± 0.33
MAI	2.48	± 0.33
JUN	3.85	± 0.33
JUL	1.89	± 0.33
AUG	1.16	± 0.33
SEP	1.73	± 0.47
OKT	2.10	± 0.47
NOV	2.11	± 0.47
DEZ	1.71	± 0.47

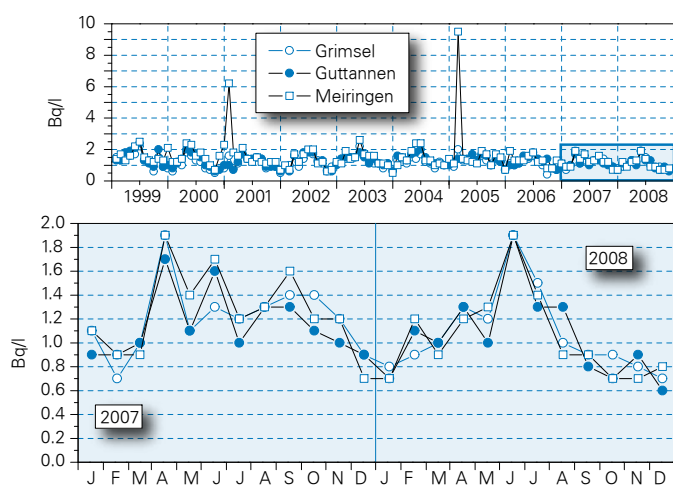
* ISOT - Stationen (nationales Netz zur Beobachtung der Isotope im Wasserkreislauf)



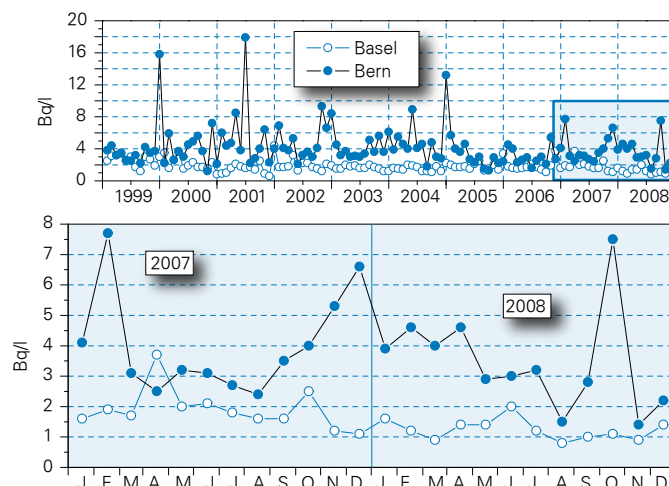
Figur 22:
Tritiumkonzentrationen in der Westschweiz



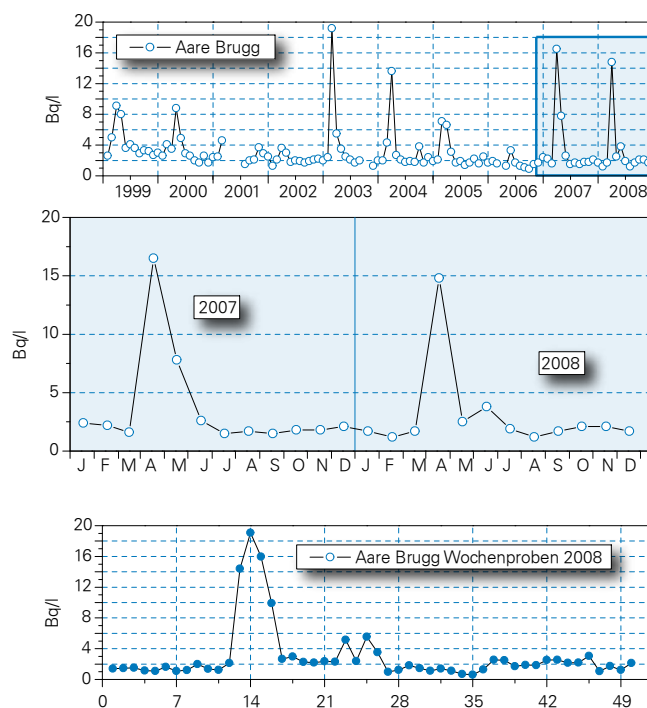
Figur 23:
Tritiumkonzentrationen in der Südschweiz und im Fürstentum Lichtenstein. 2008 gab es in Vaduz keine aussergewöhnlichen Erhöhungen.



Figur 24:
Tritiumkonzentrationen im Berner Oberland im Verlauf der letzten 10 Jahre und im Vergleich der beiden letzten Jahre. Der Jahresgang ist 2008 von den Emissionen aus dem Raum Bern kaum betroffen.



Figur 25:
Tritiumkonzentrationen in Basel und Bern. Die lokalen Emissionen überdecken den natürlichen Jahresgang der Tritiumkonzentrationen im Niederschlag.



Figur 26:
Tritiumkonzentrationen im Flusswasser der Aare bei Brugg. Die jährlichen Tritiumabgaben aus Gösigen sind über mehrere Wochen verteilt.

Chapitre 7.2

Mesure de plutonium et d'américium dans l'environnement

J.A. Corcho Alvarado, P. Froidevaux, F. Luisier, F. Barraud, J. Dlala, A. Savary, F. Bochud

Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand Pré 1, 1007 Lausanne

Résumé

En 2008, une nouvelle procédure pour la détermination de plutonium et d'américium a été établie dans notre laboratoire. La procédure a été validée avec plusieurs matériaux de référence de l'IAEA et lors de deux intercomparaisons, avec d'excellents résultats. Ensuite, la procédure a été utilisée pour l'analyse de plutonium et d'américium sur des sols, des sédiments, des filtres à air et des eaux du plan de prélèvement 2008.

En plaine les activités en plutonium dans les échantillons de sol (0 - 5 cm) prélevés en 2008 se situent entre 0.11 et 0.22 Bq/kg. En montagne, elles sont significativement plus élevées, avec des valeurs entre 0.25 et 17.6 Bq/kg. Aux alentours des centrales nucléaires suisses l'activité des actinides dans les sols et les sédiments ne dépassent pas 0.25 Bq/kg (plutonium) et 0.10 Bq/kg (américium) et montrent un rapport d'activité d'environ 0.03 pour $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ et 0.4 pour $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$. La moyenne du rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ de 0.03 - 0.04 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 $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ de 0.396 ± 0.062 en moyenne. L'activité en plutonium et américium des eaux de pluie, de rivière et de surface ne dépasse pas les valeurs des années précédentes ($< 10 \text{ mBq/m}^3$).

L'activité des filtres à air analysés en 2008 est très faible ($< 3 \text{ nBq/m}^3$), sauf pour l'américium dans les filtres à air du Weissfluhjoch, de manière similaire à ce qui a été observé depuis quelques années. Cette station montre en 2008 une activité en ^{241}Am de 217 nBq/m^3 . Nous avons effectué en collaboration avec l'OFSP une étude sur l'origine de cette contamination en août 2008. L'étude a conclu que la contamination résulte des travaux effectués dans la station de recherche vers la fin des années 1990, avec l'incinération de matériaux de construction qui contenaient probablement des détecteurs d'incendie à l'américium. En effet, les déchets de chantier trouvés sur place ainsi que l'ensemble du dispositif de pompage - filtration de l'air présentaient des contaminations à l'américium.

Introduction

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

Le but de ce travail était d'évaluer tout d'abord la présence des radioéléments plutonium et américium dans l'environnement en Suisse, d'en attribuer l'origine et d'analyser leur comportement et leur devenir. Le comportement du plutonium et de l'américium dans les systèmes naturels dépend de la solubilité et des réactions de sorption, du couple pH - Eh, de l'hydrolyse et des réactions de complexation, notamment avec des ligands organiques présents dans les sols et les eaux (Tableau 2, [1]). Par conséquent, la mesure du plutonium et de l'américium au niveau de traces dans l'environnement est indispensable à la compréhension de ces mécanismes de mobilisation. Pour cette raison, des sols, des sédiments, de l'eau et des filtres à air ont été analysés.

Méthode de séparation chimique

En 2008, nous avons développé une nouvelle méthode de séparation chimique pour l'analyse séquentielle de plutonium et d'américium. La méthode a été développée à partir de l'ancienne méthode du GSE, qui utilise la digestion micro-onde des échantillons et la chromatographie d'échange et d'extraction. La nouvelle méthode consiste à séparer séquentiellement le plutonium et l'américium sur des résines d'extraction TEVA® et DGA®. La résine DGA est beaucoup plus sélective pour l'américium ($\sim 10^3$ fois, en HNO_3 8M) que la résine TRU utilisée auparavant dans la

Tableau 1:
Propriétés radioactives des actinides et leurs sources dans l'environnement. Dernière colonne: le "% du NWT-fallout-Pu" est donné en % de masse, le rapport "r" est donné en activité. 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 Pu)/ ^{239,240} Pu=0.036
²³⁹ Pu	α	5.101, 5.143	2.41 10 ⁴	84% du NWT-fallout Pu
²⁴⁰ Pu	α	5.124, 5.168	6.57 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 10 ⁵	0.3% du NWT fallout Pu
²⁴¹ Am	α	5.443, 5.485	433	Fille: ²³⁷ Np, r(²⁴¹ Am)/ ^{239,240} Pu=0.39

Tableau 2:
Propriétés chimiques des actinides dans l'environnement. Les constantes de stabilités correspondent à la première hydrolyse (logK M(OH), col. 3) et à la formation du complexe 1:1 avec l'oxalate (logK Mox, col. 4) [1]. Colonne 5: tendance d'adsorption à des surfaces telles que les colloïdes.

Elément	Espèce aqueuse	log(K) M(OH)	log(K) Mox	Sorption aux colloïdes
Plutonium	Pu ³⁺	7	6.5	+++
	Pu ⁴⁺	13.3	10.9	+++
	PuO ₂ ⁺	4.3	4.3	++
	PuO ₂ ²⁺	8.4	7	++
Américium	Am ³⁺	7.5	6.5	+++

méthode précédente [2]. La résine DGA, n'est pas affectée par la teneur en fer des échantillons, contrairement à la résine TRU [3]. C'est un grand avantage par rapport à l'ancienne méthode parce que les actinides peuvent facilement être concentrés sur un micro- précipité d'hydroxydes de fer. Après la séparation sur résines, les actinides sont électrodéposés sur des disques d'acier [4]. Les sources sont ensuite mesurées sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS, pendant environ 10⁶ secondes.

La nouvelle méthode a été testée sur des échantillons de référence (IAEA-300, IAEA-367, IAEA-368 et IAEA-Soil-6), et lors d'intercomparisons organisées par PROCORAD (2008) et par le BFS (2008). La performance de la méthode s'est avérée excellente, avec tous les résultats à moins de 5% d'écart par rapport à la valeur cible [5, 6]. Les rendements obtenus pour la séparation du plutonium (environ 82%) et de l'américium (environ 78%) dans les échantillons prélevés en 2008 (sols, sédiments, filtres à air et l'eau) sont supérieurs à ceux obtenus les années précédentes par l'ancienne méthode.

Résultats et discussion

Les tableaux 3 et 4 rapportent les principaux résultats obtenus en 2008. Sauf indication contraire, les incertitudes des mesures sont reportées pour un intervalle de confiance de 95% (k=2). Le tableau 3 présente les résultats obtenus dans l'analyse de différents sols de Suisse ainsi que pour les sédiments en aval des centrales nucléaires suisses. La couche analysée est 0 - 5 cm, sauf pour les sols du Val Piora où des profils ont été prélevés. Lors de la mesure des sols, en plaine, l'activité en plutonium se situe entre 0.11 et 0.22 Bq/kg de sol, ce qui correspond bien à la gamme des valeurs observées pour ces analyses lors des mesures 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 de plaine et ne dépasse pas 0.25 Bq/kg (plutonium) et 0.11 Bq/kg (américium). En montagne, l'activité en plutonium peut s'élever au-dessus de 1.0 Bq/kg avec un maximum de 17.6 Bq/kg dans un sol du Val Piora (Tessin).

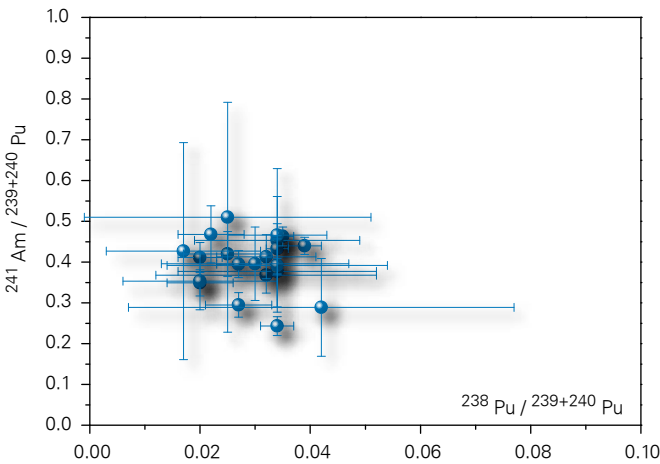


Figure 1.
Rapports isotopiques ²³⁸Pu/^{239,240}Pu en fonction du rapport ²⁴¹Am/^{239,240}Pu dans 19 échantillons de sol (0-5cm) et 3 échantillons de sédiment prélevés sur l'ensemble de la Suisse. Le rapport isotopique moyen ²³⁸Pu/^{239,240}Pu est de 0.029 ± 0.007, et celui de ²⁴¹Am/^{239,240}Pu est de 0.395 ± 0.062.

Tableau 3:

Plutonium et américium (Bq/kg de matière sèche) dans les sols (0-5 cm) et les sédiments aquatiques en aval des centrales nucléaires suisses relevés en 2008. Les sols du Val Piora ont été prélevés en 2006. Les incertitudes sont indiquées pour $\sigma=2$.

Lieu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{238}\text{Pu} / ^{239,240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am} / ^{239,240}\text{Pu}$
Sol de plaine hors centrale				
Grangeneuve	0.135 ± 0.010	0.033 ± 0.002	0.034 ± 0.003	0.243 ± 0.023
Arenenberg	0.112 ± 0.018	0.055 ± 0.018	0.034 ± 0.015	0.453 ± 0.176
Sol centrales nucléaires + PSI				
Beznau	0.221 ± 0.021	0.093 ± 0.012	0.025 ± 0.008	0.420 ± 0.055
Gösgen	0.245 ± 0.022	0.115 ± 0.014	0.022 ± 0.006	0.468 ± 0.07
Leibstadt	0.219 ± 0.008	0.095 ± 0.004	0.034 ± 0.002	0.433 ± 0.024
Mühleberg	0.139 ± 0.010	0.050 ± 0.002	0.039 ± 0.003	0.361 ± 0.030
PSI (ZWILAG)	0.128 ± 0.004	0.056 ± 0.002	0.035 ± 0.002	0.440 ± 0.021
PSI (OASE)	0.117 ± 0.004	0.054 ± 0.002	0.035 ± 0.002	0.463 ± 0.023
Sol sites d'altitude				
Allmendhubel	0.312 ± 0.112	0.090 ± 0.020	0.042 ± 0.035	0.289 ± 0.120
Diesse	0.240 ± 0.028	0.099 ± 0.004	0.032 ± 0.009	0.413 ± 0.054
Fahrni	0.407 ± 0.046	0.150 ± 0.006	0.032 ± 0.020	0.368 ± 0.044
Gimmelwald	0.218 ± 0.028	0.082 ± 0.016	0.034 ± 0.018	0.377 ± 0.088
Davos	1.340 ± 0.082	0.469 ± 0.032	0.020 ± 0.006	0.349 ± 0.032
Val Piora 2, 5-10cm	17.560 ± 1.040	6.95 ± 0.42	0.027 ± 0.004	0.395 ± 0.033
Val Piora 2, 10-16cm	8.920 ± 0.540	3.67 ± 0.24	0.020 ± 0.004	0.411 ± 0.037
Val Piora 2, 16-24cm	0.237 ± 0.026	0.084 ± 0.014	0.020 ± 0.014	0.353 ± 0.070
Val Piora 8, 5-10cm	2.250 ± 0.140	0.664 ± 0.052	0.027 ± 0.006	0.295 ± 0.030
Val Piora 8, 10-12 cm	0.061 ± 0.014	0.026 ± 0.016	0.017 ± 0.014	0.427 ± 0.266
Val Piora 8, 12-16cm	0.024 ± 0.008	0.012 ± 0.006	0.025 ± 0.026	0.510 ± 0.282
Sédiments				
Hagneck	0.069 ± 0.011	0.031 ± 0.008	0.034 ± 0.009	0.446 ± 0.095
Klingnau	0.138 ± 0.018	0.055 ± 0.012	0.030 ± 0.017	0.396 ± 0.09
Pratteln	0.086 ± 0.012	0.034 ± 0.008	0.034 ± 0.020	0.392 ± 0.102
Moyenne suisse (n=22)			0.029 ± 0.007	0.395 ± 0.062

Les valeurs élevées en Pu des sols du Val Piora s'expliquent par l'altitude du site (2000 m) et la faible densité de ces sols riche en matière organique. Nous avons récemment pu mettre en évidence ce phénomène d'augmentation de la déposition du ^{90}Sr avec l'altitude à l'échelle de l'Europe occidentale [7].

La figure 1 illustre les rapports en $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ dans les sols et sédiments. Tous les échantillons sont regroupés autour d'une valeur (0.03, 0.4) représentative des rapports des retombées des essais nucléaires réalisés dans les années soixante et de la chute du satellite (source de ^{238}Pu) SNAP-9A. Les moyennes observées en

2008 sont de 0.029 ± 0.007 pour le rapport $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ et de 0.395 ± 0.062 pour le rapport $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$. Il faut toutefois préciser que le rapport $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ représente un coefficient entre deux éléments de chimie différente, donc de comportement potentiellement différent dans le sol. Néanmoins, comme l'américium est issu de la désintégration radioactive bêta d'un isotope du plutonium (^{241}Pu) on retrouve en général le même rapport de ces isotopes (entre 0.3 - 0.5) particulièrement dans les sols. On peut malgré tout observer parfois des rapports $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ significativement différents, dû à des migrations différentes de ces deux éléments, sans qu'il y ait un apport supplémentaire par une contamination d'origine accidentelle.

Tableau 4:

Mesure de plutonium et d'américium dans les eaux (mBq/m³) et les filtres à air (nBq/m³) prélevés en Suisse en 2008. Les incertitudes sont indiquées pour 2σ.

Lieu	Type	^{239,240} Pu	²⁴¹ Am	²⁴¹ Am / ^{239,240} Pu
Eau (mBq/m ³)				
Mühleberg	eau de pluie	3 ± 1	<DL	<DL
Fribourg	eau de pluie	5 ± 1	1.0 ± 0.4	0.284 ± 0.098
Rhône (Genève)	rivière	2 ± 1	1.0 ± 0.4	0.404 ± 0.171
Val Piora 2W	eau de surface, <0.45 µm, 200 L	7 ± 1	4.0 ± 1.0	0.544 ± 0.136
Val Piora 8P	eau de surface, <0.45 µm, 200 L	8 ± 1	2.0 ± 1.0	0.304 ± 0.102
Filtres d'air (nBq/m ³)				
Klingnau	V _{filtré} = 5'368'840 m ³	0.769 ± 0.027	<DL	<DL
Weissfluhjoch	V _{filtré} = 382'922 m ³	2.425 ± 0.087	217 ± 5	89.6 ± 3.9
Fribourg	V _{filtré} = 519'477 m ³	0.792 ± 0.028	<DL	<DL
Mühleberg	V _{filtré} = 552'695 m ³	0.627 ± 0.022	<DL	<DL

Pour l'analyse des eaux, au moins 100 litres ont été prélevés. Dans l'eau des fleuves et de surface, l'activité représente des actinides en suspension dans la partie sédimentaire ou associés aux colloïdes organiques. Dans les eaux de pluie, l'activité est due à la re-suspension de particules de sol sur lesquelles les actinides sont adsorbés. L'activité en plutonium et américium des eaux de pluie, de rivière et de surface (Tableau 4) sont faibles et s'insèrent dans la gamme observée lors des années précédentes (< 10 mBq/m³). Les rapports ²⁴¹Am/^{239,240}Pu de ces échantillons sont proches du rapport isotopique des retombées des essais nucléaires (0.4).

L'activité en plutonium et en américium des filtres à air reflète en général le phénomène de re-suspension des particules de sol [6]. En Suisse, nous étudions annuellement quatre sites, Fribourg, Klingnau, Mühleberg et le Weissfluhjoch, sur lesquels des prélèvements de filtres à air sont effectués de façon hebdomadaire. Après analyse par spectrométrie gamma, ces filtres sont 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 300'000 m³, ce qui permet une analyse à très bas niveau d'activité (nBq/m³). Depuis le début de ces analyses (1994 pour le plutonium et 1998 pour l'américium), les activités mesurées en plutonium et américium sont toujours inférieures à 20 nBq/m³, sauf pour l'américium sur le site du Weissfluhjoch. Sur ce site on mesure des activités en américium supérieures à 100 nBq/m³ depuis 2002, alors que les activités en plutonium sont restées inférieures à 10 nBq/m³.

En août 2008, l'OFSP, conjointement avec l'IRA, a effectué une campagne de prélèvement de frottis et d'échantillons dans et autour du local de pompage du Weissfluhjoch, situé

dans les bâtiments de l'institut de recherche sur la neige et les avalanches. Les résultats de cette étude ont montré que l'ensemble du système pompe - filtration était contaminé et qu'une partie des déchets de chantier présent à proximité de la prise d'air sont, eux aussi, contaminés en ²⁴¹Am (Figure 2). Il est donc probable que la contamination résulte de travaux effectués dans la station de recherche vers la fin des années 1990, date à partir de laquelle nous avons commencé à observer de l'américium (²⁴¹Am) sur les filtres à air. L'hypothèse la plus vraisemblable est l'incinération de dispositifs contenant ²⁴¹Am, soit dans des détecteurs d'incendie (le plus probable), soit dans des dispositifs scientifiques présents dans la station de recherche du Weissfluhjoch (possibilité), lors des travaux.

Les mécanismes suivants ont été formulés pour la contamination de l'ensemble du dispositif de pompage - filtration de l'air:

1. Incinération de dispositifs contenant ²⁴¹Am et contamination de l'air.
2. Aspiration de grands volumes d'air contaminé dans le système pompe - unité de filtration et contamination de celui-ci.
3. Contamination ultérieure des filtres par contact avec le dispositif contaminé.
4. Contamination permanente de l'air aux environs de la prise d'air par la présence de ²⁴¹Am dans les déchets de chantier.

Il est peu probable que les quantités d'américium présent dans les déchets nécessitent un assainissement du site probablement coûteux, mais une étude de la contamination du site par spectrométrie gamma in-situ (²⁴¹Am émet un gamma à 59 keV) devrait toutefois être effectuée. Il est

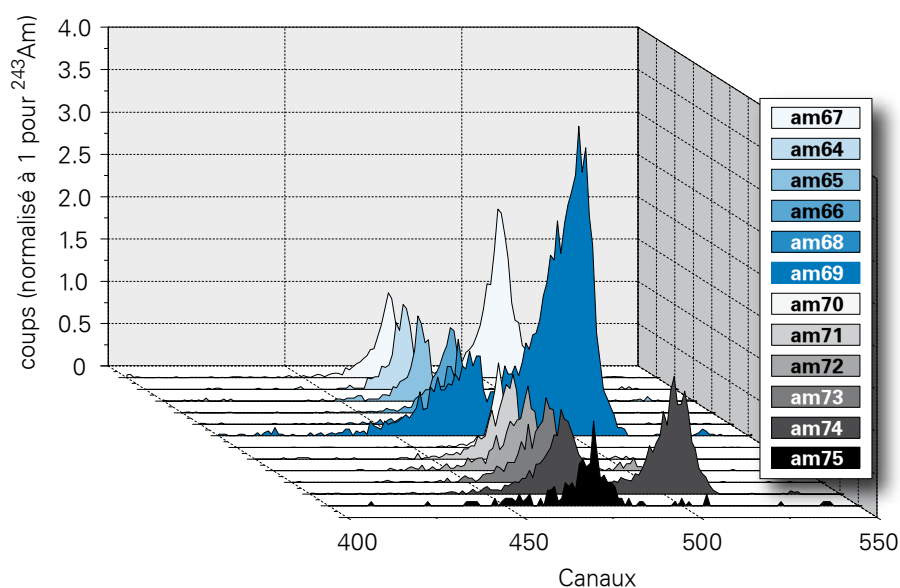


Figure 2.

Spectres alpha de tous les échantillons après extraction de l'américium sur résine DGA et électrodéposition. Les spectres sont normalisés à 1 par rapport à ^{243}Am . Le pic à gauche correspond à ^{243}Am (traceur), celui de droite à ^{241}Am (contaminant).

évident que le dispositif pompe - unité de filtration ne peut plus être utilisé si l'américium doit être également mesuré sur les filtres. Il faut donc envisager soit sa décontamination totale, soit son remplacement. De plus il est apparu lors de cette étude que la position de la prise d'air n'est pas idéale (très encaissée au pied des bâtiments) pour la détection de contamination des masses d'air atmosphérique et l'ensemble du dispositif doit être déplacé pour positionner la prise d'air en hauteur.

Conclusions

Les analyses de plutonium et d'américium dans l'environnement en 2008 n'ont pas relevé d'activité inattendue à l'exception du cas de l'américium des filtres à air du Weissfluhjoch. La source de cette contamination en américium est maintenant identifiée et des mesures seront prises pour assainir le dispositif d'échantillonnage de l'air. 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. Cette relation entre le niveau d'activité et l'altitude ou encore le niveau de précipitation est maintenant un phénomène bien connu pour les dépositions de radioéléments suite aux essais des bombes atomiques réalisés en atmosphère.

Pour tous les échantillons l'analyse des rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ a montré que l'origine de la contamination provient des essais des armes atomiques réalisés en atmosphère durant les années soixante et de la désintégration dans l'atmosphère du satellite SNAP-

9A contenant une source de ^{238}Pu . Les résultats obtenus dans des compartiments de l'environnement autres que le sol montrent que le rapport isotopique $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ est un bon indicateur de l'origine de la contamination mais que le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ doit être utilisé avec précaution car ces deux éléments sont susceptibles de fractionnement au cours du processus de mobilisation.

Références

1. Pearson F.J.Jr., Berner U., Hummel W., Nagra Technical Report NTB 91-18 (1992).
2. Horwitz E.P., McAlister D.R., Bond A.H., Barrans R.E., Solvent Extraction and Ion Exchange 23, 319 (2005).
3. Toribio M., J.F. Garcia, Rauret G., Pilvio R., Bickel M., Analytica Chimica Acta 447, 179 (2001).
4. Bajo S., Eikenberg J., Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 242, 3, 745-751 (1999).
5. PROCORAD, Association for the Promotion of Quality Control of Analyses in Medical Radiobiology, Commissariat à l'Energie Atomique (CEA), Bureau du Conseiller Médical DRHRS/CM, 31-33 rue de la Fédération, 75752 Paris Cedex 15 France.
6. BFS, Bundesamt Für Strahlenschutz, Bestimmung des Radionuklidgehaltes in Wasser, Rinversuch 2/2008, BFS, Willy-Brandt Strasse 5, 38226 Salzgitter, Deutschland.
7. Pourcelot L., Steinmann P., Froidevaux, P., Chemosphere 66, 1571-1579 (2007).
8. Garcia-Olivares A., J.Environ. Radioact., 37, 101-114 (1997).

Kapitel 7.3

Messung von künstlichen Radionukliden in Bodenprofilen

S.Röllin, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner, F. Byrde, M. Burger

LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz, 3700 Spiez

Zusammenfassung

Es wurden vier Bodenprofile im Labor aufgearbeitet und analysiert. Durch die sehr tiefen Nachweisgrenzen konnte die Verteilung von ^{137}Cs , ^{237}Np , ^{239}Pu und ^{240}Pu bis 50 cm in die Tiefe bestimmt werden. Trotz der sehr unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der drei verschiedenen Elemente ist deren Migration in den Boden ziemlich ähnlich. Anhand der Bodenprofile konnte der Gesamteintrag an Radionukliden bestimmt werden. Durch die Möglichkeit Isotopenverhältnisse zu messen, konnten wertvolle Informationen über deren Herkunft erhalten werden. Plutonium und Neptunium konnte als Global Fallout der Kernwaffentests identifiziert werden. Ca. 80% der ^{137}Cs Aktivität für die Proben aus dem Tessin und ca. 40% für die Proben von La-Chaux-de-Fonds und La Foully konnte dem Reaktorunfall von Tschernobyl zugeordnet werden.

Einleitung

Für die quantitative Bestimmung von künstlichen Radionukliden im Boden mittels in-situ Gammaskpektrometrie ist die Tiefenverteilung der Nuklide im Boden ein wesentlicher Faktor. Es wurden darum anlässlich der letzten 4 gemeinsamen in-situ Übungen der Schweizer in-situ Messequppen je ein Tiefenprofil entnommen. Die ca. 50 cm langen Tiefenprofile wurden in 5 cm Schichten aufgeteilt und im Labor aufgearbeitet. Neben der Bestimmung von ^{137}Cs mittels Gammaskpektrometrie wurden die langlebigen Isotope von Plutonium und Neptunium massenspektrometrisch bestimmt. Bei einem Tiefenprofil wurde zusätzlich noch ^{241}Am und ^{90}Sr gemessen. Damit kann das Migrationsverhalten von 5 Elementen mit verschiedenen chemischen Eigenschaften verglichen werden. Anhand von Tiefenprofilen kann zudem auch der Gesamteintrag von Radionukliden bestimmt werden.

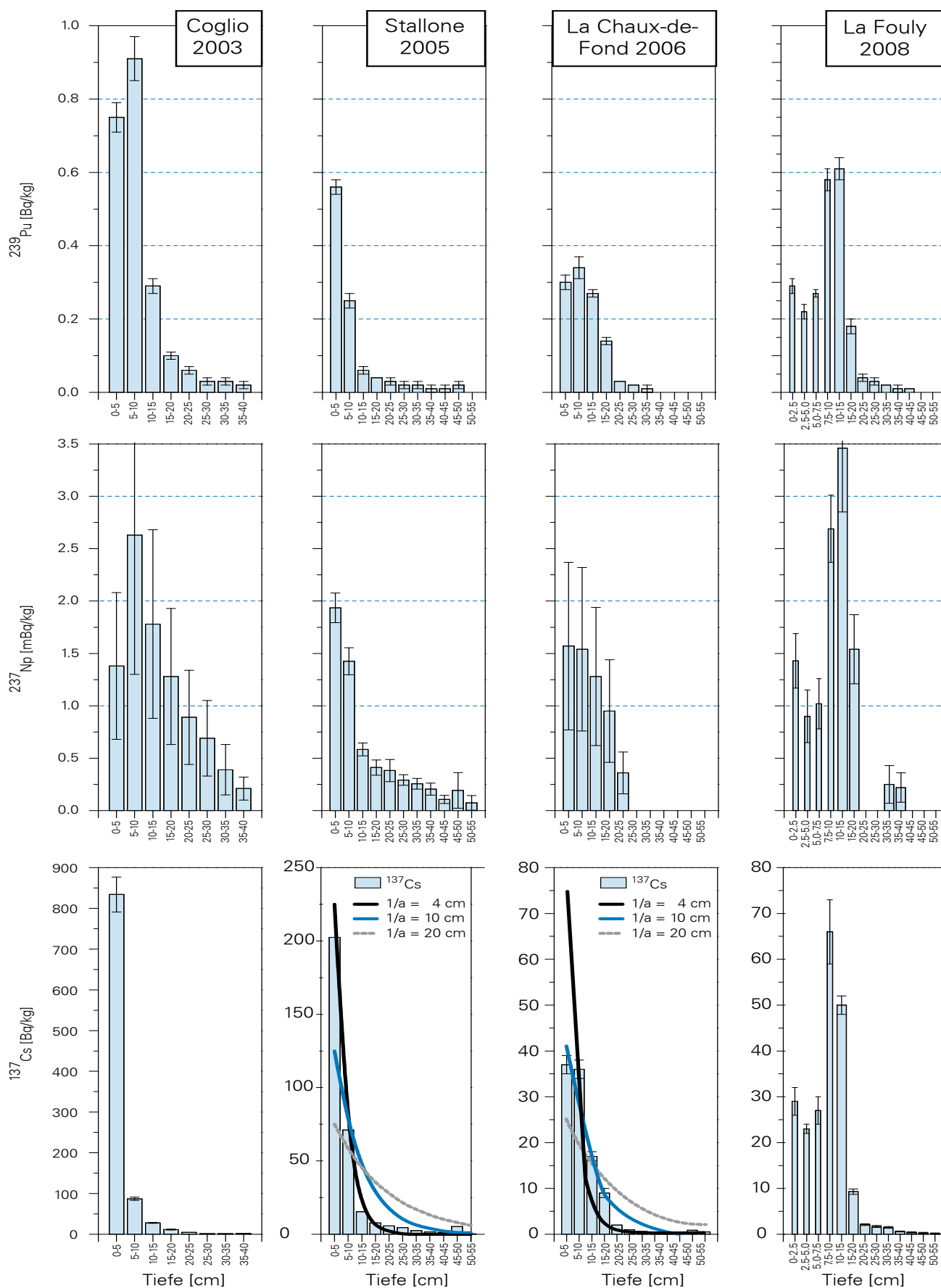
Probennahme und Aufarbeitung

Es wurden die folgenden Bodenprofile entnommen: Coglio 2003 im Maggiatal, Stallone 2005 beim Flughafen

in Locarno, La-Chaux-de-Fonds 2006 bei Bas de Brandt und La Foully 2008 im Val Ferret beim grossen St. Bernhard. Die Bodenprofile wurden mit einem U-förmigen Stahlprofil mit einem Innenquerschnitt von 10x10 cm entnommen. Die ca. 50 cm langen Bodenprofile wurden in 5 cm Schichten aufgeteilt und im Labor getrocknet. Die getrockneten Proben wurden zerkleinert, gesiebt und homogenisiert. Die Proben wurden anschliessend in Messgeometrien verpackt und mittels Gammaskpektrometrie gemessen. Ca. 50 g der Proben wurden bei 520 °C verascht. Zu 5 g der Bodenasche wurde der entsprechende Ausbeutetracer (^{242}Pu , ^{239}Np) zugegeben und die Proben mit einem Lithiumborat Schmelzaufschluss in Gold-/Platintiegel aufgeschmolzen und anschliessend in Salpetersäure gelöst. Plutonium und Neptunium wurden auf TEVA-Extraktionschromatographiesäulen (Eichrom) abgetrennt [Röllin et al., 2009]. Für die Proben von Coglio 2003 und La-Chaux-de-Fonds 2006 wurde die Np-Ausbeute der Pu-Ausbeute gleichgesetzt, mit einer entsprechenden Ausbeuteunsicherheit von 50%. In den Proben von Stallone 2005 wurde zusätzlich ^{241}Am mit Alphaspektrometrie und ^{90}Sr mit einem Betacounter gemessen. Für die ^{241}Am Bestimmung wurde zu 5 g Bodenasche ein ^{243}Am Ausbeutetracer gegeben und ein Schmelzaufschluss analog der Plutoniumbestimmung gemacht. Americium wurde mittels TRU-Extraktionschromatographiesäulen (Eichrom) abgetrennt. Strontium wurde aus 20 g der Bodenasche mit 8 M HNO_3 extrahiert und mit Sr-Spec Säulen (Eichrom) abgetrennt. ^{90}Sr wurde nach Einstellung des radiologischen Gleichgewichtes über die Tochter ^{90}Y bestimmt.

Massenspektrometrische Bestimmung

Die Proben wurden mit einem Finnigan Element2 ICP-MS (induktiv gekoppeltes Plasmamassenspektrometer) gemessen. Durch die sehr hohe Empfindlichkeit im hohen Massenbereich können für die langlebigen, schweren Aktinidenisotope sehr tiefe Nachweisgrenzen im 10^{-15} g/g-Bereich erreicht werden. Damit ist es möglich Plutonium und Neptunium bis 50 cm in die Tiefe nachzuweisen. Durch die Möglichkeit Isotopenverhältnisse zu messen, können so auch Aussagen über die Herkunft der Aktinide gemacht werden.


Figur 1:

Tiefenprofile von ^{239}Pu , ^{137}Cs in Bq/kg und von ^{237}Np in mBq/kg, alle Konzentrationen sind auf das Trockengewicht und das Probenahmedatum bezogen.

Resultate

Fig. 1 zeigt die Tiefenprofile von ^{239}Pu , ^{237}Np , ^{137}Cs der Bodenproben von Coglio 2003, Stallone 2005, La-Chaux-de-Fonds 2006 und La-Fouly 2008. Trotz der sehr unterschiedlichen chemischen Eigenschaften der drei verschiedenen Elemente ist deren Migration in den Boden ziemlich ähnlich. Es wird angenommen dass Neptunium als NpO_2^+ vorliegt und so schneller migriert als Plutonium, das als Pu^{4+} vorliegt. ^{137}Cs bindet sehr gut an Tonmineralien und scheint so am wenigsten mobil zu sein. Da bei den Bodenproben aus dem Tessin bis zu 80% des ^{137}Cs aus dem Tschernobylunfall stammen, hat die dadurch kürzere Migrationszeit jedoch ebenfalls einen Einfluss auf die Form des Tiefenprofils. Bei den Bodenproben aus dem Tessin sind ca. 90% des ^{137}Cs , 75% des ^{239}Pu und 50% des ^{237}Np in den obersten 10 cm des Profils gebunden. Bei den Proben aus La Fouly sind nur noch ca. 50% des ^{137}Cs , 40% des ^{239}Pu und 30% des ^{237}Np in den obersten 10 cm des Profils gebunden.

Bei in-situ Messungen von künstlichen Radionukliden wird eine exponentielle Tiefenverteilung zugrunde gelegt. Für die ^{137}Cs -Tiefenprofil von Stallone 2005 und La-Chaux-de-Fonds wurden die Tiefenverteilungen mit einer Exponentialfunktion und drei unterschiedlichen Relaxationslängen mit der gemessenen Tiefenverteilung verglichen. Die Exponentialfunktionen wurden so angepasst, dass die gesamte eingetragene Aktivität gleich der gemessenen gesamten Aktivität ist. Da die Tiefenverteilung vor allem durch Advektions- und Diffusionsprozesse beeinflusst wird, ist auch theoretisch keine exponentielle Tiefenverteilung zu erwarten. Aus den Abbildungen geht hervor, dass die angenommenen exponentiellen Tiefenverteilungen bei in-situ Messungen für mehrere Jahre alte Kontaminationen nur eine rudimentäre Annäherung ist. Um in-situ Messungen und die daraus berechneten Dosen miteinander zu vergleichen ist es deshalb wichtig die Auswerteparameter festzulegen.

In Tab. 1 wurde aus der Summe der Konzentrationen der einzelnen Schichten der Gesamteintrag pro Flächeneinheit berechnet. Aufgrund der eingetragenen ^{239}Pu Aktivität und der in Fig. 4 berechneten $^{137}\text{Cs} / ^{239}\text{Pu}$ Verhältnisse des

Global Fallouts kann so die aufgrund des Global Fallouts eingetragene ^{137}Cs Aktivität berechnet werden. Das übrige ^{137}Cs entstammt dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Für die Proben aus dem Tessin lag der Tschernobyl Anteil bei ca. 80% der totalen ^{137}Cs Aktivität. Dies stimmt auch mit den Messungen der Lago Maggiore Sedimente überein [Klemt et al., 2009], wo die beiden Einträge im Sediment voneinander getrennt sind. Aus den Modellrechnungen geht nach dem Fallout des Tschernobylunfalles ein durchschnittlicher Eintrag von ca. 5'000 Bq/m² ^{137}Cs in das Einzugsgebiet des Lago Maggiore hervor. Dies ist wesentlich weniger als die ^{137}Cs Einträge in Coglio und Stallone. Der ^{137}Cs Eintrag in das Einzugsgebiet des Lago Maggiore muss daher ziemlich inhomogen sein.

Für das Massenverhältnis von $^{237}\text{Np} / ^{239}\text{Pu}$ wurde für die Proben von Stallone 2005 und La Fouly 2008, die mit dem Ausbeutetracer ^{239}Np gemessen wurden, ein Wert von 0.50 ± 0.03 resp. 0.48 ± 0.09 gemessen. Die Verhältnisse stimmen mit dem von Kelley et al. (1999) anhand von 24 Proben aus der nördlichen Hemisphäre berechneten Durchschnittswert von 0.48 ± 0.07 gut überein. Für die Proben von Coglio 2003 und La-Chaux-de-Fonds 2006 wurde die Np-Ausbeute gleich der Pu-Ausbeute gesetzt, mit dementsprechend grosser Unsicherheit.

Figur 2 zeigt das gemessene Isotopenverhältnis $^{240}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ für das Bodenprofil Coglio 2003. Für die ersten drei Schichten wurde ein Wert von 0.19 ± 0.1 gemessen, was mit dem abgeschätzten Verhältnis für Global Fallout Plutonium von 0.18 ± 0.01 gut übereinstimmt [Kelley, 1999]. Für Plutonium aus dem Tschernobylreaktor würde man ein Verhältnis von 0.40 ± 0.01 [Boulyga et al., 2002] und für Plutonium das in Atomwaffen eingesetzt werden kann ein Verhältnis von kleiner als 0.07 erwarten. Obwohl die Unsicherheit aufgrund der kleinen Plutoniumkonzentrationen für tiefere Schichten zunimmt, reicht die Genauigkeit aus um selbst für Plutoniumkonzentrationen kleiner als 0.05 Bq/kg noch Aussagen über die Herkunft des Plutoniums zu machen. Die ^{241}Pu Konzentration ist sehr klein, so dass das Isotopenverhältnis $^{241}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ nur gerade in den obersten Schichten bestimmt werden konnte. Der Wert von 0.0016 ± 0.0004 stimmt sehr gut mit dem in Fig. 4 berechneten Wert von 0.0016 überein. Ein zusätzlicher

Tabelle 1:

Pro Flächeneinheit eingetragene Aktivitäten und Massenverhältnis von $^{237}\text{Np} / ^{239}\text{Pu}$ der vier Bodenprofile. Der ^{137}Cs -Eintrag aufgrund des Reaktorunfalles von Tschernobyl wurde als Differenz des totalen ^{137}Cs Eintrages und des Eintrages durch den Global Fallout der Kernwaffentests berechnet. Sämtliche Aktivitäten beziehen sich auf das Probennahmedatum.

	^{137}Cs [Bq/m ²]	^{237}Np [Bq/m ²]	^{239}Pu [Bq/m ²]	$^{237}\text{Np} / ^{239}\text{Pu}$ Massen verhältnis	^{137}Cs Tschernobyl %]
Coglio 2003	34'583 ± 3'097	0.5 ± 0.1	103 ± 4	0.41 ± 0.1	84
Stallone 2005	18'224 ± 1'393	0.33 ± 0.02	59 ± 2	0.50 ± 0.03	83
La-Chaux-de-Fonds 2006	5'064 ± 288	0.3 ± 0.1	55 ± 2	0.45 ± 0.1	45
La-Fouly 2008	6'402 ± 306	0.41 ± 0.04	75 ± 2	0.48 ± 0.09	43

Eintrag von Plutonium aus einer anderen Quelle könnte sehr gut über dieses Isotopenverhältnis bestimmt werden da z.B. in frischem nuklearen Brennstoff ein bis zu 100 mal grösseres Massenverhältnis zu erwarten ist. Durch die relativ kurze Halbwertszeit von ^{241}Pu (14.4 a) ist die Aktivitätskonzentration von ^{241}Pu immer noch doppelt so hoch wie diejenige von ^{239}Pu .

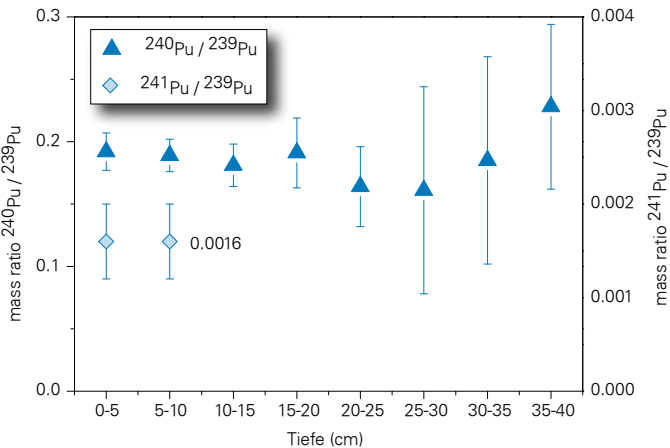


Figure 2: Isotopenverhältnis $^{240}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ und $^{241}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ im Profil Coglio 2003. Aufgrund der sehr tiefen ^{241}Pu Konzentration konnte ^{241}Pu nur in den obersten zwei Schichten bestimmt werden.

Fig. 3 zeigt die Aktivitätskonzentrationen von ^{90}Sr und ^{241}Am für das Tiefenprofil von Stallone 2005. Tab. 2 zeigt die pro Flächeneinheit eingetragenen ^{90}Sr und ^{241}Am Aktivitäten. Für ^{241}Am stimmt das Verhältnis zu ^{239}Pu gut mit dem in Fig. 4 berechneten Wert überein. Das Verhältnis von ^{90}Sr ist hingegen im Vergleich zum berechneten Wert

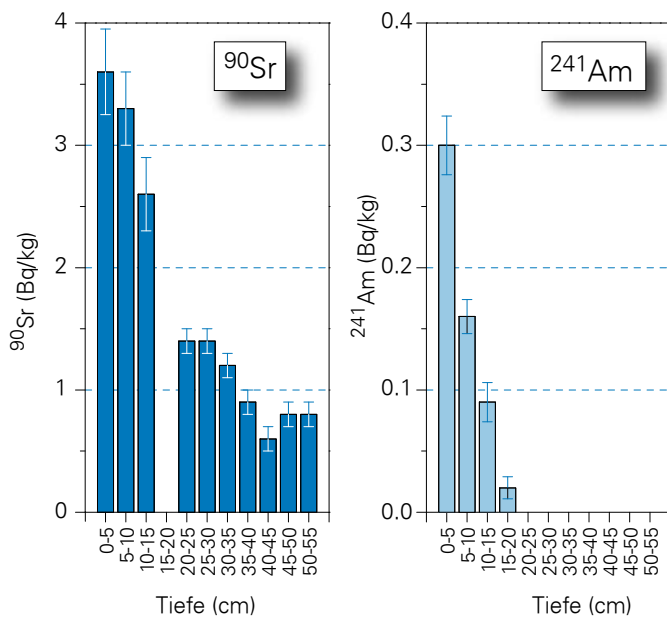


Figure 3: Tiefenprofile von ^{90}Sr und ^{241}Am der Bodenprobe von Stallone 2005. Die Konzentrationen sind auf das Trockengewicht und das Probennahmedatum bezogen.

nur halb so gross. Eine Abreicherung an ^{90}Sr im Boden verglichen mit der totalen Freisetzung aufgrund der Kernwaffentests wurde auch von anderen Autoren [Bossey et al., 2007] festgestellt.

Tabelle 2:

Pro Flächeneinheit eingetragene Aktivitäten von ^{90}Sr und ^{241}Am und deren Verhältnisse zu ^{239}Pu für das Bodenprofil Stallone 2005.

	^{90}Sr [Bq/m ²]	^{241}Am [Bq/m ²]	$^{90}\text{Sr} / ^{239}\text{Pu}$ Aktivitäts- verhältnis	$^{241}\text{Am} / ^{239}\text{Pu}$ Aktivitäts- verhältnis
Stallone 2005	910 ± 35	33 ± 2	15 ± 0.8	0.62 ± 0.04

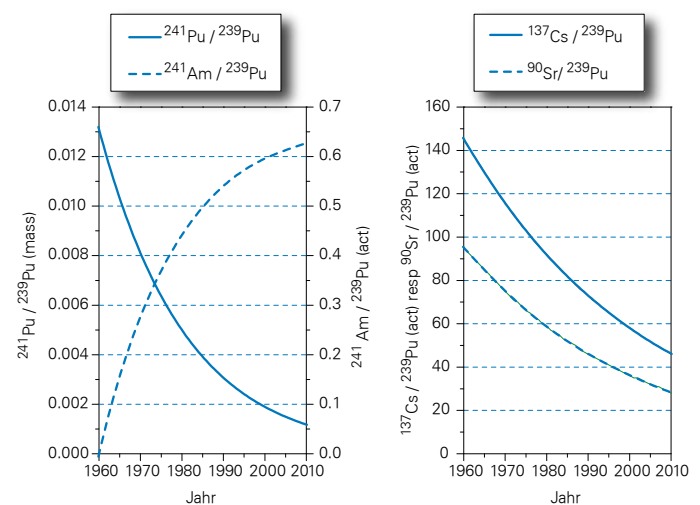


Figure 4:

Ausgehend von den durch überirdische Atomwaffentests freigesetzten Nuklidmengen (UNSCEAR, 2000) wurde unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls das Massenverhältnis der Isotopen von $^{241}\text{Pu} / ^{239}\text{Pu}$ (mass) und die Aktivitätsverhältnisse $^{241}\text{Am} / ^{239}\text{Pu}$ (act), $^{137}\text{Cs} / ^{239}\text{Pu}$ (act) und $^{90}\text{Sr} / ^{239}\text{Pu}$ (act) berechnet.

Schlussfolgerung

Durch die Entnahme von Bodenprofilen konnten sowohl die Migration von Radionukliden wie auch das gesamte Inventar an abgelagerten Radionukliden bestimmt werden. Der anhand der Pu Messungen berechnete Tschernobylanteil an der total eingetragenen ^{137}Cs Aktivität stimmte mit den Messungen der Sedimente des Lago Maggiore überein. Der aus Modellrechnungen bestimmte durchschnittliche Eintrag von ^{137}Cs in das Einzugsgebiet des Lago Maggiore ist hingegen wesentlich kleiner als die ^{137}Cs Einträge in Coglio und Stallone. Der ^{137}Cs Eintrag aufgrund des Tschernobylunfalles in das Einzugsgebiet des Lago Maggiore muss daher ziemlich inhomogen sein.

Die Tiefenprofile zeigten dass durch die Annahme von exponentiellen Verteilungen für die quantitative Bestimmung mittels in-situ Gammaspektrometrie die realen Verteilungen nur beschränkt angenähert werden können. Um in-situ Messungen und die daraus berechneten Dosen miteinander zu vergleichen ist es deshalb wichtig die Auswerteparameter festzulegen.

Durch die sehr tiefen Nachweisgrenzen von massenspektrometrischen Analysen langlebiger Radionuklide können Pu und Np bis ca. 50 cm Tiefe im Boden bestimmt werden. Zudem können aus den Isotopenverhältnissen wertvolle Information über deren Herkunft erhalten werden. Durch genaue Kenntnis der jetzigen Konzentrationsverhältnisse können so auch eventuelle neue Einträge von Aktiniden sehr leicht erkannt werden.

Referenzen

- 1) Boulyga, S.F., Becker, J.S., 2002. Isotopic analysis of uranium and plutonium using ICP-MS and estimation of burn-up of spent uranium in contaminated environmental samples. *J. Anal. At. Spectrom.*, 17, 1143-1147
- 2) Bossew, P., Lettner, H., Hubner, A., Erlinger, C., Gastberger, M., 2007. Activity ratios of ^{137}Cs , ^{90}Sr and $^{239+240}\text{Pu}$ in environmental samples. *J. of environmental radioactivity*, vol. 97, no. 1, 5-19.
- 3) Kelley, J.M., Bond, L.A., Beasley, T.M., 1999. Global distribution of Pu isotopes and ^{237}Np . *The Science of the Total Environment* 237/238, 483-500.
- 4) Putyrskaya, V., Klemm, E., Röllin, St., 2009. Migration of ^{137}Cs in tributaries, lake water and sediment of Lago Maggiore (Italy, Switzerland) – analysis and comparison with Lago di Lugano and other lakes. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 100, 35-48
- 5) Röllin, S., Sahli, H., Holzer, R., Astner, M., Burger, M., 2009. Pu and Np analysis of soil and sediment samples with ICP-MS. *Applied Radiation and Isotopes*, in press
- 6) UNSCEAR, 2000. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation, vol. 1, Annex C, New York.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008 Résultats 2008

Kapitel 8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

Chapitre 8 Surveillance des installations nucléaires: Emissions et Immissions

Inhaltverzeichnis / Sommaire

Kapitel 8 Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen	119
Zusammenfassung	119
Kapitel 8.1 Emissionen aus den Kernanlagen	120
Kapitel 8.2 Ortsdosis und Ortsdosisleistungen in der Umgebung der Kernanlagen	129
Kapitel 8.3 Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)	130
Zusammenfassung	130
Übersicht	130
Systeminstandhaltung und –ergänzung	130
Systemverfügbarkeit und Störungen	131
Qualitätssicherung	132
Messergebnisse	132
Chapitre 8.4 Les installations nucléaires et l'environnement	135
Résumé	135
Introduction	135
Résultats	136
Conclusions	140
Chapitre 8.5 Rejets et environnement du CERN (mesures CERN)	141
Synthèse	141
Objets de la surveillance	142
Contrôle des émissions	142
Contrôle des immissions	143
Conclusions	145
Chapitre 8.6 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	147
Mesures dans le milieu terrestre	148
Mesures dans le milieu aquatique	149
Conclusions	150
Kapitel 8.7 Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)	151
Zusammenfassung:	151
Einleitung	151
Radiochemische Trennmethoden	152
Resultate und Diskussion	152

Kapitel 8

Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

F. Cartier, A. Leupin

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, 5232 Villigen-HSK (bis 31.12.2008)
Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, 5232 Villigen-ENSI (ab 1.1.2009)

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser und der Abluft lagen im Jahr 2008 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 und Kleinkinder weit unterhalb des für Standorte von Kernanlagen festgelegten quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Die externe Strahlung wird mit dem Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK) ständig überwacht. In der Umgebung des KKB und des PSI sind 17, beim KKG 16 und beim KKL und KKM je 12 Messsonden in einem Abstand von bis zu ca. 5 km um die Anlagen in Betrieb. Die Messwerte dieser MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die Zentrale des ENSI übertragen und automatisch analysiert. Allfällige Abweichungen vom Schwankungsbereich der natürlichen Strahlung werden signalisiert und automatisch dem Pikettingenieur des ENSI gemeldet. Die im Berichtsjahr registrierten, nicht meteorologisch bedingten Abweichungen oder Ausfälle liessen sich mit in der Nähe der MADUK-Sonden durchgeführten Kalibrierungsarbeiten an NADAM-Sonden, mit Defekten der Sonderelektronik oder mit Umbauten an MADUK-Sonden erklären. Für detaillierte Angaben sei auf das Kapitel 8.3 verwiesen.

Im Rahmen des permanenten Probenahme- und Messprogramms für Immission wurden die wichtigsten Expositionspfade radioaktiver Stoffe in der Umgebung der Kernanlagen überwacht.

Die im Boden gemessenen künstlichen Radionuklide (^{90}Sr , ^{137}Cs) können im Allgemeinen mit den Atomwaffentests oder mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl in Verbindung gebracht werden. Die langjährige Messreihe der Universität Bern von ^{14}C in Baumblättern in der Umgebung der Kernkraftwerke wurde fortgesetzt.

Im aquatischen Milieu zeigten Wasser- und Sedimentproben Spuren von künstlichen Radionukliden, wie ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{60}Co , welche aus den Abgaben der Kernanlagen stammen. Die grössten Abgaben radioaktiver Stoffe (ausser Tritium) erfolgen während den Revisionsabstellungen. Für das insbesondere in Sedimentproben ebenfalls gemessene ^{137}Cs ist keine eindeutige Zuordnung in Anteile aus dem Reaktorunfall in Tschernobyl und den Abgaben der Kernkraftwerke mehr möglich. Bei den andern Nukliden zeigen die Messungen generell den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf, wobei gewisse Messwerte vermutlich durch einen relativ langsamen Partikeltransport in den Monaten nach dem Revisionsstillstand höher liegen.

In einer von elf Grasproben aus der Umgebung des KKM konnte das Radionuklid ^{54}Mn nachgewiesen werden (1.1 Bq/kg), wobei die Signifikanz mit einem Fehler der Messung von beinahe 100% jedoch schwach ist.

In der Umgebung von Mühleberg wurden im Berichtsjahr auf den Luftfiltern des Hochvolumensammlers Spuren von ^{60}Co in den Monaten April, Mai und Oktober festgestellt (0.4 bis 0.8 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$). In den Niederschlägen war hingegen keine ^{60}Co -Aktivität feststellbar. Das ebenfalls messbare ^7Be ist natürlichen Ursprungs, beim ^{137}Cs handelt es sich wie im Boden auf Übrigbleibsel der Atomwaffentests und des Tschernobyl-Unfalls. Alle Messwerte sind im Vergleich zu den Immissionsgrenzwerten gemäss Artikel 102 der Strahlenschutzverordnung aber radiologisch unbedeutend. In Lebensmitteln konnte keine Erhöhung von künstlichen Radionukliden gemessen werden, die auf Abgaben der schweizerischen Kernanlagen schliessen lassen.

Kapitel 8.1

Emissionen aus den Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, 5232 Villigen-HSK (bis 31.12.2008)

Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, 5232 Villigen-ENSI (ab 1.1.2009)

Die Abgaben von radioaktiven Stoffen mit der Abluft und dem Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in den Figuren 1a – 1c 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 und Kleinkinder in der Umgebung der betreffenden Anlage im Jahr 2008. Die ebenfalls berechneten Dosen für das 10-jährige Kind liegen zwischen Erwachsenem und Kleinkind. 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 150 Proben kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse stimmen überein und zeigen, dass die Abgaberegimente eingehalten werden.

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 KKB und beim KKG ungefähr 0.001 mSv, beim KKL und beim KKM ungefähr 0.005 mSv. Die Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung betrugen somit im Jahr 2008 nur einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts.

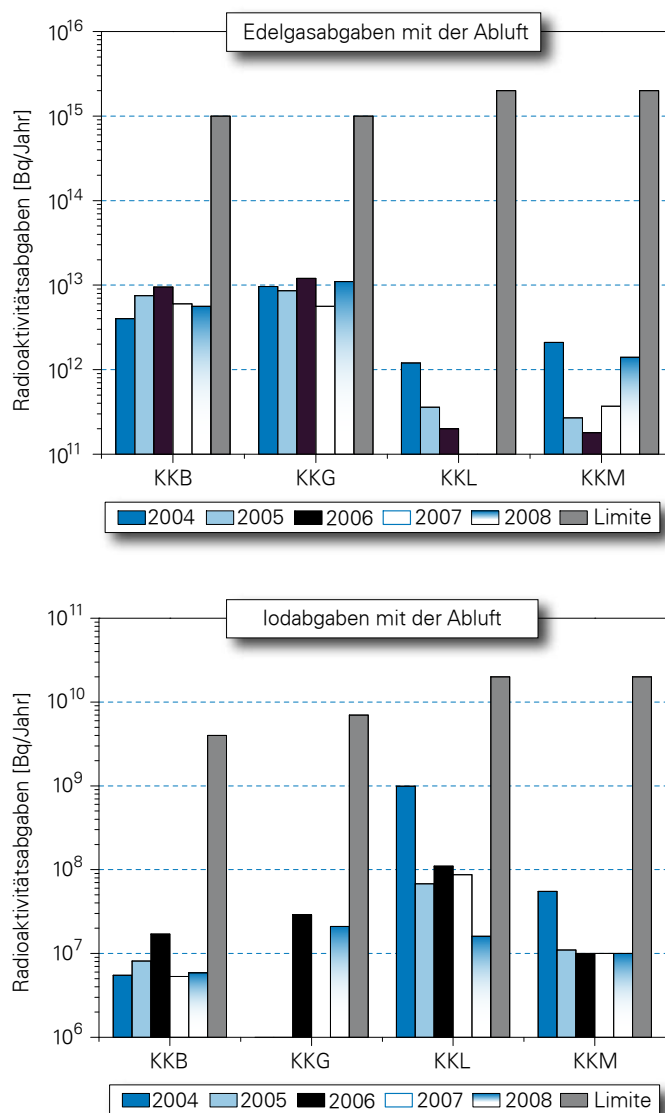
Aufgrund eines internationalen Vergleichs stellte die HSK im Rahmen der Aufhebung der Befristung der Betriebsbewilligung für den Block 2 des KKB die Auflage, dass das KKB bis im Jahr 2007 seine Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser auf einen Zielwert von 1 GBq – entsprechend dem Medianwert der europäischen Druckwasserreaktoren zum Zeitpunkt der Formulierung der Auflage – senken soll. KKB hat im Berichtsjahr diese Auflage wie bereits im Vorjahr erfüllt. Die HSK stellte beim KKM, im Rahmen der vom Bundesrat für das Jahr 2005 verlangten Periodischen Sicherheitsüberprüfung, eine entsprechende Auflage: KKM hat Massnahmen zu ergreifen, um die Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser ab Ende 2010, unter Wahrung der Verhältnismässigkeit, auf einen Zielwert von weniger als 1 GBq pro Jahr (ohne Tritium) zu reduzieren. Im Berichtsjahr erreichte das KKM hier insbesondere durch Separation der verschiedenen Abwasserpfade eine Reduktion der flüssigen Abgaben auf 2.1 GBq im Vergleich zum Vorjahr (7.6 GBq), es sind aber weitere Anstrengungen notwendig, um die Auflage bis Ende 2010 erfüllen zu können.

Das ENSI berücksichtigt bei den Dosisberechnungen auch die formell nicht limitierten ^{14}C -Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis dominieren. Das radioaktive Kohlenstoffisotop ^{14}C entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die ^{14}C -Abgaben der Kernkraftwerke sind systembedingt begrenzt, weil die Abgaberate primär von der Reaktorleistung und vom Reaktortyp abhängig ist. Die Kernkraftwerke haben in den letzten Jahren die ^{14}C -Abgaben gemessen und nachgewiesen, dass diese mit den Erfahrungswerten aus der Messkampagne vor etwa 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 2008 die ^{14}C - und die ^3H -Messungen auch nach Abschluss der von der HSK geforderten, mindestens einjährigen Messperiode auf freiwilliger Basis fort. Somit konnten auch 2008 zur Ermittlung des jeweiligen Dosisbeitrags von ^{14}C die gemessenen Werte herangezogen werden.

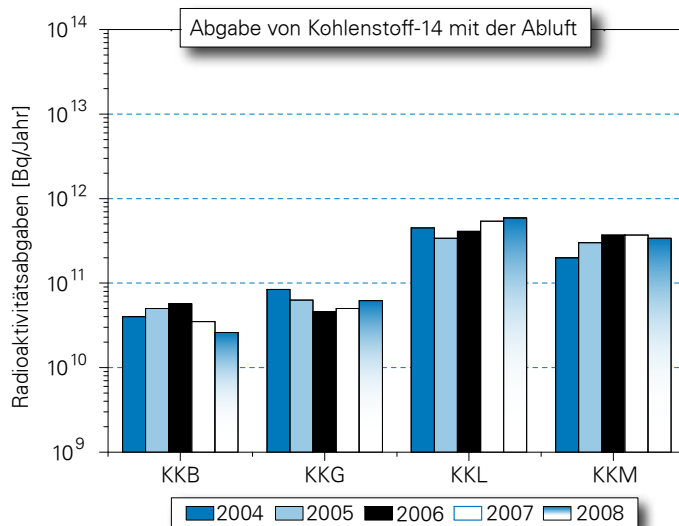
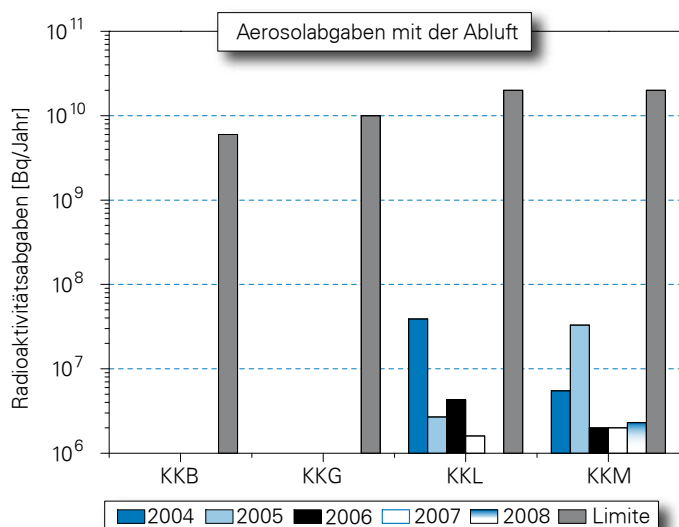
Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet das ENSI eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.005 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 selbst 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 aufgrund der Abgaben unter ungünstigen Annahmen berechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Umgebungsbevölkerung lag bei 0.001 mSv.



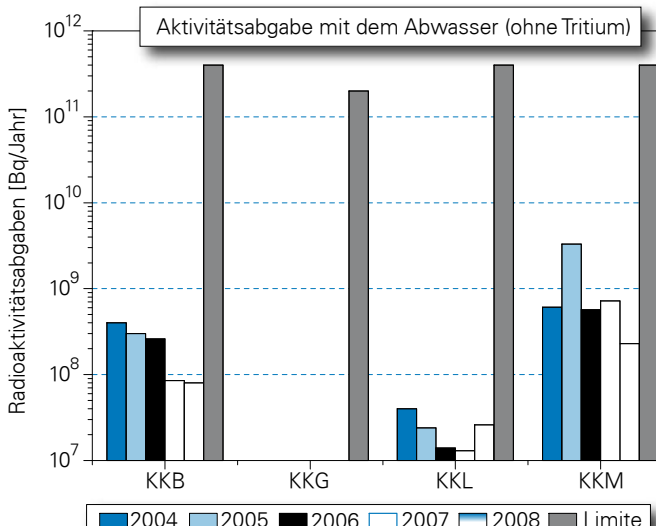
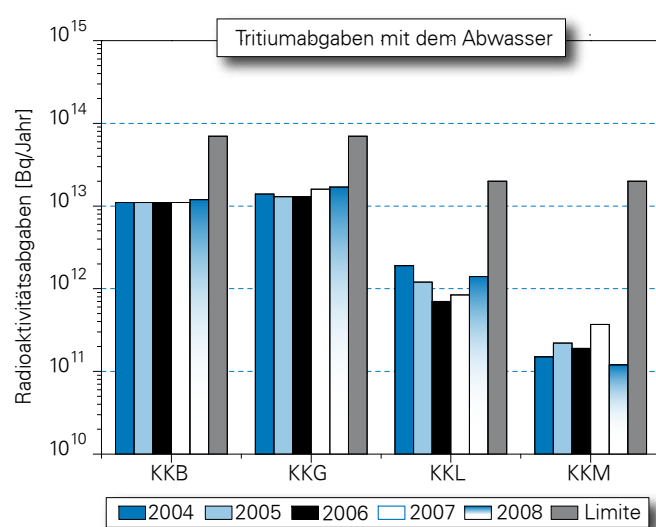
Figur 1a:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2004 bis 2008) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Falls die Abgaben von Edelgasen unterhalb von 10^{11} Bq und jene von Jod unterhalb von 10^6 Bq liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt.



Figur 1b:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an die Atmosphäre in den letzten fünf Jahren (2004 bis 2008) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Falls die Abgaben von Aerosolen unterhalb von $1.0 \text{ E}+6 \text{ Bq}$ liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt. Für ^{14}C besteht keine Abgabelimite.



Figur 1c:

Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke an das Abwasser in den letzten fünf Jahren (2004 bis 2008) im Vergleich mit den Jahres-Abgabelimiten. Falls die Abgaben mit dem Abwasser unterhalb von $1.0 \text{ E}+7 \text{ Bq}$ liegen, werden sie im Diagramm nicht dargestellt.

Tabelle 1:

Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2008 für die Kernkraftwerke (siehe Figur 1) 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 ⁴	Limiten ¹	Tatsächliche Abgaben ^{2,4}			Berechnete Jahresdosis ³	
				Aequivalentabgaben		unnormiert		
			Bq pro Jahr	Bq pro Jahr	Prozent der Limite	Bq pro Jahr	Erwachsene mSv/Jahr	Kleinkind mSv/Jahr
KKB1 + KKB2	Abwasser 3'730 m ³	Nuklidgemisch ohne Tritium	4·10 ¹¹	-	<0.1%	8.4·10 ⁸	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 ¹³	1.2·10 ¹³	17%	1.2·10 ¹³	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 ¹⁵	4.9·10 ¹²	0.5%	4.6·10 ¹²	<0.001	<0.001
		Aerosole	6·10 ⁹	-	<0.1%	3.4·10 ⁵	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	4·10 ⁹	5.9·10 ⁶	0.1%	5.9·10 ⁶	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	2.6·10 ¹⁰	<0.001	0.0012
	Dosis total						<0.001	0.0014
KKM	Abwasser	Nuklidgemisch ohne Tritium	4·10 ¹¹	-	<0.1%	2.1·10 ⁹	<0.001	<0.001
	3'781 m ³	Tritium	2·10 ¹³	1.2·10 ¹¹	0.6%	1.2·10 ¹¹	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	-	<0.1%	3.9·10 ¹¹	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	2.3·10 ⁶	0.0038	0.0033
		Iod: ¹³¹ I	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	1.0·10 ⁷	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	3.4·10 ¹¹	0.0013	0.0019
	Dosis total						0.0042	0.0049
KKG	Abwasser	Nuklidgemisch ohne Tritium	2·10 ¹¹	-	<0.1%	1.2·10 ⁷	<0.001	<0.001
	7'763 m ³	Tritium	7·10 ¹³	1.7·10 ¹³	24%	1.7·10 ¹³	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 ¹⁵	<1.1·10 ¹³	<1.1%	<1.0·10 ¹³	<0.001	<0.001
		Aerosole	1·10 ¹⁰	-	<0.1%	1.7·10 ⁵	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	7·10 ⁹	2.1·10 ⁷	0.3%	2.1·10 ⁷	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	6.2·10 ¹⁰	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001
KKL	Abwasser	Nuklidgemisch ohne Tritium	4·10 ¹¹	-	<0.1%	1.5·10 ⁸	<0.001	<0.001
	13'469 m ³	Tritium	2·10 ¹³	1.4·10 ¹²	7.0%	1.4·10 ¹²	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	-	<0.1%	1.0·10 ¹¹	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	1.6·10 ⁶	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I	2·10 ¹⁰	-	0.4%	1.6·10 ⁷	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	5.9·10 ¹¹	0.0022	0.0049
	Dosis total						0.0022	0.0050
ZZL	Abwasser	Nuklidgemisch ohne Tritium	2·10 ¹¹	6.5·10 ⁸	0.3%	2.6·10 ⁹	<0.001	<0.001
	558 m ³	Tritium	-	-	-	1.3·10 ¹¹	<0.001	<0.001
	Abluft	β-/γ-Aerosole	1·10 ⁹	-	<0.1%	5.9·10 ⁵	<0.001	<0.001
		α-Aerosole	3·10 ⁷	-	<0.1%	1.3·10 ⁴	<0.001	<0.001
		Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	1·10 ¹²	-	1.5%	3.7·10 ¹⁸	<0.001	0.001
		Tritium	1·10 ¹⁴	1.7·10 ¹¹	0.2%	1.7·10 ¹¹	<0.001	<0.001
	Dosis total						<0.001	<0.001

Tabelle 2:

Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2008 und der daraus berechneten Dosen für Einzelpersonen der Bevölkerung (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

	PSI Ost				
	Hochkamin	Saphir, Proteus	Forschungs-labor	Betriebs-Gebäude radioaktive Abfälle	Bundeszzwischen-lager
Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq/a]					
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-
Tritium	-	-	-	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]					
Edelgase und andere Gase	-	-	-	-	-
β/γ -Aerosole ⁴ , ohne Iod	$3.1 \cdot 10^8$	-	$2.3 \cdot 10^4$	-	$1.8 \cdot 10^5$
α -Aerosole	-	-	-	-	-
Iod	$9.7 \cdot 10^6$	-	-	-	-
Tritium in H ₂ O	$1.4 \cdot 10^{11}$	$2.8 \cdot 10^9$	-	$1.0 \cdot 10^{10}$	$1.2 \cdot 10^{10}$
Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:					
Erwachsene	<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	Abgaben Bq / Jahr		
				Abwasser 3016 m ³	Abluft	Aequivalent-abgaben
Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq/a]						
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	$5.7 \cdot 10^8$	-	$1.4 \cdot 10^8$
Tritium	-	-	-	$3.1 \cdot 10^{11}$	-	-
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq/a]						
Edelgase und andere Gase	$1.1 \cdot 10^{14}$	$7.0 \cdot 10^{10}$	-	-	$1.1 \cdot 10^{14}$	$2.4 \cdot 10^{14}$
β/γ -Aerosole ⁴ , ohne Iod						
	$1.5 \cdot 10^{10}$	$2.7 \cdot 10^6$	-	-	$1.5 \cdot 10^{10}$	-
α -Aerosole	-	-	-	-	-	-
Iod	$2.5 \cdot 10^7$	-	$1.7 \cdot 10^4$	-	$3.5 \cdot 10^7$	$2.6 \cdot 10^7$
Tritium in H ₂ O	$1.6 \cdot 10^{12}$	-	-	-	$1.8 \cdot 10^{12}$	-
Kohlenstoff: ¹⁴ C in CO ₂	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:						
Erwachsene	0.0048	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.0075 <0.0075	
Kleinkinder	0.0048	<0.00015	<0.00015	<0.00015		
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert¹	3.2 %	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	<4%	

Tabelle 3a:

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2008:

Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben² - (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]					
β/γ -Strahler	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
³ H	$1.2 \cdot 10^{13}$	$1.7 \cdot 10^{13}$	$1.4 \cdot 10^{12}$	$1.2 \cdot 10^{11}$	$3.1 \cdot 10^{11}$	$3.4 \cdot 10^{11}$
⁷ Be					$1.1 \cdot 10^5$	
²² Na					$4.1 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^7$
²⁴ Na	$1.9 \cdot 10^7$					
³⁵ S					$9.7 \cdot 10^6$	
⁵¹ Cr			$6.8 \cdot 10^6$	$2.5 \cdot 10^8$		
⁵⁴ Mn	$2.3 \cdot 10^6$		$5.1 \cdot 10^6$	$5.7 \cdot 10^8$	$3.2 \cdot 10^6$	
⁵⁶ Mn						
⁵⁹ Fe	$9.8 \cdot 10^5$			$2.1 \cdot 10^7$		
⁵⁶ Co					$6.2 \cdot 10^4$	
⁵⁷ Co	$8.8 \cdot 10^5$				$7.2 \cdot 10^5$	
⁵⁸ Co	$1.9 \cdot 10^8$		$1.4 \cdot 10^7$	$1.8 \cdot 10^8$	$4.8 \cdot 10^5$	
⁶⁰ Co	$7.8 \cdot 10^7$	$3.0 \cdot 10^6$	$1.2 \cdot 10^8$	$8.7 \cdot 10^8$	$1.3 \cdot 10^6$	$6.7 \cdot 10^6$
⁶⁵ Zn			$1.0 \cdot 10^6$	$2.9 \cdot 10^7$		
⁸⁵ Sr					$2.6 \cdot 10^5$	
⁸⁹ Sr	$2.2 \cdot 10^7$			$2.4 \cdot 10^8$		
⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y	$1.7 \cdot 10^6$			$4.7 \cdot 10^5$	$6.0 \cdot 10^6$	
⁹⁵ Zr						
⁹⁷ Zr						
⁹⁵ Nb	$1.4 \cdot 10^5$					
⁹⁹ Mo						
^{99m} Tc	$8.9 \cdot 10^4$			$3.3 \cdot 10^6$		
¹⁰³ Ru						
¹⁰⁶ Ru/Rh						
^{110m} Ag				$3.0 \cdot 10^6$		
¹²² Sb	$8.9 \cdot 10^6$					
¹²⁴ Sb	$2.8 \cdot 10^8$					$1.8 \cdot 10^5$
¹²⁵ Sb	$5.6 \cdot 10^7$					$2.4 \cdot 10^6$
^{123m} Te	$1.2 \cdot 10^7$	$2.8 \cdot 10^6$				
¹³² Te	$1.3 \cdot 10^6$	$7.5 \cdot 10^5$				
¹²⁵ I					$3.4 \cdot 10^6$	
¹²⁶ I						
¹³¹ I	$2.2 \cdot 10^7$	$5.4 \cdot 10^6$				
¹³³ I	$7.3 \cdot 10^6$					
¹³⁴ Cs	$1.7 \cdot 10^6$				$5.2 \cdot 10^5$	$6.0 \cdot 10^7$
¹³⁶ Cs						
¹³⁷ Cs	$1.3 \cdot 10^8$		$4.2 \cdot 10^6$	$1.5 \cdot 10^8$	$1.6 \cdot 10^7$	$2.5 \cdot 10^9$
¹³³ Ba						
¹⁴⁰ Ba						
¹⁴⁰ La	$9.6 \cdot 10^5$					
¹⁴¹ Ce						
¹⁴⁴ Ce						
¹⁵² Eu						
¹⁵⁴ Eu						
¹⁷² Lu						
¹⁸⁵ Os						
²³⁹ Np						
α -Strahler		$1.1 \cdot 10^5$	$2.0 \cdot 10^6$	$6.5 \cdot 10^4$		*)
^{234/238} U					$1.7 \cdot 10^4$	
^{239/240} Pu	$1.1 \cdot 10^4$				$1.2 \cdot 10^5$	$4.1 \cdot 10^3$
²³⁸ Pu/ ²⁴¹ Am	$3.8 \cdot 10^4$				$5.7 \cdot 10^4$	$3.1 \cdot 10^3$
²⁴² Cm	$5.5 \cdot 10^3$					$7.8 \cdot 10^1$
^{243/244} Cm	$5.8 \cdot 10^3$				$6.5 \cdot 10^3$	$1.8 \cdot 10^2$

*) Angabe umfasst für das ZZL das 4. Quartal 2007 bis und mit dem 3. Quartal 2008

Tabelle 3b:Abgaben der Kernanlagen mit **der Abluft, Gase, Edelgase und Iod 2008:**

Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
Gase, Edelgase						
Tritium		$4.7 \cdot 10^{11}$	$1.3 \cdot 10^{12}$	$7.7 \cdot 10^9$	$1.8 \cdot 10^{12}$	$1.7 \cdot 10^{11}$
^{11}C					$1.7 \cdot 10^{13}$	
^{14}C (CO_2)	$2.6 \cdot 10^{10}$	$6.2 \cdot 10^{10}$	$5.9 \cdot 10^{11}$	$3.4 \cdot 10^{11}$		$3.7 \cdot 10^8$
^{13}N					$1.8 \cdot 10^{13}$	
^{15}O					$7.3 \cdot 10^{13}$	
^{18}F					$5.7 \cdot 10^{11}$	
^{24}Ne					$5.6 \cdot 10^{11}$	
^{41}Ar				$1.3 \cdot 10^{10}$	$3.2 \cdot 10^{12}$	
^{79}Kr						
^{85}Kr						
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$1.8 \cdot 10^{11}$		$1.8 \cdot 10^8$	$1.3 \cdot 10^{11}$		
^{87}Kr				$1.9 \cdot 10^9$		
^{88}Kr				$1.3 \cdot 10^{11}$		
^{122}Xe					$4.7 \cdot 10^8$	
^{125}Xe						
^{127}Xe						
$^{129\text{m}}\text{Xe}$						
$^{131\text{m}}\text{Xe}$						
^{133}Xe	$1.9 \cdot 10^{12}$		$1.1 \cdot 10^{10}$			
$^{133\text{m}}\text{Xe}$						
^{135}Xe	$2.2 \cdot 10^{12}$		$6.1 \cdot 10^{10}$	$3.4 \cdot 10^9$		
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$3.0 \cdot 10^{10}$			
^{137}Xe						
^{138}Xe			$2.0 \cdot 10^9$			
EG-Aequiv. ⁴⁾				$1.1 \cdot 10^{11}$		
EG: β -total		$<1.0 \cdot 10^{13}$				
Andere	$3.2 \cdot 10^{11}$					
Iod						
^{123}I					$5.5 \cdot 10^4$	
^{124}I						
^{125}I					$3.4 \cdot 10^7$	
^{126}I						
^{129}I					$5.3 \cdot 10^5$	
^{131}I	$5.9 \cdot 10^6$	$2.1 \cdot 10^7$	$1.6 \cdot 10^7$	$1.0 \cdot 10^7$	$5.8 \cdot 10^5$	
^{133}I	$3.0 \cdot 10^7$					

Tabelle 3c:Abgaben der Kernanlagen **mit der Abluft, Aerosole 2007:**

Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben (Fussnoten siehe Ende Kap 8.1).

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]					
	KKB	KKG	KKL	KKM	PSI	ZZL
⁷ Be						
²² Na						
²⁴ Na						
³⁸ S					$2.6 \cdot 10^9$	
³⁸ Cl						
³⁹ Cl					$8.1 \cdot 10^{10}$	
⁵¹ Cr						
⁵⁴ Mn			$3.0 \cdot 10^4$	$1.1 \cdot 10^5$		$1.1 \cdot 10^2$
⁵⁸ Co				$1.6 \cdot 10^4$		
⁶⁰ Co		$4.0 \cdot 10^4$	$3.0 \cdot 10^5$	$1.9 \cdot 10^6$	$7.4 \cdot 10^5$	$1.3 \cdot 10^4$
⁶⁵ Zn				$1.4 \cdot 10^4$		$5.1 \cdot 10^2$
⁷⁵ Se					$5.9 \cdot 10^5$	
⁷⁷ Br					$1.5 \cdot 10^6$	
⁸² Br					$9.8 \cdot 10^8$	
⁹⁰ Sr						
⁹⁵ Zr		$2.1 \cdot 10^4$				
⁹⁵ Nb		$2.8 \cdot 10^4$				
^{99m} Tc					$3.0 \cdot 10^8$	
¹⁰³ Ru		$1.0 \cdot 10^4$				
^{110m} Ag						$5.1 \cdot 10^2$
^{123m} Te		$5.8 \cdot 10^3$				
¹²⁵ Sb			$9.7 \cdot 10^5$			$4.8 \cdot 10^3$
¹³⁴ Cs						$1.6 \cdot 10^2$
¹³⁷ Cs		$2.2 \cdot 10^4$	$2.2 \cdot 10^4$	$2.0 \cdot 10^5$		$4.0 \cdot 10^4$
¹⁴⁰ Ba				$4.0 \cdot 10^4$		
¹⁴¹ Ce		$2.1 \cdot 10^3$				
¹⁴⁴ Ce		$4.2 \cdot 10^4$				
^{177m} Lu					$4.6 \cdot 10^4$	
¹⁷⁵ Hf					$5.3 \cdot 10^5$	
¹⁸¹ Re					$5.7 \cdot 10^7$	
¹⁸² Re					$2.0 \cdot 10^8$	
^{182m} Re					$2.1 \cdot 10^8$	
¹⁸² Os					$6.8 \cdot 10^5$	
¹⁸³ Os					$2.2 \cdot 10^8$	
^{183m} Os					$3.4 \cdot 10^8$	
¹⁸⁵ Os					$1.3 \cdot 10^7$	
¹⁹¹ Os					$2.4 \cdot 10^6$	
¹⁹¹ Pt					$2.7 \cdot 10^6$	
¹⁹² Au					$3.0 \cdot 10^9$	
¹⁹³ Au					$1.4 \cdot 10^8$	
¹⁹⁴ Au					$2.9 \cdot 10^6$	
¹⁹⁵ Au					$8.9 \cdot 10^6$	
¹⁹² Hg					$1.5 \cdot 10^9$	
¹⁹³ Hg					$1.8 \cdot 10^7$	
^{193m} Hg					$4.2 \cdot 10^8$	
¹⁹⁴ Hg					$2.9 \cdot 10^6$	
¹⁹⁵ Hg					$7.6 \cdot 10^9$	
^{195m} Hg					$1.3 \cdot 10^8$	
¹⁹⁷ Hg						
^{197m} Hg					$1.8 \cdot 10^8$	
²⁰³ Hg					$8.9 \cdot 10^4$	
Nicht spezifizierte	$3.4 \cdot 10^5$					
α -Aerosole	$1.2 \cdot 10^4$	$4.2 \cdot 10^4$	$1.6 \cdot 10^4$	$1.0 \cdot 10^5$		$1.3 \cdot 10^4$

Fussnoten zu den Tabellen 1 bis 3

1] **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 0.2 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.

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

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] Bei der **Art der Abgaben** resp. den **Tatsächlichen 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 einer weiteren Spalte 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 einer weiteren Spalte angegeben.

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

Gas: 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 tatsächlichen Abgaben auch nur dieses Iod-Isotop angegeben. Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope in signifikanten Mengen abgegeben werden, ist die Abgabe für die einzelnen Abgabestellen und die Gesamtanlage als Summe der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben. Für die Gesamtanlage wird zudem auch ein ¹³¹Iod-Aequivalent 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 relevante ist, angegeben. Die für ¹⁴C angegebenen Werte basieren bei allen Werken auf aktuellen Messungen.

Kapitel 8.2

Ortsdosis und Ortsdosisleistungen in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, 5232 Villigen-HSK (bis 31.12.2008)
Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, 5232 Villigen-ENSI (ab 1.1.2009)

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

Am Zaun des KKM wurden bei stichprobenweise, vierteljährlich vom ENSI durchgeführten Messungen Dosisleistungen zwischen etwa $0.08 \mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und $0.315 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Auf ein Jahr hochgerechnet würde basierend auf diesen Momentanwerten am meist exponierten Ort eine Dosiserhöhung von ca. 2.0 mSv (ohne natürlichem Untergrund) resultieren. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun ergeben für das Berichtsjahr ohne Berücksichtigung des natürlichen Untergrundes von ca. 0.7 mSv eine Dosiserhöhung von 0.8 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 $0.24 \mu\text{Sv/h}$ ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes und unter Berücksichtigung der Betriebszeit am meist exponierten Ort einer Dosiserhöhung von ca. 1.5 mSv pro Jahr . Die höchste, mit den TLD am Zaun ermittelte Jahresdosis (nach Abzug des natürlichen Untergrundes von 0.6 mSv) beträgt 0.9 mSv .

Im Jahr 2008 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des Paul Scherrer Instituts (PSI) gemessene Wert ca. 0.2 mSv (ohne natürlichem Untergrund von ca. 0.6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt bei der Aktivlagerhalle am PSI-Ost. Auf Grund der stichprobenweise vom ENSI gemessenen Ortsdosisleistung am Zaun des PSI-Ost ergibt sich hochgerechnet auf ein Jahr eine Ortsdosis von 0.8 mSv ohne natürlichen Untergrund.

Beim KKB, KKG und beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD noch bei den vierteljährlichen Stichproben der HSK eine 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.

Kapitel 8.3

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

F. Cartier, B. Bucher, A. Leupin

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, 5232 Villigen-HSK (bis 31.12.2008)
Eidgenössisches Nuklearsicherheitsinspektorat, 5232 Villigen-ENSI (ab 1.1.2009)

Zusammenfassung

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

speicherung vor Ort werden so genannte Frontendrechner innerhalb der Kernkraftwerke Beznau, Gösgen, Leibstadt und Mühleberg eingesetzt. Neben den notwendigen Netzwerkeinrichtungen befinden sich in der MADUK-Zentrale des ENSI ein UNIX Servercluster für das Verarbeiten und Archivieren von Daten, ein Alarmierungssystem und ein Backupsystem. Des Weiteren sorgen verschiedene Subsysteme für den Datenaustausch mit den externen Partnern: Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich, Kernreaktorfernüberwachung Baden-Württemberg sowie MeteoSchweiz in Zürich. Die Subsysteme beliefern auch die Systeme ADAM und ADPIC im ENSI. Die Darstellung auf der nächsten Seite (Figur 2) zeigt die Standorte der Messsonden in der Umgebung der Kernkraftwerke.

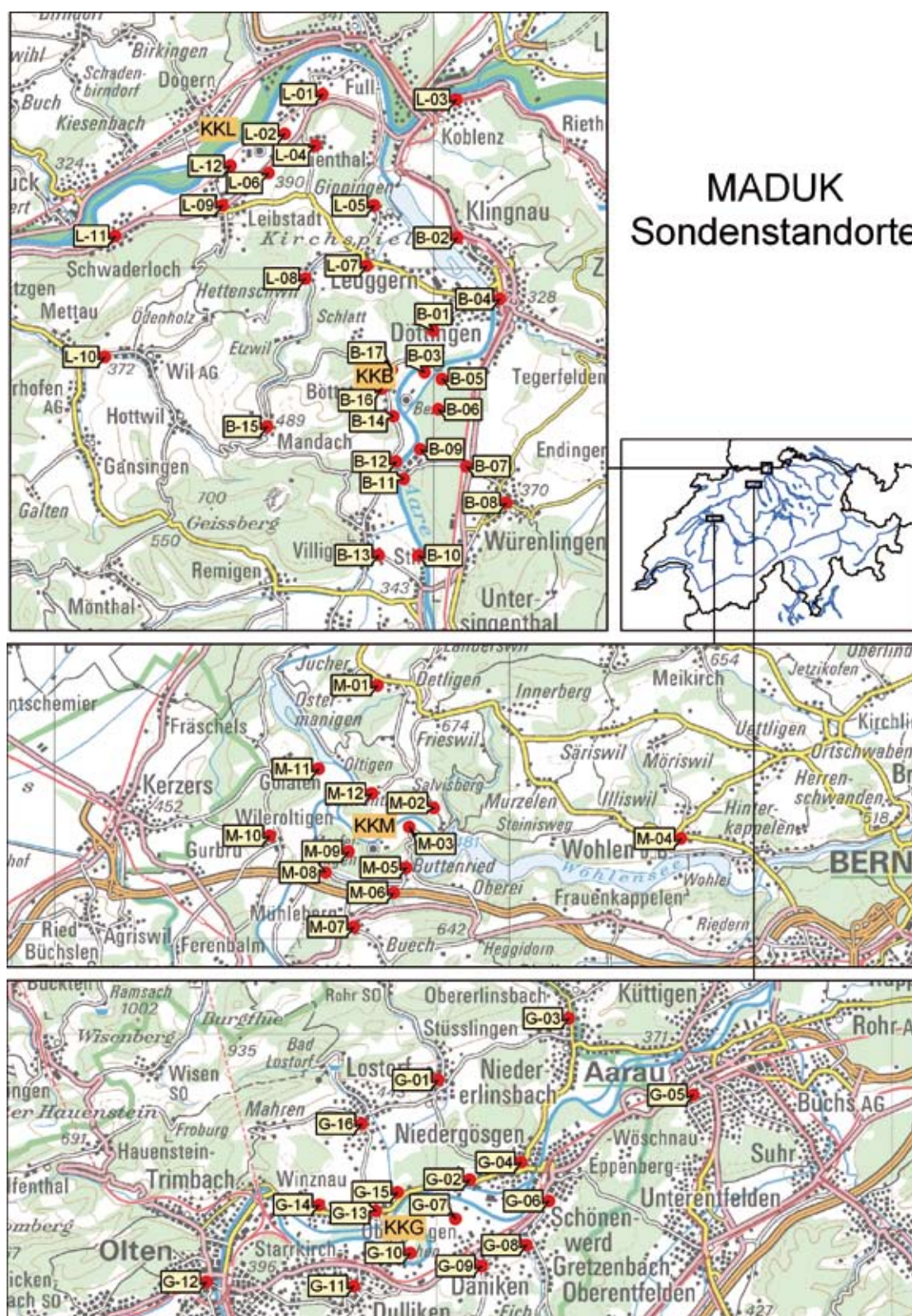
Die Daten von MADUK können mittels einer speziellen Software auf bestimmten Windows-Arbeitsplatzrechnern im ENSI, in den Kernkraftwerken und im Bundesamt für Gesundheit visualisiert werden. Auf der Internetseite www.ensi.ch unter der Rubrik Messnetz MADUK/Messwerte Radioaktivität sind die Stunden- und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

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 58 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). Zur Übernahme der Kaminemissionswerte (EMI-Daten) der Kernkraftwerke und deren ANPA-Daten (die wichtigsten Anlagenparameter der Primär- sowie Sekundäranlage) und zur Datenzwischen-

Systeminstandhaltung und –ergänzung

In den Jahren 1999 – 2001 musste das System erstmals an den aktuellen technischen Stand angepasst werden. Weitere Erneuerungen und Ertüchtigungen werden nun seit 2002 jährlich umgesetzt. Im Rahmen der Investitionsmassnahmen im Jahr 2008 wurden sämtliche Stationen auf denselben technischen Stand (neue Stationselektronik, einheitliche Messsonde) gebracht und die Kommunikation zu den Sonden auf DSL-Technik umgerüstet. Somit sind nun auch im gesamten Messnetz geeichte Messsonden im Einsatz.



Figur 2:
Übersicht über die Sondenstandorte des Messnetzes MADUK.

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 "Sy-

stemverfügbarkeit" im Management-Handbuch des ENSI wird die Einsatztauglichkeit des Gesamtsystems MADUK beurteilt: Systemstörungen, die zu wesentlichen Nutzungseinschränkungen geführt haben, werden als Ausfallzeit in Stunden erfasst. Im Berichtsjahr lag die Systemverfügbarkeit bei 99.4% (Verfügbarkeit der ANPA- und

EMI-Daten eingerechnet). Über die wichtigsten Systemstörungen und Betriebsvorkommnisse wird im Folgenden kurz berichtet.

Bei der MADUK-Station L-05 kam es anfangs Jahr wie bereits im Oktober 2008 erneut zu Kommunikationsausfällen. Auch nach der Umstellung auf die DSL-Lösung kam es zu Unterbrüchen. Schliesslich wurde die Hausinstallation komplett erneuert und die EMP-Schutzplatine ersetzt. Im Herbst traten erneut Probleme auf. Nachdem die Verbindung durch Swisscom auf eine andere Leitungsader umgelegt wurde, war die Verbindung wieder stabil.

Durch die Umbauarbeiten an den Stationen und die Erneuerung der Kommunikation fielen die Ortsdosisleistungsdaten insgesamt während rund 1'700 Stunden aus. Dies bedeutet für alle MADUK-Messstationen rund 0.3% Unverfügbarkeit.

Die Sommermonate brachten einige Datenausfälle, die auf Routerausfälle durch Blitzschlag zurückzuführen waren. Dabei waren vor allem Stationen mit Freileitungen (B-10, L-12) und Meteomasten (L-06, drei Mal!) betroffen.

Zu kürzeren Ausfällen durch Kommunikationsprobleme kam es bei L-02, M-10, B-10 und M-01, zu Ausfällen durch Hardware- oder Softwareproblemen bei B-07 und B-09.

Probleme auf dem für den Datenaustausch mit dem KFÜ BW eingesetzten Server des Bundesamtes für Strahlenschutz (D) führen gesamthaft zu einem Ausfall von rund einem Tag. Schliesslich hat eine defekte Systemfestplatte eines zentralen Servers nur geringen Einfluss auf die Verfügbarkeit des Systems, zeigt jedoch die Notwendigkeit von Wartungs- und Supportverträgen für eine rasche Wiederherstellung.

Qualitätssicherung

Die Aufgaben im Bereich der Qualitätssicherung basieren auf dem Qualitätsmanagementsystem des ENSI. Dadurch ist gewährleistet, dass alle Aufgaben im Zusammenhang mit dem Betrieb, der Wartung und der Instandhaltung/Erneuerung qualitätsgestützt und nachvollziehbar bearbeitet werden. Die wesentlichen qualitätssichernden Massnahmen werden im Folgenden beschrieben.

In Anlehnung an die "Empfehlungen zur Sicherstellung der Messdatenqualität von Umgebungsdosimetriesystemen" der Eidgenössischen Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität vom 24. November 2004 werden die MADUK Sonden vor einem ersten Einsatz geeicht. Die Eichung hat eine dreijährige Gültigkeit. Das Messverhalten der Sonden wird zwischen den Eichungen mit halbjährlichen Genauigkeitstests geprüft. Bei

den Genauigkeitstests werden mit Hilfe einer Prüfquelle die Resultate der Niederdosis- und Hochdosis-Zählrohre überprüft. Mit einer 460 kBq 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 2008 wurde aufgrund der Umbauarbeiten bei den Messstationen und der deshalb fehlenden Ressourcen nur eine Funktionskontrolle durchgeführt. Diese zeigte die einwandfreie Funktion aller Sonden. Die Archivierung und Alarmierung funktionierten ebenfalls einwandfrei.

Als weitere qualitätssichernde Massnahme werden üblicherweise Messungen mittels in-situ-Gammaspektrometrie im Feld durchgeführt. Mit Hilfe eines Germanium-Detektors wird die emittierte Gammastrahlung von natürlichen und künstlichen Nukliden gemessen, welche in einem gewissen Radius um den Detektor auf und im Boden abgelagert wurden oder im Boden natürlicherweise vorkommen. Der Abstand Detektor – Boden beträgt 1 m. Gemäss Planung wird pro Jahr abwechselungsweise in der Umgebung zweier Kernkraftwerke gemessen. Die für den Herbst 2008 geplanten Messungen konnten aufgrund eines defekten Detektors nicht durchgeführt werden.

Für das Jahr 2009 ist die Eichung für alle Sonden zu wiederholen. Um den Aufwand für die Eichung zu minimieren, wurde in Zusammenarbeit mit der Eichstelle am Paul Scherrer Institut das Verfahren für die Eichung der Sonden im Feld festgelegt.

Messergebnisse

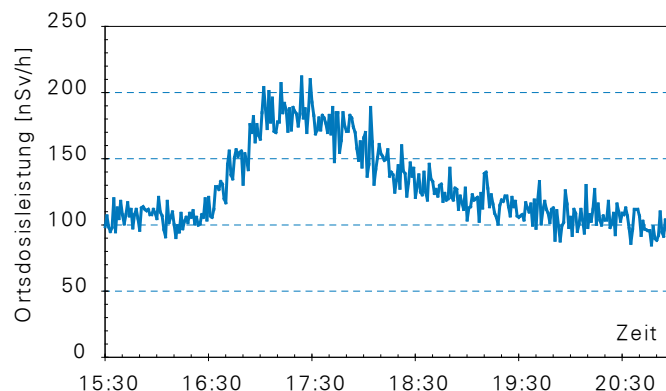
Erhöhte Ortsdosisleistungswerte, die auf Abgaben der Kernkraftwerke zurückzuführen waren, wurden keine festgestellt.

In Rahmen der jährlichen Überprüfungskampagne bei den NADAM Sonden wurde beim Personalrestaurant des PSI durch die dort positionierte MADUK-Station B-11 für eine halbe Stunde erhöhte Werte registriert. Der Maximalwert betrug 3.52 µSv/h.

Am 23. April um 20:20 Uhr überschritt bei der MADUK-Station L-03 (Koblenz, ARA) die Nettodosisleistung mit 52 nSv/h den Schwellwert von 50 nSv/h. Die Station lag nicht im Ausbreitungsfeld von KKL für den entsprechenden Zeitraum, aber im Ausbreitungsfeld von KKB. Im Falle von KKB liegen jedoch noch 3 bis 6 weitere Stationen zwischen KKB und der Station L-03, die im fraglichen Zeitraum jedoch keine erhöhten Werte anzeigten. Es ist deshalb auszuschliessen, dass die Ursache für die erhöhten

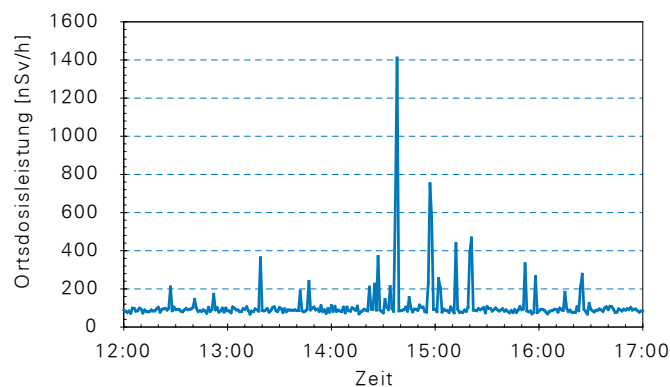
Werte bei KKB liegt. Die Ursache für die Erhöhung konnte nicht geklärt werden. Am 18. Mai lag die Nettodosisleistung bei der MADUK-Station L-06 (Leibstadt, Meteomast KKL) zweimal über dem Schwellwert von 50 nSv/h. Das Maximum wurde mit 61 nSv/h um 22:10 Uhr erreicht. Die Niederschlagsdaten am Meteoturm Leibstadt zeigten parallel zum Anstieg der Ortsdosisleistung Niederschlag an. Da die Station für den entsprechenden Zeitraum weder im Ausbreitungsfeld von KKL noch von KKB lag, ist bei der Ursache für die erhöhten Werte von Auswascheffekten auszugehen. Am 26. Juli überschritten sechs Nettodosisleistungswerte der MADUK-Station G-07 (Niedergösgen, SwissMetNet Station) den Schwellwert von 50 nSv/h. Die maximale Nettodosisleistung wurde um 17:30 Uhr mit 68 nSv/h erreicht. Die Niederschlagsdaten am Meteoturm Gösigen zeigten parallel zum Anstieg der Ortsdosisleistung Niederschlag an. Zudem lag die Station G-07 nicht im Ausbreitungsfeld von KKG für den entsprechenden Zeitraum und die Form des Werteverlaufs deutet auf Radonfolgeprodukte hin (siehe auch Figur 3). Deshalb ist der Anstieg der Dosisleistung auf Auswascheffekte zurückzuführen. In der Nacht vom 31. August auf den 1. September wurde beim Durchzug einer Gewitterfront bei den MADUK-Stationen G-07 (Niedergösgen, SwissMetNet Station), G-08 (Gretzenbach, Werkhof) und G-15 (Obergösgen, Stegbach Trafostation) der Schwellwert von 50 nSv/h für die Nettodosisleistung mehrfach überschritten. Für G-07 wurde um 01:40 Uhr eine maximale Nettodosisleistung von 63 nSv/h gemessen, für G-08 um 02:00 Uhr 51 nSv/h und für G-15 um 01:50 Uhr 54 nSv/h. Die maximalen gemessenen Ortsdosisleistungen lagen für diese Stationen im Bereich von 236 – 239 nSv/h. Aufgrund einer variierenden Windlage lagen die Stationen zwar im Ausbreitungsfeld von KKG, aber der gleichzeitig gemessene Niederschlag und die Form des Werteverlaufs (typisch für das Abklingen von Radonfolgeprodukten aus der Atmosphäre) deuten auf Auswascheffekte hin. Am 19. September wurde bei der MADUK-Station L-07 (Leuggern, Feuerwehrgebäude/ZSA) eine zweimalige Überschreitung des Schwellwertes für die Nettodosisleistung registriert. Die maximale Nettodosisleistung betrug um 17:30 Uhr 60 nSv/h, die maximale Ortsdosisleistung 171 nSv/h. Da die Station weder im Ausbreitungsfeld von KKL noch von KKB lag und an den Meteotürmen von KKL und KKB leichter Niederschlag gemessen wurde, sind die Erhöhungen auf Auswascheffekte zurückzuführen. In der Nacht vom 8. auf den 9. Oktober wurden an den MADUK-Stationen M-03 (Mühleberg, SwissMetNet Station) und B-04 (Döttingen, Altersheim/ZSA) während rund drei Stunden eine Erhöhung der Ortsdosisleistung registriert, die zu Überschreitungen des Nettodosisleistungsschwellwertes von 50 nSv/h führten. Bei M-03 wurde der Schwellwert durch zwei Werte überschritten, wobei der Maximalwert um 23:40 Uhr mit 53 nSv/h erreicht wurde. Bei B-04 lagen vier Werte über der Schwelle, wobei der Maximalwert um 4:20 Uhr 57 nSv/h betrug. Beide Stationen lagen ausserhalb des Ausbreitungsfeldes von KKM bzw. KKB. Da zudem parallel zu den

Anstiegen in der Ortsdosisleistung auch Niederschlag an den Meteomasten von KKM und KKB gemessen wurde und der Werteverlauf auf Radonfolgeprodukte hindeutet, liegt die Ursache für die erhöhten Werte bei Auswascheffekten.



Figur 3:
Verlauf der Einminutenwerte für die MADUK-Station G-07 am 26. Juli 2008.

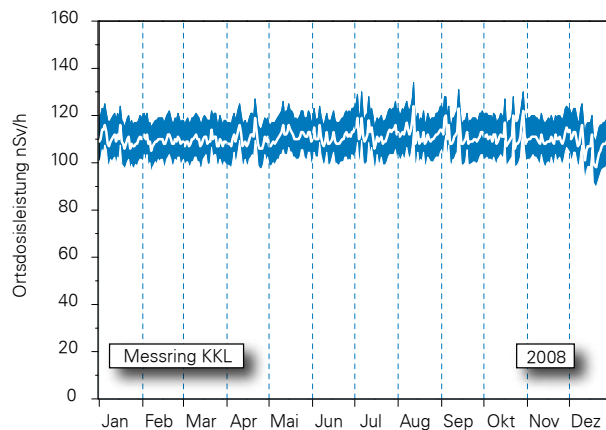
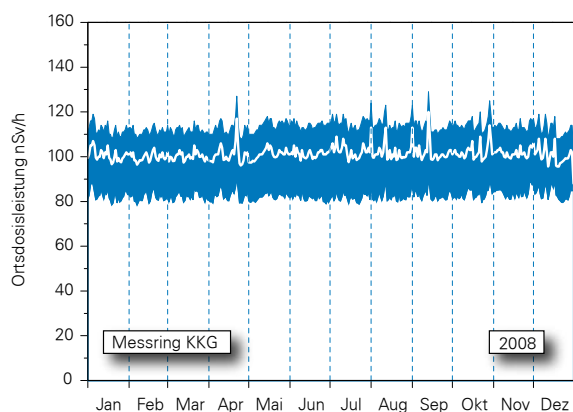
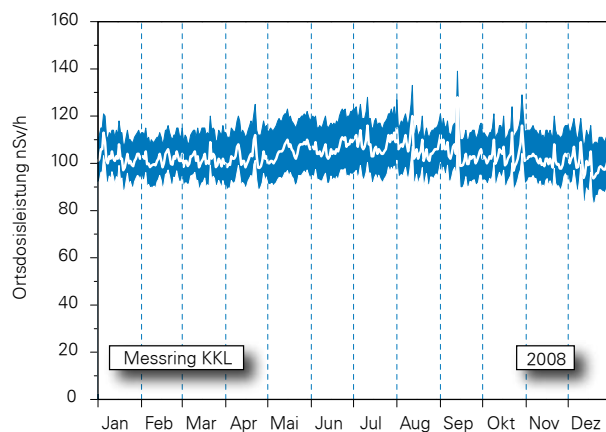
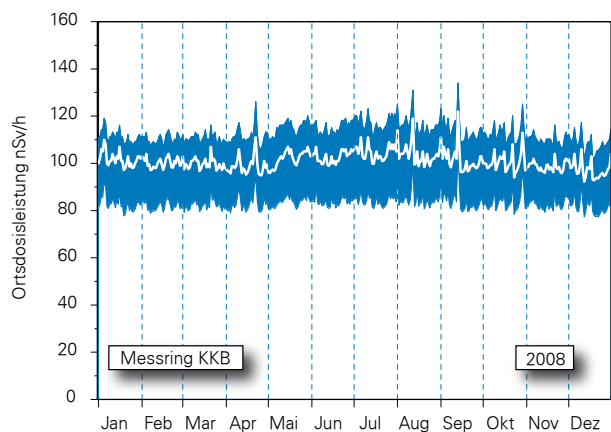
Am 24. Dezember lieferte die MADUK-Station L-07 (Leuggern, Feuerwehrgebäude/ZSA) zwischen 13:00 und 17:00 Uhr mehrere erhöhte Werte. Der maximale Zehnminutenwert betrug um 14:40 Uhr 299 nSv/h. Der zeitliche Verlauf der Werte war für einen Auswaschungseffekt untypisch, da einzelne Zehnminutenwerte bzw. Einminutenwerte erhöht waren (siehe auch Figur 4). Einzelne Einminutenwerte zeigten Werte über 1'000 nSv/h. Die vertiefte Analyse der Messdaten insbesondere der effektiven Zählraten auf dem Messwertsender zeigten, dass eines der beiden Niederdosiszählrohre teilweise massiv erhöhte Werte lieferte. Da die Zählraten des zweiten Niederdosiszählrohrs und des Hochdosiszählrohrs keine wesentlichen Änderungen im entsprechenden Zeitraum zeigten, ist bei der Erhöhung von einer technischen Störung auszugehen. Die Ursache der Störung konnte nicht eruiert werden, da seither die Sonde wieder normale Werte liefert.



Figur 4:
Verlauf der Einminutenwerte für die MADUK-Station L-07 am 24. Dezember 2008.

Die Figuren 5 und 6 zeigen die Maxima, die Minima und die Mediane der Tagesmittelwerte im Berichtsjahr in den Umgebungen der Kernkraftwerke. Die Werte liegen im normalen Schwankungsbereich. Deutlich ist der Einfluss

des Schneefalls im Dezember zu erkennen, der durch die zusätzliche Abschirmung der Bodenstrahlung zu einer Reduktion der Ortsdosisleistung führte.



Figur 5:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKB, KKG.

Figur 6:
Wertebereiche aus Tagesmittelwerten für die Messringe KKL, KKM.

Chapitre 8.4

Les installations nucléaires et l'environnement

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, H. Völkle

Section radioactivité de l'environnement (URA), BAG, 3003 BERNE

Résumé

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2008. Les méthodes de mesure, d'une grande sensibilité, mises en œuvre au voisinage des installations nucléaires ont permis de mettre en évidence les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages, ^{60}Co dans les filtres aérosols du voisinage de Mühleberg) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt et ^{54}Mn dans les eaux et les sédiments). 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 au-dessous des limites réglementaires et donc, sans conséquences 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) et 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, la DSN et l'OFSP sur divers échantillons en phase de rejet (filtres à aérosols, à iode, gaz, eaux de rejet). Les exploitants sont par ailleurs tenus de mesurer le bilan de leurs émissions et de le communiquer chaque mois aux autorités.

La surveillance se poursuit par la mesure des immissions des centrales nucléaires (concentrations radioactives effectivement mesurées dans l'environnement). Tous les compartiments environnementaux sont examinés, de l'air jusqu'aux denrées alimentaires, en passant par les précipitations, le sol, l'herbe, les eaux superficielles et les sédiments. Des mesures sur site (spectrométrie gamma in situ) complètent ces analyses en permettant d'évaluer directement la radioactivité déposée au sol. Ce programme de surveillance, coordonné par l'OFSP, englobe non seulement les propres mesures de l'Office mais aussi celles des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez (^{90}Sr dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéra-diométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne (^{14}C , ^3H et ^{85}Kr) et du LfU (Baden-Württemberg), conformément au programme germano-suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. La DSN 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.

Un impact mesurable des centrales nucléaires étant difficile à mettre en évidence, l'estimation de la dose au public repose avant tout sur le calcul 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 résulte ensuite de la modélisation de leur transfert, basée 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.

Résultats

Mesures à la source

Les mesures parallèles de l'exploitant, de la DSN 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 quatre 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 2008 (voir aussi Chap. 8.1).

En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur la population avoisinante en termes de doses par rapport à la valeur directrice liée à la source, fixée à 0.3 mSv par an pour les centrales nucléaires (y compris rayonnement direct).

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 la DSN à la clôture des installations (voir Chap. 8.2 et 8.3). Les résultats de cette surveillance ont montré que la contribution du rayonnement direct était clairement mesurable en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg ainsi qu'au PSI mais que toutes les installations avaient respecté les valeurs limites en 2008. 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.

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 1m 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

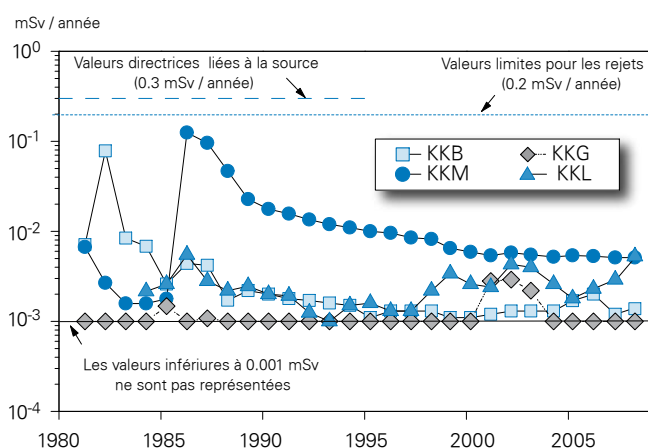


Figure 1:

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 2008 (données DSN) et comparaison avec la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an.

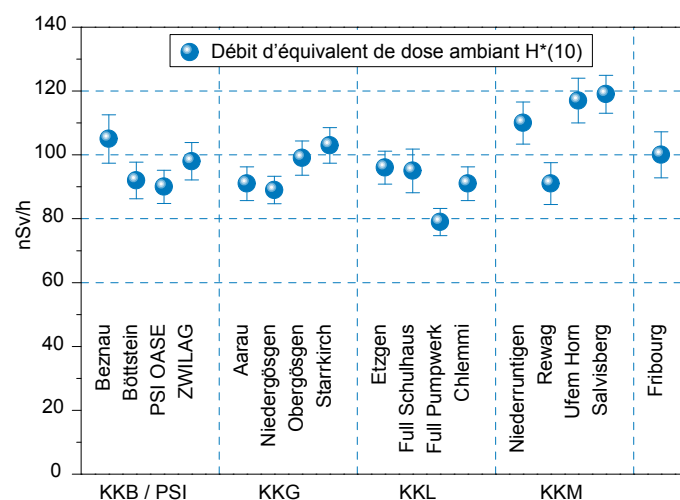


Figure 2:

Contrôles du débit d'équivalent de dose ambiante $H^*(10)$ effectués en 2008 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. La valeur mesurée à Fribourg est représentée à titre de comparaison.

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 4).

Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance du milieu atmosphérique comprend l'analyse des précipitations et des aérosols par l'autorité de contrôle ainsi que des dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant.

Comme pour les années précédentes, les résultats des mesures 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 0.3 et 4.1 et entre < 0.1 et 0.9 mBq/m^3 (mesures OFSP et PSI).

Les filtres aérosols du voisinage de la centrale de Beznau et du PSI, analysés par le PSI, n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle mesurable (limite de détection pour le ^{137}Cs : $10 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$).

Les mesures effectuées par l'OFSP en 2008 sur les filtres aérosols des environs des centrales nucléaires de Gösigen et Leibstadt n'ont pas révélé la présence d'émetteur gamma d'origine artificielle à l'exception du ^{137}Cs (0.4 à $1.8 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$), attribuable à la remise en suspension des anciennes contaminations provenant des essais nucléaires atmosphériques des années 50 et 60 ainsi que de l'accident de Tchernobyl.

Comme par le passé, des traces de ^{60}Co ont sporadiquement été mises en évidence dans les filtres aérosols du voisinage de la centrale de Mühleberg (valeurs comprises entre 0.4 et $0.8 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$). Toutefois, contrairement aux résultats des années précédentes, les concentrations sont toujours restées proches des limites de détection et aucun autre émetteur gamma d'origine artificielle n'a été décelé. Notons ainsi qu'après avoir mesuré durant 3 années consécutives (2005 – 2007) des concentrations plus élevées de ^{60}Co ($5 - 9 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$) dans les aérosols collectés au voisinage de KKM durant sa période de révision, il a été décidé par l'OFSP, la DSN et l'exploitant, que l'OFSP effectue lui-même les prélèvements des échantillons durant l'arrêt programmé en 2008. En effet, même si les concentrations enregistrées durant les mois de révision 2005 – 2007 étaient nettement inférieures aux limites légales (voir plus bas), ces valeurs n'étaient pas habituelles et ne pouvaient être expliquées par les calculs de dispersion, basés sur le bilan des émissions effectué par l'exploitant. Les recherches menées alors par la DSN et l'exploitant avaient conclu à une contamination en ^{60}Co des filtres aérosols dans les laboratoires de la centrale, avant leur envoi pour mesure au laboratoire de l'OFSP. Les précautions spéciales mises en œuvre en 2008 ont permis de confir-

mer cette hypothèse puisque l'activité du ^{60}Co enregistrée dans les échantillons collectés en août et septembre 2008 (révision KKM: 10.08-06.09.08) sont restées inférieures à la limite de détection de $0.7 - 0.9 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$. Une solution à long terme, permettant de garantir un prélèvement propre et fiable, devra ainsi être mise en place par les autorités pour éviter que de tels phénomènes ne biaisent les résultats de la surveillance à l'avenir.

Rappelons finalement que la valeur limite d'immissions pour le ^{60}Co dans l'air est fixée dans l'ORaP à 1.66 Bq/m^3 ; les concentrations les plus élevées de ^{60}Co mesurées dans les filtres des environs de la centrale de Mühleberg en 2008 ne représentent que 0.00005% de la valeur limite et sont sans conséquence radiologique pour la santé de la population avoisinante. La surveillance mise en place aux environs des centrales nucléaires ne vise pas uniquement à remplir des objectifs d'ordre réglementaire, elle doit aussi permettre d'informer la population de manière claire et transparente. C'est pourquoi l'OFSP met en œuvre des techniques de mesure d'une très grande sensibilité qui permettent de déceler des activités nettement inférieures aux limites légales et ainsi d'évaluer les niveaux réels de radioactivité dans l'environnement.

Aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a été détecté dans les échantillons de pluie collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt, Gösigen et Beznau ni dans ceux du voisinage du PSI et du ZWILAG au cours de l'année 2008.

Les résultats des mesures du tritium (^3H), radionucléide directeur dans les précipitations, dans les échantillons mensuels des environs des installations nucléaires sont résumés dans le tableau 1.

Avec des valeurs systématiquement inférieures à 3 Bq/l , les concentrations mensuelles de ^3H enregistrées en 2008 dans les pluies du voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg et Gösigen ne se sont pas distinguées de celles relevées à la station de référence de Fribourg. Les valeurs enregistrées au voisinage des centrales de Leibstadt et Beznau sont également restées faibles (valeurs médianes de 2.4 Bq/l et 3.1 Bq/l respectivement).

La figure 3 montre le suivi mensuel des concentrations de ^3H pour les stations de Beznau (PWR KKB), du PSI et du ZWILAG. On notera que des valeurs légèrement plus élevées que la normale ont été enregistrées dans les précipitations des environs du PSI en septembre (valeur maximale de 46 Bq/l). Des rejets contrôlés de tritium, lors du changement d'une cible dans une installation du PSI-West, sont à l'origine de cette augmentation. Au voisinage du Zwilag, situé à quelques centaines de mètres du PSI, les concentrations de ^3H mesurées dans les précipitations sont généralement restées inférieures à 3 Bq/l . Notons toutefois qu'au cours du 4^{ème} trimestre 2008, des actions

Tableau 1:
Tritium dans les précipitations au voisinage des installations nucléaires en 2008

Lieu	Valeur min/max	Médiane
	(Bq/l)	(Bq/l)
Niederruntingen (environs KKM) Mesures OFSP	< 1.0 – 2.9	1.6
Niedergösgen (environs KKG) Mesures OFSP	1.5 – 2.8	1.9
Full (environs KKL) Mesures OFSP	< 1.5 – 4.3	2.4
Beznau (environs KKB) Mesures PSI	< 1.4 – 21.6	4.0
PSI Mesures PSI	< 1.3 – 45.6	5.5
ZWILAG Mesures PSI	< 1.3 – 48.0	< 1.4

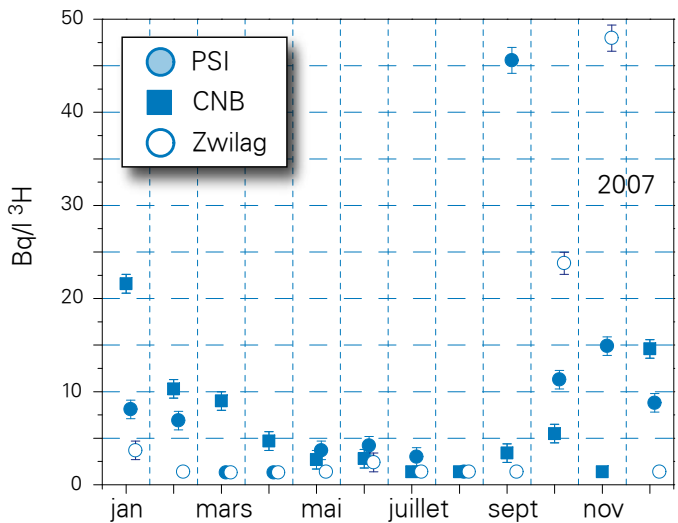


Figure 3:
Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage de la centrale nucléaire de Beznau, du PSI et du Zwiilag en 2008 (mesures mensuelles du PSI).

d'incinération de déchets contenant du tritium ont été réalisées au ZWILAG ce qui a conduit à une augmentation clairement mesurable des concentrations en tritium dans les précipitations (valeur maximale de 48 Bq/l en novembre, alors que la valeur médiane pour 2008 est inférieure à 1.5 Bq/l). Ces valeurs sont par ailleurs très inférieures aux valeurs limites autorisées. La figure 3 montre encore que malgré leur proximité géographique, les valeurs plus élevées mesurées au PSI et au ZWILAG ne présentent que peu de corrélation.

Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ¹⁴C, dont les résultats sont présentés au chapitre 7.1. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques micro-Sv. L'intérêt des mesures de ¹⁴C 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 de ces analyses se sont avérés conformes à ceux enregistrés dans les sites hors de l'influence des installations nucléaires : ils montrent que, dans les échantillons de sol et d'herbe, la radioactivité d'origine naturelle prédomine nettement et que les émetteurs gamma d'origine artificielle se résument au seul ¹³⁷Cs issu des essais nucléaires des années 60 et de l'accident de Tchernobyl. La figure 4 présente à titre d'exemple les concentrations de la contamination rémanente en ¹³⁷Cs dans les sols prélevés par l'OFSP en 2008.

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 (Figure 1 du Chap. 3.1) montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par

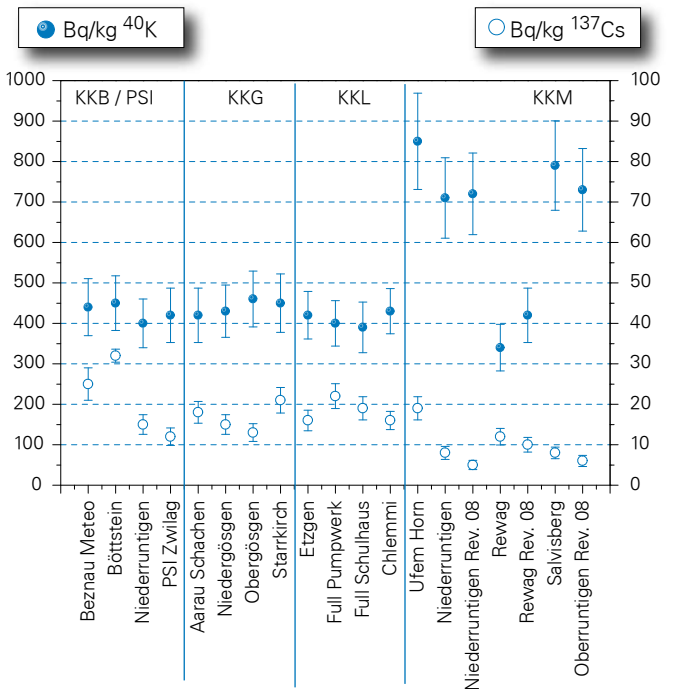


Figure 4:
¹³⁷Cs et ⁴⁰K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) examinés par l'OFSP en 2008 (couche 0-5 cm).

rapport aux autres sites. Notons ainsi qu'aucun émetteur gamma d'origine artificielle n'a pu être mis en évidence en dehors du ^{137}Cs . Les résultats des mesures complémentaires effectués dans les sols et les herbes, en particulier pour les teneurs en ^{90}Sr , Pu et Am, sont commentés aux chapitres 4.4 et 7.2.

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 (Chap. 5), 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 confirment ce constat. En effet, en ce qui concerne les émetteurs gamma d'origine artificielle, seules des traces de ^{137}Cs ont pu être détectées dans un échantillon de pommes prélevées à Leibstadt (0.07 ± 0.05 Bq par kg de matière fraîche). Ces valeurs n'ont par ailleurs rien d'anormal : même si elles n'ont pas atteint les valeurs enregistrées au Tessin, les retombées de ^{137}Cs résultant de l'accident de Tchernobyl ont été plus importantes dans le nord-est de la Suisse que sur le reste du plateau, c'est pourquoi des traces de ^{137}Cs sont aujourd'hui encore plus fréquemment décelées dans le sol, l'herbe ou les produits agricoles de cette région.

Les résultats des mesures de ^{90}Sr effectuées par l'Institut de Radiophysique Appliquée dans des échantillons de lait et de céréales prélevés au voisinage des centrales nucléaires ne se distinguent pas de ceux enregistrés ailleurs sur le plateau suisse.

Mesures dans le milieu aquatique

Les résultats détaillés de l'examen des systèmes aquatiques sont présentés dans le chapitre 4.3. En résumé, les analyses des échantillons mensuels des eaux de l'Aar et du Rhin, effectuées par l'EA Wag, ont permis de mettre en évidence les traces des rejets liquides des centrales nucléaires, principalement le ^{60}Co et le ^{54}Mn provenant de Mühleberg ainsi que le ^{58}Co issu de Mühleberg et dans une moindre mesure de Beznau (voir plus bas). Les rejets les plus importants ont eu lieu aux mois d'août et septembre, pendant la période de révision. C'est aussi durant ces mois que les concentrations maximales ont été enregistrées dans les eaux de l'Aar, prélevées à Hagneck/BE en aval de KKM.

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 activités rejetées dans le milieu aquatique par les installations nucléaires, et notamment par la centrale de Beznau, ont encore diminué en 2008. La mise en service définitive d'un système de nano-filtration en 2007 dans cette centrale et la réduction des rejets liquides (notamment en ^{58}Co) qui s'en est suivie (voir Chap. 8.1), s'est traduite par une diminution significative des concentrations enregistrées dans les échantillons d'eaux par rapport aux années précédentes. Ainsi, en 2008, les activités du ^{58}Co , ^{60}Co et ^{54}Mn enregistrées dans les eaux de l'Aar, prélevées à Klingnau/AG (en aval de KKB), ainsi que dans celles du Rhin à Pratteln étaient toutes inférieures aux limites de détection de 0.2 à 0.5 Bq/m³.

Dans les échantillons mensuels de sédiments prélevés dans l'Aar à Hagneck, les radionucléides tels que le ^{54}Mn , le ^{60}Co ainsi que le ^{137}Cs sont clairement mesurables (0.2 à 9.2 Bq/kg pour le ^{54}Mn et 1.1 à 22 Bq/kg pour le ^{60}Co). Les mêmes isotopes se retrouvent également sous forme de traces dans les sédiments de l'Aar en aval de KKB (0.3 à 1.2 Bq/kg pour le ^{54}Mn et 0.2 à 1.5 Bq/kg pour le ^{60}Co) ainsi que dans ceux du Rhin. Le ^{58}Co quant à lui n'a été décelé que sporadiquement dans les sédiments prélevés dans l'Aar à Hagneck.

Des traces de ^{60}Co , ^{54}Mn et de ^{137}Cs ont également été mises en évidence dans les plantes aquatiques prélevées fin avril en aval de Mühleberg. Dans les échantillons de mousses prélevées à Klingnau fin septembre, seuls du ^{60}Co et du ^{137}Cs ont pu être décelés. Les analyses des poissons prélevés dans l'Aar en aval de KKM, KKG et KKB en 2008

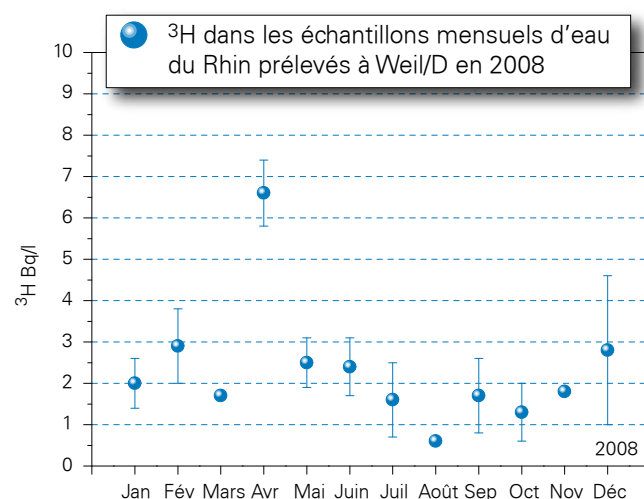


Figure 5: Suivi du tritium dans les échantillons mensuels d'eau du Rhin prélevés à Weil/D en 2008 (mesures OFSP).

n'ont en revanche pas révélé la présence de radionucléide d'origine artificielle. Le constat est le même pour l'examen des eaux des nappes phréatiques.

Les résultats des mesures mensuelles du ^3H effectuées par l'OFSP dans des échantillons d'eau du Rhin, prélevés à Weil/D en aval de Leibstadt (dernière centrale nucléaire sur son cours en Suisse), sont représentés sur la figure 5. Comme les années précédentes, les concentrations de ^3H sont généralement faibles (médiane de 2.0 Bq/l), avec des valeurs légèrement plus élevées (6.6 Bq/l) enregistrées en avril en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen.

Situation radiologique du site démantelé de l'ancienne centrale expérimentale de Lucens

(site soustrait à la législation sur les installations nucléaires)

Deux prélèvements d'eau sont effectués au début et à la fin de chaque mois dans le bassin de contrôle (intérieur de la centrale) et dans la chambre de contrôle (regard de conduite, à proximité de la Broye) et envoyés à l'IRA. Les prélèvements de début et de fin de mois sont mélangés puis mesurés par spectrométrie γ . Aucun émetteur gamma artificiel n'a été détecté en 2008. Les résultats montrent en effet que les activités du ^{60}Co , ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs sont restées inférieures aux limites de détection de 0.3 à 1.5 Bq/l.

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^3H est mesuré par scintillation liquide. Les valeurs moyennes de l'activité du tritium mesurées en 2008 dans les échantillons de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle s'élèvent à 10.5 ± 0.9 Bq/l et 10.6 ± 1.2 Bq/l respectivement. Notons encore que l'activité de l'eau de référence (eau robinet IRA) ne dépasse pas la limite de détection de 3 Bq/l.

Pour la mesure du ^{90}Sr , deux échantillons mensuels sont mélangés, aussi bien pour la chambre de contrôle que pour le bassin de contrôle. A l'exception du mélange des mois de juillet et août du bassin de contrôle, où une valeur de 7.6 ± 5.4 mBq/l a été mesurée, les activités de tous les échantillons étaient inférieures à la limite de détection de 7 mBq/l.

Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement est resté faible en 2008. 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.

Les doses résultant du fonctionnement des centrales nucléaires pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires et le risque lié à l'exploitation de ces installations du point de vue de la santé s'est avéré insignifiant. Comme le montre le suivi de la figure 1, les calculs effectués à partir des rejets effectifs et des modèles de transfert jusqu'à l'homme des radionucléides rejetés confirment que l'impact dosimétrique des centrales nucléaires n'a pas dépassé la valeur directrice liée à la source de 0.3 mSv par an et s'est situé en 2008, en tenant compte des rejets des années précédentes, 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 effectués de manière indépendante par le PSI et les autorités ont montré que les doses pour la population avoisinante ont été plus petites que 0.005 mSv/an et donc nettement inférieures à la valeur directrice liée à la source fixée à 0.15 mSv/an pour le centre de recherche.

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.

Chapitre 8.5

Rejets et environnement du CERN (mesures CERN)

P. Vojtyla et D. Wittekind

CERN - Organisation Européenne pour la Recherche Nucléaire
Commission de Sécurité, 1211 Genève 23

Synthèse

La radioactivité de l'environnement autour de l'Organisation Européenne pour la Recherche Nucléaire (CERN) et les doses de rayonnements qui en résultent pour la population avoisinante sont contrôlées par la Commission de Sécurité du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux États Hôtes, l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse (voire Chapitre 8.6). Dans ce rapport, les résultats de mesures concernent en particulier le territoire suisse.

L'ensemble des mesures effectuées en 2008 prouve que le fonctionnement des installations du CERN a été sans conséquence radiologique sur l'environnement et la population. Le contrôle des émissions a montré que les rejets effectifs sont situés, également en 2008 comme dans les années précédentes, nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. L'impact radiologique réel du CERN ne représente en fait que 2.3% de la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an [1], comme l'indique l'estimation pour le groupe de référence, qui est de l'ordre de 0.01 mSv/an.



Objets de la surveillance

Pendant l'année 2008 tous les accélérateurs du CERN ont été en opération. L'installation CNGS (CERN neutrinos to Gran Sasso) a reçu le faisceau de protons de haute intensité pendant plusieurs mois. Le LHC (Large Hadron Collider) a été en opération pendant quelques jours avant la survenue d'un accident grave le 19 septembre 2008, qui a empêché sa mise en marche avant la fin de l'année 2008. Les intensités de protons reçues pendant son fonctionnement sont restées si faibles, qu'aucun rejet n'a pu être identifié; le LHC n'a donc eu aucun impact radiologique sur l'environnement.

Les contrôles réalisés en 2008 par le CERN sont :

- mesures de la radioactivité émise dans l'air et dans l'eau à partir des différentes installations du CERN et des sites dans leur ensemble (émissions).
- mesures de la radioactivité émise dans l'eau à partir des différentes installations du CERN et des sites dans leur ensemble (émissions).

- mesures des rayonnements diffusés produits par l'exploitation des accélérateurs du CERN ainsi que la mesure de la radioactivité contenue dans différents échantillons, prélevés dans l'environnement, et susceptibles d'être influencés par le rayonnement ou la radioactivité produit par le CERN (immissions).

Contrôle des émissions

Les rejets de radioactivité dans l'environnement par la ventilation des différentes installations des accélérateurs du CERN sont contrôlés par des moniteurs de l'air installés aux points de rejet de l'air (PMVxx, voir figure 1). Les rejets de tritium sont estimés à partir des concentrations maximales mesurées aux points de ventilation. Ils sont de ce fait très surestimés. D'une façon similaire, les rejets radioactifs par voie d'eau sont contrôlés par des moniteurs installés aux points de rejet d'eau du CERN (PMWxx, voir figure 1).

Tableau 1:

Radioactivité du CERN rejetée dans l'air par la ventilation en 2008.

Origine du rejet	Station	Air rejeté	¹¹ C, ¹³ N, ¹⁴ O, ¹⁵ O, ⁴¹ Ar	⁷ Be aérosol	Bêta aérosol	Tritium
		10 ⁶ m ³	TBq	MBq	MBq	GBq
Anneau principal PS	PMV174	253	1.77	215	6.9	2.2
TT10 injection PS-SPS	PMV11	202	5.9	48	2.1	7.0
TT60 extr. SPS-Ouest ¹⁾	PMV172	73	0	0	0	0
TT70 transfert, PS-SPS	PMV173	46	0.08	0.9	0.017	30
ISOLDE	PMV170	81	5.5	0.024	0.20	10
Site de Meyrin		655	13.2	264	9.2	49

¹⁾ Les expériences ont été supprimées, pas de faisceau dans le tunnel

Tableau 2:

Radioactivité du CERN rejetée dans l'eau, vers la Suisse, en 2008.

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (²² Na)	Rejeté dans :
		10 ⁶ m ³	GBq	MBq	
Refroidissement du SPS	PMW62	0.15	0.08	0.004	Nant d'Avril
Site de Meyrin Sud-est	PMW101	1.29	1.42	0.020	Nant d'Avril
Site de Meyrin Nord-est	PMW102	0.26	0.02	0.002	Nant d'Avril
AD infiltration	PMW104	0.023	0.08	0.004	STEP Peney ²⁾
Total vers la Suisse		1.70	1.60	0.030	

²⁾ Station d'épuration d'eau à Peney/GE.

Les résultats des mesures concernant les émissions de radioactivité dans l'air pour les points de rejet sur le site de Meyrin sont présentés dans le tableau 1. Il faut ajouter 4.87 MBq de l'activité alpha (surtout du ^{222}Rn) et 11.1 MBq des radioisotopes d'iode (^{124}I , ^{126}I , ^{131}I) rejetés par l'ISOL-DE. Comme on le verra dans la figure 4, l'impact radiologique en termes d'immission n'est notable que pour les activités bêta/gamma dans l'air d'une période radioactive $T < 1$ jour (^{11}C , ^{13}N , ^{14}O , ^{15}O , ^{41}Ar). Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse sont présentés dans le tableau 2. Leur contribution à l'impact radiologique du CERN sur l'environnement est comme pour toutes les années précédentes tout à fait négligeable. Les émissions à partir du CNGS ont été très faibles, 0.03 TBq pour les gaz de périodes courtes, et elles concernent plutôt le territoire français (PMV43, 44, 400).

Contrôle des immissions

Les accélérateurs du CERN sont des sources de rayonnements diffusés. Pour leur contrôle en continu, des stations de surveillance de site (PMSxx) sont installées

sur les sites du CERN et dans l'environnement. Elles se composent d'une chambre à ionisation pour détecter les photons et les particules chargées (muons) et d'un rem-compteur pour mesurer les neutrons diffusés.

Pour contrôler que l'influence radiologique des rejets du CERN reste négligeable dans son voisinage, la Commission de Sécurité du CERN procède à des mesures de radioactivité sur divers échantillons prélevés à l'extérieur des sites de l'Organisation. Les aérosols dans l'air ambiant sont piégés sur des filtres en fibre de verre (PSAxx). Les eaux pluviales sont collectées sur le Site de Meyrin, en Suisse (PSP-M), et sur le site de Prévessin, en France (PSP-P). Des échantillons d'eaux de rivières, de sédiments et de bryophytes dans l'eau des rivières (R-xx) ainsi que des échantillons d'eaux potables (TW-xx) et souterraines (GW-xx) sont annuellement prélevés sur les sites du CERN et dans les villages autour du CERN. Enfin, le programme d'échantillonnage dans l'environnement est complété par des herbes et des produits agricoles y compris un échantillon de vin. Tous les échantillons sont ensuite analysés en laboratoire pour leur teneur en substances radioactives.

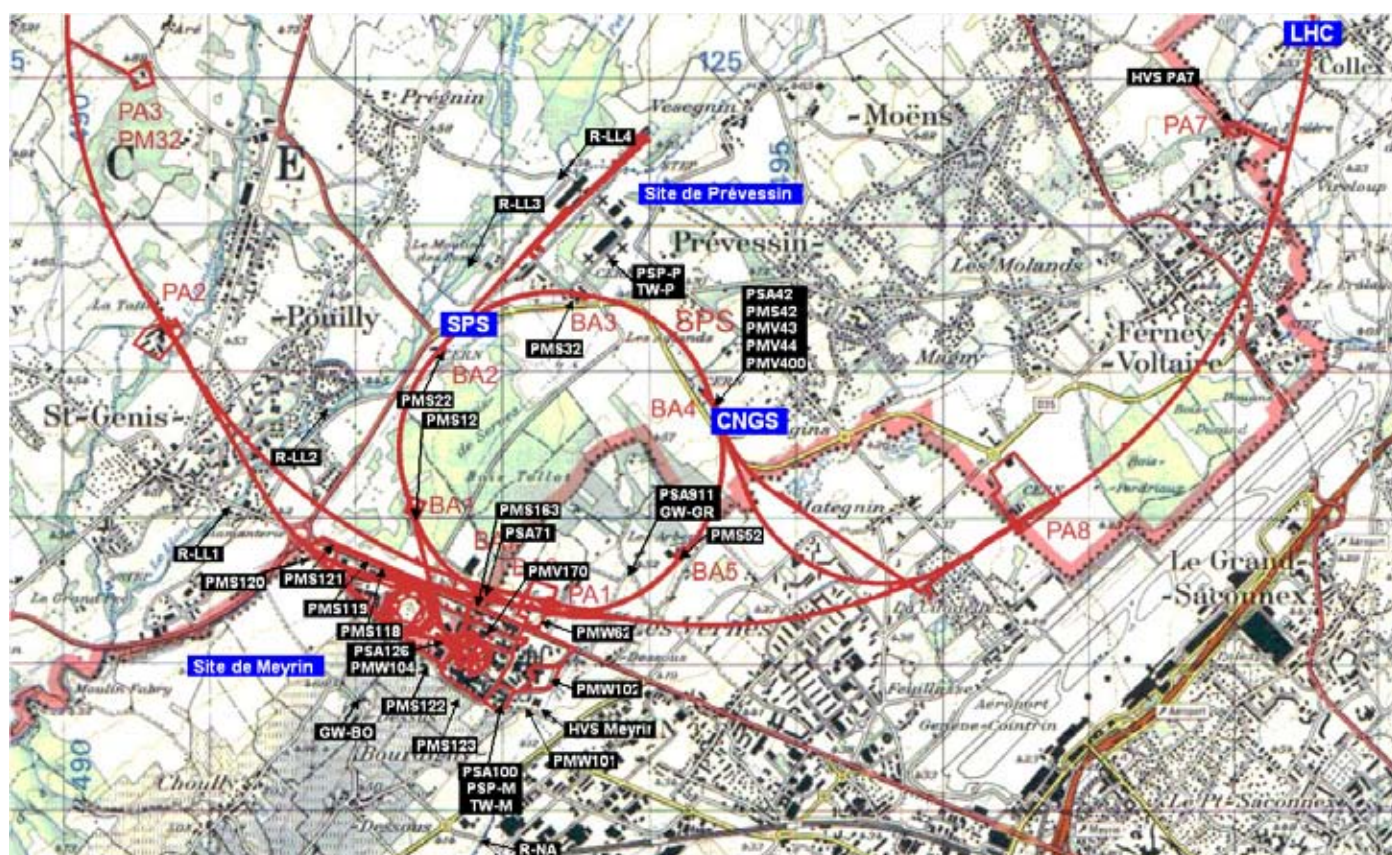


Figure 1:

Sites du CERN, de Meyrin et de Prévessin. L'implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS), de l'installation CERN neutrinos to Gran Sasso (CNGS) et du Grand collisionneur à hadrons (LHC) dans la région frontalière entre la France et la Suisse ainsi que les emplacements des stations de monitoring et des endroits d'échantillonnage.

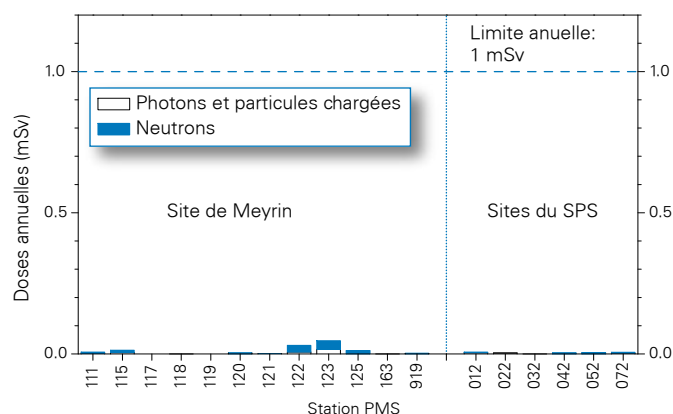


Figure 2 :
Doses nettes ambiantes annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2008.

La figure 2 montre les doses nettes intégrées totales en mSv, ainsi que les contributions des rayonnements gamma et neutron à ces doses, telles qu'elles ont été mesurées par les moniteurs de rayonnements (PMS) tout autour des sites. Ces résultats sont cohérents avec ceux des contrôles effectués en 2008 par l'OFSP (voir Chapitre 8.6).

L'influence des accélérateurs du CERN n'est visible que pendant leur fonctionnement au niveau de certaines stations de mesure, situées le long de la clôture du Site de Meyrin. Les mesures des moniteurs PMS122 et PMS123 sont influencées par la proximité des accélérateurs du complexe PS. Les doses nettes mesurées ne dépassent pas 5% de la limite pour les rayonnements diffusés fixée à 1 mSv/an [2]. En fait, il est difficile de les distinguer des variations du bruit de fond naturel.

Le seul radioélément de période longue identifié dans l'air dans le cadre du programme de surveillance de routine, qui peut provenir du CERN est le ^7Be . Le ^7Be est un radioélément d'une très faible toxicité radiologique qui est produit en grande quantité dans l'air des tunnels des accélérateurs à haute énergie lors de leur fonctionnement (voir tableau 1). Donc il peut servir comme un indicateur des rejets atmosphériques.

Le ^7Be est aussi produit naturellement dans l'atmosphère par les interactions des rayonnements cosmiques avec l'azote et l'oxygène de l'air. Les variations de concentration en ^7Be dans l'air au voisinage du CERN et aux trois endroits éloignés (PSA951 à Cessy en France, LHC PA7 à Ferney en France, près de Collex-Bossy/GE, et Oberschrot/FR) sont présentées dans la figure 3. Les endroits éloignés sont loin de toutes sources artificielles de ^7Be et peuvent de ce fait être considérés comme des stations représentatives du bruit de fond naturel. La concentration naturelle du ^7Be dans l'air subit des variations saisonnières avec un maximum pendant l'été (dynamique de l'échange d'air entre la stratosphère, où la majorité du ^7Be naturel

est produite, et la troposphère) et spatiales (remise en suspension par le vent ou par le trafic routier des aérosols déjà déposé au niveau du sol). En 2008 ces variations ne sont pas clairement observables dans la figure 3, mais on peut constater une dispersion des données des différentes stations. Néanmoins, la contribution éventuelle du CERN aux valeurs mesurées ne dépasse pas 5 mBq/m³, soit environ 0.0015% de la limite d'immission suisse [4].

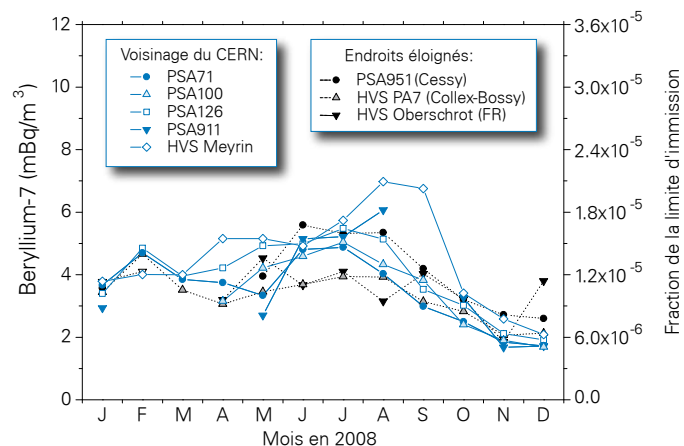


Figure 3:
Activité du ^7Be dans les aérosols de 8 stations de mesure dont 5 au voisinage des points de rejet du CERN en 2008. Station de mesure PSA71: Site du SPS BA-7; PSA100: Site CERN de Meyrin; PSA126: Proche du complexe PS; PSA911: Près d'une ferme de Meyrin; HVS Meyrin, HVS Oberschrot/FR: Échantillonneurs OFSP à haut débit sur le Site de Meyrin et à Oberschrot/FR [3]. PSA951: Cessy, France; HVS PA7: Échantillonneur CERN à haut débit près de Collex-Bossy/GE.

Pour les autres échantillons environnementaux et les produits agricoles analysés dans le programme de routine du CERN, les concentrations du ^7Be sont restées autour des valeurs naturelles normales et aucun autre radioélément provenant du CERN n'a été identifié.

Comme le montre la figure 4, les contributions des activités du CERN à la dose efficace pour le groupe de référence qui vit aux abords de l'Organisation correspondent à environ 1% de la dose externe due aux sources naturelles (rayonnements cosmiques et terrestres) mesurée dans des communes proches du CERN. En effet, la valeur annuelle de 0.007 mSv, dont 96% sont dus aux rayonnements ionisants directs ou aux rejets des gaz de périodes courtes, qui sont surveillés en ligne, peut être comparée aux variations des doses naturelles qui sont de l'ordre de 0.2 mSv dans le bassin lémanique.

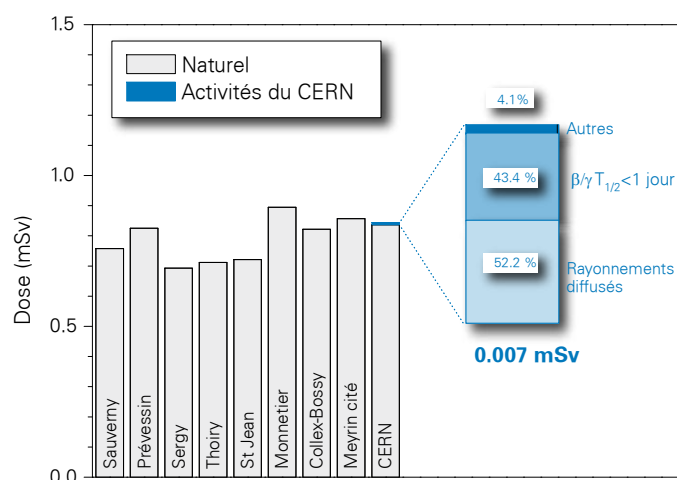


Figure 4:

Contribution à la dose annuelle due aux activités du CERN sur le Site de Meyrin comparée aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses à proximité. La contribution du CERN de 0.0070 mSv doit être comparée à la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv [1].

Conclusions

- l'ensemble des résultats des mesures du CERN atteste que, en 2008, comme lors des années précédentes le CERN est resté bien en dessous de la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv/an [1].
- les dispositifs de surveillance (prélèvements et mesures) mis en œuvre par le CERN permettent de détecter des niveaux de radioactivité très faibles liés au fonctionnement des accélérateurs du CERN. Les résultats doivent cependant être regardés dans le contexte de leur impact radiologique sur la population avoisinante. Les activités des radioéléments attribuables aux activités du CERN n'ont pas dépassé des petites fractions de pour cent des limites suisses.
- pour une estimation des doses efficaces annuelles, le groupe de référence de la population vivant à proximité du Site de Meyrin a été identifié. Ensuite à partir des rayonnements ionisants et des rejets des radioéléments du Site de Meyrin, les doses efficaces ont été calculés à l'aide de la Directive HSK-R-41/d [5]. Le résultat de cet exercice présenté dans la figure 4 montre que l'impact radiologique sur le groupe de référence représente 0.007 mSv en 2008. La valeur correspondante en 2007 était de 0.0086 mSv. Ces doses correspondent à environ 1% de la dose externe due aux sources naturelles.

La radioactivité de l'environnement et les doses de rayonnements dans le voisinage du CERN ne se distinguent pas notablement de celles enregistrées dans les stations de référence non influencées par des accélérateurs. L'impact des activités du CERN est extrêmement faible. Sa mise en évidence passe par l'exploitation de techniques de prélèvements et de mesures très sensibles, qui sont des outils de radioécologie dépassant les performances du contrôle habituel (voir Chapitre 8.6). Les contributions d'origine naturelle prédominent. Les activités du CERN sont donc restées en 2008 sans conséquence radiologique à l'environnement et à la population avoisinante.

Référence

- [1] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Ziele für den Schutz der Personen vor ionisierender Strahlung im Bereich von Kernkraftwerken, HSK-R-11/d (Mai 1980).
- [2] Code F Rev., Radioprotection - Manuel de radioprotection, CERN (2006).
- [3] S. Estier et al, Surveillance de la radioactivité dans l'environnement : Résultats des mesures 2008 de la section URA, Office fédéral de la santé publique, Unité de direction Protection des consommateurs, Division radioprotection, Berne (2009).
- [4] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2007), Annexe 3.
- [5] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (1997).

Glossaire

AD	Décélérateur d'antiprotons
CNGS	CERN neutrinos to Gran Sasso – une source de neutrinos pour les expériences souterraines à Gran Sasso en Italie
ISOLDE	Isotope Separator On-Line Device
LHC	Large Hadron Collider - Grand collisionneur à hadrons
PS	Synchrotron à protons
SPS	Super synchrotron à protons

Chapitre 8.6

Environnement du CERN (mesures OFSP)

S. Estier, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, M. Müller, H. Völkle

Section radioactivité de l'environnement (URA), BAG, 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 (voir Chap. 8.5), l'Office Fédéral de la Santé Publique met en œuvre, de manière indépendante, un programme de surveillance de la radioactivité et des doses de rayonnement qui en résulte au voisinage du centre de recherche (territoire suisse uniquement). L'ensemble des mesures effectuées par l'OFSP en 2008 n'a pas révélé d'impact notable des installations du CERN sur l'environnement et la population avoisinante. Même si des traces de radio-isotopes, 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).
- Sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) ainsi que végétaux et certains produits locaux (comme le ^3H dans le vin).

Programme spécifique "LHC"

Les autorités des pays hôtes, à savoir l'ASN (Autorité de Sûreté Nucléaire) côté France et l'OFSP côté suisse, avaient prévu de mettre en œuvre des mesures de surveillance supplémentaires, focalisées au voisinage des puits d'aération du LHC (Large Hadron Collider), à l'automne 2008. Ce programme a été reporté à 2009 suite à l'arrêt prolongé de l'accélérateur.

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, lorsque ce dernier sera en service. Treize sites ont été surveillés en 2008, 5 d'entre eux étant situés dans l'enceinte du centre de recherche (côtés suisse et français). Par ailleurs, en plus de l'équivalent de dose ambiant résultant du rayonnement gamma, la dose des neutrons a également été évaluée. Suite à une panne de l'instrument de lecture des dosimètres, seuls les résultats enregistrés au cours du premier semestre 2008 étaient disponibles pour la rédaction du présent rapport. Les résultats de ces mesures, effectuées par l'Institut de Radiophysique Appliquée 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.

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (Figure 1) en octobre 2008 ont confirmé ce constat. Les valeurs du débit d'équivalent de dose ambiant ($H^*(10)$) dû au rayonnement gamma se sont ainsi échelonnées entre 83 et 102 nSv/h et se situent dans le domaine de variation de l'irradiation naturelle (moyenne des sites limitrophes: 94 ± 4 nSv/h; moyenne des sites distants 92 ± 6 nSv/h).

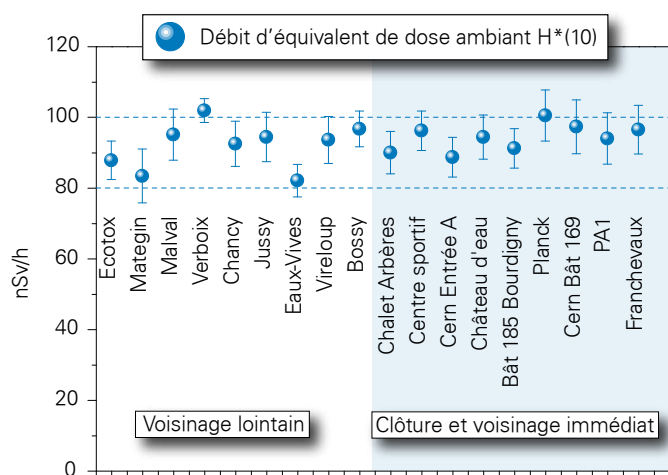


Figure 1: Mesures du débit d'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ effectuées par l'OFSP en 2008 à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1 m au-dessus du sol.

Mesures dans le milieu atmosphérique

La station de mesure du réseau RADAIR (collecteur aérosols) située au CERN et assurant la surveillance de l'air en continu n'a pas signalé d'anomalie en 2008. Un moniteur d'iode a par ailleurs été mis en service en 2007 par l'OFSP sur le site du CERN, pour compléter son réseau suisse de

surveillance de l'iode-131 gazeux. Les données mesurées par ce nouveau moniteur sont transmises à la base de données du système RADAIR depuis mars 2008. Aucune valeur supérieure à la limite de détection de 0.5 Bq/m^3 n'a été enregistrée. Notons qu'en décembre 2008, le débit d'air pompé par ce nouveau moniteur a été augmenté pour correspondre au niveau de celui des autres stations (débit plus faible en phase de test); la limite de détection a ainsi été abaissée de 0.5 à 0.1 Bq/m^3 .

Les résultats des mesures hebdomadaires des filtres aérosols 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 indique que les concentrations de ^7Be mesurées en 2008 dans filtres aérosols de la station du CERN ne se sont pas distinguées de celles enregistrées dans les stations situées hors de son influence. Des traces de ^{22}Na , également d'origine naturelle, ont été détectées à plusieurs reprises (valeurs comprises entre 0.2 et $1 \mu\text{Bq/m}^3$).

Parmi les radioéléments d'origine artificielle, des traces de ^{137}Cs (valeur maximale de $1.6 \pm 0.3 \mu\text{Bq/m}^3$) dues à la remise en suspension d'anciennes contaminations (retombées des essais nucléaires soviétiques et américains des années 50 et 60 et de l'accident de Tchernobyl) ont été détectées à plusieurs reprises.

Tableau 1: Concentrations du ^7Be mesurées en 2008 dans les filtres aérosols de la station à haut débit au CERN et comparaison avec les sites situés hors influence.

Station de collection à haut débit	Valeur min/max	Moyenne
	(mBq/m^3)	(mBq/m^3)
CERN (Meyrin/GE)	1.2 - 7.1	4.1
Oberschrot/FR	1.2 - 7.5	3.5
Klingnau/AG	0.5 - 7.6	3.4
Güttingen/TG	0.8 - 6.4	3.5
Monte Ceneri/TI	0.9 - 7.5	4.4

Les seuls radio-isotopes attribuables aux activités du CERN ayant pu être sporadiquement mis en évidence dans les filtres aérosols sont le ^{24}Na et le ^{131}I (valeurs comprises entre 3 et $15 \mu\text{Bq/m}^3$ et entre 0.4 et $0.9 \mu\text{Bq/m}^3$ respectivement). Ces radionucléides, d'une demi-vie de 15h pour le ^{24}Na et de 8 jours pour le ^{131}I , sont produits dans les accélérateurs de particules du centre de recherche.

Notons encore que l'impact radiologique des traces de ^{24}Na et de ^{131}I mesurées est tout à fait négligeable, puisque

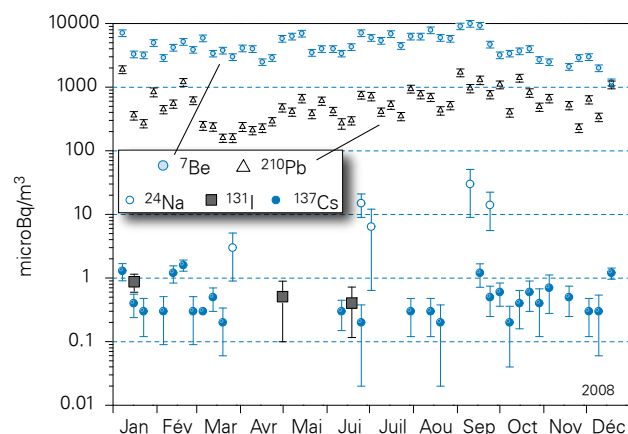


Figure 2: Concentrations de divers radio-isotopes (naturels et artificiels) mesurées dans les aérosols collectés chaque semaine à la station à haut débit située au CERN en 2008.

les concentrations les plus élevées enregistrées en 2008 ne représentent qu'environ 0.000015 % (pour le ^{24}Na) et 0.00004 % (pour le ^{131}I) des limites d'immissions suisses. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite une méthode extrêmement sensible, comme celle mise en œuvre par l'OFSP.

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 2008 n'ont pas indiqué d'apport artificiel attribuable aux activités du CERN en dehors de l'enceinte du centre de recherche: la figure 3 montre en effet que les valeurs mesurées au voisinage du CERN sont tout à fait comparables à celles relevées dans des sites hors de son influence, tel que Fribourg (pour plus de détails sur les mesures in situ, se référer au Chap. 3.1). Des traces d' ^{41}Ar ont en revanche pu être détectées sur le spectre in situ enregistré à la Rue Booster (voir Figure 4), située à l'intérieur de la clôture du site de Meyrin. La concentration de ce radio-isotope de très courte période (1.8 h) dans l'air environnant a pu être évaluée à 1.6 Bq/m³, soit environ 1 % de la valeur limite d'immissions définie pour cet isotope dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP).

Les analyses en laboratoire sur des échantillons de sol, d'herbes et autres produits locaux n'ont pas révélé d'impact notable des installations du CERN. 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.

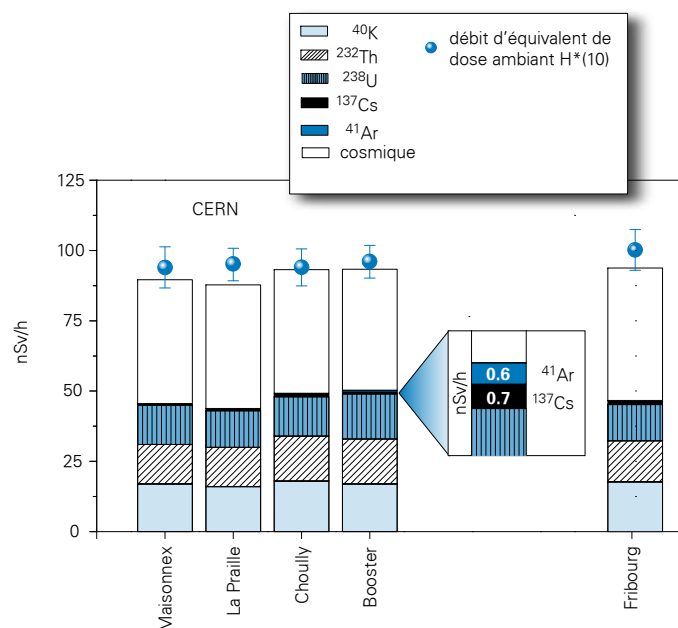


Figure 3: Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante déterminées par spectrométrie gamma in situ pour les sites voisins du CERN examinés en 2008, et comparaison avec les résultats obtenus à Fribourg.

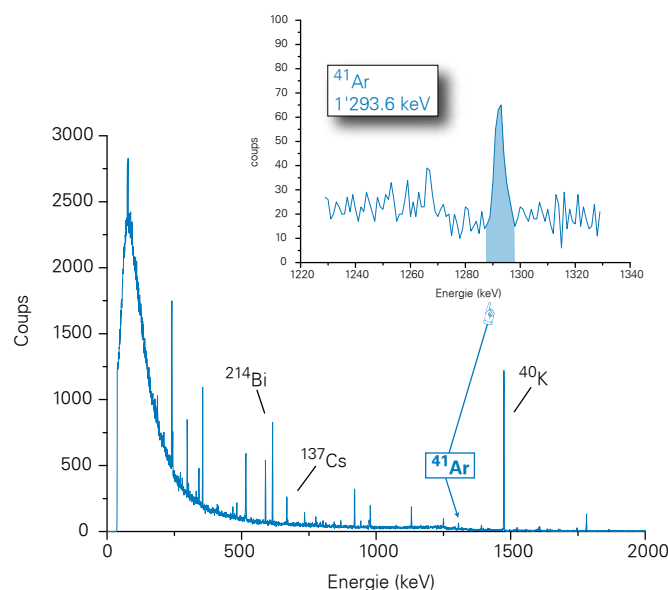


Figure 4: Spectre in situ enregistré en octobre 2008 à la Rue Booster (site de Meyrin) présentant des traces d' ^{41}Ar .

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 (valeur maximale de 1.4 ± 0.9 mBq/l) provenant des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. Comme mentionné au chapitre 4.1, les limites de détection des différents émetteurs gamma, et en particulier du ^{137}Cs , ont été divisées d'un facteur deux environ suite à l'acquisition de nouveaux détecteurs. C'est pourquoi ce dernier radio-nucléide a régulièrement pu être mis en évidence en 2008 dans les eaux des rivières analysées, alors que les valeurs étaient systématiquement inférieures à la limite de détection de 4 - 5 mBq/l les années précédentes.

La valeur maximale de la concentration du tritium enregistrée dans les échantillons d'eau du Rhône prélevés à Chancy s'est élevée à 1.7 ± 0.7 Bq/l. Ces concentrations sont parfaitement conformes à la normale.

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 2007 à novembre 2008 a fait l'objet d'un rapport spécifique¹.

En dehors du ^{40}K et des isotopes des séries primordiales (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th), seuls 2 radio-isotopes ont été détectés dans les échantillons d'eau prélevés dans le Nant d'Avril: le ^7Be , d'origine naturelle et le ^{137}Cs qui résulte de l'érosion des sols, contaminés par les retombées des essais nucléaires des années 50 et 60 et par l'accident de Tchernobyl. Notons que le ^{65}Zn , régulièrement décelé dans les eaux du Nant d'Avril jusqu'en 2003, n'a pas été décelé au cours de la période sous revue. Les activités maximales relevées pour le ^7Be et le ^{137}Cs dans les eaux étaient de 576 ± 37 mBq/l et 8 ± 1 mBq/l respectivement. Comme dans le cas des mesures dans le milieu atmosphérique il ne peut être exclu qu'une partie du ^7Be mesuré dans les échantillons d'eau provienne des activités du CERN, cependant cette éventuelle fraction est difficilement quantifiable. Le tableau 2 montre que le flux estimé de ^7Be pour la période 2007 – 2008 est comparable à celui enregistré les années antérieures.

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 3. Notons que depuis la période 2004 – 2005, aucune trace de ^{54}Mn , de ^{65}Zn ou d'isotope de Cobalt (^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co) n'a plus été détectée dans les sédiments du Nant d'Avril.

Des sédiments et des bryophytes ont par ailleurs été prélevés une fois au cours de l'année aux principaux points de rejets des eaux du LHC et analysés par l'Institut Fo-

rel. Cette surveillance a pour but d'identifier d'éventuelles augmentations des immissions radioactives dans le milieu aquatique dues au fonctionnement du LHC. Les activités mesurées dans les échantillons de sédiments se sont échelonnées entre 33 et 1'650 Bq/kg pour le ^7Be et entre 300 et 950 Bq/kg pour le ^{40}K . Une valeur maximale de 24 Bq/kg a été enregistrée pour le ^{137}Cs . Dans les bryophytes, les concentrations en ^7Be et en ^{40}K varient entre 590 et 2'290 Bq/kg et entre 150 et 810 Bq/kg respectivement. Des traces de ^{137}Cs ont été mises en évidence dans deux échantillons (3.7 à 5.2 Bq/kg). Etant donné que le collisionneur n'a pas fonctionné en 2008 suite à une panne, les résultats obtenus peuvent être considérées comme un complément à ceux enregistrés lors des campagnes 2005 et 2006 sur l'état initial du site (programme point zéro LHC).

Tableau 2:

Estimation des flux annuels pour la période 2007 – 2008 des radio-isotopes dans le Nant d'Avril (en gras) et comparaison avec les estimations des années antérieures. (Données provenant de l'Institut Forel).

Isotope	^7Be	^{65}Zn
	Flux min.-max.	Flux min.-max.
	[MBq/an]	[MBq/an]
1999 - 2000	810 - 1410	69 - 182
2000 - 2001	2076 - 2822	89 - 153
2001 - 2002	470 - 859	46 - 102
2002 - 2003	960 - 1330	14 - 37
2003 - 2004	1460 - 2210	ND
2004 - 2005	1400 - 2060	ND
2005 - 2006	1200 - 1470	31 - 67
2006 - 2007	2630 - 3280	ND
2007 - 2008	1660 - 1940	ND

Tableau 3:

Résumé des résultats des mesures effectuées par l'Institut F.-A. Forel dans les sédiments du Nant d'Avril durant la période novembre 2007 à novembre 2008 (13 échantillons analysés).

Isotope	Min- Max	Moyenne	Médiane
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
^7Be	398 - 1696	656	560
^{137}Cs	1.9 - 16.5	8.3	8.6

En résumé, si l'on exclut le ^7Be dont la fraction produite par les installations du CERN est incertaine, aucun marquage du système aquatique attribuable aux activités du centre de recherche n'a pu être mis en évidence au cours de la période sous revue. En effet, aucun des radioéléments tels que ^{65}Zn , ^{22}Na , ^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn , produits

¹ J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport N°9 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), octobre 2007 – novembre 2008; Institut F.-A. Forel (janvier 2009).

par les installations du CERN et mis en évidence par le passé, n'a pu être décelé dans les eaux ou dans les sédiments en 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 2008.

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 (^{24}Na , ^{131}I ou ^{41}Ar dans l'air) n'a été possible que grâce à la mise en œuvre de techniques de prélèvement et de mesures d'une très grande sensibilité, dépassant le cadre des contrôles réglementaires. Les activités maximales des radio-isotopes artificiels provenant des activités du CERN n'ont pas dépassé 1 % des limites suisses et sont donc restées sans conséquence d'un point de vue radiologique.

Kapitel 8.7

Überwachung des zentralen Zwischenlagers (ZWILAG)

J. Eikenberg, H. Beer, C. Parussudis, I. Zumsteg

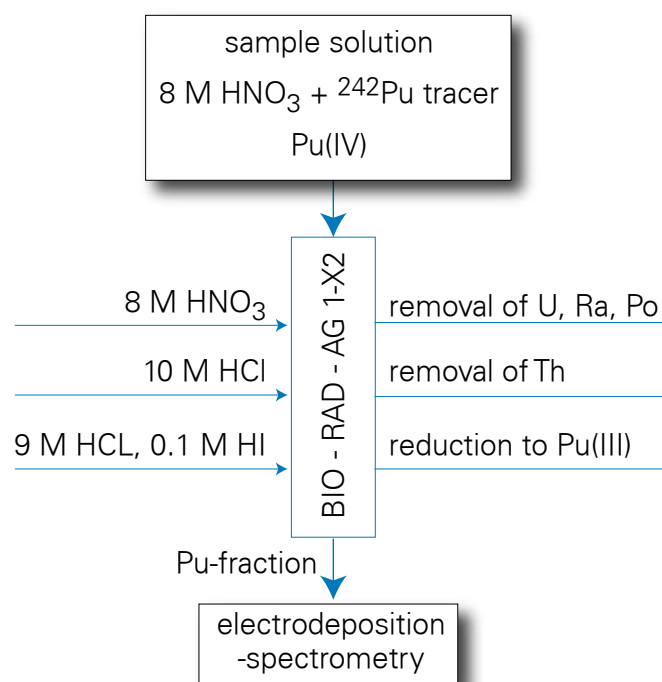
Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen

Zusammenfassung:

Im Rahmen der Immissionsüberwachung führt das PSI seit 12 Jahren Radionuklidmessungen an Waldbodenproben aus der Umgebung des Zwischenlagers für radioaktive Abfälle (ZWILAG Würenlingen) durch. Die Proben werden dabei zunächst γ -spektrometrisch gemessen und anschliessend radiochemisch für die Bestimmung reiner β - und α -Strahler (^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{244}Cm) aufbereitet. Die Ergebnisse der γ -Spektrometrie zeigen einen deutlich abnehmenden Trend für das anthropogene Radionuklid ^{137}Cs von ca. 100 - 150 Bq/kg (im Jahr 1997) auf ca. 20 - 70 Bq/kg (2008). 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 - 0.5 im Jahr 2008. 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.

Einleitung

Das Zwischenlager (ZWILAG AG) für radioaktive Abfälle aus Kernkraftwerken wurde vor 10 Jahren in unmittelbarer Nähe zum Paul Scherrer Institut erstellt und anschliessend in Betrieb genommen. Um potentielle, geringfügige Radionuklid-Emissionen in der Umgebung des Areals aus Abgaben aus der Anlage feststellen zu können, wurden vor der Inbetriebnahme im Rahmen des Projektes Beweissicherung umfangreiche Radionuklid-Messungen an Bodenproben in der unmittelbaren Umgebung des Areals durchgeführt. (Details über Analysemethoden in [1]). Die-



Figur 1:

Schematische Darstellung des radiochemischen Trennverfahrens für Plutonium.

se 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.

Radiochemische Trennmethode

Der Boden wird 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-Kolonnen (Bio-Rad 1 - X2, 100 - 200 mesh) gegeben und durch Zugabe von HCl und HNO_3 -Waschlösungen werden potentiell bei der α -Spektrometrie interferierende, natürliche Radionuklide abgetrennt (z.B. α -Emission von ^{228}Th und ^{238}Pu bei 5.4 MeV), bevor die Pu-Fraktion in einer Mischung aus HCl und HI eluiert wird. Die durch die Bio-Rad-Kolonnen gelaufene Fraktion von Am und Cm wird auf einer TRUTM-Kolonnen purifiziert und abgetrennt. Zur Retention von U und Th ist der TRUTM-Trennsäule eine U/TEVATM-Kolonnen vorgeschaltet. Die gereinigten Fraktionen von Pu bzw. Am+Cm werden anschliessend eingedampft und in einer NaSO_4 - NaHSO_4 -Pufferlösung aufgenommen, die zur elektrolytischen Abscheidung von Aktiniden verwendet wird [2]. Nach der Elektrodeposition werden die Messpräparate über 2 Tage mit hochauflösender α -Spektrometrie gemessen (alle Details in [1]).

Resultate und Diskussion

Die Resultate der Radionuklid-Messungen sind in nachstehender Tabelle für die anthropogenen Radioisotope (^{90}Sr , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am) und natürlichen terrestrischen Isotope aus den U- und Th-Zerfallsreihen (^{226}Ra , ^{228}Ra) zusammengefasst. Dargestellt ist der Streubereich der Probenmessungen aus den 4 Bodenentnahmestellen um das ZWILAG-Areal. Wie die Tabelle zeigt, liegen die typischen Aktivitätskonzentrationen von $^{239+240}\text{Pu}$ derzeit zwischen 0.1 und 0.5 Bq/kg, diejenigen von ^{241}Am zwischen 0.05 und 0.3 Bq/kg. In Spuren ist noch ^{238}Pu nachweisbar (0.005 - 0.02 Bq/kg), während die Werte für fissiogenes ^{90}Sr etwas höher sind (2 - 4 Bq/kg). Signifikant darüber liegen die Resultate für ^{137}Cs (20 - 70 Bq/kg). Der Grund hierfür ist der zusätzliche Beitrag von Fallout-Caesium aus dem Chernobyl-Reaktorunfall. Über die Isotopenverhältnisse von ^{241}Am / $^{239+240}\text{Pu}$ (im Mittel 0.4) und ^{238}Pu / $^{239+240}\text{Pu}$ (0.03 ± 0.01) kann gefolgert werden, dass der Beitrag der anthropogenen Aktiniden ausschliesslich aus den atmosphärischen Kernwaffentests vor ca. 50 Jahren stammt [1, 3]. Nachstehende Tabelle zeigt zusätzlich den groben Trend der Aktivitätskonzentrationen der Fallout-Radioisotope über die letzten 10 Jahre. Bei allen anthropogenen Radionukliden lässt sich eine deutliche

Abnahme von im Mittel ca. einem Faktor 3 beobachten. Dies liegt nur zu einem geringen Teil am radioaktiven Zerfall (die Halbwertszeiten von ^{90}Sr und ^{137}Cs liegen bei ca. 30 Jahren, diejenigen der Pu-Isotope sind deutlich länger), sondern vielmehr daran, dass der Tonmineralanteil in der oberen Waldbodenschicht im Vergleich zu den benachbarten Feld- und Wiesenflächen deutlich geringer ist (Tonmineralien haben hohe Adsorptions-Koeffizienten für Cs und Pu). 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 - 30 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 (1997, 2003 und 2008). Alle Werte in Bq/kg Trockengewicht.

Isotop	1997	2003	2008
^{90}Sr	6 - 10	3 - 6	2 - 4
^{134}Cs (1)	1 - 2	< 1	< 1
^{137}Cs	100 - 150	40 - 90	20 v 70
^{238}Pu	0.01 - 0.03	0.01 - 0.03	0.005 - 0.02
$^{239+240}\text{Pu}$	0.4 - 0.9	0.3 - 0.6	0.1 - 0.5
^{241}Am	0.2 - 0.4	0.1 - 0.3	0.05 - 0.3
^{226}Ra	20 - 30	20 - 30	20 - 30
^{228}Ra	20 - 30	20 - 30	20 - 30

(1) Die Halbwertszeit von ^{134}Cs beträgt nur 2.06 Jahre, d.h. das Radioisotop konnte in den Jahren 2003 und 2008 nicht mehr nachgewiesen werden.

Literaturliste

- 1) Eikenberg, J., Bajo, S., Hitz, J., Beer, H., Gann, C., Wyer, L und Ziegler, J. (2002) Spezialnuklid-Analysen für die Beweissicherung ZWILAG AG 1997 - 2001: Abschlussbericht der Immissionsmessungen. PSI-Bericht Nr. 02-15.
- 2) Bajo, S. und Eikenberg, J. (1999) Electro-deposition of actinides for α -spectrometry, J. Radioanal. Nucl. Chem. 242, 745-751.
- 3) 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.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008 Résultats 2008

Kapitel 9 Industrien und Spitäler

Chapitre 9 Industries et hôpitaux

Kapitel 9.1 Emissionen der Betriebe	154
Zusammenfassung:	154
Kapitel 9.2 Emissionen der Spitäler	157
Zusammenfassung	157
Ausgangslage	157
Therapeutische Anwendung von Radionukliden	157
Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser	157

Kapitel 9.1

Emissionen der Betriebe

F. Danini und R. Grunder

Suva, Abteilung Arbeitssicherheit, Bereich Physik/Strahlenschutz, Postfach 4358, 6002 Luzern

Zusammenfassung:

Der Umgang mit offenen radioaktiven Stoffen ist insgesamt gesehen rückläufig. Dies trifft insbesondere in der Uhrenindustrie zu. Die Produktion radioaktiver Leuchtfarbe wurde mittlerweile eingestellt. Sämtliche Abgabelimiten wurden im Berichtsjahr eingehalten.

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)

Tabelle 1:

Einkauf radioaktiver Stoffe 1998 – 2008

	Isotope	2008	2007	2006	2005	2004	2003	2002	2001	2000	1999	1998	Einheit
Produktionsbetriebe	^3H	7.62	11.51	3.85	5.237	5.493	5.506	6.216	11.4	7.3	8.9	8.1	PBq
	^{14}C	0	0.38	0.13	0.234	0.012	0.84	0.04	0.3	0.2	0.1	0.3	TBq
	^{147}Pm	19.66	13.16	13.19	40	0	32.618	28	19.0	26.1	21.3	25.1	TBq
	^{241}Am	0	0	0	0	0	0	3.7	13.0	3.3	15.2	12.0	GBq
Leuchtfarbenbetriebe	^3H	0.09	5.28	10.93	12.98	24.66	18.78	37.95	155.0	253.8	361.8	628.0	TBq
Forschungsbetriebe	^3H	8.7	28.4	23.6	15.2	19.4	4.3	15.4	18.1	9.7	4.9	11.7	TBq
	^{14}C	171.9	207.6	295.4	397.9	343.4	1552.8	1005	422.7	566.5	438.1	819.9	GBq
	^{32}P	7.9	7.3	9.1	11.3	20.8	6.4	28.5	30.2	45.3	36.3	56.2	GBq
	^{35}S	5.9	7.9	10.3	63.2	51.3	14.9	15.3	23.6	25.2	36.2	42.8	GBq
	^{45}Ca	0	0	0	0.04	0	0.06	0	0.3	1.2	1.5	1.5	GBq
	^{51}Cr	3.5	4.1	5.1	6.7	6.5	7.9	7.0	3.4	7.1	18.6	18.7	GBq
	^{125}I	1.2	1.1	1.7	3.2	23.9	27.2	18.7	3.4	22.2	32.9	41.7	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	0.4	0.5	0.7	1.45	0.9	0.9	1.1	1.1	1.4	1.5	1.6	GBq
	^3H	0	0	0	0	0	0	1.1	19.7	0.0	3.0	5.3	MBq
	^{57}Co	0	0	0	3.08	3	5	3.4	3.7	16.1	17.2	20.4	MBq
	^{14}C	96.8	116.2	133.6	525.4	703.6	884.4	882.3	1498.0	2010.0	861.0	1246.0	MBq

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.

Leuchtfarbenbetriebe (Total 1 aktiver Betrieb)

Die Tritiumleuchtfarbe wird manuell oder maschinell auf Zeigern und Zifferblättern von Uhren oder Instrumenten aufgetragen. Total wurde **0.091 TBq** Leuchtfarbe verarbeitet.

Forschungsbetriebe (Total 52 Betriebe)

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

Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 19 Betriebe)

Für Hormonbestimmungen werden sogenannte Radioimmunoassay Kits (Ria-Kits) mit ^{125}I und gelegentlich mit ^{67}Co Markierungen eingesetzt.

Im Berichtsjahr 2008 haben sämtliche Betriebe die Abgabelimite 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 2008 (GBq)

	Abgaben an die Abluft (GBq)		Abgabelimite (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	93.0 (org.) 70.7 (Gas)	6.7	120 (org.) 120 (Gas)	80
Novartis Pharma AG	36.9 (org.) 134.4 (Gas)	19.1	500 (org.) 4000 (Gas)	60

Tabelle 2b:

Abgabe radioaktiver Stoffe an das Abwasser während des Jahres 2008 (GBq)

	Abgaben an das Abwasser (GBq)		Abgabelimite (GBq)	
	^3H	^{14}C	^3H	^{14}C
Hoffmann-La Roche AG	8.4	0.8	80	40
Novartis Pharma AG	11.8	4.8	300	30
Syngenta Crop Protection AG	0	0	1	1

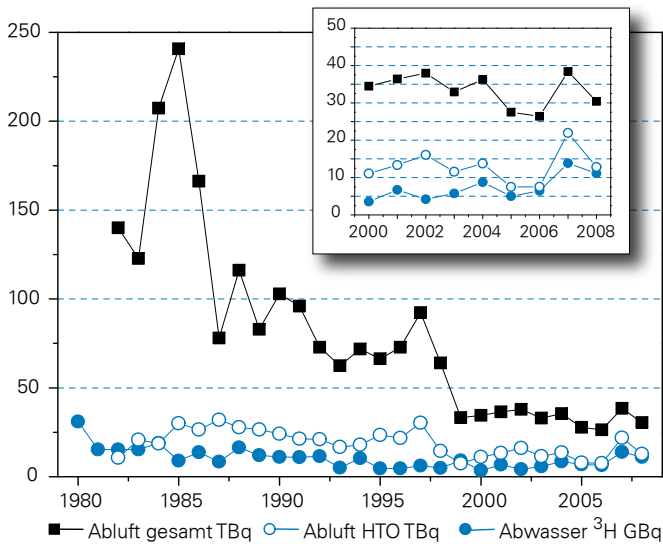
Tabelle 3:

Verbrennung in bewilligtem Ofen (Valorec Services AG, Basel) während des Jahres 2008 (GBq)

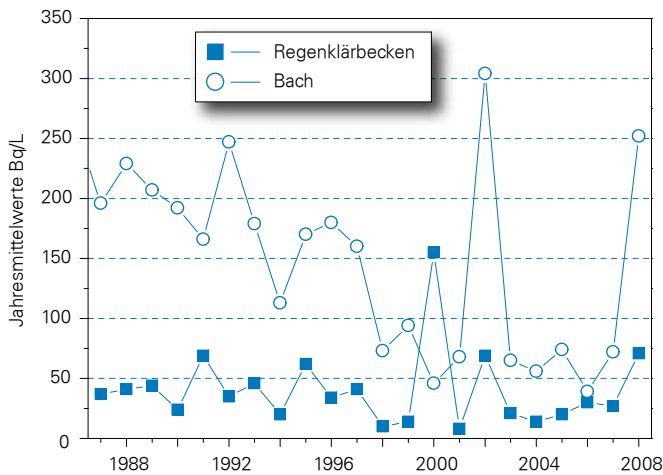
	^3H (GBq)	^{14}C (GBq)	^{35}S (GBq)
Verbrennungen in Ofen	752.7	135.6	0.1
Bewilligungslimite	4000	450	8.0

Bemerkungen zu den Figuren:

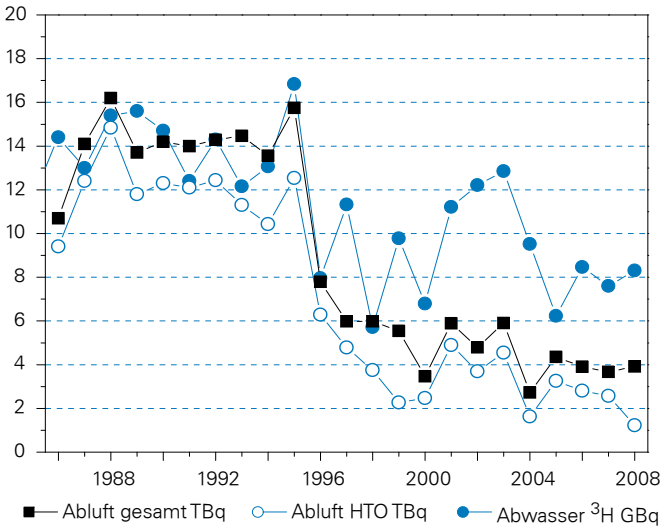
Die Tritium-Abgaben der beiden Produktionsbetriebe, sowie die Tritium-Messungen in der Umgebung der Firma RC Tritec AG sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Proben der Umgebungsüberwachung werden von der Suva analysiert. In Tabelle 4 sind die bewilligten Jahresabgabelimite der beiden Produktionsbetriebe zusammengefasst.



Figur 1a:
MB-Microtec AG, Niederwangen/BE:
Jahreswerte der Emissionen



Figur 1c:
RC Tritec AG, Teufen/AR: Umgebungsüberwachung



Figur 1b:
RC Tritec AG, Teufen/AR: Jahreswerte der Emissionen

Tabelle 4:
Jahresabgabelimiten der Produktionsbetriebe

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

Kapitel 9.2

Emissionen der Spitäler

R. Linder,

Sektion Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit,
Abteilung Strahlenschutz, 3003 BERN

Zusammenfassung

Der Gesamtverbrauch an Radionukliden, welche zu therapeutischen Zwecken verabreicht werden, bleibt etwa konstant. Dadurch ändert sich auch bei den Abgaben radioaktiver Stoffe ans Abwasser wenig. Die Abgaben liegen deutlich unterhalb der maximal bewilligten Aktivitäten und damit innerhalb der gesetzlich festgelegten Immissionsgrenzwerte.

Ausgangslage

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

Therapeutische Anwendung von Radionukliden

^{131}I , das zur Schilddrüsentherapie verwendet wird, kann den Patienten bis zu einer Aktivität von 200 MBq ambulant verabreicht werden. Bei höheren Aktivitäten werden die Patienten mindestens für die ersten 48 Stunden in speziellen Therapieziimmern isoliert. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziell dafür vorgesehenen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach dem Abklingen unterhalb der bewilligten Abgaberate an die Umwelt (Abwasser) abgegeben.

Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser

Die für einen Betrieb vom BAG bewilligte Abgaberate 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 ARA) 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 miteinbezogen.

Andere Radionuklide 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.

Tab. 1.

Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2008 in GBq

Ort	Spital	¹³¹ I amb.	¹³¹ I stat.	⁸⁹ Sr	³² P	¹⁸⁶ Re	¹⁶⁹ Er	⁹⁰ Y	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu	²¹⁰ Bi
Aarau	Kantonsspital	1.40						8.54			
Baden	Kantonsspital		139						22.40		
Basel	Claraspital	1.00							4.00		
Basel	Kantonsspital		361			2.94		2360		1391	2.39
Bellinzona	Ospedale Regionale	3.40	232			4.26		4.40	6.00		
Bern	Insel	0.40	463		0.74	1.09	0.33	16.15	4.80		
Biel	Klinik Linde	14.46						0.74			
Chur	Kantonsspital	2.04	58			0.89		0.93	12.50		
Frauenfeld	Kantonsspital			0.74				0.61			
Freiburg	Hopital Cantonal	2.00	92	0.44							
Genf	Hopital Cantonal	12.57	264	0.11					2.50		
Genf	La Tour							0.37			
Genf	Beaulieu	1.11		1.04							
La Chaux-de-Fonds	Hôpital	10.20				0.22	0.19	0.37	12.20		
Lausanne	Clinique la Source	1.08									
Lausanne	CHUV	1.30	285	0.30	0.19	0.56	0.07	13.14	12.80		
Liestal	Kantonsspital						0.04	0.74			
Lugano	Civico	6.80									
Luzern	Kantonsspital	0.79						4.22			
Luzern	St. Anna	6.62						0.37	5.00		
Meyrin	La Tour							0.37			
Münsterlingen	Kantonsspital		69			0.19		2.04	11.60		
Schaffhausen	Kantonsspital					2.84		0.19			
Schlieren	Limmattalspital	2.40									
Sion	Hopital Cantonal	5.55	93			4.26		0.19			
Solothurn	Bürgerspital	0.20	65					0.37			
St.Gallen	Kantonsspital		394			0.27	0.09	9.60	4.15		
Winterthur	Kantonsspital	3.52	146					2.88	13.90		
Zürich	USZ	0.80	422			6.15	0.78	4.63			
Zürich	Triemli	4.16	199					7.04	2.37		
Zürich	Waid	2.02							2.38		
Zürich	Dr. Binz	3.50									
Zürich	Klinik Hirslanden							0.56	9.00		
Zollikerberg	Schilddrüsenpraxis	1.42									
Schweiz	gesamt	88.72	3288	2.63	0.93	23.66	1.49	2439	126	1392	2.39

Tab.2Abgabe von ¹³¹I aus Abwasserkontrollanlagen ins Abwasser 2008 in MBq

Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	USB 1)	Osp. Region.	Insel	KS	HC	HUG	CHUV
Jan.	0	275	2	537	0	0	74	25
Feb.	0	188	42	290	22	0	84	5
März	0	233	0	284	16	3	0	4
April	0	349	47	134	2	0	11	0
Mai	0	172	0	318	0	0	215	35
Juni	0	292	2	320	0	1	89	30
Juli	0	309	0	386	9	0	65	28
Aug.	0	255	84	259	0	0	49	54
Sept.	0	409	0	324	1	0	115	0
Okt.	0	326	0	259	0	7	154	6.5
Nov	0	293	102	324	7	0	76	4.9
Dez.	0	336	0	327	3	0	81	4.5
Total 2008	0	3437	279	3762	60	11	1013	196
Total 2007	264	2925	36	2791	70	37	1261	73
Total 2006	286	3055	84	2803	171	26	1864	226

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

Ort	Münsterlingen	Sion	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	0	3	0	27	0	446	0	
Feb.	0	0	1	121	0	185	0	
März	0	0	0	231	0	295	246	
April	0	0	0	0	1	153	156	
Mai	0	2	0	31	2	301	168	
Juni	0	0	0	113	1	149	55	
Juli	0	1	4	61	0	387	187	
Aug.	0	0	0	63	0	258	368	
Sept.	0	1	2	72	0	325	78	
Okt.	0	3	5	18	0	151	16	
Nov	0	0	7	194	0	150	89	
Dez.	0	4	44	95	0	134	158	
Total 2008	0	12	63	1026	4	2935	1521	14.3
Total 2007	24	12	31	2873	24	2797	1758	15.0
Total 2006	5	6	113	4054	84	2772	3005	18.6

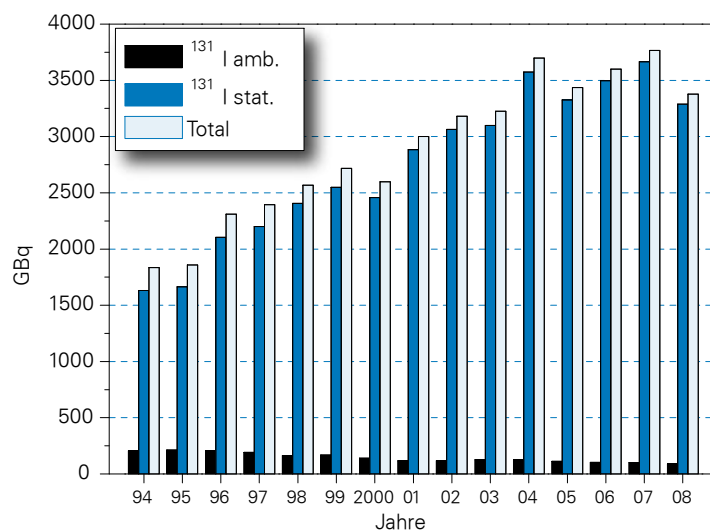


Fig. 1:
Applikation von ¹³¹I zu therapeutischen Zwecken 1994-2008 in GBq

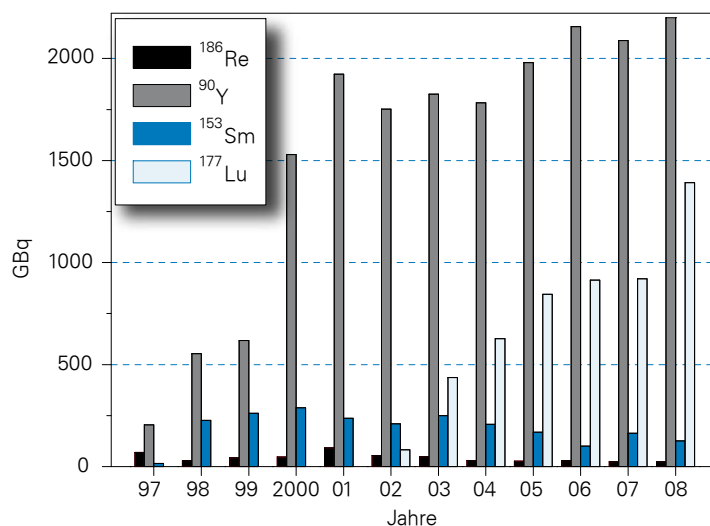


Fig. 2:
Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq

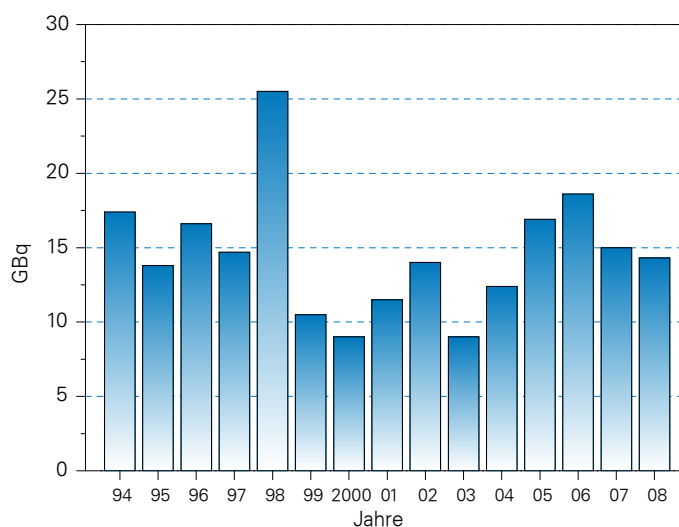


Fig. 3:
Abgabe von ¹³¹I ans Abwasser 1994-2008 in GBq

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008 Résultats 2008

Kapitel 10 RADON

Chapitre 10 RADON

Kapitel 10: RADON	162
Einführung	162
Messung und Kartierung	163
Bauvorschriften	164
Sanierungen	164
Ausbildung von Baufachleuten	164
Radon in der Arbeitswelt	165
Schlussfolgerungen	166
Chapitre 10: RADON	167
Introduction	167
Mesure et cartographie	168
Prescriptions de construction	169
Assainissements	170
Formation des professionnels du bâtiment	170
Communication	170
Le radon dans le monde du travail	171
Conclusion	171

Kapitel 10: RADON

Einführung

Radon in Wohngebäuden ist nach dem Rauchen der zweithäufigste Grund für Lungenkrebs und somit ein bedeutender Risikofaktor für die Gesundheit im Wohnbereich. Die radioaktiven Zerfallsprodukte von Radon, die mit der Luft in einem geschlossenen Raum eingeatmet werden, bewirken eine Bestrahlung des Lungengewebes. Der Bundesrat hat der Radon-Problematik 1994 im Strahlenschutzgesetz (StSG, Art. 24 und 47) und in der Strahlenschutzverordnung (StSV, Art. 110 bis 118a) Rechnung getragen und Massnahmen zur Eindämmung des Gesundheitsrisikos eingeführt, das mit dem Einatmen von Radon im Innern von Gebäuden verbunden ist. Das BAG wurde mit der Durchführung des nationalen Radon-Programms beauftragt. Nach beinahe 15 Jahren scheint es sinnvoll, die Ziele des Radon-Programms in Erinnerung zu rufen, die Zuständigkeiten zu präzisieren und eine Zwischenbilanz zum Stand der Massnahmen zu ziehen, die zur Umsetzung der festgelegten Ziele beschlossen wurden.

Eine der wichtigsten Initiativen des BAG im Jahr 2008 bestand darin, die am Radon-Programm beteiligten Akteure nochmals zu mobilisieren und ihnen die Ziele in Erinnerung zu rufen. Das BAG hat deshalb alle Verantwortlichen der Kantone und der anerkannten Messstellen getroffen, sie auf ihre Zuständigkeiten hingewiesen und die Entwicklung im Radonbereich im Zusammenhang sowohl mit den neuen Empfehlungen der Weltgesundheitsorganisation WHO als auch mit der Harmonisierung in Europa zur Sprache gebracht.

In Erinnerung gerufene Ziele: Im Vollzugskonzept zu den gesetzlichen Bestimmungen sind folgende Hauptziele verankert:

- Reduktion des individuellen Risikos: Bis 2014 sollen alle Wohngebäude, in denen die Konzentration von Radongas über dem Grenzwert von 1'000 Bq/m³ liegt, so saniert werden, dass der Richtwert von 400 Bq/m³ nicht mehr überschritten wird.
- Reduktion des kollektiven Risikos: Dieses Ziel sieht vor, dass in Neubauten die Radonkonzentration nicht über 400 Bq/m³ liegen darf.
- Langfristig (über 2014 hinaus) müssen die Ziele der WHO mit tieferen Referenzwerten erreicht werden.

In Erinnerung gerufene Zuständigkeiten: Damit die Hauptziele des nationalen Radonprogramms realisiert werden können, braucht es ein verantwortungsbewusstes Engagement folgender wichtiger Akteure:

- Der Bund ist verantwortlich für die strategische Führung und die Erarbeitung der Basisdokumentation zu den Massnahmen gegen Radon (www.ch-radon.ch).
- Die Kantone sind verantwortlich für den Vollzug der beiden strategischen Ziele des Bundes. Sie müssen also dafür sorgen, dass bestehende Gebäude, in denen der Grenzwert überschritten wird, saniert und die Konzentration unter den Richtwert gesenkt wird und dass bei Neu- oder Umbauten der Richtwert nicht überschritten wird (die Liste der zuständigen kantonalen Stellen ist unter www.ch-radon.ch, Menu rechts: «Kontakte», erhältlich).

Interventionsgebiete in Erinnerung rufen: Die Strategie zum Erreichen der erwähnten zwei Ziele sieht folgende Massnahmen vor:

- Messung und Kartierung, namentlich in Regionen mit hohen Radonkonzentrationen und mit zu wenig Messungen.
- Die Umsetzung von Bauvorschriften, die darauf abzielen, dass Gebäude in der ganzen Schweiz radonsicher gebaut und umgebaut werden.
- Identifikation und Sanierung von gegen 5'000 Gebäuden, in denen vermutlich der derzeit geltende Grenzwert von 1'000 Bq/m³ überschritten wird.

- Umsetzung eines Ausbildungsrahmens, der sicherstellt, dass genügend Baufachleute ausgebildet werden, die bei der Sanierung und beim Bau gesetzeskonformer Gebäude herangezogen werden können.
- Informationen zur Radonproblematik für alle Mieter und Eigentümer von Liegenschaften, die diese dazu motivieren, Messungen und Sanierungen vorzunehmen.

Die folgenden Abschnitte geben einen Überblick über den aktuellen Stand in den erwähnten Bereichen.

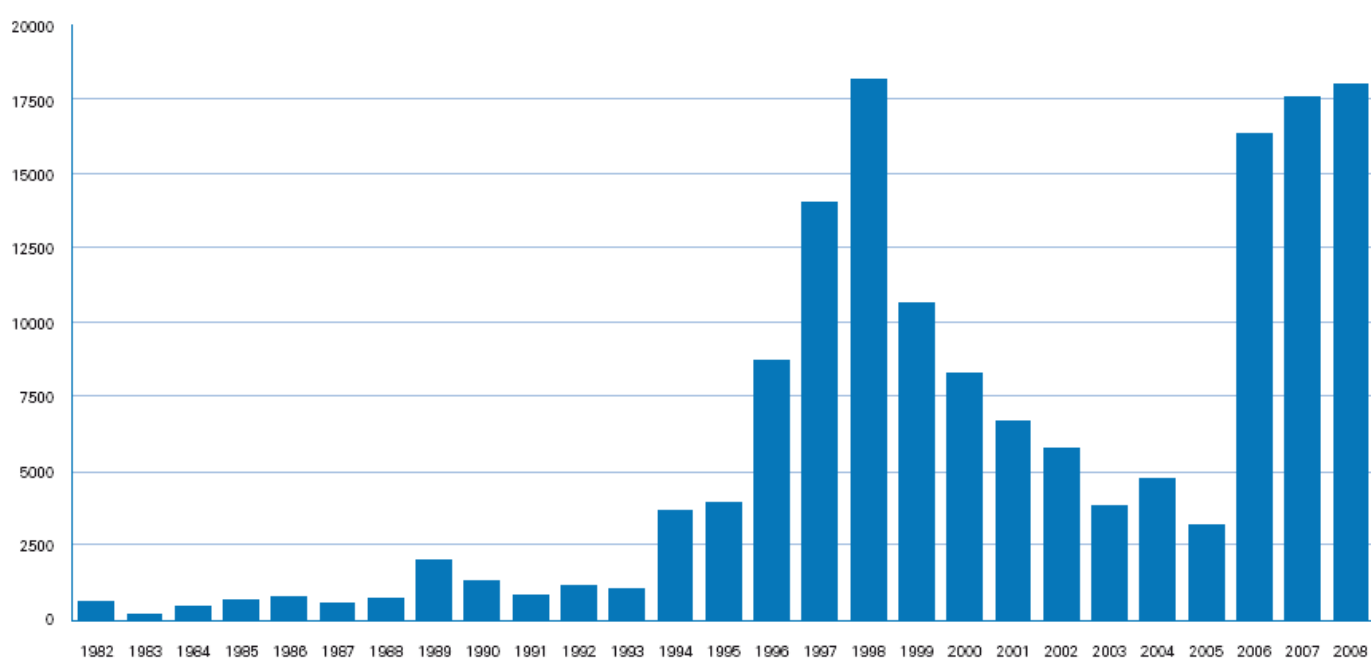
Messung und Kartierung

Seit mehr als zwanzig Jahren führt das BAG in Zusammenarbeit mit den kantonalen Verantwortlichen für Radon in der ganzen Schweiz Messkampagnen durch. Figur 1 zeigt die jährliche Zahl der Radonmessungen, die seit 1982 durchgeführt wurden. Die Erstellung des Radonkatasters wurde gemäss StSV 2004 termingerecht abgeschlossen. In diesem Kataster wird die Einteilung für das Radonrisiko festgelegt und insbesondere bestimmt, wo sich die Zonen mit hohem Radonpotenzial befinden. Die Radonkarte basiert auf einer von den Kantonen gemäss BAG-Empfehlungen erstellten Einteilung. Alle Schweizer Gemeinden sind eingeteilt. Das Radonrisiko einer Gemeinde kann allerdings geändert werden, wenn die Messprobe für den Kataster nicht repräsentativ war und dies zu einer falschen Risikoeinschätzung führte.

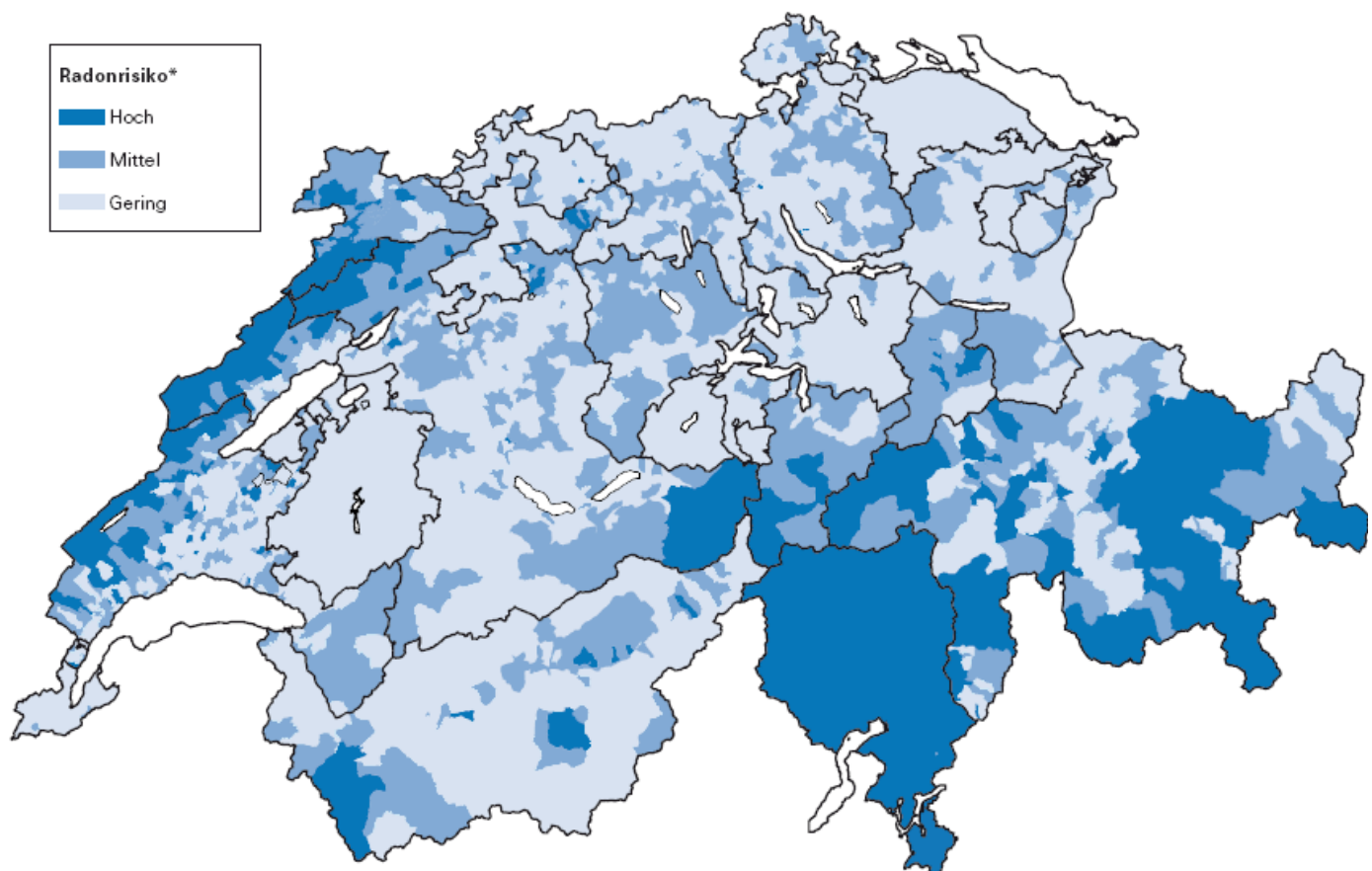
Als Gemeinden mit hohem Radonrisiko gelten solche in einer Region mit erhöhten Radonwerten im Sinne der StSV. Aus der Radonkarte (Figur 2) geht hervor, dass grössere Zonen mit erhöhten Radonkonzentrationen vorhanden sind, vor allem in den Alpen und im Jura. Aber auch im Mittelland gibt es einzelne Regionen mit erhöhten Radonkonzentrationen.

Gemäss Strategie des Radonprogramms Schweiz werden systematische Messkampagnen in erster Linie in Gemeinden mit hohem Risiko und in zweiter Linie in Gemeinden mit mittlerem Risiko empfohlen. Die schweizerische Radondatenbank enthält derzeit Angaben zu rund 111'000 Gebäuden; 95'000 davon sind Wohngebäude. All diese Messungen werden von anerkannten Messstellen durchgeführt, die auf folgender Liste aufgeführt sind: www.ch-radon.ch (Menu rechts).

Das Bundesamt für Metrologie (METAS) hat eine neue Verordnung für Radonmessgeräte erarbeitet, die am 1. Juli 2009 in Kraft treten wird. Die Verordnung wird die beiden geltenden Weisungen ersetzen. Im Herbst 2008 wurden vom Paul Scherrer Institut PSI Vergleichsmessungen organisiert. Für die Messstellen gilt ein Fehlerintervall von $\pm 20\%$ für die Abweichung gegenüber dem Referenzwert und für die Streuung. Es wurde eine Exposition von rund 150 kBq/m³ gewählt, um sicherzustellen, dass alle Dosimeter die Anforderungen der Radonmessmittelverordnung der METAS erfüllen. In dieser Verordnung wird nämlich ein minimaler Detektionswert von 50 kBq/m³ festgelegt. Die Dosimeter wurden während zwei Wochen



Figur 1:
Anzahl Messungen pro Jahr



* Bemerkung: In einigen Gemeinden wird das Radonrisiko aufgrund ungenügender Messungen geschätzt, siehe in der «Suchmaschine nach Gemeinde» auf www.ch-radon.ch.

Figur 2:
Radonkarte der Schweiz. Stand März 2009; GG25 ©Swisstopo

Es ist ausserdem überall in der Schweiz darauf zu achten, dass die Massnahmen zur Verbesserung der Energiebilanz (zum Beispiel bessere Gebäudeisolierungen oder der Einsatz von Erdwärme) die Qualität der Luft in Innenräumen nicht beeinträchtigen und insbesondere keine Kamineffekte entstehen, durch die Radon ins Haus gesaugt wird. Aus diesem Grund hat das BAG seine Bedenken eingebracht und vorgeschlagen, das Thema Radon in das nationale Programm zur energetischen Gebäudesanierung aufzunehmen. Die Radonproblematik sollte mit Vorteil in den umfassenderen Überlegungen zur Belastung von Innenräumen durch Schadstoffe (Kohlenmonoxid, Blei, Asbest, Legionellen usw.) berücksichtigt werden. Dieser ganzheitliche Ansatz soll dazu beitragen, dass die am besten geeigneten Bauverfahren gewählt und bei gleichzeitig guter Energieeffizienz Schadstoffe im Wohnbereich vermieden werden.

Ausbildung von Baufachleuten

Die Ausbildung von Baufachleuten gehört zu den vordringlichen Aufgaben des Radonprogramms. Das BAG verfolgt dabei 3 Stossrichtungen:

- Grundausbildung in den Bauberufen: Das BAG hat mit der Hochschule für Technik und Architektur Freiburg (HTA) einen Ansatz entwickelt, mit dem die Radonproblematik in die Grundausbildung der Studiengänge Architektur und Tiefbau in der Westund Deutschschweiz integriert werden soll. Im Tessin nimmt die Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana (SUPSI) als Kompetenzzentrum für Radon diese Aufgabe bereits heute wahr.

- Weiterbildung an den Hochschulen: Das BAG hat eine positive Antwort der ETHL erhalten, die ebenfalls der Ansicht ist, dass das Thema Radon Bestandteil der Weiterbildung von Baufachleuten werden sollte. Bei der ETHZ steht die Frage noch offen. Im Tessin bietet die Accademia di architettura di Mendrisio bereits eine solche Weiterbildung an.
- Ausbildung von Radonberatern: Das Radonprogramm Schweiz befindet sich derzeit in der Phase der Sanierungen. Deshalb werden genügend Baufachleute benötigt, die mit der Problematik vertraut sind. Ziel dieser Ausbildungskurse ist der Transfer des vom BAG zum Bauen und Sanieren gesammelten Know-hows in die Privatwirtschaft. Mittelfristig wird angestrebt, diese Aufgabe vollständig den Radonsachverständigen zu übertragen, wie dies im Tessin bereits der Fall ist. In der gegenwärtigen Übergangsphase leistet das BAG die für den Erfolg dieser Strategie erforderliche Unterstützung. 2008 fanden in Neuenburg und in Chur zwei Kurse statt. Somit stehen gegen 120 Berater zur Verfügung, gleichmässig verteilt auf die drei Sprachregionen. Bei den Gesprächen mit den Deutschschweizer Kantonen wurde das BAG gebeten, für 2009 einen zusätzlichen Kurs zu organisieren. Die SUPSI wiederum hat für das nächste Jahr im Tessin ebenfalls einen solchen Kurs geplant. Wie wirksam die Tätigkeit der Berater ist, wird sich bei der Realisation der Sanierungen zeigen. Die Listen mit den Radonberatern sind auf den Internetseiten der betreffenden Schulen abrufbar (SUPSI, HTA Freiburg, HTW Chur), sowie auch auf der Internetseite des BAG, wie bereits im vorangehenden Abschnitt «Sanierungen» erwähnt.

Kommunikation

Das BAG organisiert jedes Jahr Medienkampagnen zur Sensibilisierung der Bevölkerung. Die Botschaft ist klar: Radon im Wohnbereich ist gefährlich, es kann und muss reduziert werden. Die Broschüre «Radon: Informationen zu einem strahlenden Thema» wurde neu aufgelegt. Die Broschüre richtet sich an die Bevölkerung und liefert allgemeine Informationen zu Radon. Die Publikation kann beim Bundesamt für Bauten und Logistik bestellt werden, mit Angabe von Titel, Artikelnummer (311.341) und gewünschter Sprache (französisch, deutsch oder italienisch), unter www.bbl.admin.ch, verkauf.zivil@bbl.admin.ch, Tel. 031 325 50 50. Sie kann auch von der BAG-Internetseite heruntergeladen werden: www.ch-radon.ch, Menu «Dokumentation». Weitere Broschüren, die zum Beispiel rechtliche Fragen oder das Thema Neubauten behandeln, sind ebenfalls unter dieser Adresse zu finden.

1995 wurde kurz nach dem Inkrafttreten der StSV eine Studie durchgeführt, um in Erfahrung zu bringen, wie gut die Schweizer Bevölkerung über das Thema Radon informiert ist. Diese Befragung ergab, dass 31.5% der Schweizer Bevölkerung schon von Radon gehört hatten. Eine zweite

Studie auf der Grundlage derselben Methode wurde vom BAG 2008 in Auftrag gegeben. Es werden damit folgende Ziele verfolgt:

- In Erfahrung bringen, wie gut die Schweizer Bevölkerung heute über das Thema Radon informiert ist.
- Die Anstrengungen aufgrund der Informationskampagnen des BAG quantifizieren, vor allem in Zonen mit erhöhtem Risiko.
- Dem BAG Anhaltspunkte liefern, die eine wirksame Kommunikation ermöglichen.

Die Ergebnisse dieser Analyse werden im Jahresbericht 2009 veröffentlicht.

Radon in der Arbeitswelt

Auf das Problem von Radon im Arbeitsbereich wurde im Jahresbericht 2007 detailliert eingegangen. Die Suva bearbeitet alle Anfragen und führt Inspektionen in zahlreichen Unternehmen mit erhöhtem Radonrisiko durch, zum Beispiel in Uhrenwerkstätten, Wasserreservoirs, Lagern für Mineralien mit Spuren natürlicher Radionuklide, Wasserkraftwerken oder in Branchen, in denen in Kellern und Höhlen gearbeitet wird. Ein erhöhtes Radonrisiko lässt sich durch geeignete Massnahmen reduzieren, etwa durch eine zeitliche Beschränkung des Aufenthalts in Bereichen mit besonders hohen Konzentrationen. Die bisher getroffenen Massnahmen haben gezeigt, dass die Radonkonzentrationen im Allgemeinen deutlich unter dem aktuell geltenden Grenzwert von durchschnittlich 3'000 Bq/m³ pro Monatsumsatz an einer Arbeitsstelle liegen. Die Suva hat 2008 erneut Analysen zu den Risiken im Zusammenhang mit Radon im Arbeitsbereich unterstützt oder selber durchgeführt, namentlich im Tessin.

Schlussfolgerungen

Die Erkenntnisse und Erfahrungen des BAG im Bereich der Radonbekämpfung haben dazu beigetragen, dass den Kantonen wertvolle Informationen zur Verfügung stehen, auf deren Grundlage sie Massnahmen treffen können.

Die Stärken des nationalen Radonprogramms sind:

- solide rechtliche Grundlage und klares Sanierungskriterium (Grenzwert von 1'000 Bq/m³);
- starke Mobilisierung der Kantone;
- hohe Qualität der Radonmessungen (anerkannte Messstellen);
- grosse Zahl von Messungen in allen Regionen, was einen guten Gesamteindruck vermittelt;
- Radondatenbank, die dem Monitoring-Programm angepasst ist;
- Zuständigkeit für bauliche Präventions- und Sanierungsmassnahmen;
- geeignete Weiterbildungsstrategie (namentlich in Regionen mit erhöhten Konzentrationen).

Im Rahmen ihrer Beteiligung an den Arbeiten der WHO und im Sinne der weiter entwickelten internationalen Empfehlungen, namentlich in der Europäischen Union, ist sich das BAG jedoch bewusst, dass die Massnahmen zur Eindämmung des Radon-Risikos in Wohnräumen auch nach 20 Jahren fortgeführt werden müssen.

Chapitre 10: RADON

Introduction

Deuxième cause de cancer du poumon après le tabac, le radon présent dans les habitations représente par conséquent un facteur de risque significatif pour la santé. Les produits de désintégration du radon, inhalés dans l'air d'une pièce fermée, produisent un rayonnement sur le tissu pulmonaire. Le Conseil fédéral a pris en considération la problématique du radon dès 1994 dans la loi sur la radioprotection (LRaP, art. 24 et 47) et dans l'ordonnance sur la radioprotection (ORaP, art. 110 à 118a) et a entamé une série de mesures destinées à maîtriser le risque sanitaire lié à l'inhalation du radon à l'intérieur des habitations. L'OFSP avait été mandaté à l'époque pour l'exécution du programme national sur le radon. Près de 15 ans plus tard, il paraît judicieux de rappeler les objectifs du programme, de préciser les responsabilités et de faire un bilan provisoire sur l'état des mesures qui ont été prises en vue de mettre en place les objectifs fixés.

L'une des principales initiatives prises par l'OFSP en 2008 a été de mobiliser à nouveau les acteurs participant au programme radon et de leur rappeler les objectifs qui ont été fixés. L'OFSP a donc rencontré tous les responsables des cantons et des services de mesures agréés, leur rappelant leurs responsabilités, et a mené des discussions sur les développements qu'il est possible d'observer dans le domaine du radon, tant en relation avec les nouvelles recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) qu'avec les travaux d'harmonisation effectués en Europe.

Les objectifs rappelés étaient: Les objectifs principaux ancrés dans l'exécution du concept selon les dispositions légales sont au nombre de deux :

- Réduction du risque individuel: d'ici à 2014, toutes les habitations dans lesquelles la concentration de gaz radon dépasse la valeur limite de 1'000 Bq/m³ doivent être assainies de façon à ne plus dépasser la valeur directrice de 400 Bq/m³.
- Réduction du risque collectif: cet objectif prévoit que dans les nouveaux bâtiments, la concentration en radon ne dépasse pas 400 Bq/m³.
- A long terme (au-delà de 2014), les objectifs de l'OMS doivent être remplis avec des valeurs de référence inférieures.

Les responsabilités rappelées étaient: Afin de pouvoir réaliser les objectifs principaux du programme national sur le radon, il est indispensable de pouvoir compter sur l'engagement responsable des acteurs majeurs suivants:

- La Confédération est responsable de la conduite stratégique et de l'élaboration de la documentation de base concernant les mesures prises contre le radon (www.ch-radon.ch).
- Les cantons sont responsables de l'exécution des deux objectifs stratégiques de la Confédération. Ils doivent s'assurer que les bâtiments existants où la valeur limite est dépassée ont été assainis, que la concentration a été abaissée sous la valeur directrice et que la valeur directrice n'a pas été dépassée pour les constructions et les transformations de bâtiments (la liste des responsables cantonaux est disponible sur www.ch-radon.ch, lien « Contacts » dans le menu à droite).

Domaines d'intervention à rappeler : La stratégie élaborée pour atteindre les deux objectifs énoncés prévoit les mesures suivantes :

- Mesures et cartographie, notamment dans les régions présentant de fortes concentrations en radon ou n'ayant pas fait l'objet de mesures suffisantes.
- Mise en place de prescriptions de construction, qui visent à ce que les bâtiments en Suisse soient construits et transformés d'une manière résistante au radon.

- Identification et assainissement de quelque 5'000 immeubles, dans lesquels la valeur limite actuelle de 1'000 Bq/m³ est vraisemblablement dépassée.
- Mise en place d'un cadre de formation qui garantit qu'un nombre suffisant de professionnels du bâtiment soit formé à l'assainissement et à la construction d'immeubles effectués en conformité avec la loi.
- Diffusion d'informations sur la problématique du radon à tous les locataires et propriétaires d'immeubles, afin de les inciter à prendre des mesures et à pratiquer des assainissements.

Les sections suivantes donnent un aperçu de la situation actuelle dans les domaines énoncés.

Mesure et cartographie

Depuis plus d'une vingtaine d'années, l'OFSP effectue des campagnes de mesures dans toute la Suisse en collaboration avec les responsables cantonaux concernant le radon. La figure 1 indique le nombre de mesures de concentrations de radon effectuées chaque année depuis 1982.

La carte du cadastre concernant le radon a été finalisée en 2004, dans le respect du délai fixé dans l'ordonnance sur la radioprotection. Ce cadastre fixe définitivement la répar-

tition des risques liés au radon et précise en particulier où se situent les zones présentant un fort risque de présence de radon. La carte du radon se fonde sur une répartition établie par les cantons, suivant les recommandations de l'OFSP. Toutes les communes suisses sont répertoriées. Les risques liés au radon dans une commune peuvent néanmoins être modifiés si l'échantillon de mesures du cadastre n'était pas représentatif et qu'il a par conséquent entraîné une évaluation erronée des risques.

Les communes présentant un risque en radon élevé correspondent aux régions à concentrations accrues de radon, au sens de l'ordonnance sur la radioprotection. La carte du radon (fig. 2) met en évidence d'importantes zones à concentrations accrues de radon, principalement dans les Alpes et le Jura. Il existe également sur le Plateau des régions isolées à concentrations accrues de radon.

Selon la stratégie du programme national sur le radon, des campagnes de mesures systématiques sont recommandées en premier lieu dans les communes présentant un risque élevé, puis dans les communes présentant un risque moyen. La banque de données du radon contient actuellement des informations sur 111'000 bâtiments environ, dont 95'000 immeubles d'habitation. Toutes ces mesures sont assurées par des services de mesure agréés, figurant sur la liste disponible ici : www.ch-radon.ch (menu à droite).

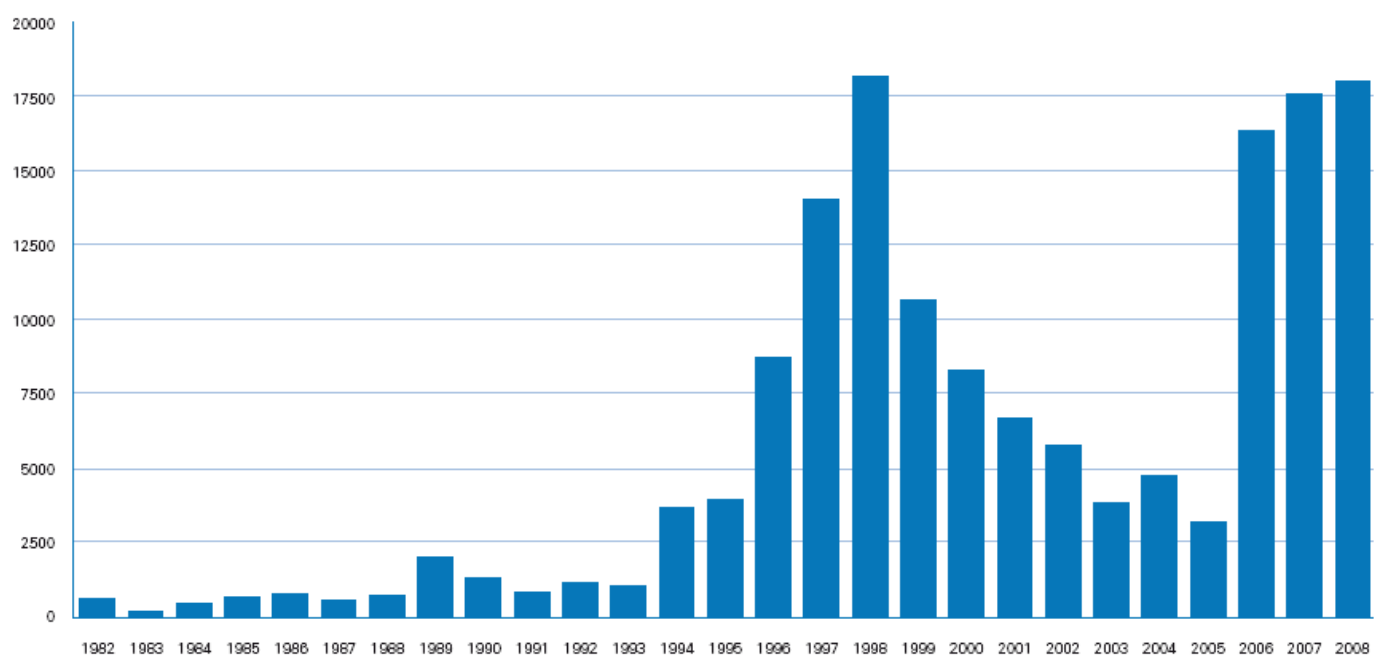
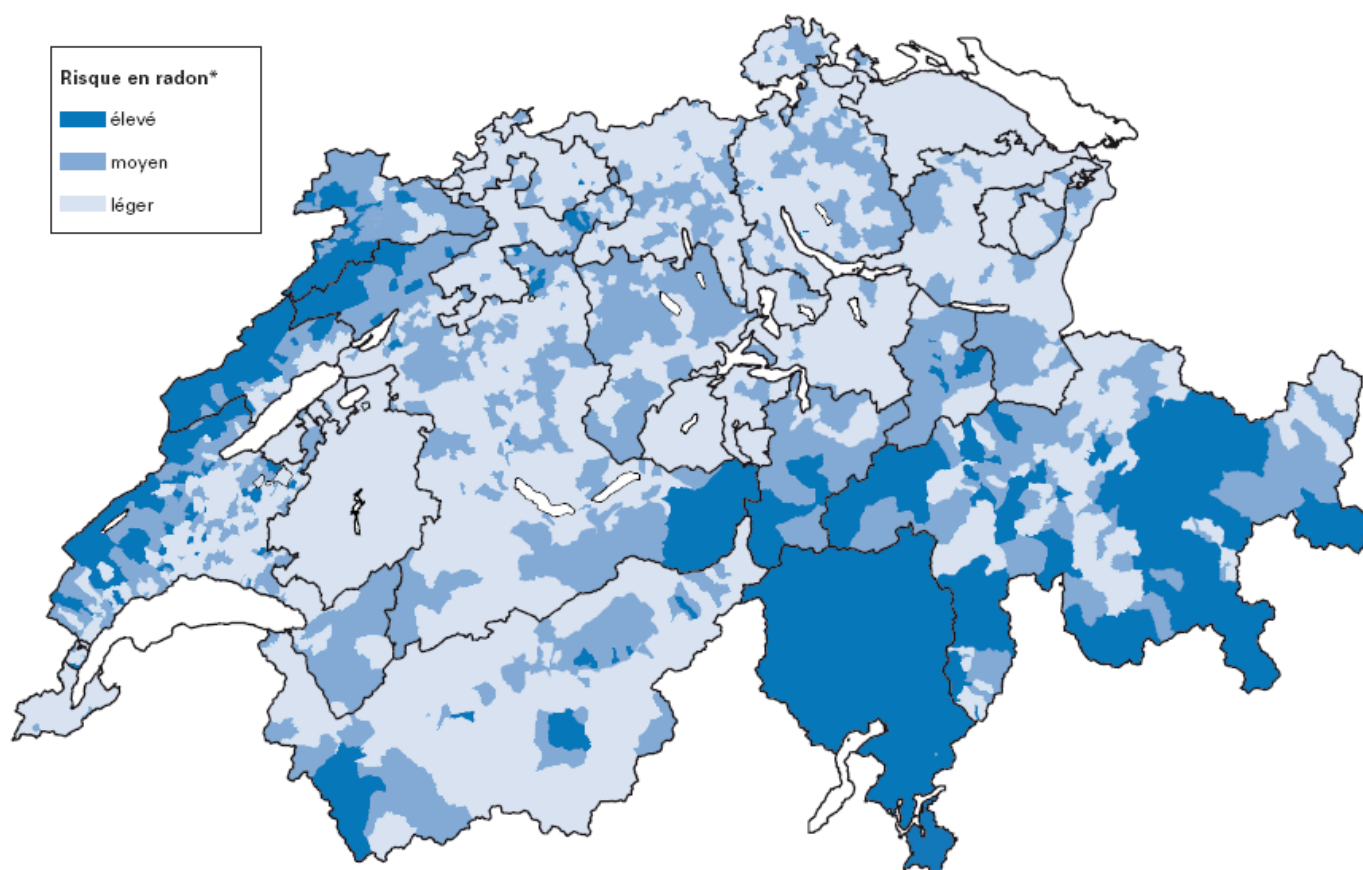


Figure 1:
Nombre de mesures par an



* Remarque : Dans quelques municipalités le risque de radon est estimé sur la base des mesures insuffisantes, voir dans « le moteur de recherche après municipalité » www.ch-radon.ch.

Figur 2:

Carte du radon en Suisse, Etat mars2009; GG25 ©Swisstopo

L'Office fédéral de la métrologie (METAS) a élaboré une nouvelle ordonnance qui entrera en vigueur le 1er juillet 2009. Elle remplacera les deux directives actuellement en vigueur.

Des mesures d'intercomparaison ont été organisées par l'Institut Paul Scherrer (IPS) en automne 2008. Pour les services de mesures, une marge d'erreur de $\pm 20\%$ est tolérée sur l'écart par rapport à la valeur de référence et sur la dispersion. Une exposition d'environ 150 kBq/h/m^3 a été choisie, afin de s'assurer que tous les dosimètres remplissaient les exigences de l'ordonnance sur les instruments de mesure de radon du METAS. Cette ordonnance précise même une valeur de détection minimale de 50 kBq/h/m^3 . Les dosimètres ont été exposés au radon dans une chambre pendant deux semaines. Après analyse, la plupart des services de mesures qui utilisaient des dosimètres à électret dépassaient la marge d'erreur tolérée. Une réunion avec les services de mesures concernés est prévue en mars 2009, afin de résoudre ce problème.

Prescriptions de construction

La mise en place des prescriptions de construction, qui est du ressort des cantons, doit viser à ce qu'en Suisse, toutes les nouvelles constructions et transformations soient protégées contre le radon. C'est dans ce contexte que l'OFSP a remis une recommandation aux cantons, qui a été intégrée aux autorisations de construire. Cette mesure d'importance est destinée à empêcher que dans les nouvelles constructions ou transformations et/ou rénovations, les concentrations en radon dépassent la valeur directrice de 400 Bq/m^3 . Rappelons ici que les frais de prévention pour les nouvelles constructions sont peu élevés. Dans ce cadre, l'OFSP a proposé à tous les cantons de contrôler par sondage, en conformité avec l'art. 114, al. 2, ORaP, si la valeur directrice de 400 Bq/m^3 est respectée dans les nouveaux bâtiments.

L'OFSP a également proposé l'ajout d'un chapitre sur le radon dans le cadre de la révision de la norme SIA 180. Il faut en outre veiller partout en Suisse à ce que les mesures prises en vue d'améliorer le bilan énergétique (p. ex., une meilleure isolation des bâtiments ou l'usage de géothermie) ne nuisent pas à la qualité de l'air dans les pièces et en particulier qu'aucun effet de cheminée ne survienne, qui aspirerait le radon dans les bâtiments. C'est la raison pour laquelle l'OFSP a émis certaines réserves et proposé d'introduire la thématique du radon dans le programme national d'assainissement des bâtiments. Il serait préférable d'introduire la problématique du radon dans des réflexions plus globales portant sur la charge des substances nocives (monoxyde de carbone, plomb, amiante, légionellose, etc.) dans les locaux. Cette approche globale doit contribuer à choisir la méthode de construction la plus adaptée et à réduire la présence de substances nocives dans les habitations, tout en se montrant efficace d'un point de vue énergétique.

Assainissements

Grâce à des campagnes de mesures systématiques, près de 400 nouveaux dépassements de la valeur limite ont pu être constatés l'hiver dernier, portant ainsi à plus de 2'200 le nombre de bâtiments dépassant la valeur limite en Suisse. Environ 1'000 nouveaux franchissements de la valeur directrice ont par ailleurs été dénombrés, le nombre total de bâtiments dépassant la valeur directrice s'élevant ainsi à environ 6'000.

Selon l'art. 116, al. 2, ORaP, les cantons fixent les délais dans lesquels les travaux d'assainissement doivent être effectués, en fonction de l'urgence du cas considéré et des aspects économiques. Des consultants en radon ont été formés pour conseiller les propriétaires sur les mesures à prendre dans leurs bâtiments. Des listes de contacts dans les trois régions linguistiques sont disponibles sous : www.ch-radon.ch, lien « Contacts ». Le guide technique, traitant des méthodes de construction du point de vue de la prévention et de l'assainissement, peut être téléchargé depuis le site Internet de l'OFSP : www.ch-radon.ch, lien « Documentation ».

A moyen terme, on devrait arriver à ce qu'un propriétaire ne puisse pas vendre son bien si l'acquéreur n'a pas de garantie officielle lui certifiant que l'habitation est saine du point de vue du radon.

Formation des professionnels du bâtiment

La formation des professionnels du bâtiment fait partie des tâches prioritaires du programme portant sur le radon. L'action de l'OFSP s'articule sur 3 fronts :

- Formation de base des métiers du bâtiment : L'OFSP a initié une démarche avec l'École d'Ingénieurs de Fribourg (EIF) visant à inclure le radon dans la formation de base des filières d'architectes et de génie civil en Suisse romande et en Suisse alémanique. Pour le Tessin, la SUPSI remplit déjà ce rôle en tant que centre de compétence pour le radon.
- Formation continue dans les hautes écoles : L'OFSP a reçu une réponse positive de l'EPFL, qui reconnaît la nécessité d'intégrer le radon dans le cadre de la formation continue des professionnels du bâtiment. L'OFSP attend encore la réponse de l'EPFZ. Pour le Tessin, l'Accademia di architettura propose d'ores et déjà une formation continue dans ce domaine.
- Formation des consultants en radon : Le programme national portant sur le radon se situe actuellement dans la phase des assainissements, qui requiert un nombre suffisant de professionnels du bâtiment au fait de la problématique. L'objectif de ces cours de formation est de transmettre l'expérience acquise par l'OFSP à l'économie privée, dans les domaines de la construction et de l'assainissement. A moyen terme, il est en effet prévu de déléguer entièrement ces tâches aux consultants en radon, à l'instar de ce qui se fait déjà au Tessin. Dans cette phase transitoire, l'OFSP apporte le soutien nécessaire au succès de cette stratégie. Deux cours ont eu lieu en 2008, l'un à Coire et l'autre à Neuchâtel. On dispose ainsi de près de 120 consultants répartis de manière égale dans les trois régions linguistiques. Au cours de la discussion avec les cantons alémaniques, la demande a été faite à l'OFSP d'organiser un cours supplémentaire en 2009. De son côté, la SUPSI prévoit elle aussi la tenue d'un tel cours l'année prochaine au Tessin. L'efficacité de l'action des consultants sera démontrée lors de la réalisation des assainissements. Les listes des consultants en radon sont disponibles sur les sites Internet des écoles respectives (SUPSI, EIF, HTW Chur) ainsi que sur celui de l'OFSP, comme déjà mentionné au paragraphe « Assainissements » ci-dessus.

Communication

L'OFSP organise chaque année des actions médiatiques en vue de sensibiliser la population. Le message est clair : le radon dans l'habitat est dangereux, nous pouvons et devons le réduire. La brochure « Radon : Informations sur un thème rayonnant » a été rééditée. Destinée à un large public, elle délivre des informations générales sur le radon.

Cette publication peut être commandée auprès de l'Office fédéral des constructions et de la logistique en précisant le titre, le numéro d'article (311.341) et la langue souhaitée, à savoir le français, l'allemand ou l'italien (www.bbl.admin.ch, verkauf.zivil@bbl.admin.ch, 031 325 50 50).

Elle peut également être téléchargée depuis le site Internet de l'OFSP : www.ch-radon.ch, lien « Documentation ». D'autres brochures, traitant par exemple des questions juridiques ou du thème des bâtiments neufs, sont disponibles, également à cette adresse.

Une étude a été réalisée en 1995, peu après l'entrée en vigueur de l'ORaP, afin de connaître le niveau de connaissance des suisses sur le thème du radon. Les résultats de cette étude ont montré que 31.5% de la population suisse avait déjà entendu parler du radon. Une deuxième étude, basée sur la même méthodologie, a été mandatée par l'OFSP en 2008. Les objectifs de cette étude sont les suivants :

- Connaître le niveau de connaissance actuel de la population suisse au sujet du radon.
- Quantifier les efforts effectués à partir des campagnes d'information de l'OFSP, surtout dans les zones à risque élevé.
- fournir des indicateurs à l'OFSP permettant des actions de communication efficaces.

Les résultats de cette analyse seront publiés dans le rapport annuel de 2009.

Le radon dans le monde du travail

La problématique du radon dans le monde du travail a été exposée en détail dans le rapport annuel de 2007. La Suva traite toutes les demandes et inspecte de nombreuses entreprises présentant un risque lié au radon, par exemple les ateliers horlogers, les réservoirs d'eau, les lieux de stockage de substances minérales présentant des traces de radionucléides naturels, les centrales hydrauliques ou encore les secteurs d'activité où le travail est effectué dans des caves ou des cavernes. Les risques accrus liés au radon peuvent être réduits par la prise de mesures appropriées, comme la limitation du temps de séjour dans les zones présentant des concentrations particulièrement élevées. Les mesures effectuées jusqu'ici ont montré des concentrations en radon situées généralement nettement en-dessous de la valeur limite actuellement en vigueur de 3'000 Bq/m³ en moyenne par horaire mensuel de travail. La Suva a continué en 2008 à soutenir ou à effectuer elle-même des analyses de risques liés au radon dans le monde du travail en particulier au Tessin.

Conclusion

Les connaissances et l'expérience acquises par l'OFSP en matière de lutte contre le radon ont contribué à fournir aux cantons des informations précieuses pour conduire leur action.

Les forces du programme national suisse sur le radon sont les suivantes :

- bases légales solides et clarté du critère d'assainissement (limite de 1'000 Bq/m³) ;
- importante mobilisation des cantons ;
- qualité de la métrologie du radon (services de mesures agréés) ;
- grand nombre de mesures effectuées dans toutes les régions permettant à une bonne vue d'ensemble ;
- banque de données du radon adaptée au monitoring du programme ;
- compétence en mesures de construction préventives et d'assainissement ;
- stratégie de formation adaptée (en particulier dans les régions à concentrations accrues).

Dans le cadre de sa participation aux travaux de l'OMS et suivant l'évolution des recommandations internationales, en particulier celles de l'Union européenne, l'OFSP est cependant conscient que l'action concernant la maîtrise du risque lié au radon dans l'habitat devrait être poursuivie après la fin du programme national 1994–2014.

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement
et doses de rayonnements en Suisse

Ergebnisse 2008
Résultats 2008

Anhänge
Annexes

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	Dr. C. Murith, M. Gruson
BAG FANM	Forschungsanlagen und Nuklearmedizin, Bundesamt für Gesundheit	Bern	Dr. N. Stritt, R. Linder
BAG URA	Umweltradioaktivität, Bundesamt für Gesundheit	Bern	Dr. S. Estier, Dr. Ph. Steinmann, Prof. Dr. H. Völkle, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, Dr. M. Jungck, M. Müller.
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	Freiburg im Breisgau/D	Dr. H. Sartorius, Dr. C. Schlosser und S. Schmid
BAFU	Abteilung Hydrogeologie, Bundesamt für Umwelt	Bern	Dr. Marc Schürch, Dr. Ronal Kozel
CERN	CERN, Safety Commission	Genève	Dr. P. Vojtyla, D. Wittekind
CHYN	Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel	Neuchâtel	Dr. H. Surbeck
EAWAG	Gruppe für Radioaktive Tracer Abt. SURF der EAWAG	Dübendorf	Prof. Dr. J. Beer, I. Brunner, M. Fujak
ENSI (ab 1.01.09) HSK	Eidgenössisches Nuklearsicherheitsin- spektorat	Villigen/AG	Dr. G. Piller, Dr. F. Cartier, Dr. A. Leupin, B. Bucher, Dr. J. Löhle, M. Schibli, Dr. G. Schwarz, R. Sardella
ETHZ	Institut für Geophysik ETHZ	Zürich	Prof. Dr. L. Rybach
HUG	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy, K. Jeandet
IFAF	Institut F.-A- Forel	Versoir	W. Widli, J. Dominik, J.-L. Loizeau
IRA	Institut universitaire de Radiophysique Appliquée	Lausanne	Prof. Dr. F. Bochud, Dr. P. Froidevaux, J. Corcho, F. Barraud,
LS	LABOR SPIEZ, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	Dr. M. Burger, Dr. St. Rölli, F. Byrde, R. Holzer, H. Sahli, M. Astner,
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden-Württemberg	Karlsruhe/ D	A. Neu
NAZ	Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Zürich	Dr. A. Leonardi, C. Danzi
PSI	Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut	Villigen/AG	Ch. Wernli, M. Boschung, Dr. J. Eikenberg, Dr. Ch. Schuler, J. Hitz, G. Butterweck, R. Habegger
Suva	Bereich Physik, Abt. Arbeitssicherheit	Luzern	Dr. M. Hammans, R. Grunder, F. Danini
Uni-BE	Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umwelphysik, Universität	Bern	Prof. Th. Stocker, Prof. Dr. H. Loosli, R. Fischer, M. Möll, Dr. R. Purtschert, U. Schotterer, H. Bürki, V. Oberteuffer

2. Kantonale Laboratorien - Laboratoires cantonaux

AG	Dr. Peter Grütter, C. Bajo	Amt für Verbraucherschutz Obere Vorstadt 14, 5000 Aarau
BE	Dr. Otmar Deflorin, M. Nyfeler	Kantonales Laboratorium Muesmattstr. 19, 3000 Bern
BL	Dr. Peter Wenk	Kantonales Laboratorium Hammerstrasse 25, 4410 Liestal
BS	PD Dr. Philipp Hübner, M Zehringer	Kantonales Laboratorium Kannenfeldstr. 2, Postfach, 4012 Basel
FR	Dr. Jean-Marie Pasquier	Laboratoire Cantonal 15, ch. du Musée, 1700 Fribourg
GE	P. Edder	Service de la consommation et des affaires vétérinaires, Quai Ernest-Ansermet 22 Case postale 76, 1211 Genève 4 Plainpalais
GR	Matthias Beckmann, M. Baumann	Amt für Lebensmittelsicherheit und Tiergesundheit Bereich Lebensmittelsicherheit Planaterrastrasse 11, 7001 Chur
JU	Dr. Claude Ramseier	Laboratoire Cantonal Fbg des Capucins 20, CP 272, 2800 Delémont 1
LU	D. Imhof, Th. Kaufmann	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle und Verbraucherschutz Vonmattstr. 16, Postfach, 6002 Luzern
NE	Dr. Marc Treboux	Service de la consommation Rue Jehanne-de-Hochberg 5, 2001 Neuchâtel
SG	Dr. Pius Kölbener	Kantonales Amt für Lebensmittelkontrolle Blarerstr. 2, 9001 St. Gallen
AR / AI / GL / SH	Dr. Kurt Seiler	Amt für Lebensmittelkontrolle der Kantone AR AI GL SH Mühltentalstr. 184, Postfach 786, 8201 Schaffhausen
SO	Martin Kohler	Kantonale Lebensmittelkontrolle Greibenhof, Werkhofstr. 5, 4509 Solothurn
TG	Dr. Christoph Spinner	Kantonales Laboratorium Spannerstr. 20, 8510 Frauenfeld
TI	Dr. Marco Jermini, N. Soclà	Laboratorio Cantonale Via Mirasole 22, 6500 Bellinzona
NW / OW / SZ / UR	Dr. Daniel Andrey	Laboratorium der Urkantone Postfach 363, 6440 Brunnen
VD	Dr. Bernard Klein	Service de la consommation et des affaires vétérinaires 155, ch. des Boveresses, 1066 Epalinges
VS	Dr. Célestin Thétaz	Laboratoire Cantonal Rue Pré-d'Amédée 2, 1950 Sion
ZG	Werner Ettel	Amt für Lebensmittelkontrolle Postfach 262, 6312 Steinhausen
ZH	Dr. Rolf Etter	Kantonales Labor Postfach, 8032 Zürich
LI	Dr. Peter Malin	Amt für Lebensmittelkontrolle Postplatz 2, Postfach 37, FL-9494 Schaan

3(D). 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 absorbierte Dosis ist die von ionisierender Strahlung an Materie (z.B. Gewebe) abgegebene Energie in Joule, bezogen auf die Masse des Materials in kg. $1 \text{ Gy} = 1 \text{ Joule/kg}$. Alte Einheit war das rad mit $1 \text{ rad} = 100 \text{ erg/g} = 0.01 \text{ Gy}$ oder $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$. Noch früher wurde meist das R (Röntgen) verwendet. Es ging von der durch die ionisierende Strahlung erzeugten Anzahl Ionenpaare pro cm^3 Luft aus. 1 R entspricht 0.0088 Joule/kg Luft, d.h. 0.0088 Gy in der Luft. Beispielsweise führt eine 100 keV -Gammastrahlung, die in der Luft 0.0088 Gy erzeugt, in Gewebe zu 0.0097 Gy und im Knochenmark zu 0.02 Gy .

Äquivalentdosis H

angegeben in Sv (Sievert)

Die Äquivalentdosis im Gewebe oder Organ T ist die Energiedosis in diesem Gewebe oder Organ, multipliziert mit dem Strahlen-Wichtungsfaktor w_R für die betreffende Strahlenart. Dieser berücksichtigt die unterschiedliche biologische Wirkung der verschiedenen Strahlenarten. $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ Joule/kg}$. Alte Einheit war das rem, mit $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$ oder $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$. Als Strahlenwichtungsfaktoren gelten gemäss ICRP und StSV: $w_R = 1$ für Gamma- und Röntgenstrahlung, Elektronen und Müonen; $w_R = 5 - 20$ für Neutronen, je nach Energie und $w_R = 20$ für Alpha-Strahlen, Spaltfragmente und schwere Kerne.

Effektive Dosis E

angegeben in Sv (Sievert)

Die effektive Dosis (früher effektive Äquivalentdosis) ergibt sich durch die Summation der gewichteten Äquivalentdosen der einzelnen bestrahlten Gewebe oder Organe. Die Wichtungsfaktoren w_T berücksichtigen die unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit der Organe im Bezug auf Krebsrisiko sowie genetische Schäden bei Bestrahlung der Keimdrüsen. Die effektive Dosis ist ein Mass für das Strahlenrisiko. $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ Joule/kg}$. Alte Einheit war das rem, mit $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$ oder $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$. Als Gewebewichtungsfaktoren w_T gelten gemäss ICRP und StSV: $w_T = 0.20$ für die Gonaden, 0.12 für Dickdarm, Lunge, rotes Knochenmark und Magen, 0.05 für Blase, Brust,

Leber, Speiseröhre, Schilddrüse und für die Summe von 5 weiteren Organen, 0.01 für die Haut und die Knochenoberfläche.

Effektive Folgedosis E_{50}

angegeben in Sv (Sievert)

Die effektive Folgedosis ist die über 50 Jahre integrierte effektive Dosis einer Person bei einmaliger Aufnahme über Atemluft oder Nahrung von 1 Bq . Die effektive Dosis berechnet sich aus der Aufnahme in Bq multipliziert mit dem Inhalationsdosisfaktor e_{inh} bzw. dem Ingestionsdosisfaktor e_{ing} in Sv/Bq gemäss Anhang 4 Spalte 8 (Teil 1 für Inhalation und Teil 2 für Ingestion) bzw. 5 der StSV. Bei einer Dauerbelastung mit konstanter Aufnahmerate darf er, nach Erreichen der Gleichgewichtsaktivität im Körper, auch zur Berechnung der durchschnittlichen Jahresdosis angewendet werden, z.B. als Sv/Jahr pro Bq/Jahr .

Orts- oder Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$

angegeben in Sv (Sievert)

Die Ortsdosis oder Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$ bei durchdringender Strahlung [bzw. die Richtungsäquivalentdosis $H'(0.07)$ bei nicht durchdringender Strahlung] ist im Prinzip die Gewebeäquivalentdosis an dieser Stelle, gemessen mit einem genau definierten gewebeäquivalenten Messgerät, der sogenannten ICRU-Kugel. Sie hat einen Durchmesser von 30 cm , eine Dichte von 1 g/cm^3 , und besteht zu 76.2% aus Sauerstoff, 11.1% aus Kohlenstoff, 10.1% aus Wasserstoff und 2.6% aus Stickstoff (Näherung für Weichteilgewebe).

3(F). 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. $1 \text{ Bq} = 1 \text{ désintégration/s}$. L'ancienne unité était le Ci (Curie) avec $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ désintégrations/s}$; $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ ou $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Dose absorbée ou dose énergétique D

exprimée en Gy (gray)

La dose absorbée, c'est l'énergie délivrée par unité de masse à la matière (tissus) par la radiation ionisante et son unité est le joule par kg. $1 \text{ Gy} = 1 \text{ Joule/kg}$. L'ancienne unité était le rad avec $1 \text{ rad} = 100 \text{ erg/g} = 0.01 \text{ Gy}$ ou $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$. Le R (Röntgen), souvent utilisé, se basait sur le nombre de paires d'ions produits par la radiation ionisante dans 1 cm^3 d'air. 1 R correspond à 0.0088 joule/kg d'air, i.e. 0.0088 Gy dans l'air. Une radiation gamma de 100 keV , qui produit 0.0088 Gy dans l'air, occasionne p.ex. 0.0097 Gy dans les tissus et 0.02 Gy dans la moelle osseuse.

Dose équivalente H

exprimée en Sv (sievert)

La dose équivalente dans un tissu ou un organe T est la dose énergétique dans ce tissu ou cet organe, multipliée par le facteur de pondération pour les rayonnements w_R selon leur type. Ce facteur tient compte de l'efficacité biologique spécifique des différents rayonnements. $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ joule/kg}$. L'ancienne unité était le rem, avec $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$ ou $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$. Les facteurs de pondération w_R en vigueur selon CIPR et ORaP sont: $w_R = 1$ pour les rayonnements X et gamma, les électrons et les muons; $w_R = 5 - 20$ pour les neutrons, selon leur énergie et $w_R = 20$ pour les particules alpha, les fragments de fission et les noyaux lourds.

Dose efficace E

exprimée en Sv (sievert)

La dose efficace (avant équivalent de dose efficace) s'obtient par la sommation des doses équivalentes pondérées dans tous les tissus et les

organes irradiés. Les facteurs de pondération pour les tissus w_T tiennent compte de la radiosensibilité spécifique des organes quant au risque de cancer ainsi que de dommages génétiques par irradiation des glandes génitales. La dose efficace est une mesure du risque occasionné par les rayonnements. $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ joule/kg}$. L'ancienne unité était le rem, avec $1 \text{ rem} = 0.01$

Sv ou $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$. Les facteurs de pondération w_T en vigueur selon CIPR et ORaP sont: $w_T = 0.20$ pour les gonades, 0.12 pour la moelle osseuse (rouge), le colon, le poumon et l'estomac, 0.05 pour la vessie, le sein, le foie, l'oesophage, la thyroïde et pour la somme de 5 autres tissus, 0.01 pour la peau et la surface des os.

Dose efficace engagée E50

exprimée en Sv (sievert)

La dose efficace engagée représente la dose efficace intégrée par une personne sur 50 ans à partir de l'incorporation unique de 1 Bq par inhalation ou par ingestion. La dose efficace se calcule en multipliant l'incorporation en Bq par le facteur d'inhalation e_{inh} resp. le facteur d'ingestion e_{ing} en Sv/Bq selon annexe 4, colonne 8 (partie 1 pour l'inhalation et partie 2 pour l'ingestion) de l'ORaP. Ces facteurs en Sv/an par Bq/an s'utilisent aussi pour calculer la dose moyenne annuelle dans le cas d'une exposition continue avec taux d'incorporation constant une fois l'activité en équilibre dans le corps.

Dose ou équivalent de dose ambiante H*(10)

exprimé en Sv (sievert)

La dose ambiante ou l'équivalent de dose ambiant $H^*(10)$ approprié aux rayonnements pénétrants (resp. l'équivalent de dose directionnel $H'(0.07)$ approprié aux rayonnements faiblement pénétrants) est en principe l'équivalent de dose local dans un tissu mou, mesuré à l'aide d'un instrument exactement calibré en équivalent de dose au tissu, dénommé sphère-ICRU. Elle a un diamètre de 30 cm , une densité de 1 g/cm^3 et contient 76.2% d'oxygène 11.1% de carbone, 10.1% d'hydrogène et 2.6% d'azote (approximation pour les tissus mous).

Impressum

@ Bundesamt für Gesundheit (BAG)
Herausgeber: Bundesamt für Gesundheit
Publikationszeitpunkt: Juni 2009

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
Date de publication: Juin 2009

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