



Bundesamt
für Gesundheit

Office fédéral
de la santé publique

Ufficio federale
della sanità pubblica

Uffizi federal
da sanadad publica

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

Environmental radioactivity and radiation exposure in Switzerland

2000

Abteilung Strahlenschutz
Division de la radioprotection
Divisione radioprotezione
Division of Radiation Protection

Impressum

Herausgeber

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Sektion Überwachung der Radioaktivität
Office fédéral de la santé publique, Division radioprotection, Section surveillance de la radioactivité
Ufficio federale della sanità pubblica, Divisione radioprotezione, Sezione sorveglianza della radioattività
Swiss Federal Office of Public Health, Division of Radiation Protection, Environmental Radioactivity Section

© BAG OFSP UFSP SFOPH

Bei Nachdruck bitte Quelle angeben

August 2001

Autoren

H. Völkle, M. Gobet

E-Mail

hansruedi.voelkle@bag.admin.ch

Bezugsquelle

Sektion Überwachung der Radioaktivität, Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg
Telefon 026 300 91 60, Fax 026 300 97 43

ISBN

3-905235-36-6

Druckauflage

2200 Ex.

Résumé

Selon la loi sur la radioprotection le rayonnement ionisant et la radioactivité de l'environnement sont continuellement surveillés. L'Office fédéral de la santé publique planifie et coordonne ces mesures, évalue et publie les résultats. Ainsi la population est préservée de toute irradiation inadmissible provenant de sources artificielles ou naturelles. La surveillance se réfère pour l'essentiel aux valeurs limites d'impact et de doses de l'ordonnance sur la radioprotection (OraP) et pour les aliments à celles de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Le respect de ces limites exclut en l'état des connaissances actuelles une mise en danger de la santé de la population. Ces limites ont été respectées en 2000 à l'exception des concentrations accrues de radon dans certaines habitations. Les contrôles portent sur l'air, les précipitations, les végétaux, les sols, le milieu aquatique, la chaîne alimentaire, l'exposition aux rayonnements externes, la radioactivité dans le corps humain et – en collaboration avec les Cantons – le radon à l'intérieur des maisons ainsi que le voisinage des entreprises et des centrales nucléaires.

La dose annuelle de la population suisse, estimée en moyenne à 4 mSv (milli-Sievert), provient essentiellement des sources d'origine naturelle: radon 1.6 mSv, exposition externe 0.9 mSv et radionucléides naturels dans le corps 0.4 mSv. Le diagnostic aux rayons X en médecine ajoute 1 mSv et l'ensemble des autres sources artificielles 0.2 mSv. Les centrales nucléaires y contribuent à moins d'un pour-cent. Les différences régionales 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. Les valeurs de ¹³⁷Césium dans l'herbe et le lait ont nettement diminuées depuis 1986, celle du gibier et des champignons un peu moins.

En moyenne la population suisse a été préservée en 2000 – aussi dans les régions avec des concentrations ¹³⁷Césium accrues ou pour des personnes ayant un comportement extrêmement pénalisant du point de vue de l'alimentation - d'une exposition inadmissible aux rayonnements ionisants. Par contre, dans près de un pour cent des maisons suisses déjà sondées, les habitants sont exposés à une dose de rayonnement trop élevée en raison du gaz radon d'origine naturelle.

Kurzfassung

Gemäss Strahlenschutzgesetz werden ionisierende Strahlung und Radioaktivität in der Umwelt regelmässig überwacht. Das Bundesamt für Gesundheit plant und koordiniert diese Messungen, verarbeitet und veröffentlicht die Ergebnisse. Damit wird sichergestellt, dass die Bevölkerung keiner unzulässigen Bestrahlung aus künstlichen oder natürlichen Quellen ausgesetzt ist. Massgebend sind die Immissions- und Dosisgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung (StSV) und für die Lebensmittel die Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV). Sind diese Limiten eingehalten, kann nach heutigem Wissensstand eine Gefährdung der Gesundheit ausgeschlossen werden. Ausser den schon früher gemeldeten erhöhten Radonkonzentrationen in einigen Wohnräumen waren diese Limiten auch 2000 eingehalten. Die Überwachung erfasst Luft, Niederschlägen, Boden und Pflanzen, das aquatische Milieu, Lebensmittel, die externen Strahlendosen, die Radioaktivität im menschlichen Körper und – in Zusammenarbeit mit den Kantonen – Radon im Hausinnern sowie die Umgebung von Kernanlagen und Betrieben.

Die durchschnittliche Jahresdosis der Bevölkerung von insgesamt 4 mSv (milli-Sievert) stammt weitgehend aus natürlichen Quellen mit den Hauptbeiträgen Radon: 1.6 mSv, externe Bestrahlung: 0.9 mSv sowie Radionuklide im Körper: 0.4 mSv. Aus der medizinischen Röntgendiagnostik kommt 1 mSv, aus allen übrigen künstlichen Quellen etwa 0.2 mSv. Kernkraftwerke tragen dazu weniger als ein Prozent bei. Regionale Unterschiede bei der Radioaktivität sind entweder geologisch bedingt, oder hängen mit den unterschiedlichen Ablagerungen nach den Kernwaffenversuchen bzw. nach dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammen. In Gras und Milch haben die ¹³⁷Caesium-Werte seit 1986 deutlich abgenommen, etwas langsamer in Wildfleisch und Wildpilzen.

Die Schweizer Bevölkerung war 2000 – auch in Gebieten mit erhöhter ¹³⁷Caesium-Belastung oder bei extremem Konsumverhalten - keiner unzulässigen Bestrahlung ausgesetzt. Nach wie vor sind in etwa einem Prozent der bisher in der Schweiz untersuchten Häuser die Bewohner einer zu hohen Strahlendosis durch das natürliche Radon ausgesetzt.

Bundesamt für Gesundheit
Abteilung Strahlenschutz

A

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2000: Überblick

H. Völkle

Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER)
Bundesamt für Gesundheit, Chemin du Musée 3, 1700 FRIBOURG
(Auskünfte: Tel. 026 / 300 9161; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Zusammenfassung ¹⁾

Dieses Kapitel fasst die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung in der Umwelt von 2000 zusammen: Kap. 1: Umweltradioaktivität, Kap. 2: externe Strahlung, Kap. 3: Strahlendosen der Bevölkerung.

Beim Messprogramm, der Wahl der Probenahmestellen und Analyseverfahren wird möglichst viel Redundanz angestrebt um alle Quellen natürlicher und künstlicher Radioaktivität zu erfassen und alle möglichen Transport- und Anreicherungs Vorgänge in der Umwelt zu berücksichtigen. Es geht daher über ein reines Monitoringprogramm hinaus und beinhaltet auch interdisziplinäre Forschungsprojekte.

Die Strahlendosen der Bevölkerung werden mittels der Modelle und Dosisfaktoren der Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV) von 1994 (Revision 2000) berechnet, die auf den Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) basieren und für Personen mit durchschnittlichen Lebens- und Ernährungsgewohnheiten gelten.

Um das Strahlensisiko einer nicht gleichmässigen Bestrahlung zu beurteilen, empfiehlt die ICRP für die verschiedenen bestrahlten, menschlichen Organe Risikofaktoren, welche die Verminderung der Lebenserwartung (vorzeitiger Tod) oder Lebensqualität durch Krebserkrankungen oder genetisch bedingte Leiden berücksichtigen. Diese Risikofaktoren wurden primär aus den Untersuchungen an den Überlebenden der Bombenabwürfe auf Hiroshima und Nagasaki hergeleitet. Vorausgesetzt wird, dass die Strahlenschädigungen proportional vom tiefsten Dosisbereich bis zu hohen Dosen zunehmen. Diese Annahme ist für den tiefen Dosisbereich nicht verifizierbar. Sie basiert weitgehend auf der anerkannten Tatsache, dass auch kleine Dosen Zellschädigungen bewirken und es ist vernünftig, diese zu den ohnehin vorhandenen spontanen Schädigungen, welche die spontanen Krebserkrankungen auslösen, hinzuzurechnen.

In der Schweiz lagen die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aus künstlichen Strahlenquellen bisher immer weit unter den gesetzlichen Limiten, und das entsprechende Strahlenrisiko ist daher klein. Anders ist es beim Radon, einer natürlichen Strahlenquelle, dessen erhöhte Werte in Wohnräumen (s. Kap. 2) wahrscheinlich für einige Prozente der in der Schweiz auftretenden Lungenkrebstodesfälle verantwortlich sind.

1. Radioaktivität in der Umwelt

1.1. Luft ²⁾

Die künstlichen Radionuklide in der Luft ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu und ²⁴¹Am haben weiter abgenommen und sind, wenn überhaupt, nur noch in Spuren nachweisbar. ⁸⁵Kr aus der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoff mit im Mittel 1.3 Bq/m³ zeigt eine steigende Tendenz. Tritium (³H) weist in der Nahumgebung von Tritium-verarbeitenden Betrieben in der Luftfeuchte bis rund 10 Bq/m³ auf (1 % des Immissionsgrenzwertes gemäss StSV).

In der Luft - vor allem im Hausinnern - besteht der Hauptteil der Radioaktivität aus dem natürlichen Edelgas **Radon** ³⁾ und dessen radioaktiven Tochternukliden. Diese können durch ihre Alphastrahlung Lungenkrebs auslösen. Die Schweizer Radon-Datenbank enthält jetzt Messwerte aus rund 41'000 Häusern (insgesamt 76'000 Messwerte wovon 45'000 in bewohnten Räumen). Bisher wurden 1'750 Werte über dem Richtwert (400 Bq/m³) und 510 über dem Grenzwert (1'000 Bq/m³) festgestellt. Bis Ende 2004 werden die meisten Kantone ihre Radongebiete (d.h. Mittel > 200 Bq/m³ oder ein Wert über dem Grenzwert) bestimmt haben. Erhöhte Radonkonzentrationen treten vor allem in den Kantonen Graubünden, Tessin, Neuenburg und Jura auf, vereinzelt auch im Mittelland. Das für die ganze Schweiz korrigierte und gewichtete arithmetische Mittel für bewohnte Räume beträgt 75 Bq/m³. Häusern mit erhöhten Radonwerten werden mit bautechnischen Massnahmen saniert.

¹⁾ **Hinweise** auf Kapitel im Teil B oder in früheren Jahresberichten sind in eckigen, solche für den Teil A in runden Klammern angegeben. **Einheiten** siehe Seite A5.

²⁾ Luft siehe: [Kap. 4.1 und 7.1; für Pu und Am: 7.2]

³⁾ Radon siehe: [Kap. 2]

1.2. Niederschläge ⁴⁾

In den Niederschlägen dominiert **Tritium** (^3H) mit heute noch wenigen Bq/l, im Einflussbereich von Industriebetrieben und Kernanlagen bis 10 Bq/l. Der natürliche Anteil, erzeugt durch die kosmische Strahlung beträgt wenige Zehntel Bq/l. In unmittelbarer Nähe von Tritium-verarbeitenden Betrieben oder Kehrlichtverbrennungsanlagen wurde bis einige Tausend Bq/l gemessen. Der Immissionsgrenzwert für öffentliche Gewässer beträgt gemäss StSV 12'000 Bq/l; der Toleranzwert für Trinkwasser gemäss FIV 1'000 Bq/l.

Weitere **künstliche Radionuklide**, wie ^{137}Cs ergaben in allen Monatsproben weniger als 0.02 Bq/l. Das natürliche ^7Be wies weniger als 1 Bq/l auf.

1.3. Gewässer

In den Flüssen beträgt der **Tritiumgehalt** ebenfalls wenige Bq/l. In den industrialisierten Regionen und im Doubs bei St-Ursanne ist ein Einfluss lokaler Emittenten zu erkennen. Die Tritiumimmissionen aus der Uhrenindustrie in der Region La Chaux-de-Fonds haben in den letzten Jahren abgenommen, da Tritium-haltige Abfälle eingesammelt werden und damit weniger in die regionale Kehrlichtverbrennungsanlage gelangen.

In den Flüssen Aare, Rhein, Rhone und Ticino, sowie im Luganersee wurden 2'000 neben natürlichen Radionukliden nur Spuren von ^{137}Cs und z.T. ^{60}Co bis 0.02 Bq/l gefunden. Oberhalb der Kernanlagen ist als künstliches Radionuklid nur ^{137}Cs vom Fallout und von Tschernobyl festgestellt worden ⁵⁾.

Sedimentproben aus den Flüssen unterhalb der Kernanlagen und im Luganersee erlauben die flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke (^{54}Mn , ^{60}Co , ^{58}Co , ^{65}Zn und ^{137}Cs) und den Beitrag durch den Reaktorunfall Tschernobyl zu bilanzieren ⁶⁾.

Abwässer der **Kläranlagen** der grösseren Agglomerationen weisen vereinzelt Spuren von ^{131}I aus der Nuklearmedizin auf sowie Tritium bis gegen 2000 Bq/l, letzteres aus industriellen Anwendungen oder von Tritium-Uhren die in den Hauskehrlicht gelangen. Bei der ARA La Chaux-de-Fonds hat der Tritiumabfluss in den letzteren Jahren stetig abgenommen und betrug 2'000 noch 4.2 TBq. 2'000 wurden in den Betrieben der Stadt La Chaux-de-Fonds noch 64.8 TBq ^3H verarbeitet ⁷⁾.

1.4. Erdboden ⁸⁾

Im Erdboden, einem guten Integrator für sämtliche Ablagerungen aus der Luft variieren die natürlichen Zerfallsreihen von Uran (25-60 Bq/kg) und Thorium (15-40 Bq/kg) je nach geologischem Untergrund, beim ebenfalls natürlichen ^{40}K (200-1'000 Bq/kg) spielt die Verwendung von Kalidünger eine Rolle. Die künstlichen Radionuklide zeigen ebenfalls regionale Unterschiede, die mit den Ablagerungen aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen und dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammenhängen. Die ^{137}Cs -, ^{90}Sr - und Pu-Werte sind in den Alpen und Südalpen (und z.T. im Jura) höher als im Mittelland. Dabei ist der Tschernobyl-Anteil heterogener verteilt als jener des Bomben-Fallout, was mit den unterschiedlichen Niederschlagsmengen zur Zeit dieses Unfalls zusammenhängt. Stärker betroffen waren der Tessin und die Bündner Südtäler, in geringerem Ausmass auch der Jura und Teile der Nordostschweiz. Ein Einfluss der Emissionen der Kernanlagen konnte im Boden mit einer Ausnahme (^{60}Co beim KKW Mühleberg bis 2 Bq/kg) nicht festgestellt werden. Bei den künstlichen Alphastrahlern ergaben $^{239/240}\text{Pu}$ 0.08 bis 2.0 und ^{241}Am 0.03 bis 0.8 Bq/kg T.S.; wobei die Messwerte im Mittelland tiefer sind als jene von Jura und Alpen. Das Verhältnis $^{239}\text{Pu}/^{238}\text{Pu}$ beträgt rund 35:1.

1.5. Pflanzen und Lebensmittel ⁹⁾

In Gras- und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ^{40}K . Künstliche Radionuklide wie ^{137}Cs oder ^{90}Sr vom Reaktorunfall Tschernobyl bzw. den Kernwaffen-Versuchen die die Pflanzen über die Wurzeln aufnehmen, sind nur noch in Spuren vorhanden. Ein Einfluss der Schweizer Kernanlagen oder Forschungsbetriebe ist nicht feststellbar. Die regionale Verteilung der Aktivitäten entspricht jener im Erdboden mit bis 100 Bq/kg T.S. für ^{137}Cs im Tessin und den Bündner Südtälern und bis knapp über 40 Bq/kg T.S. für ^{90}Sr im Tessin und in den Alpen. Bei der **Milch** lag der ^{137}Cs -Gehalt (ausser im Tessin mit Maximum 28 Bq/l und den Bündner Südtälern mit Maximum 4 Bq/l) durchwegs unter 2 Bq/l. Der ^{90}Sr -Gehalt betrug im Mittelland und Jura in der Milch zwischen 0.04 und 0.09 Bq/l, in den Alpen zwischen 0.07 und 0.45 und im Tessin zwischen 0.12 und 0.40 Bq/l. Getreideproben ergaben für ^{137}Cs weniger als 0.8 und für ^{90}Sr zwischen 0.2 und 0.8 Bq/kg.

Bei den einheimischen **Pilzen** zeigen nach wie vor Zigeuner und Maronenröhrlinge teilweise erhöhte Werte mit leicht abnehmendem Trend. Es wurden nur noch zwei Werte über dem Toleranzwert von 600 Bq/kg gemessen. Auch bei den importierten Wildpilzen ist noch teilweise ^{137}Cs nachweisbar; es

⁴⁾ Regen siehe: [Kap. 4.1, 7.1 und 9.1.]

⁵⁾ siehe: [Kap. 4.2 und 4.4]

⁶⁾ siehe: [Kap. 4.2 und 4.4]

⁷⁾ siehe: [Kap. 4.2 und 9.1]

⁸⁾ Erdboden siehe: [Kap. 4.3 und 7.2]

⁹⁾ Gras bzw. Lebensmittel siehe: [Kap. 4.3 bzw. 5.1]

lag jedoch kein Wert über dem Toleranzwert, was auch darauf zurückzuführen ist, dass für Pilzimporte seit Oktober 1999 ein Radioaktivitätszertifikat verlangt wird.

Importiertes **Wildfleisch** ergab ^{137}Cs -Werte bis 98 Bq/kg, die meisten Messwerte lagen jedoch unter 20 Bq/kg. Aus Osteuropa importierte **Süßwasserfische** zeigten zwischen 2 und 60 Bq/kg.

Schweizerische und importierte **Mineralwässer** werden weiterhin auf natürliche Radioaktivität untersucht. Alle im Handel und in Restaurants erhältlichen Mineralwässern erfüllen die gesetzlichen Limiten der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV), siehe Kapitel 1.

1.6. Kohlenstoff-14 in Pflanzen ¹⁰⁾

^{14}C wird bei der Assimilation von Kohlensäure von den Pflanzen aus der Luft während der Wachstumsphase aufgenommen. Die Kernwaffenversuche führten in den 60er-Jahren zu einer Verdopplung gegenüber dem natürlichen ^{14}C . Dieser Anteil beträgt heute noch etwa 94 %. Baumblätter aus der Umgebung der Kernkraftwerke zeigen eine zusätzliche Erhöhungen um 6-133, in der Region Basel bis 100 %. Der durch die kosmische Strahlung erzeugte natürliche ^{14}C -Anteil in Pflanzen beträgt 227 Bq/kg ^{14}C und führt zu 0.013 mSv pro Jahr. Die in der Umgebung von Siedewasserreaktoren und in Basel gemessenen Erhöhungen führten zu einer zusätzlichen Dosis von einigen Tausendstel mSv pro Jahr.

1.7. Radionuklide im menschlichen Körper ¹¹⁾

Ganzkörpermessungen und ^{90}Sr -Bestimmungen an Milchzähnen und Wirbelknochen erfassen die Aufnahme von Radionukliden über die Nahrung. Ganzkörpermessungen an Gymnasiasten aus Basel und Genf ergaben ^{137}Cs -Aktivität meist unter 10 Bq/kg (Maximum 31 Bq/kg). Erstmals wurden auch Schulklassen aus dem Tessin untersucht. Sie ergaben bei einem Maximum von 118 Bq/kg und Medianwerten von 26 (Locarno) bzw. 29 (Lugano) etwas höhere Werte als die Alpennordseite. Das natürliche ^{40}K beträgt unverändert rund 3500 Bq bei den Frauen und 5000 Bq bei den Männern. In menschlichen Wirbelknochen betrug der ^{90}Sr -Gehalt 0.022 Bq/g Ca, in Milchzähnen 0.031 bis 0.047.

2. Externe Strahlendosen

2.1. Natürliche Strahlung

Die Hauptbeiträge zur externen Strahlendosis sind die terrestrischen und kosmische Strahlung. Erstere kommt von den natürlichen Radionukliden in Erdboden und in Baustoffen, letztere hängt von der Höhe ü.M. ab, da sie durch die Lufthülle der Erde geschwächt wird ¹²⁾.

Die Dosisleistung im Freien liegt in der Schweiz im Mittel bei 90 nSv/h, und variiert zwischen 40 nSv/h und 230 nSv/h. Im Hausinnern ist die Dosis infolge der natürlichen Radionuklide im Baustoffen etwa 10 Prozent höher als im Freien.

2.2. Künstliche Radioaktivität

Der radioaktive Ausfall nach dem Reaktorunfall Tschernobyl vom April 1986 und die oberirdischen Kernwaffenversuche tragen - mit Ausnahme des Tessins, wo sie noch bis 30 Prozent ausmachen - heute nur noch wenige Prozente zur externen Dosisleistung bei ¹³⁾.

An einigen Stellen an der Umzäunung der Kernkraftwerke Mühleberg und Leibstadt (^{16}N -Strahlung aus dem Siedewasserreaktor), des PSI und des CERN treten zeitweise infolge Direktstrahlung bis einige 100 nSv/h auf. Da sich Personen nur kurze Zeit an diesen Stellen aufhalten, sind die daraus resultierenden Personendosen unbedeutend ¹⁴⁾. Die in (1.4) erwähnte Altlast in der Umgebung des Kernkraftwerkes Mühleberg ergibt - in 1 m Höhe über dem Boden - heute noch bis 3 nSv/h.

2.3. Aeroradiometrie ¹⁵⁾

Mit einem NaI-Gamma-Spektrometer an Bord eines Armee-Helikopters werden jedes Jahr ausgewählte Regionen aus der Luft vermessen. Die zu untersuchenden Gebiete werden in einem Raster aus parallelen Fluglinien in einer Höhe von rund 100 m abgeflogen. Das Auswerteprogramm erstellt danach eine Strahlenkarte des beflogenen Gebietes. Im Berichtsjahr wurden die Gegenden um die KKW Beznau und Leibstadt, jene um das Paul Scherrer Institut und die ehemalige Centrale Nucléaire expérimentale von Lucens (CNL) und verschiedene Gebiete im Tessin beflogen, im weiteren auch Deponien von Ausbruchmaterial des NEAT-Gotthardbasistunnels bei Amsteg und Sedrun. Während bei den KKW keine erhöhte Strahlung festgestellt wurde, ist in Lucens immer noch die Strahlung eines Containers mit Kompo-

¹⁰⁾ ^{14}C -Messungen siehe: [Kap. 7.1]

¹¹⁾ Radionuklide im Körper siehe: [Kap. 6.1 und 6.2]

¹²⁾ Kosmische Strahlung siehe auch Jahresbericht 1999 Kap. 10.3: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹³⁾ Dosismessungen siehe: [Kap. 3.1 und 3.2]

¹⁴⁾ Messungen Umgebung der KKW siehe: [Kap. 8.3]

¹⁵⁾ Zur Aeroradiometrie siehe: [Kap. 3.3]

nenten des demontierten Reaktors nachweisbar. Das NEAT-Ausbruchmaterial zeigte keine erhöhte Radioaktivität; im Tessin wurden dagegen weitere Hot-Spots entdeckt, allerdings von geringerer Aktivität als jene früherer Jahre.

3. Strahlendosen der Bevölkerung

3.1. Natürliche und kosmische Strahlung

Radon und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen ergeben den grössten Beitrag zur Strahlendosis. Dieses ist von seiner Entstehung her zwar natürlich, die erhöhten Konzentrationen im Hausinnern sind jedoch zivilisationsbedingt. Die in der Schweiz bis 2000 durchgeführte Erhebungen in rund 40'000 Häusern ergeben ein gewichtetes arithmetisches Mittel von 75 Bq/m^3 . Dieser Schätzwert dürfte wegen der gezielten Auswahl von Häusern und Regionen mit potenziell erhöhtem Radongehalt die tatsächlichen Verhältnisse eher überschätzen. Für die durchschnittliche Radon-Dosis der Bevölkerung wird daher, wie in früheren Berichten, von einem realistischen Mittel von 60 Bq/m^3 ausgegangen. Unter der Annahme einer Aufenthaltsdauer im Wohnbereich bzw. am Arbeitsplatz von 7000 bzw. 2000 Stunden pro Jahr und den Dosisfaktoren sind $2.44 \cdot 10^{-6}$ bzw. $3.17 \cdot 10^{-6} \text{ mSv pro Bq/m}^3$ und Stunde¹⁶⁾ erhält man für die Schweizer Bevölkerung eine durchschnittliche Radondosis von 1.6 mSv pro Jahr. Darin inbegriffen ist ein Zuschlag von 10 Prozent durch das kurzlebige natürliche radioaktive Edelgas Thoron (^{220}Rn). In etwa 10 Prozent der Wohnräume liegt die Dosis beim Fünffachen davon, in etwa 5 Prozent beim Zehnfachen. Gemäss konservativen Schätzungen dürfte Radon für einige Prozent der Lungenkrebstodesfälle verantwortlich sein.

Natürliche Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den Körper und führen durchschnittlich zu etwa 0.38 mSv, wobei ^{40}K rund die Hälfte davon ausmacht. Der Rest kommt von den Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen Uran und Thorium sowie von den kosmogenen Radionukliden Tritium ^3H , ^7Be etc. Der tägliche Konsum von einem Liter Mineralwasser mit $1 \text{ Bq/l } ^{226}\text{Ra}$, dem Grenzwert gemäss der FIV für ^{226}Ra , ergibt eine zusätzliche Dosis von etwa 0.1 mSv Jahr.

Natürliche Radionuklide im Boden tragen auch zur externen Strahlendosis bei. Ihr Beitrag hängt stark vom lokalen Radionuklidgehalt des Bodens und den Lebensgewohnheiten ab. Die natürliche terrestrische Strahlendosis im Freien, liegt in den bewohnten Regionen der Schweiz zwischen 0.35 und etwa 0.8 mSv/Jahr. Hinzu kommt der Beitrag durch die

kosmische Strahlung, der mit der Höhe über Meer zunimmt: z.B. Locarno 0.35, Zürich 0.4 und St. Moritz 0.75 mSv/Jahr. Im Hausinnern ist die Dosis etwa 10 Prozent höher als im Freien. Die gesamte Jahresdosis aus natürlichen Quellen beträgt rund 3 mSv.

Natürliche Strahlenquellen (mSv/Jahr)

Quelle	Mittel	Wertebereich
externe Bestrahlung	0.9 ¹⁷⁾	0.5 – 2.0
Nahrung	0.4 ¹⁸⁾	0.2 – 0.5
Radon im Wohnbereich	1.6	0.3 – über 20 ¹⁹⁾
Summe	3	1 bis über 20

3.2. Dosen durch künstliche Radioaktivität

Bei der **externen Strahlendosis** kommt der grösste Teil von medizinischen Anwendungen und den sogenannten "Kleinquellen" sowie aus der beruflichen Strahlenexposition in Kernkraftwerken, Industrien, Handel, öffentlichem Dienst, Forschung und Medizin. Der Anteil der künstlichen Radionuklide im Boden an der externen Dosis kann nur approximativ angegeben werden. Bei dauerndem Aufenthalt im Freien erhält man unter konservativen Annahmen zwischen 0.01 und 0.5 mSv pro Jahr. Dieser grosse Streubereich ist eine Folge der regionalen Unterschiede bei der ^{137}Cs -Ablagerung nach dem Reaktorunfall Tschernobyl. Die Schweizer Kernkraftwerke, das PSI und das CERN tragen dazu nicht wesentlich bei.

Die **interne Strahlendosis** stammt von künstlichen Radionukliden - hauptsächlich ^{137}Cs und ^{90}Sr - in der Nahrung. Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergaben Dosen durch inkorporiertes ^{137}Cs von 0.3 (Genf und Basel) bis 1 (Tessin) micro-Sv pro Jahr.

Gesamthaft beträgt die Strahlendosis durch **künstliche Radioaktivität** - ohne Medizin und Kleinquellen - für die Mehrheit der Schweizer Bevölkerung 0.01 bis 0.05, in Einzelfällen bis 0.1 mSv pro Jahr.

¹⁶⁾ vergleiche Jahresbericht 1993 Seite B.2.3

¹⁷⁾ davon kosmische Strahlung auf 300 m 0.35 mSv/Jahr. Ein Flug Schweiz-Nordamerika ergibt zusätzlich 0.04 mSv; Flugpersonal und Vielflieger erhalten zusätzlich etwa 3 mSv/Jahr; siehe auch Jahresbericht 1999: Kap. 10.3: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>
¹⁸⁾ davon in micro-Sv pro Jahr: ^{40}K = 200; ^{87}Rb = 6; ^3H = 0.01; ^7Be = 3; ^{14}C = 12; ^{22}Na = 0.2; U, Th und Ra = 30; ^{210}Pb + ^{210}Bi + ^{210}Po = 120 micro-Sv/Jahr
¹⁹⁾ über 20 mSv/Jahr in 2 Prozent der untersuchten Häuser

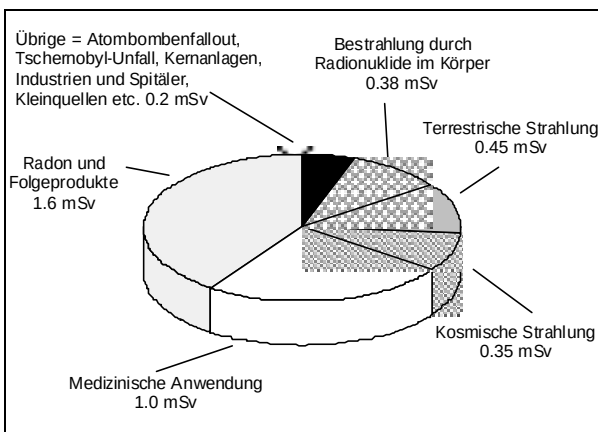
Künstliche Strahlenquellen (mSv/Jahr)

Quelle		Mittel	Wertebereich
Medizin	Röntgendiagnostik ²⁰⁾	1	0 – 30
	Nuklearmedizin ²¹⁾	0.04	0 – 80
"Kleinquellen"	radioaktive Stoffe in Gebrauchsgegenständen und Konsumgütern ²²⁾	0.1	0 - ?
grossräumig verbreitete künstliche Radioaktivität	Tschernobyl	0.01	bis 0.5
	Kernwaffenfallout	< 0.01	
	⁸⁵ Kr aus der Wiederaufarbeitung	0.02	
radioaktive Immissionen	Betriebe und Kernanlagen	≈ 0	bis 0.015
Berufliche Strahlenexposition	64'303 beruflich strahlenexponierte Personen ²³⁾	0.09	< 20 97.8% <1

Einige Beispiele (mSv/Jahr):

¹³⁷ Cs in Milch	1 l/Tag mit 10 Bq/l (= TW)	0.05
¹³⁷ Cs in Wild-Pilzen	200 g/Woche mit 600 Bq/kg (=TW)	0.09
²²⁶ Ra im Min-Wasser	1l/Tag mit 1 Bq/l (= GW)	0.08
¹⁴ C im Gemüse	200 g Gemüse pro Tag aus Nähe der SVA Basel ²⁴⁾	0.002
³ H im Regenwasser als Trinkwasser verwendet	2.2 l/Tag aus Umgebung eines tritiumverarbeitenden Betriebes	0.01
Direktstrahlung (Umgebung eines KKW)	1 Std/Tag am Zaun des KKL	0.1

Durchschnittliche Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung in mSv/Jahr (Summe: 4 mSv/Jahr):



²⁰⁾ Erhebung IRA/BAG 1996-99; siehe Jahresbericht 1999: Kap. 10.1; <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

²¹⁾ Erhebung von 1989/90, J. Roth, Kantonsspital Basel-Stadt

²²⁾ z.B. Uhren mit Tritium-Leuchtziffern, natürliche Radionuklide in Fliesen, Th in Glühstrümpfen oder Zahnkeramik, Ionisations-Rauchmelder, ²¹⁰Po im Zigarettenrauch, etc.

²³⁾ in KKW, Medizin, Forschung, Industrie und öffentlichen Diensten. Quelle: Dosimetriebericht BAG 2000, siehe auch: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/eks/d/taetig.htm>

²⁴⁾ Sondermüll-Verbrennungsanlage Basel-Stadt

Präfixe und ihre Bedeutung

10 ⁻¹⁵	fBq	femto
10 ⁻¹²	pBq	pico
10 ⁻⁹	nBq	nano
10 ⁻⁶	μBq	micro
10 ⁻³	mBq	milli

10 ³	kBq	kilo
10 ⁶	MBq	Mega
10 ⁹	GBq	Giga
10 ¹²	TBq	Tera
10 ¹⁵	PBq	Peta

4. Definitionen, Einheiten und Vorschriften

Radioaktivität ist eine Eigenschaft instabiler Atomkerne, sich ohne äussere Einwirkung umzuwandeln (radioaktiver Zerfall) und dabei eine charakteristische (ionisierende) Strahlung in Form von Alpha- oder Beta-Teilchen sowie Gamma-Quanten auszusenden. Natürliche radioaktive Stoffe kommen in der Umwelt seit jeher vor; künstliche wurden bei Kernwaffenexplosionen freigesetzt, können aber auch aus Kernanlagen, sowie Betrieben und Spitälern, die Radionuklide verarbeiten, stammen.

Die **Radioaktivität** einer Substanz wird in Becquerel (Bq) angegeben. 1 Bq entspricht einem radioaktiven Zerfall pro Sekunde. Die Präfixe und ihre Bedeutung sind in der Tabelle auf der vorangehenden Seite angegeben. Früher wurde die Einheit Curie (Ci) verwendet, mit 1 nCi = 37 Bq bzw. 1 Bq = 27 pCi.

Um das **Strahlenrisiko** der Bevölkerung zu bewerten, wird die **effektive Dosis** in mSv oder μSv bestimmt. Diese berücksichtigt, dass die Organe des Menschen eine unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit haben und die verschiedenen Strahlenarten unterschiedlich biologisch wirksam sind. Die Bestimmung der effektiven Dosis geht von der in den einzelnen Organen absorbierten Strahlungsenergie (**Energiedosis**) aus. Diese wird mit einem Faktor gewichtet, der die Ionisierungsdichte der Strahlung berücksichtigt (**Strahlenwichtungsfaktoren**). Für die effektive Dosis werden die Einzeldosen aller bestrahlten Organe, gewichtet mit ihrer Strahlenempfindlichkeit summiert (**Gewebewichtungsfaktoren**). Dies liefert eine theoretische Ganzkörperdosis, die das gleiche Strahlenrisiko verursacht, wie die einzelnen Organdosen. Die einzelnen Zwischenstufen, Energiedosis, Äquivalentdosis, sowie die verwendeten Wichtungsfaktoren werden auf Seite C-1 erläutert.

Gemäss **Strahlenschutzverordnung** (StSV) dürfen die Dosen für die Bevölkerung durch zivilisationsbedingte Radioaktivität und Strahlung in der Umwelt - jedoch ohne Radon und medizinische Anwendungen - 1 mSv pro Jahr nicht übersteigen, jene für beruflich strahlenexponierte Personen 20 mSv pro Jahr. Für Luft und Wasser im öffentlich zugänglichen Bereich legt die Verordnung Immissionsgrenzwerte fest, deren Ausschöpfen bei Dauerbelastung über Trinkwasser und Atemluft zu je rund 0.2 mSv pro Jahr führt. Für die Direktstrahlung gilt ein Grenzwert von 5 mSv pro Jahr im öffentlich zugänglichen Bereich, bzw. 1 mSv pro Jahr in Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräumen. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln werden in der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) publiziert. Für den Strahlenschutz relevant ist der Grenzwert, während der Toleranzwert ein reines Qualitätskriterium ist, das noch kein Strahlenrisiko darstellt. Radioaktive Stoffe dürfen nur kontrolliert an die Umwelt abgegeben werden, wobei von der Bewilligungsbehörde Abgabegrenzen festgelegt werden. Diese sind beispielsweise bei den Kernanlagen so gewählt, dass keine Person in der Naheumgebung eine zusätzliche Dosis von mehr als 0.2 mSv pro Jahr erhalten kann. Für Radongas gilt ein Grenzwert für Wohn- und Aufenthaltsräume von 1000 Bq/m³. Bei Überschreiten dieser Grenzwerte sind die Gebäude zu sanieren. Bei Neu- oder Umbauten soll ein Richtwert von 400 Bq/m³ nicht überschritten werden.

A Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse pour 2000: vue d'ensemble

H. Völkle

Section de surveillance de la radioactivité (SUER)
Office fédéral de la santé publique, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG
(renseignements : tél 026 300 9161 e-mail : hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Introduction ¹⁾

Ce chapitre présente une synthèse des résultats des mesures de la radioactivité de l'environnement en 2000 (chap. 1: radioactivité de l'environnement; chap. 2, exposition externe; chap. 3: doses de rayonnement pour la population).

Les programmes de mesures, les prélèvements et méthodes d'analyse sont choisis et programmés avec le plus grand soin afin de recenser avec suffisamment de précision les sources naturelles et artificielles de radioactivité, ainsi que les phénomènes régissant leur transfert et leur enrichissement dans l'environnement. La surveillance de la radioactivité dépasse donc les simples contrôles de routine et contient également des projets de recherche interdisciplinaires.

L'évaluation des doses de rayonnements à la population repose sur les modèles et les facteurs de dose de l'Ordonnance suisse de 1994 sur la Radioprotection (ORaP) - révision 2000 - qui se base dans ses grandes lignes sur les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) et s'applique aux personnes dont le mode de vie et les habitudes alimentaires correspondent à la moyenne.

Pour apprécier le risque d'une irradiation non uniforme, la CIPR recommande, pour les différents organes humains irradiés, des facteurs de risque qui tiennent compte de la réduction de l'espérance de vie (mort prématurée) ou de la qualité de vie suite à des cancers ou affections génétiques. Ces facteurs de risque ont été déduits principalement des études effectuées sur les survivants des bombes atomiques de Hiroshima et Nagasaki. On présume que les dommages dus au rayonnement augmentent proportionnellement du niveau le plus bas jusqu'à des doses élevées. Cette hypothèse n'est pas vérifiable pour les faibles doses de

rayonnement. Elle se base largement sur le fait établi que même les petites doses endommagent les cellules et qu'il est donc raisonnable d'ajouter ces risques aux dommages occasionnés par des cancers spontanés.

En Suisse, la radioactivité mesurée dans l'environnement ainsi que les doses d'irradiation à la population attribuables à des sources artificielles de rayonnement ont été jusqu'ici nettement inférieures aux limites légales. Le risque associé apparaît donc faible. Par contre, des valeurs élevées de radon (source naturelle de rayonnements) mesurées dans des habitations (chap. 2) sont probablement à l'origine de quelques pour-cent des cas mortels de cancer du poumon en Suisse.

1. Radioactivité dans l'environnement

1.1. Air ²⁾

Les radionucléides présents dans l'air, ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu et ²⁴¹Am, ont continué à diminuer; on n'en rencontre tout au plus que des traces. Le ⁸⁵Kr, issu du retraitement du combustible nucléaire, avec une concentration moyenne de 1.3 Bq/m³, montre une tendance à l'augmentation. Pour ce qui concerne le tritium (³H), les concentrations mesurées (environ 10 Bq/m³) dans l'humidité de l'air à proximité des entreprises qui l'utilisent correspondent à 1% de la limite d'immission admise selon l'ORaP.

La plus grande partie de la radioactivité dans l'air – à l'intérieur des bâtiments surtout – est à mettre sur le compte du gaz **radon** ³⁾ et de ses produits radioactifs qui, par leur rayonnement alpha, peuvent provoquer le cancer du poumon. La banque de données suisse sur le radon contient à ce jour des mesures de 41'000 bâtiments (76'000 mesures dont 45'000 dans des locaux habités). Jusqu'ici, on a relevé 1750 valeurs dépassant la valeur directrice (400 Bq/m³) et 510 valeurs dépas-

¹⁾ Les renvois à des chapitres de la partie B ou à des rapports annuels antérieurs figurent entre crochets, ceux concernant la partie A entre parenthèse.

Unités, voir A11

²⁾ Air, voir [chap 4.1 et 7.1, pour Pu et Am, 7.2]

³⁾ Radon [chap. 2]

sant la valeur-limite (1000 Bq/m³). D'ici à fin 2004, la plupart des cantons auront déterminé leurs régions radon (soit moyenne > 200 Bq/m³ ou une valeur supérieure à la valeur-limite). On rencontre des concentrations de radon accrues dans les cantons du Jura, des Grisons, de Neuchâtel et du Tessin, et de manière isolée sur le Plateau. La moyenne arithmétique dans les séjours (corrigée et pondérée pour toute la Suisse) est de 75 Bq/m³. Les maisons d'habitation présentant des valeurs élevées de radon sont assainies avec des mesures de technique de construction.

1.2. Précipitations ⁴⁾

Dans les précipitations, c'est le **tritium** (³H) qui domine, avec quelques Bq/l aujourd'hui, et jusqu'à 10 Bq/l dans le rayon d'influence des entreprises industrielles ou d'installations nucléaires. Alors que la part naturelle cosmogénique de tritium est de quelques dixièmes de Bq/l, on constate des concentrations à concurrence de quelques milliers de Bq/l à proximité immédiate d'entreprises traitant du tritium ou d'usines d'incinération de déchets contenant du tritium. L'ORaP fixe à 12'000 Bq/l la limite d'immission du tritium dans les eaux d'accès public. Pour l'eau potable, la valeur de tolérance de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC) est de 1000 Bq/l.

D'autres **radionucléides artificiels**, comme le ¹³⁷Cs, ont donné pour chaque mesure mensuelle moins de 0.02 Bq/l. Le ⁷Be quant à lui atteint des valeurs de moins de 1 Bq/l.

1.3. Systèmes aquatiques

Comme dans les précipitations, la **teneur en tritium** dans les rivières s'est située à quelques Bq/l. Dans les régions industrielles, et dans le Doubs près de St-Ursanne, on reconnaît une influence de sources d'émission locales. Les immissions de tritium de l'industrie horlogère dans la région de la Chaux-de-Fonds ont diminué ces dernières années, dès lors que les déchets contenant du tritium sont désormais collectés séparément et parviennent moins souvent à l'usine d'incinération régionale.

Dans l'Aare, le Rhin, le Rhône et le Ticino, ainsi que dans le lac de Lugano, on n'a plus trouvé que des **traces** de ¹³⁷Cs et, partiellement de ⁶⁰Co (jusqu'à 0.02 Bq/l). En amont des centrales nucléaires, on a relevé, comme seul radionucléide artificiel, du ¹³⁷Cs provenant des retombées des essais nucléaires (fallout) et de Tchernobyl ⁵⁾

Des analyses de **sédiment** effectuées dans les rivières en aval des centrales nucléaires et dans le lac de Lugano ont permis de dresser le bilan des écoulements liquides des centrales nucléaires (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁵⁸Co, ⁶⁵Zn et ¹³⁷Cs) et la contribution de l'accident du réacteur de Tchernobyl ⁶⁾.

Les eaux de rejet des **stations d'épuration** des grandes agglomérations ont indiqué dans certains cas des traces de ¹³¹I, attribuables à la médecine nucléaire, ainsi que du tritium (jusqu'à 2000 Bq/l), provenant d'applications industrielles ou de montres au tritium rejetées dans les déchets. A la STEP de la Chaux-de-Fonds, l'écoulement de tritium a constamment diminué; en 2000, il s'élevait à 4.2 TBq/année. En 2000, 64.8 TBq ³H ont été traités dans les entreprises de la ville ⁷⁾.

1.4. Sols ⁸⁾

Le sol est un excellent intégrateur de tous les dépôts de l'air. Les teneurs en radionucléides naturels des séries de l'uranium et du thorium varient en fonction de la géologie alors que pour le ⁴⁰K, également d'origine naturelle, c'est l'utilisation d'engrais au potassium qui joue un rôle. La répartition des radionucléides artificiels révèle également des différences régionales; elles sont dues aux retombées des explosions nucléaires des années 60 et de Tchernobyl. Les valeurs ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr et Pu sont plus importantes dans les Alpes et au sud des Alpes (et en partie dans le Jura) que sur le Plateau. La part de Tchernobyl est répartie de façon nettement plus hétérogène que celle du Fallout, à cause de la variabilité des précipitations enregistrées pendant cette période. Les régions principalement touchées ont été le Tessin et les vallées du sud des Grisons, ainsi que, dans une moindre mesure, les reliefs jurassiens et certaines parties du nord-est de la Suisse. On n'a constaté aucune influence des émissions des centrales nucléaires à une exception près (⁶⁰Co < 2 Bq/kg à Mühleberg). Pour ce qui concerne les rayonnements alpha, on a mesuré 0.08 à 2.0 ^{239/240}Pu et 0.03 à 0.8 ²⁴¹Am Bq/kg, avec des valeurs plus faibles sur le Plateau que dans le Jura et les Alpes. Le rapport ²³⁹Pu/²³⁸Pu = 35:1.

⁴⁾ Pluie [chap. 4.1, 7.1 et 9.1]

⁵⁾ [chap. 4.2 et 4.4]

⁶⁾ [chap. 4.2 et 4.4]

⁷⁾ [chap. 4.2 et 9.1]

⁸⁾ sol: [chap. 4.3 et 7.2]

1.5. Végétaux et aliments ⁹⁾

Dans les échantillons d'herbe et d'aliments, c'est le ^{40}K naturel qui domine. On trouve encore des traces de radionucléides artificiels comme le ^{137}Cs et le ^{90}Sr . Le premier provient de Tchernobyl et des essais nucléaires atmosphériques ; il est transféré depuis le sol vers les plantes par les racines. On ne constate aucune influence des installations nucléaires ou des centres de recherche suisses. La distribution régionale de l'activité des plantes reflète celle du sol, avec 100 Bq/l TS pour ^{137}Cs au Tessin et dans les vallées méridionales des Grisons et des valeurs de ^{90}Sr légèrement supérieures à 40 Bq/l TS dans les Alpes et au Tessin.

Pour **le lait**, la teneur en ^{137}Cs était partout inférieure à 2 Bq/l, sauf au Tessin avec un maximum de 28 Bq/l et dans les vallées sud des Grisons, avec un maximum de 4 Bq/l. Pour ce qui est du ^{90}Sr , on a mesuré des valeurs de 0.04 à 0.09 Bq/l sur le Plateau et dans le Jura, entre 0.07 et 0.45 dans les Alpes et 0.12 et 0.40 Bq/l au Tessin. Quant aux échantillons de céréales, ils ont révélé moins de 0.8, et entre 0.2 et 0.8 Bq/kg respectivement, pour le ^{137}Cs et le ^{90}Sr .

Pour **les champignons** indigènes, ce sont encore les pholiotes ridées et les bolets bais qui accusent partiellement des valeurs plus élevées, mais avec une tendance générale à la baisse. On n'a plus relevé que deux valeurs dépassant la limite de tolérance de 600 Bq/kg. Dans les champignons importés, on a également détecté du ^{137}Cs , la valeur limite n'étant toutefois jamais dépassée, notamment depuis l'obligation de présenter un certificat de radioactivité pour les champignons dès octobre 1999.

Pour **le gibier** importé, on a mesuré des concentrations ^{137}Cs jusqu'à 98 Bq/kg, mais la plupart des valeurs étaient inférieures à 20 Bq/kg. Dans les **poissons d'eau douce** importés d'Europe de l'est, les valeurs ^{137}Cs fluctuaient entre 2 et 60 Bq/kg.

La radioactivité des **eaux minérales** suisses et étrangères fait l'objet d'un contrôle depuis plusieurs années. Toutes les marques disponibles sur le marché répondent aux limites légales fixées par l'OSEC (voir chap. 1).

1.6. Carbone-14 dans les plantes ¹⁰⁾

Le ^{14}C est assimilé par les plantes en phase de croissance à partir du CO_2 dans l'air. Dans les années 60, les essais nucléaires ont été la cause d'une augmentation de 100% du ^{14}C par rapport au

niveau naturel; aujourd'hui, cette part est encore de 94%. Les feuillages analysés à proximité des centrales nucléaires accusent des augmentations supplémentaires de 6 à 133 % et dans la région de Bâle jusqu'à 100 %. La part naturelle de ^{14}C dans les plantes, due au rayonnement cosmique, est de 227 Bq/kg C, entraînant 0.013 mSv par année. Les concentrations accrues mesurées à proximité des réacteurs à eau bouillante ainsi qu'à Bâle sont responsables d'une dose additionnelle de quelques millièmes de mSv par an.

1.7. Radioactivité dans le corps humain ¹¹⁾

On peut déterminer l'incorporation de radionucléides avec la nourriture sur la base de mesures du corps entier et des analyses de ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres. Les mesures du corps entier de collégiens de Bâle et de Genève ont, dans la plupart des cas, révélé une activité de ^{137}Cs inférieure à 10 Bq/kg (max. 31 Bq/kg). Pour la première fois, on a également analysé des classes d'élèves du Tessin. Ces analyses ont révélé des concentrations un peu plus élevées que du côté nord des Alpes, avec un maximum de 118 Bq/kg et des valeurs médianes de 26 (Locarno) et de 29 (Lugano). Le ^{40}K naturel est demeuré constant à 3500 Bq/kg chez les femmes et 5000 Bq/kg chez les hommes. Dans les vertèbres, la teneur en ^{90}Sr était de 0.022 Bq/g Ca, dans les dents de lait, de 0.031 à 0.047.

2. Doses d'irradiation externe

2.1. Rayonnement naturel

L'exposition externe vient avant tout du rayonnement cosmique et terrestre. La source des rayonnements terrestres sont les radionucléides naturels présents dans le sol et dans les matériaux de construction. Le rayonnement cosmique dépend de l'altitude, vu qu'il est atténué par l'atmosphère ¹²⁾.

En Suisse, le débit de dose moyen en plein air est voisin de 90 nSv/h, avec des valeurs comprises entre 40 et 230 nSv/h. A l'intérieur des maisons, la dose se situe environ 10% au-dessus de celle en plein air à cause des radionucléides naturels contenus dans les matériaux de construction.

⁹⁾ herbe et denrées alimentaires [chap. 4.3 et 5.1]

¹⁰⁾ mesures ^{14}C [chap. 7.1]

¹¹⁾ radionucléides dans le corps humain [chap. 6.1 et 6.2]

¹²⁾ rayonnement cosmique [chap. 10.3 dans rapport 1999]

<http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/f/index/htm>

2.2. Radioactivité artificielle

La contribution rémanente de l'accident de Tchernobyl d'avril 1986 et des essais atmosphériques des années 60 ne représente actuellement plus que quelques pour-cent de l'exposition externe globale, à l'exception du Tessin avec des contributions rémanentes pouvant atteindre jusqu'à 30% du débit de dose total ¹³⁾.

Des endroits limitrophes des centrales nucléaires de Mühleberg et Leibstadt (rayonnement ¹⁶N du réacteur à eau bouillante), du PSI et du CERN montrent une influence du rayonnement direct de ces installations de quelques 100 nSv/h. Compte tenu du séjour restreint de personnes en ces endroits, les doses de rayonnements sont insignifiantes ¹⁴⁾. La contamination rémanente mentionnée au chapitre 1.4 dans le voisinage de la centrale nucléaire de Mühleberg ne dépasse plus aujourd'hui 3 nSv/h à 1 m au-dessus du sol.

2.3. Aéroradiométrie ¹⁵⁾

Des mesures sont effectuées chaque année à bord d'un hélicoptère à l'aide d'un spectromètre gamma NaI. Le secteur est quadrillé et surveillé à 100 m d'altitude environ. Un programme de traitement des données établit ensuite la carte du rayonnement du territoire étudié. En 2000, les secteurs mesurés ont été le voisinage des centrales nucléaires de Beznau et Leibstadt, de l'PSI et de l'ancienne Centrale Nucléaire Expérimentale de Lucens/VD, diverses régions tessinoises, ainsi que des dépôts de matériaux provenant des chantiers NLFA (tunnel du Gotthard), près d'Amsteg et de Sedrun. Alors que l'environnement de Beznau et de Leibstadt n'a pas révélé de rayonnement accru, on trouve encore et toujours des traces du dépôt intermédiaire contenant des composantes radioactives de l'ancien réacteur de Lucens. Le matériau des chantiers NLFA n'a pas montré de radioactivité accrue. Au Tessin par contre, on a détecté d'autres hot-spots, mais moins actifs que ceux des années précédentes.

3. Irradiation de la population

3.1. Radioactivité naturelle et rayonnement cosmique

La contribution majeure à la dose d'irradiation de la population provient du radon et de ses descendants radioactifs dans les locaux d'habitation et de travail. Le radon est certes un gaz naturel de par

son origine, mais ses fortes concentrations dans les bâtiments sont un 'mal' de civilisation. Les enquêtes réalisées jusqu'en 2000 en Suisse dans environ 40'000 habitations indiquent une moyenne (corrigée) de 75 Bq/m³. La valeur moyenne mentionnée pourrait être surestimée parce que le choix privilégiait les maisons et les régions à risque radon potentiellement accru. C'est pourquoi, le calcul de la dose se base, comme dans les rapports précédents, sur la moyenne de 60 Bq/m³ et sur un séjour moyen de 7000 heures par an dans l'habitation et de 2000 heures par an à la place de travail. Pour des facteurs de dose de $2.44 \cdot 10^{-6}$ respectivement $3.17 \cdot 10^{-6}$ mSv par Bq/ m³ et par heure ¹⁶⁾, on arrive à une dose de radon moyenne de 1.6 mSv par année pour l'ensemble de la population. Sont inclus un supplément de 10% pour le thoron (²²⁰Rn, demi-vie 55s), naturellement radioactif. Dans près de 10% des séjours, la dose est supérieure d'un facteur 5 à la moyenne et dans 5% des séjours environ, d'un facteur de 10. Selon des estimations conservatrices, le radon pourrait être responsable de quelque pour-cent des cas mortels de cancer des poumons.

Les radionucléides naturels parviennent aussi dans notre corps avec la nourriture et occasionnent des doses annuelles moyennes de l'ordre de 0.38 mSv ; environ la moitié provient du ⁴⁰K. Le reste provient des séries d'uranium et de thorium ainsi que des radionucléides cosmogènes tritium, ¹⁴C, ⁷Be, etc. La consommation quotidienne d'un litre d'eau minérale contenant 1 Bq/l de ²²⁶Ra - la valeur limite selon l'OSEC - ajouterait une dose proche de 0.1 mSv/an.

Des radionucléides naturels présents dans le sol contribuent également aux doses de rayonnements externes. Cette contribution dépend fortement des teneurs locales du sol en radionucléides et du mode de vie. Le rayonnement naturel en plein air se situe, dans les régions habitées de Suisse, entre 0.35 et env. 0.8 mSv/an. A quoi s'ajoute le rayonnement cosmique qui augmente en fonction de l'altitude (p. ex. 0.35 mSv/an à Locarno, 0.4 à Zurich et 0.75 à St-Moritz). A l'intérieur, la dose est supérieure d'environ 10% à celle en plein air. Au total, la population suisse est soumise annuellement à près de 3 mSv d'origine naturelle.

.....
¹³⁾ mesures du débit de dose [chap. 3.1 et 3.2]

¹⁴⁾ centrales nucléaires [chap. 8.3]

¹⁵⁾ aéroradiométrie [chap. 3.3]

.....
¹⁶⁾ Rapport 1993, p. B.2.3

Sources de rayonnement naturel (mSv/an)

Source	Moyenne	Domaine
Rayonnement externe	0.9 ¹⁷⁾	0.5 - 2.0
Aliments	0.4 ¹⁸⁾	0.2 - 0.5
Habitations (radon)	1.6	0.3 - plus de 20 ¹⁹⁾
Somme	3	1 à plus de 20

3.2. Doses induites par la civilisation

La part prépondérante des **rayonnements externes** provient des applications médicales et des sources dites faibles, ainsi que de l'exposition professionnelle aux rayons dans les centrales nucléaires, l'industrie, le commerce, les services publics, la recherche et la médecine.

La contribution de la radioactivité artificielle à l'irradiation externe ne peut être estimée que de façon approximative. En cas de séjour permanent en plein air, la dose serait de 0.01 et 0.5 mSv par an. Cette grande dispersion est la conséquence des différences régionales quant au dépôt de ¹³⁷Cs consécutif à l'accident de Tchernobyl. Les centrales nucléaires suisses, l'PSI et le CERN n'y contribuent pas de façon significative.

Les radionucléides artificiels incorporés avec la nourriture - ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr surtout - occasionnent une **irradiation interne**. Des mesures du corps entier de collégiens, ont mis en évidence des doses de ¹³⁷Cs de 0.3 (Genève et Bâle) et 1 (Tessin) micro-Sv par année.

De manière générale, la dose de **radioactivité artificielle** – médecine et sources faibles exclues – de la majorité de la population est de 0.01 à 0.05 et, exceptionnellement jusqu'à 0.1 mSv par année.

Sources de rayonnement artificiel (mSv/an)

Source	Moyenne	Domaine
Médecine	Diagnostic par rayons X ²⁰⁾	1
	Médecine nucléaire ²¹⁾	0.04
Sources faibles	Objets et biens de consommation contenant des substances radioactives ²²⁾	0.1
Radioactivité artificielle à large échelle	Tchernobyl	0.01
	Retombées d'essais nucléaires	< 0.01
	⁸⁵ Kr de retraitement	0.02
Immissions radioactives	Entreprises et centrales nucléaires	≈ 0
Exposition professionnelle	64'303 personnes professionnellement exposées ²³⁾	jusqu'à 0.015
		< 20 (97.8% < 1)

Quelques exemples (mSv/an)		
¹³⁷ Cs dans le lait	1 l/jour avec 20 Bq/l (=VT)	0.05
¹³⁷ Cs dans les champignons	200 g/semaine avec 600 Bq/kg	0.09
²²⁶ Ra dans l'eau minérale	1 l/jour avec 1 Bq/l (=VL)	0.08
¹⁴ C dans les légumes	200 g/jour (des environs de SVA Bâle ²⁴⁾)	0.002
³ H dans l'eau de pluie (utilisée comme eau potable)	2.2 l/jour (des environs d'une entreprise traitant du tritium)	0.01
Rayonnement direct à proximité d'une centrale nucléaire	1 h/jour à la clôture de la centrale	0.1

VT = valeur de tolérance (OSEC)

VL = valeur limite (OSEC)

¹⁷⁾ Dont rayonnement cosmique: 300 m 0,5 mSv/an. Un vol Suisse-Amérique du Nord, dose supplémentaire de 0.04 mSv; pour le personnel volant et les personnes voyageant fréquemment en avion, dose supplémentaire moyenne de 3 mSv/an [1999; 10.3].

¹⁸⁾ Dont en microSv par an: ⁴⁰K = 200; ⁸⁷Rb = 6; ³H = 0,01; ⁷Be = 3; ¹⁴C = 12; ²²Na = 0,2 U, Th et Ra = 30; ²¹⁰Pb + ²¹⁰Bi + ²¹⁰Po = 120 micro-Sv/an.

¹⁹⁾ Plus de 20 mSv/an dans 2% des maisons analysées.

²⁰⁾ Nouveau sondage 1996/99 de l'IRA/OFSP [10.1]

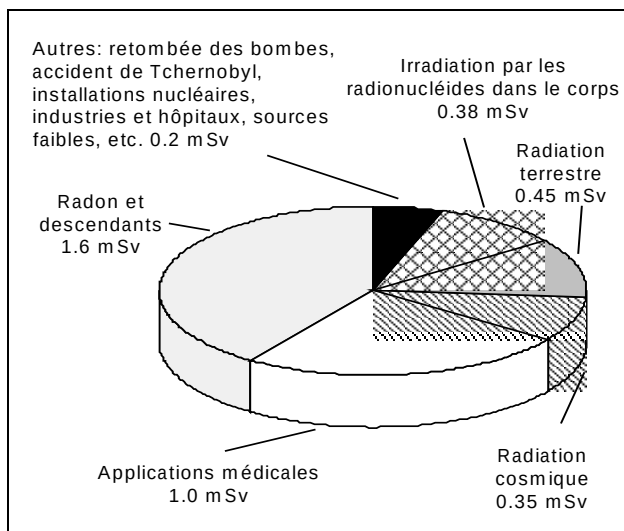
²¹⁾ Sondage de 1989/90, J. Roth, Hôp. Cant. BS

²²⁾ Par ex. montres avec aiguilles luminescentes à base de tritium, radionucléides naturels dans carrelage, Th dans manchons à incandescence ou céramique dentaire, avertisseurs de fumée à ionisation, ²¹⁰Po dans fumée de cigarettes, etc.

²³⁾ Centrales nucléaires, médecine, recherche, industrie et administration publique

²⁴⁾ Usine d'incinération de déchets spéciaux, Bâle-Ville

Contributions moyennes à l'exposition aux rayonnement de la population suisse (dose globale: 4 mSv/an)



Préfixes et leurs significations

10^{-15}	fBq	femto
10^{-12}	pBq	pico
10^{-9}	nBq	nano
10^{-6}	μ Bq	micro
10^{-3}	mBq	milli

10^3	kBq	kilo
10^6	MBq	Mega
10^9	GBq	Giga
10^{12}	TBq	Tera
10^{15}	PBq	Peta

Définitions, unités et prescription

La radioactivité est une propriété des atomes instables de modifier leur noyau (désintégration radioactive) lors de leur transition vers un état de plus grande stabilité en émettant un rayonnement (ionisant) caractéristique sous la forme de particules alpha ou bêta ainsi que de photons gamma. La radioactivité naturelle fait depuis toujours partie de notre environnement. La radioactivité artificielle est libérée lors des explosions d'armes nucléaires, mais peut aussi provenir des installations nucléaires ainsi que des industries et des hôpitaux qui manipulent des radionucléides.

La radioactivité d'une substance s'exprime en Becquerel (Bq). 1 Bq correspond à une désintégration par seconde. Pour les préfixes et leur signification, voir tableau ci-dessus. Dans le passé, l'unité Curie (Ci) était couramment utilisée (1 nCi = 37 Bq resp. 1 Bq = 27 pCi).

Pour apprécier **le risque lié aux rayonnements** envers la population, on détermine la **dose efficace** en mSv ou en μ Sv. Cette grandeur tient compte de la sensibilité spécifique des organes humains et de la nocivité particulière des différents types de rayonnements. La dose efficace se détermine comme suit : en premier lieu on calcule la dose absorbée, i.e. l'énergie absorbée par l'organe cible. A l'aide de facteurs de pondération, les doses aux différents organes sont converties en doses au corps entier impliquant le même risque. La somme de ces doses équivalentes au corps entier représente la dose efficace. Ces différentes étapes ainsi que les facteurs de pondération correspondants sont précisés à la page C-2.

Conformément à **l'ordonnance sur la radioprotection** (ORaP), les doses à la population liées à la radioactivité de l'environnement et à la civilisation - à l'exclusion toutefois du radon et des applications médicales - ne doivent pas dépasser 1 mSv par an et celles aux personnes exposées professionnellement 20 mSv par an. Pour l'air et l'eau du domaine public, l'ordonnance fixe des limites d'impact, dont l'épuisement pour une charge permanente de l'eau potable et de l'air entraînerait chacun 0.2 mSv par an. Le rayonnement direct ne doit pas donner lieu en dehors de l'enceinte de l'entreprise à des doses ambiantes excédant, par année, 1 mSv dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et 5 mSv dans tout autre endroit public. Des valeurs limites et de tolérance pour les radionucléides dans les denrées alimentaires sont publiées dans l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Du point de vue de la radioprotection, la valeur limite est essentielle, tandis que la valeur de tolérance traduit simplement un critère de qualité, qui ne signifie cependant aucun risque radiologique. L'émission de substances radioactives se fait de manière contrôlée dans l'environnement, selon les limites de rejets fixées par les autorités qui délivrent l'autorisation. A titre d'exemple, les limites de rejets pour les installations nucléaires sont fixées de sorte qu'aucun riverain ne puisse recevoir une dose additionnelle supérieure à 0.2 mSv par an. Pour le gaz radon, une valeur limite de 1000 Bq par m^3 s'applique aux locaux d'habitation et aux séjours. En cas de dépassement de cette valeur limite, les bâtiments doivent être assainis. Pour les constructions nouvelles ou celles en transformation, une valeur directrice de 400 Bq/ m^3 ne doit pas être dépassée.

A

Environmental Radioactivity and Radiation Doses in Switzerland in 2000: Summary

H. Völkle

Environmental Radioactivity Section (SUER)
Swiss Federal Office of Public Health (FOPH / BAG)
Chemin du Musée 3, CH-1700 FRIBOURG

(For further information: tel. +41 26 300 9161; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Summary ¹⁾

This Part of the Report summarises the results obtained from monitoring radioactivity in the environment in 2000. Chapter 1 deals with environmental radioactivity, Chapter 2 with external radiation and Chapter 3 with the population's radiation doses.

In deciding on the programme of measurements, the sampling stations and the analytical techniques, an effort is made to maximise redundancy in order to encompass all sources of natural and artificial radiation and to give proper consideration to all possible transport and enrichment processes in the environment. What is involved is thus more than a straightforward monitoring programme, since it also includes interdisciplinary research projects.

The population's radiation doses are calculated using the models contained in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance (StSV, Strahlenschutzverordnung) of 1994 (as amended in 2000), which is based on the recommendations of the International Commission for Radiological Protection (ICRP) and applies for people who may be considered as average members of the population in terms of their lifestyle and nutritional habits.

The ICRP recommends a way of catering for the risk resulting from radiation that is not distributed evenly: risk factors are established for the various irradiated human organs and these take into account the reduction in life expectancy (premature death) or the quality of life or sufferings of genetic origin. These risk factors are derived primarily from investigations carried out on the survivors of the atomic bombs dropped on Hiroshima and Nagasaki. The working assumption is that radiation damage increases proportionately from the lowest dose range up to high dose levels. There is no available means of verifying this assumption for the low end of the dose range. It is largely based on

the recognised fact that small doses can also cause cell damage, and it makes sense to add these to the spontaneous damage that exists anyway, triggering spontaneous occurrences of cancer.

In Switzerland, both the values for radioactivity in the environment and the population's radiation doses from artificial radiation sources have to date always been way below the statutory limits, and the corresponding radiation risk is thus low. The situation is different as far as radon, a radiation source occurring naturally, is concerned, and its higher values in residential buildings (see chapter 2) are probably responsible for a few percent of the lung-cancer deaths in Switzerland.

1. Radioactivity in the environment

1.1. Atmosphere ²⁾

The artificial radionuclides in the atmosphere, ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu and ²⁴¹Am, have diminished still further and, insofar as they are still detectable at all, they are now only found in trace amounts. ⁸⁵Kr from the reprocessing of nuclear fuels is on the increase, with a mean value of 1.3 Bq/m³. Tritium (³H) reaches values of up to approximately 10 Bq/m³ in atmospheric moisture in the near vicinity of tritium-processing plant. This corresponds to 1% of the limit value for ambient concentrations laid down in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance.

In the air - especially inside buildings - the principal component of radioactivity comes from the natural inert gas **radon** ³⁾ and its radioactive decay nuclides. These are liable to trigger lung cancer through their alpha radiation. The Swiss radon database now contains measurements from some 41 000 residential buildings (with a total of 76 000 measurements, 45 000 of them in rooms regularly occupied). To date, 1750 values have been recorded above the guideline value (400 Bq/m³)

¹⁾ **References** to chapters in Part B of the present Report or to earlier annual reports are contained in square brackets; references to Part A are in round brackets. **Units** are listed on page A23.

²⁾ For atmosphere, see: sections [4.1] and [7.1]; for Pu and Am: see section [7.2].

³⁾ Radon, see section [2]

and 510 above the limit value (1000 Bq/m³). By the end of 2004 nearly all the Swiss cantons will have determined their radon-affected areas (which are defined as areas with a mean value greater than 200 Bq/m³ or a single measurement in excess of the limit value). Higher radon concentrations occur especially in the cantons of Graubünden (Grisons), Ticino (Tessin), Neuchâtel (Neuenburg) and Jura, with isolated occurrences in the Swiss Mittelland. The corrected and weighted mean for Switzerland as a whole is 75 Bq/m³. Dwellings with higher radon values have remedial building work performed on them.

1.2. Precipitation ⁴⁾

In precipitation, it is **tritium** (³H) that predominates and today it still has a few Bq/l. At locations directly affected by industrial operations and nuclear facilities, it can climb to 10 Bq/l. The natural component, produced by cosmic radiation, is a few tenths of a Bq/l. In the immediate vicinity of plant processing tritium or incinerating waste, values of up to a few thousand Bq/l have been recorded. For water to which the public has access, the ambient concentration limits laid down in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance is 12 000 Bq/l; the tolerance value for drinking water laid down in the Swiss Federal Ordinance on Food Contents and Contaminants ("*FIV*", *Fremd- und Inhaltsstoffverordnung*) is 1000 Bq/l.

Other **artificial radionuclides**, such as ¹³⁷Cs recorded less than 0.02 Bq/l in all the monthly samples. Naturally-occurring ⁷Be was at less than 1 Bq/l.

1.3. Aquatic systems

The **tritium content** of rivers is also a few Bq/l. In the industrialised regions and in the river Doubs near St-Ursanne, there are detectable effects from local emission sources. Tritium pollution from the clock and watch industry in and around La Chaux-de-Fonds has declined in recent years, since waste containing tritium is now collected and less of it thus makes its way into the regional waste-incineration facilities.

In the rivers Aare, Rhine, Rhone and Ticino and in Lake Lugano, only trace amounts of ¹³⁷Cs and, in some instances, ⁶⁰Co of up to 0.02 Bq/l were found in 2000, along with naturally-occurring radionuclides. Upstream from the nuclear installations, the only artificial radionuclide to be detected was ¹³⁷Cs from fallout and Chernobyl ⁵⁾.

Sediment samples taken from the rivers downstream of the nuclear installations and in Lake

Lugano make it possible to draw up a balance of the liquid discharges from the nuclear-power stations (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁵⁸Co, ⁶⁵Zn and ¹³⁷Cs) and the contribution due to the Chernobyl reactor accident ⁶⁾.

Effluents from the **sewage works** serving the larger conurbations show isolated traces of ¹³¹I from nuclear medicine and also tritium values of up to nearly 2000 Bq/l; the latter are derived from industrial applications and clocks or watches containing tritium disposed of as household waste. At the waste-incineration facility in La Chaux-de-Fonds the amount of tritium discharged has declined steadily in recent years and was down at a level of 4.2 TBq in 2000. In the same year, 64.8 TBq of ³H were still being processed by industrial operations in the town of La Chaux-de-Fonds ⁷⁾.

1.4. Soil ⁸⁾

In the soil, which is a good integrator for all air-borne deposits, the natural decay series of uranium (25-60 Bq/kg) and thorium (15-40 Bq/kg) vary according to the geological substrate. In the case of ⁴⁰K (200-1000 Bq/kg), which is also a naturally-occurring isotope, the application of potassium fertilisers also plays a part. The artificial radionuclides display regional differences too, and these are linked to the fallout from the atmospheric nuclear-weapons tests and the Chernobyl reactor accident. The ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr and **Pu** values are higher in the central and southern Alpine ranges (and in parts of the Jura) than they are in the Swiss Mittelland. The Chernobyl component here has a more heterogeneous distribution than that from the weapons fallout, which is related to the different amounts of precipitation at the time of the reactor accident. The most strongly affected districts were Canton Ticino and the southern valleys of Canton Graubünden and, to a lesser extent, Canton Jura and parts of northeast Switzerland. No evidence was found of the soil being affected by the nuclear installations – with one exception (⁶⁰Co at the Mühleberg nuclear power station, with values up to 2 Bq/kg). Amongst the artificial alpha sources, ^{239/240}Pu caused between 0.08 and 2.0 Bq/kg dry matter and ²⁴¹Am between 0.03 and 0.8 Bq/kg, with the values measured in the Swiss Mittelland being lower than those in the Jura and Alps. The ²³⁹Pu/²³⁸Pu ratio is around 35:1.

⁴⁾ Precipitation, see sections [4.1], [7.1] and [9.1].

⁵⁾ See sections [4.2] and [4.4]

⁶⁾ See sections [4.2] and [4.4]

⁷⁾ See sections [4.2] and [9.1]

⁸⁾ Soil, see sections [4.3] and [7.2].

1.5. Plants and food ⁹⁾

In samples of grass and foodstuffs, it was the naturally-occurring ^{40}K that dominated. Artificial radionuclides, such as ^{137}Cs or ^{90}Sr from the Chernobyl reactor accident and the nuclear-weapons tests, which the plants assimilate through their roots, have now declined to trace levels only. There is no discernible evidence of any effect from the Swiss nuclear power stations or research facilities. The regional distribution of radioactivity matches the pattern for the soil, with up to 100 Bq/kg dry matter for ^{137}Cs in Ticino and the southern valleys of Canton Graubünden and up to just over 40 Bq/kg dry matter for ^{90}Sr in Ticino and the Alps. In **Milk**, the ^{137}Cs content was consistently below 2 Bq/l (with the exceptions of Ticino, with a maximum of 28 Bq/l, and the southern valleys of Canton Graubünden, with a peak of 4 Bq/l). The ^{90}Sr content in milk in the Swiss Mittelland and Jura was between 0.04 and 0.09 Bq/l; in the Alps, the range was 0.07 to 0.45; and in Ticino it lay between 0.12 and 0.40. Samples of cereals yielded less than 0.8 Bq/kg for ^{137}Cs and between 0.2 and 0.8 Bq/kg for ^{90}Sr .

Amongst indigenous **fungi**, gypsy mushrooms (*Rozites caperata*) and bay-coloured boletes (*boletus badius*) are sometimes still showing higher values, although with a slight downwards trend. In 2000, only two values were measured above the tolerance limit of 600 Bq ^{137}Cs /kg. Some imported fungi harvested in the wild also still contain detectable amounts of ^{137}Cs ; none of the measurements, however, exceeded the tolerance limit, which may be explained, inter alia, by the fact that, since October 1999, radioactivity certificates have been required for imported fungi.

The measurements made on imported **venison** produced ^{137}Cs values of up to 98 Bq/kg, but most of the measurements, however, were below 20 Bq/kg. **Fresh-water fish** imported from Eastern Europe had values between 2 and 60 Bq/kg.

Swiss and imported **mineral waters** continue to be inspected for natural radioactivity. All the mineral waters tested in the trade and restaurants satisfy the statutory limits laid down in the Swiss Federal Ordinance on Food Contents and Contaminants ("FIV"); see Section 1.

1.6. Carbon-14 in plants ¹⁰⁾

^{14}C is taken up by plants when they assimilate carbon dioxide from the atmosphere during their growth phase. In the 1960s, the nuclear-weapons tests led to a doubling compared with natural ^{14}C . Today, its share is still around 94 ‰. Foliage from

trees in the vicinity of the nuclear power stations shows a further increase of 6 to 133 ‰, those from Basel up to 100 ‰. The natural ^{14}C component in plants, which is caused by cosmic radiation amounts to 227 Bq/kg C and leads to 0.013 mSv per annum. The increased levels measured in the vicinity of boiling-water reactors and in Basel led to an additional dose of a few thousandths of a mSv per annum.

1.7. Radionuclides in the human body ¹¹⁾

Whole-body measurements and ^{90}Sr determinations in milk teeth and vertebrae are used to establish the actual uptake of radionuclides with food. Whole-body measurements performed on grammar-school students in Basel and Geneva showed ^{137}Cs activity generally below 10 Bq/kg (with a maximum of 31 Bq/kg). For the first time, school classes from Ticino were also examined. These were found to have somewhat higher values than those observed north of the Alps, with a maximum of 118 Bq/kg and medians of 26 (in Locarno) and 29 (in Lugano). The natural level of ^{40}K remains unchanged at around 3500 Bq in women and 5000 Bq in men. The ^{90}Sr level in human vertebrae was 0.022 Bq/g Ca and in milk teeth it ranged between 0.031 and 0.047.

2. External radiation doses

2.1. Natural radiation

The principal contributions to the external radiation dose come from terrestrial and cosmic radiation. The first of these comes from natural radionuclides in the soil and in building materials; the second depends on altitude above sea-level since it is attenuated through the atmospheric layer that shrouds the Earth ¹²⁾.

The mean outdoor dose rate in Switzerland is around 90 nSv/h and varies within a range of 40 to 230 nSv/h. The indoor dose is around 10% higher than the outdoor one on account of the natural radionuclides in building materials.

2.2. Artificial radioactivity

Today, the radioactive fallout from the Chernobyl reactor accident of April 1986 and the atmospheric nuclear-weapons tests accounts for only a few percent of the external dose rate, with the only exception being Canton Ticino, where this contribution still amounts to up to 30% ¹³⁾.

⁹⁾ Grass/food, see sections [4.3] and [5.1]

¹⁰⁾ ^{14}C measurements, see section [7.1]

¹¹⁾ Radionuclides in the human body, see sections [6.1] and [6.2]

¹²⁾ Cosmic radiation, see also the 1999 Annual Report, section [10.3]:

<http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹³⁾ Dose measurements, see sections [3.1] and [3.2]

There are a few places right next to the perimeter fences around the nuclear power stations in Mühleberg and Leibstadt (^{16}N radiation from the boiling-water reactor), the PSI and CERN where values of up to a few hundred nSv/h occur at times as a result of direct radiation. Since people spend so little time in such locations, the resultant individual doses are insignificant ¹⁴⁾. The contamination that occurred in the past near Mühleberg nuclear power station (referred to in 1.4) today still causes up to 3 nSv/h at 1 m above ground level.

2.3. Aerial radiometry ¹⁵⁾

Every year, a NaI gamma spectrometer mounted onboard a Swiss army helicopter is used to measure selected regions from the air. The areas under investigation are flown over at an altitude of approximately 100 m in a grid pattern of parallel trajectories. The evaluation program then generates a radiation map of the territory flown over. The areas surveyed in 2000 were the neighbourhoods of the nuclear power stations in Beznau and Leibstadt, the former *Centrale Nucléaire expérimentale* in Lucens (CNL) and various districts in Ticino; aerial radiometry was also conducted above the tailings dumped near Amsteg and Sedrun from the tunnelling work on the new trans-alpine railway route (NEAT), i.e. the Gotthard Base Tunnel. Whereas no increased radiation was detected near the operational nuclear power stations, there is still a measurable amount of radiation being given off in Lucens by a container with components from the dismantled reactor. The tunnelling tailings from the NEAT project showed no increased radioactivity. In Ticino, on the other hand, further hot spots were discovered, although with a lower level of activity than those of previous years.

3. Population radiation dose

3.1. Natural and cosmic radiation

The biggest single radiation-dose contribution comes from radon and its decay products in residential and work premises. In terms of its origin, this radiation is natural, but the increased concentrations to which people are subjected indoors are caused by civilisation. Surveys carried out in around 40 000 residential buildings up until the year 2000 resulted in a weighted arithmetical mean of 75 Bq/m³. If anything, it seems likely that this estimated value is higher than the real situation, given the deliberate selection of houses and regions with potentially higher radon levels. For the population's average radon dose, the realistic mean figure of 60 Bq/m³, as published in earlier reports,

¹⁴⁾ Measurements in the neighbourhood of nuclear power stations, see section [8.3]

¹⁵⁾ For aerial radiometry see section [3.3]

continues to be assumed. Working on the assumptions that a person spends 7000 hours at home every year and 2000 hours at his or her place of work and that the dose factors are $2.44 \cdot 10^{-6}$ and $3.17 \cdot 10^{-6}$ mSv per Bq/m³ per hour for these two places respectively ¹⁶⁾, then the resulting mean radon dose for the Swiss population is 1.6 mSv per annum. This figure includes a 10% allowance for the short-lived natural radioactive inert gas **thoron** (^{220}Rn). In around 10% of residential accommodation, the dose is around five times higher than this mean, and in around 5% it is ten times higher. According to conservative estimates, radon is likely to be responsible for a few percent of lung-cancer deaths.

Naturally occurring radionuclides also make their way into the body in food and lead to mean annual doses of around 0.38 mSv, whereby ^{40}K accounts for about half of this. The rest comes from the nuclides of the natural decay series of uranium and thorium as well as from the cosmogenic radionuclides, tritium, ^{14}C , ^7Be , etc. The daily consumption of a litre of mineral water with 1 Bq/l ^{226}Ra (the limit value for that isotope according to the Swiss Federal Ordinance on Food Contents and Contaminants, "FIV") results in an additional dose of approximately 0.1 mSv p.a.

Naturally occurring radionuclides in the soil also contribute to the external radiation dose. Their actual contribution depends very much on the local radionuclide content of the soil and people's living habits. The natural terrestrial radiation dose outdoors in populated regions of Switzerland lies in the range of 0.35 to approximately 0.8 mSv per annum. Added to this is the contribution from cosmic radiation, which increases with altitude above sea-level; examples are: Locarno = 0.35, Zurich = 0.4 and St. Moritz = 0.75 mSv per annum. Inside dwellings, the dose is roughly 10% higher than outdoors. The total annual dose from natural sources is around 3 mSv.

¹⁶⁾ Cf. Annual Report for 1993, page B.2.3

Natural radiation sources (mSv p.a.)

Source	Mean	Value range
External radiation	0.9 ¹⁷⁾	0.5 – 2.0
Food	0.4 ¹⁸⁾	0.2 – 0.5
Radon in the home	1.6	0.3 – > 20 ¹⁹⁾
Total	3	1 – > 20

3.2. Doses caused by artificial radioactivity

The contribution to the external dose comes mainly from **medical applications** and the so-called “**minor sources**” as well as from exposure to radiation at the place of work in nuclear power stations, industries, commerce, public services, research and medicine. It is not possible to do more than give an approximate indication of the contribution that artificial radionuclides in the soil make to the external dose. Working on the basis of conservative assumptions, a person spending the whole time outdoors receives between 0.01 and 0.5 mSv per annum. This large scatter band is a result of the regional differences in the ¹³⁷Cs deposits following the Chernobyl reactor accident. The Swiss nuclear power stations, the PSI and CERN do not make any significant contribution.

The **internal radiation dose** comes mainly from artificial radionuclides (principally from ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr) in food. Whole-body measurements made on school classes showed doses of incorporated ¹³⁷Cs ranging from 0.3 micro-Sv per annum (Geneva and Basle) up to 1 micro-Sv per annum (Ticino).

Taken as a whole, the annual radiation dose for the majority of people living in Switzerland caused by **artificial radioactivity** (but excluding medicine and minor sources) lies within the range of 0.01 to 0.05 mSv; in individual cases, it is up to 0.1 mSv p.a.

Artificial radiation sources (mSv p.a.)

Source		Mean	Value range
Medicine	X-ray diagnosis ²⁰⁾	1	0 – 30
	Nuclear medicine ²¹⁾	0.04	0 – 80
"Minor sources"	Radioactive substances in utilitarian objects and consumer goods ²²⁾	0.1	0 - ?
Artificial radioactivity distributed on a large scale	Chernobyl	0.01	Up to 0.5
	Fallout from nuclear weapons	< 0.01	
	⁸⁵ Kr from nuclear reprocessing	0.02	
Radioactive immissions	Industrial operations and nuclear installations	≈ 0	Up to 0.015
Exposure to radiation at the workplace	64 303 individuals exposed to radiation on account of their occupation ²³⁾	0.09	< 20 97.8% <1

Selected examples (mSv p.a.):

¹³⁷ Cs in milk	1 l/day with 10 Bq/l (= tolerance value)	0.05
¹³⁷ Cs in wild fungi	200 g/week with 600 Bq/kg (= tolerance value)	0.09
²²⁶ Ra in mineral water	1 l/day with 1 Bq/l (= limit value)	0.08
¹⁴ C in vegetables	200 g /day of vegetables from the neighbourhood of the Basel-Stadt hazardous-waste incineration facility ²⁴⁾	0.002
³ H in rainwater used as drinking water	2.2 l/day from the neighbourhood of a tritium-processing plant	0.01
Direct radiation (vicinity of nuclear power stations)	1 hour/day at the perimeter fence of the Leibstadt nuclear power station	0.1

¹⁷⁾ Including 0.35 mSv p.a. due to cosmic radiation at 300 m. A single flight between Switzerland and North America results in an additional 0.04 mSv; on average, airline crews and frequent fliers are subject to approximately 3 mSv p.a. on top of this; cf. Annual Report for 1999, section [10.3]: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹⁸⁾ Including the following in micro-Sv per year: ⁴⁰K = 200; ⁸⁷Rb = 6; ³H = 0.01; ⁷Be = 3; ¹⁴C = 12; ²²Na = 0.2; U, Th and Ra = 30; ²¹⁰Pb + ²¹⁰Bi + ²¹⁰Po = 120 micro-Sv p.a.

¹⁹⁾ In excess of 20 mSv p.a. in 2% of the dwellings investigated.

²⁰⁾ IRA/FOPH survey 1996-99; cf. Annual Report for 1999, section [10.1]; <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

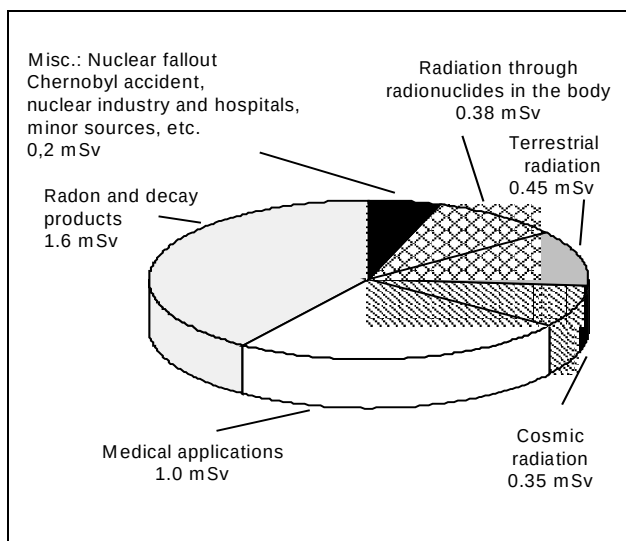
²¹⁾ 1989/90 survey by J. Roth, Kantonsspital Basel-Stadt

²²⁾ Examples include clocks/watches with tritium fluorescent digits, natural radionuclides in tiles, thorium in fluorescent lights or dental ceramics, ionising smoke detectors, ²¹⁰Po in cigarette smoke, etc.

²³⁾ In nuclear power stations, medicine, research, industry and public services. Source: FOPH Dosimetry Report for 2000, see (in German): <http://www.admin.ch/bag/strahlen/eks/d/taetig.htm>

²⁴⁾ The Basel-Stadt hazardous-waste incineration facility

Mean radiation exposure of the Swiss population in mSv p.a. (Total: 4 mSv p.a.)



Prefixes and their meaning

10^{-15}	fBq	femto
10^{-12}	pBq	pico
10^{-9}	nBq	nano
10^{-6}	μ Bq	micro
10^{-3}	mBq	milli

10^3	kBq	kilo
10^6	MBq	Mega
10^9	GBq	Giga
10^{12}	TBq	Tera
10^{15}	PBq	Peta

4. Definitions, units and regulations

Radioactivity is a property of instable atomic nuclei to change (undergoing radioactive decay) without external influences, and, in the process, to emit a characteristic (ionising) radiation in the form of alpha or beta particles as well as gamma quanta. Natural radioactive substances have always been present in the environment; artificial ones are released in nuclear-weapons explosions, but may also originate from nuclear power stations or factories or hospitals that process radionuclides.

The unit used for indicating the **radioactivity** of a substance is the becquerel (Bq). One becquerel corresponds to a single radioactive decay per second. The various prefixes that are used and their meanings are indicated in the table above. In the past, a unit called the "Curie" (Ci) used to be used; 1 nCi = 37 Bq and 1 Bq = 27 pCi.

In order to be able to assess the population's **radiation risk**, the **effective dose** is determined in millisieverts (mSv) or microsieverts (μ Sv). This takes into consideration the fact that the various organs of the human body have different radiation sensitivities and that the various types of radiation have different biological effects. Determination of the effective dose starts with the radiation energy absorbed in the individual organs (*energy dose*). This is then weighted with a factor which considers the ionising density of the radiation (*radiation weighting factors*). In order to arrive at the effective dose, the individual doses of all irradiated organs are added together and weighted in accordance with their radiation sensitivity (*tissue weighting factors*). This provides us with a theoretical whole-body dose, which causes the same radiation risk as the individual organ doses. Each of the intermediate steps (energy dose, equivalent dose), as well as the weighting factors used are explained on page C-1.

The Swiss **Federal Radiological Protection Ordinance** ("StSV" *Strahlenschutzverordnung*.) states that the doses for the population resulting from radioactivity caused by civilisation and radiation in the environment should not exceed 1 mSv per annum - a figure which does not include radon and medical applications. For people exposed to radiation as a result of their occupation, it lays down a maximum figure of 20 mSv per annum. It also establishes limit values for ambient concentration in the atmosphere and water in places accessible to the public. If such limits are used to the full in terms of a continuous load in drinking water and the air breathed, they result in an additional approximately 0.2 mSv per annum each. For direct radiation, a limit of 5 mSv per annum applies to ambient doses in places accessible to the public, and 1 mSv per annum applies in the home, at the place of work and in other buildings where people congregate. Tolerance and limit values for radionuclides in food are published in the Swiss Ordinance on Food Contents and Contaminants ("FIV", *Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe*). What is of relevance from the radiological-protection point of view is the limit value, whereas the tolerance value represents a purely qualitative criterion and does not, of itself, constitute a radiation risk. Radioactive substances may only be released into the environment in a controlled manner, and the licensing authority lays down discharge limits. For the nuclear power stations, for instance, these are chosen in such a way that no person in the immediate vicinity can be subject to an additional dose in excess of 0.2 mSv per annum. For radon gas, the maximum value applicable to residential accommodation and other buildings in which people congregate is 1000 Bq/m³. If this maximum is exceeded, then remedial work must be performed on the buildings concerned. For new or converted buildings, the guideline value of 400 Bq/m³ should not be exceeded.

A

Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera nel 2000: Riassunto

H. Völkle

Sezione sorveglianza della radioattività (SUER)
Ufficio federale della sanità pubblica, Chemin du Musée 3, 1700 FRIBOURG
(Informazioni: tel. 026 / 300 91 61; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Riassunto ¹⁾

Questo capitolo costituisce un riassunto degli esiti della sorveglianza della radioattività ambientale nel 2000. Capitolo 1: radioattività ambientale. Capitolo 2: irradiazione esterna. Capitolo 3: dosi d'irradiazione della popolazione.

Programma di misura, punti di prelievo dei campioni e procedimenti d'analisi sono scelti in modo da ottenere un numero possibilmente elevato di dati, al fine di includere tutte le fonti naturali e artificiali di radioattività e di considerare tutti i modi possibili di trasporto e di arricchimento nell'ambiente. Al di là del semplice monitoraggio, il programma include perciò anche progetti di ricerca interdisciplinari.

Per calcolare le dosi d'irradiazione della popolazione, sono stati applicati i modelli e i fattori di dose indicati nell'Ordinanza federale sulla radioprotezione (ORaP) del 1994 (revisione nel 2000), che si fondano a loro volta sulle raccomandazioni della Commissione internazionale di radioprotezione (ICRP) e si riferiscono a persone con abitudini alimentari e di vita corrispondenti alla media.

Per valutare il rischio dovuto ad un'irradiazione non uniforme, la ICRP propone, per gli organi del corpo umano diversamente irradiati, fattori di rischio che tengono in considerazione la riduzione della speranza di vita (morte prematura), il deterioramento della qualità di vita (cancro) nonché le affezioni dovute a malformazioni genetiche. Tali fattori di rischio sono frutto, principalmente, delle ricerche svolte sui superstiti dei bombardamenti di Hiroshima e Nagasaki e si fondano sull'ipotesi che il danno dovuto all'irradiazione cresca proporzionalmente alla dose. Al margine inferiore della scala dei valori di dose, quest'ipotesi non è tuttavia verificabile e si fonda in ampia misura sul fatto riconosciuto che anche dosi modeste danneggiano le cellule. È dunque ragionevole sommare tali danni a quelli che insorgono e causano il cancro spontaneamente.

Finora, nel nostro Paese, le misure relative alla radioattività ambientale e alle dosi d'irradiazione

della popolazione da fonti radioattive artificiali sono sempre risultate assai inferiori ai limiti legali e il rischio d'irradiazione che ne deriva è di poca entità. Diversa è la situazione per quanto concerne il radon, fonte radioattiva naturale, alla cui concentrazione eccessiva in locali abitati (v. cap. 2) si devono probabilmente alcuni casi su cento delle morti per cancro ai polmoni in Svizzera.

1. Radioattività ambientale

1.1. Aria ²⁾

La concentrazione dei radionuclidi artificiali nell'aria si è ulteriormente ridotta; del ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu e ²⁴¹Am, non sono ormai accertabili altro che tracce. Tende invece a crescere la concentrazione media del ⁸⁵Kr, proveniente dalla rigenerazione di combustibile nucleare, attualmente pari a circa 1.3 Bq/m³. Nell'umidità dell'aria circostante le aziende di lavorazione del tritio si riscontrano fino a circa 10 Bq/m³ di ³H (1% del valore limite d'immissione secondo l'ORaP).

La componente principale della radioattività dell'aria – particolarmente all'interno degli edifici – è rappresentata dal gas nobile naturale **radon**³⁾ e dai suoi discendenti radioattivi, le cui radiazioni alfa possono causare il cancro polmonare. Nella banca svizzera dei dati sul radon sono attualmente registrati gli esiti di misure svolte in circa 41'000 case (76'000 misure in tutto, di cui 45'000 in locali abitati). Finora si sono riscontrati 1750 valori superiori a quello operativo di 400 Bq/m³ e 510 valori superiori al limite di 1000 Bq/m³. Entro la fine del 2004, la maggior parte dei Cantoni avrà determinato le proprie aree a concentrazione di radon, ossia quelle che presentano una media superiore a 200 Bq/m³ o un valore superiore al limite. Concentrazioni elevate di radon si ritrovano soprattutto nei Cantoni Grigioni, Ticino, Neuchâtel e Giura, ma sono state accertate in singoli casi anche nell'Altopiano. Complessivamente, in Svizzera, la media aritmetica corretta e ponderata della concentrazione nei locali abitati è uguale, secondo i calcoli, a

¹⁾ I **rinvii** a capitoli della parte B o di rapporti annuali precedenti sono indicati tra parentesi quadre, i rinvii alla parte A tra parentesi tonde. Le **unità di misura** sono spiegate alla pagina A17.

²⁾ Aria v. [cap. 4.1 e 7.1; per quanto riguarda il Pu e l'Am, cap. 7.2].

³⁾ Radon v. [cap. 2]

75 Bq/m³. Le case che presentano valori elevati di radon vengono risanate con provvedimenti di tecnica edilizia.

1.2. Precipitazioni ⁴⁾

Nelle precipitazioni predomina il **tritio** (³H), presente ormai in concentrazioni di alcuni Bq/l soltanto, con valori fino a 10 Bq/l nelle aree influenzate da aziende industriali e impianti nucleari. La parte del tritio naturale, proveniente dalla radiazione cosmica, ammonta a pochi decimi di Bq/l. Nelle immediate vicinanze di aziende di lavorazione del tritio o di impianti d'incenerimento si sono misurati valori fino ad alcune migliaia di Bq/l. Conformemente all'OraP, il limite d'immissione del tritio nelle acque pubblicamente accessibili è di 12'000 Bq/l; il valore di tolleranza per le acque potabili secondo l'OEC è di 1000 Bq/l.

La concentrazione degli altri **radionuclidi artificiali**, come il ¹³⁷Cs, è risultata inferiore a 0.02 Bq/l in tutti i campioni mensilmente prelevati. La concentrazione del ⁷Be, di origine naturale, ammontava a meno di 1 Bq/l.

1.3. Acque

L'acqua fiumana presenta anch'essa un **contenuto di tritio** di pochi Bq/l. Nelle regioni industrializzate e nel Doubs presso St.-Ursanne, si osserva l'influsso di emittenti locali. In questi ultimi anni, le immissioni di tritio provenienti dall'industria orologiera nella regione di La Chaux-de-Fonds si sono ridotte, poiché le scorie contenenti tritio vengono raccolte e giungono quindi più raramente nell'impianto regionale d'incenerimento dei rifiuti.

Nel 2000, si sono trovate nei fiumi Aar, Reno, Rodano e Ticino, nonché nel Ceresio – accanto ai radionuclidi naturali – soltanto tracce fino a 0.02 Bq/l di ¹³⁷Cs e, in parte, di ⁶⁰Co. A monte degli impianti nucleari, l'unico radionuclide artificiale accertato è stato il ¹³⁷Cs proveniente dalle ricadute degli esperimenti con armi nucleari e dall'incidente di Cernobil ⁵⁾.

Campioni prelevati nei **sedimenti** fiumani a valle degli impianti nucleari e in quelli del Ceresio consentono di allestire un bilancio delle emanazioni liquide delle centrali nucleari (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁵⁸Co, ⁶⁵Zn e ¹³⁷Cs) da un lato e dell'apporto dell'incidente nel reattore di Cernobil ⁶⁾ dall'altro.

In alcuni casi, nelle acque di scolo degli **impianti di depurazione** delle grandi agglomerazioni si ritrovano tracce dello ¹³¹I usato per la medicina

nucleare e concentrazioni di tritio fino a 2000 Bq/l. Queste ultime provengono da applicazioni industriali o da orologi al tritio inclusi nei rifiuti domestici. Nel corso degli ultimi anni, il deflusso di tritio dall'impianto di depurazione delle acque di La Chaux-de-Fonds è costantemente diminuito, portandosi a 4.2 TBq nel 2000. Nel medesimo anno, 64.8 TBq di tritio sono ancora stati lavorati nelle aziende della città di La Chaux-de-Fonds ⁷⁾.

1.4. Suolo ⁸⁾

Nel suolo, un buon integratore di tutti i sedimenti dell'aria, la concentrazione dei radionuclidi naturali delle catene di decadimento dell'urano (25 a 60 Bq/kg) e del torio (15 a 40 Bq/kg) varia a seconda della struttura geologica del sottosuolo, mentre quella del ⁴⁰K (200 a 1000 Bq/kg), anch'esso naturale, dipende dall'impiego di concimi potassici. Differenze regionali sono riscontrabili anche per quanto riguarda i radionuclidi artificiali, a causa della sedimentazione ineguale della radioattività proveniente dalle esplosioni in superficie di armi nucleari e dall'incidente nel reattore di Cernobil. La concentrazione di ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr e Pu è più elevata nelle Alpi e a Sud delle Alpi (in parte anche nel Giura) che nell'Altopiano. Per effetto del diverso volume delle precipitazioni dopo l'incidente, la ripartizione della radioattività proveniente da Cernobil è assai più eterogenea di quella delle ricadute delle bombe atomiche. Ne sono stati particolarmente colpiti il Ticino e le vallate al Sud dei Grigioni, nonché, in misura minore, il Giura e parti della Svizzera nord-orientale. Con una sola eccezione (fino a 2 Bq/kg di ⁶⁰Co presso la CN di Mühleberg), non si è constatato, nel suolo, alcun influsso delle emissioni di centrali nucleari. Per quanto riguarda gli emettitori alfa, si sono misurati da 0.08 a 2.0 Bq/kg di materia secca di ^{239/40}Pu e da 0.03 a 0.8 Bq/kg di ²⁴¹Am, con valori inferiori nell'Altopiano rispetto al Giura e alle Alpi. Il rapporto tra il ²³⁹Pu e il ²³⁸Pu è del 35:1 circa.

1.5. Piante e derrate alimentari ⁹⁾

Nei campioni di erba e di derrate alimentari prelevati predomina il ⁴⁰K, di origine naturale. I radionuclidi artificiali ¹³⁷Cs (proveniente dall'incidente nel reattore di Cernobil) e ⁹⁰Sr (causato dagli esperimenti in superficie con armi nucleari) che le piante assorbono attraverso le radici, sono accertabili soltanto in tracce. Non è stato riscontrato alcun influsso delle centrali nucleari o degli impianti di ricerca svizzeri. La ripartizione regionale della radioattività nelle piante e derrate alimentari corrisponde a quella nel suolo, con massimi di 100 Bq/kg di materia secca per quanto riguarda il ¹³⁷Cs

⁴⁾ Pioggia v. [cap. 4.1, 7.1. e 9.1.]

⁵⁾ v. [cap. 4.2 e 4.4]

⁶⁾ v. [cap. 4.2 e 4.4]

⁷⁾ v. [cap. 4.2 e 9.1]

⁸⁾ Suolo v. [cap. 4.3 e 7.2]

⁹⁾ Erba e derrate alimentari v. [cap. 4.3 e 5.1]

in Ticino e nelle vallate al Sud dei Grigioni e di 40 Bq/kg di materia secca per lo ^{90}Sr in Ticino e nelle Alpi. Il contenuto di ^{137}Cs nel **latte** è risultato sempre inferiore a 2 Bq/l, tranne che in Ticino (dove si è registrato un massimo di 28 Bq/l) e nelle vallate a Sud dei Grigioni (con un massimo di 4 Bq/l). Il contenuto di ^{90}Sr nel latte era compreso tra 0.04 e 0.09 Bq/l nell'Altopiano e nel Giura, tra 0.07 e 0.45 Bq/l nelle Alpi e tra 0.12 e 0.40 Bq/l in Ticino. Nei campioni di cereali si sono misurati valori inferiori a 0.8 Bq/kg per il ^{137}Cs e tra 0.2 e 0.8 Bq/kg per lo ^{90}Sr .

Tra i **funghi** di provenienza svizzera, gli agarici rugosi e i boleti dei castagni presentano tuttora valori in parte elevati, con tendenza leggermente decrescente. Soltanto in due casi si sono ancora misurate concentrazioni superiori al valore di tolleranza di 600 Bq/kg. Inoltre, la presenza ^{137}Cs è in parte tuttora accertabile nei funghi selvatici importati; non si sono tuttavia riscontrate concentrazioni superiori al valore di tolleranza, anche perché, da ottobre 1999, per l'importazione di funghi è richiesto un certificato sulla radioattività.

Nella **selvaggina** importata si sono riscontrati valori di ^{137}Cs fino a 98 Bq/kg; la maggior parte delle misure era tuttavia inferiore a 20 Bq/kg. I **pesci d'acqua dolce** importati dall'Europa orientale presentavano valori compresi tra 2 e 60 Bq/kg.

Proseguono inoltre le analisi riferite alla radioattività naturale **nelle acque minerali** svizzere e importate. Tutte le acque minerali che si possono acquistare in commercio o nei ristoranti sono conformi ai limiti prescritti dall'Ordinanza sulle sostanze estranee e sui componenti nelle derrate alimentari (OEC); v. capitolo 1.

1.6. Carbonio-14 nelle piante ¹⁰⁾

Le piante assorbono ^{14}C dall'aria quando ne assimilano l'anidride carbonica durante la fase di crescita. Negli anni sessanta, gli esperimenti con armi nucleari hanno causato un raddoppiamento del ^{14}C rispetto alla sua concentrazione naturale. Attualmente, la quota della componente artificiale è ancora del 94 % circa. Le foglie degli alberi nei dintorni delle centrali nucleari presentano inoltre concentrazioni supplementari del 6-133 %, nella regione di Basilea fino a 100 %. Il contenuto naturale di ^{14}C nelle piante, derivante dalla radiazione cosmica, è di 227 Bq/kg C e causa una dose di 0.013 mSv/anno. Gli aumenti della concentrazione misurati nei pressi di reattori ad acqua bollente e a Basilea hanno dato origine a una dose addizionale di alcuni millesimi di mSv per anno.

1.7. Radionuclidi nell'organismo umano ¹¹⁾

Misure dell'intero organismo e analisi del contenuto di ^{90}Sr nei denti di latte e nelle vertebre consentono di determinare la radioattività assorbita con l'alimentazione. Nelle misure del corpo intero svolte su liceali di Basilea e Ginevra si sono riscontrate concentrazioni di ^{137}Cs solitamente inferiori a 10 Bq/kg (massimo 31 Bq/kg). Per la prima volta, sono state esaminate anche classi di scuole ticinesi. I valori sono risultati leggermente superiori a quelli del Nord delle Alpi: un massimo di 118 Bq/kg e valori mediani di 26 (Locarno) e 29 (Lugano) Bq/kg. La concentrazione del ^{40}K , di origine naturale, è rimasta invariata: circa 3500 Bq nell'organismo delle donne e 5000 Bq in quello degli uomini. Nelle vertebre umane è stato misurato un contenuto di ^{90}Sr pari a 0.022 Bq/g Ca, nei denti di latte di 0.031 a 0.047 Bq/g Ca.

2. Dosi d'irradiazione esterna

2.1. Radiazione naturale

I contributi principali alla dose d'irradiazione derivano dalla radiazione terrestre e da quella cosmica. La prima proviene dai radionuclidi naturali contenuti nel suolo e nei materiali di costruzione, la seconda dipende dall'altitudine dato che l'involucro atmosferico della Terra ne attenua l'impatto ¹²⁾.

In media, l'intensità di dose all'aperto in Svizzera è di 90 nSv/h, con valori compresi tra 40 e 230 nSv/h. Per effetto dei radionuclidi naturali contenuti nel materiale di costruzione, la radiazione all'interno delle case supera quella all'aperto del 10 per cento circa.

2.2. Radioattività artificiale

Le ricadute radioattive dell'incidente nel reattore di Cernobil nell'aprile del 1986 e degli esperimenti in superficie con armi nucleari contribuiscono soltanto ancora con una piccola percentuale all'intensità di dose esterna ¹³⁾. Il Ticino costituisce un'eccezione: qui il contributo di tali componenti ammonta tuttora fino ad un massimo del 30 per cento.

Per effetto delle radiazioni dirette, i valori in alcuni punti presso i recinti delle centrali nucleari di Mühleberg e Leibstadt (radiazione di ^{16}N dal reattore ad acqua bollente), dell'PSI e del CERN possono talvolta salire fino ad alcune centinaia di nSv/h. Poiché nessuno si trattiene a lungo in questi luoghi, le dosi individuali che ne derivano sono

¹⁰⁾ Misure del ^{14}C v. [cap. 7.1]

¹¹⁾ Radionuclidi nell'organismo v. [cap. 6.1 e 6.2]

¹²⁾ Radiazione cosmica v. Rapporto annuale 1999, cap. 10.3
<http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹³⁾ Misure della dose v. [cap. 3.1 e 3.2]

tuttavia irrilevanti¹⁴⁾. Ad un'altezza di un metro dal suolo, i residui di fuoriuscite avvenute in passato presso la centrale nucleare di Mühleberg, menzionati nel capitolo (1.4), causano ancora 3 nSv/h al massimo.

2.3. Aeroradiometria¹⁵⁾

Ogni anno, alcune regioni scelte sono oggetto di misure operate dall'aria per mezzo di uno spettrometro gamma al Nal trasportato a bordo di un elicottero dell'esercito (aeroradiometria). L'elicottero sorvola le regioni in questione ad un'altezza di circa 100 metri dal suolo, seguendo una griglia di linee parallele. Un programma d'analisi dei risultati allestisce quindi una carta radiometrica della regione sorvolata. Nel 2000 sono state sorvolate le zone circostanti le CN di Beznau e Leibstadt, l'Istituto Paul Scherrer e la centrale nucleare sperimentale fuori esercizio di Lucens (CNL), diverse regioni del Ticino e i depositi del materiale di scavo della galleria di base del San Gottardo della NFTA presso Amsteg e Sedrun. Nei dintorni delle CN non si sono misurate radiazioni particolarmente elevate; a Lucens è invece tuttora accertabile la radiazione di un contenitore di componenti del reattore smantellato. Il materiale di scavo della NFTA non presenta radioattività elevata. In Ticino sono invece stati scoperti nuovi punti critici, seppure di minor rilievo di quelli rilevati negli anni precedenti.

3. Dosi d'irradiazione della popolazione

3.1. Radioattività naturale e radiazione cosmica

Il radon e i prodotti del suo decadimento nei locali d'abitazione e di lavoro causano il contributo più importante alla dose d'irradiazione. In sé, si tratta di radionuclidi di origine naturale; le concentrazioni elevate all'interno degli edifici sono tuttavia dovute all'attività umana. In media aritmetica, la concentrazione ponderata risultante dalle misure svolte entro il 2000 in circa 40'000 case si aggira sui 75 Bq/m³. Poiché per le misure si sono scelti intenzionalmente edifici e regioni con un contenuto potenzialmente elevato di radon, questo valore rappresenta probabilmente una stima eccessiva per rapporto alle circostanze reali. Per calcolare la dose media d'irradiazione della popolazione derivante dal radon, applichiamo perciò, come nei rapporti passati, il valore medio di 60 Bq/m³ che consideriamo più realistico. Presupponendo una permanenza di 7000 ore all'anno nei locali d'abitazione e di 2000 ore sul posto di lavoro e applicando i fattori di dose corrispondenti di $2.44 \cdot 10^{-6}$ e

$3.17 \cdot 10^{-6}$ mSv all'ora per Bq/m³¹⁶⁾, si ottiene per la popolazione svizzera una dose media d'irradiazione dovuta al radon di 1.6 mSv/anno. Questa cifra include un supplemento del 10 per cento riferito al toron, gas nobile naturale radioattivo di breve durata (²²⁰Rn). Nel 10 per cento circa dei locali d'abitazione, la dose ammonta al quintuplo del valore indicato, nel cinque per cento al decuplo. Secondo stime conservative, il radon sarebbe all'origine di alcuni casi su cento di decesso per cancro ai polmoni.

Radionuclidi naturali penetrano inoltre nell'organismo umano attraverso l'alimentazione, causando in media una dose annuale di circa 0.38 mSv, di cui circa la metà rappresenta il contributo del ⁴⁰K. Il resto proviene dai radionuclidi delle catene di decadimento naturali dell'urano e del torio, nonché da quelli di origine cosmica: tritio, ¹⁴C, ⁷Be, ecc. Il consumo giornaliero di un litro d'acqua minerale contenente 1 Bq/l di ²²⁶Ra (limite del contenuto di ²²⁶Ra secondo l'OEC) causa una dose addizionale di circa 0.1 mSv/anno.

Un altro contributo alla dose d'irradiazione esterna è quello dei radionuclidi nel suolo. Il loro apporto dipende fortemente dal contenuto locale di radionuclidi nel suolo e dalle abitudini di vita. Nelle regioni abitate della Svizzera, la dose d'irradiazione naturale di origine terrestre all'aperto è compresa tra 0.35 e circa 0.8 mSv/anno. Ad essa si aggiunge il contributo della radiazione cosmica, che cresce con l'altitudine sul livello del mare: 0.35 mSv/ora a Locarno, 0.4 a Zurigo e 0.75 a St. Moritz. La dose d'irradiazione in casa supera quella all'aperto del 10 per cento circa. La dose annuale complessiva derivante da fonti naturali ammonta a circa 3 mSv.

¹⁴⁾ Misure nei dintorni delle CN v. [cap. 8.3]

¹⁵⁾ Aeroradiometria v. [cap. 3.3]

¹⁶⁾ cfr. Rapporto annuale 1993, pag. B.2.3.

Fonti radioattive naturali (mSv/anno)

Fonte	Media	Margine di variazione
Irradiazione esterna	0.9 ¹⁷⁾	da 0.5 a 2.0
Alimentazione	0.4 ¹⁸⁾	da 0.2 a 0.5
Radon nei locali abitati	1.6	da 0.3 a oltre 20 ¹⁹⁾
Totale	3	da 1 a oltre 20

3.2. Dosi d'irradiazione da fonti artificiali

Il maggior contributo antropogeno alla **dose d'irradiazione esterna** è quello delle applicazioni mediche e delle cosiddette "fonti minori", nonché quello derivate dall'esposizione a radiazioni per motivi professionali nelle centrali nucleari, nell'industria, nel commercio, nei servizi pubblici, nella ricerca e nella medicina. La parte dei radionuclidi artificiali nel suolo alla dose d'irradiazione esterna può essere indicata soltanto approssimativamente. Conformemente a ipotesi conservative, si tratta, in caso di permanenza duratura all'aperto, di 0.01 a 0.5 mSv/anno. L'ampio margine di variazione è una conseguenza delle differenze regionali della sedimentazione del ¹³⁷Cs dopo l'incidente nel reattore di Cernobil. I contributi delle centrali nucleari svizzere, dell'PSI e del CERN non sono di rilievo.

La **dose d'irradiazione interna** è dovuta a radionuclidi artificiali – soprattutto ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr – assorbiti con l'alimentazione. Secondo le misure dell'intero organismo svolte nelle scuole, la dose dovuta al ¹³⁷Cs incorporato varia da 0.3 microSv/anno (Ginevra e Basilea) a 1 microSv/anno (Ticino).

Complessivamente, la dose d'irradiazione dovuta alla **radioattività artificiale** (senza la medicina e le fonti minori) oscilla, per la maggioranza della popolazione svizzera, tra 0.01 e 0.05 mSv/anno, con punte massime di 0.1 mSv/anno.

Fonti radioattive artificiali (mSv/anno)

Fonte		Media	Margine di variazione
Medicina	radiodiagnostica ²⁰⁾	1	0 – 30
	medicina nucleare ²¹⁾	0.04	0 – 80
"Fonti minori"	oggetti d'uso e beni di consumo contenenti sostanze radioattive ²²⁾	0.1	0 - ?
Radioattività artificiale diffusa su vasta scala	Cernobil	0.01	a 0.5
	ricadute delle armi nucleari	<0.01	
	⁸⁵ Kr proveniente dalla rigenerazione	0.02	
Immissioni radioattive	impianti e centrali nucleari	≈ 0	fino a 0.015
Esposizione a radiazioni per motivi professionali	64'303 persone professionalmente esposte ²³⁾	0.09	<20 (97.8% <1)

Esempi (in mSv/anno):

¹³⁷ Cs nel latte	1 l/giorno contenente 10 Bq/l (= valore di tolleranza)	0.05
¹³⁷ Cs nei funghi selvatici	200 g/settimana contenenti 600 Bq/kg (= valore di tolleranza)	0.09
²²⁶ Ra nell'acqua minerale	1 l/giorno contenente 1 Bq/l (= valore limite)	0.08
¹⁴ C negli ortaggi	200 g/giorno prelevati nei pressi dell'impianto d'incenerimento dei rifiuti speciali di Basilea	0.002
³ H nell'acqua piovana impiegata come acqua potabile	2.2 l/giorno prelevati nei dintorni di un'azienda di lavorazione del tritio	0.01
Irradiazione diretta (dintorni di una centrale nucleare)	1 h/giorno presso il recinto della centrale nucleare di Leibstadt	0.1

¹⁷⁾ di cui 0,35 mSv/anno dalla radiazione cosmica a 300 m d'altitudine. Un volo dalla Svizzera all'America del Nord causa una dose addizionale di 0,04 mSv. Il personale di volo e le persone che volano spesso subiscono una dose addizionale di 3 mSv/anno; v. Rapporto annuale 1999 cap. 10.3: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹⁸⁾ di cui (in µSv/anno): ⁴⁰K = 200; ⁸⁷Rb = 6; ³H = 0,01; ⁷Be = 3; ¹⁴C = 12; ²²Na = 0,2; U, Th e Ra = 30; ²¹⁰Pb + ²¹⁰Bi + ²¹⁰Po = 120 µSv/anno.

¹⁹⁾ oltre 20 mSv/anno nel 2 per cento delle case sottoposte a misura

²⁰⁾ Rilevazioni IRA/UFSP 1996-99 v. Rapporto annuale 1999 cap. 10.1:

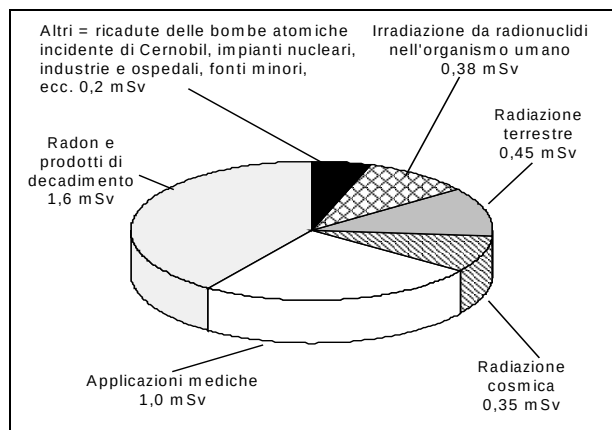
<http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

²¹⁾ Dati rilevati nel 1989/90, J. Roth, Ospedale cantonale di Basilea Città.

²²⁾ Ad esempio: orologi con cifre luminescenti al tritio, radionuclidi naturali nelle piastrelle, Th in reticelle e ceramica dentaria, avvisatori di fumo a ionizzazione, ²¹⁰Po nel fumo delle sigarette, ecc.

²³⁾ Nelle centrali nucleari, la ricerca, l'industria ed i servizi pubblici. Fonte: Rapporto sulla dosimetria dell'UFSP 2000; v inoltre <http://www.admin.ch/bag/strahlen/eks/d/taetig.htm>.

Esposizione a radiazioni della popolazione svizzera in media, in mSv/anno (totale: 4 mSv/anno)



Prefissi delle unità di misura

10^{-15}	fBq	femto
10^{-12}	pBq	pico
10^{-9}	nBq	nano
10^{-6}	μ Bq	micro
10^{-3}	mBq	milli

10^3	kBq	kilo
10^6	MBq	Mega
10^9	GBq	Giga
10^{12}	TBq	Tera
10^{15}	PBq	Peta

4. Definizioni, unità di misura e norme legali

La **radioattività** è la caratteristica dei nuclei atomici instabili, di trasformarsi senza intervento esterno (decadimento radioattivo), emettendo una radiazione (ionizzante) caratteristica in forma di particelle alfa o beta e di quanti gamma. Sostanze radioattive naturali si trovano da sempre nell'ambiente; quelle artificiali si liberano durante l'esplosione di armi nucleari o provengono da impianti nucleari, nonché aziende ed ospedali che lavorano con radionuclidi.

La **radioattività** di una sostanza si misura in Becquerel (Bq). Un Bq corrisponde ad una disintegrazione radioattiva al secondo. I prefissi e il loro significato sono indicati nella tabella qui sopra. Una volta, l'unità in uso era il Curie (Ci); $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ o, rispettivamente, $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Per valutare il **rischio d'irradiazione** incorso dalla popolazione, si determina la **dose efficace** in mSv o μ Sv. Quest'ultima tiene conto del fatto che gli organi umani sono variamente sensibili all'irradiazione e che i diversi tipi di radiazioni non producono tutti i medesimi effetti biologici. Per determinare la dose efficace, si stabilisce dapprima l'energia radioattiva assorbita nei singoli organi (*dose energetica*), ponderata con un fattore riferito alla densità di ionizzazione della radiazione (*fattore di ponderazione della radiazione*). Sommando le dosi di ogni organo, ponderate con un fattore riferito alla sensibilità di quest'ultimo alle radiazioni (*fattore di ponderazione del tessuto*) si ottiene quindi la dose efficace. Si ha così una dose teorica riferita all'intero organismo che comporta il medesimo rischio d'irradiazione come le singole dosi di ogni organo. I risultati intermedi (dose energetica, equivalente di dose) e i fattori di ponderazione impiegati sono spiegati alla pagina C-1.

Conformemente all'**Ordinanza sulla radioprotezione** (ORaP), le dosi d'irradiazione della popolazione in seguito alla radioattività legata alla civilizzazione e alle radiazioni presenti nell'ambiente - esclusi il radon e le applicazioni mediche - non devono superare 1 mSv all'anno. Per le persone professionalmente esposte a radiazioni è fissato un limite di 20 mSv all'anno. L'Ordinanza pone inoltre limiti all'immissione di sostanze radioattive nell'aria e nelle acque pubblicamente accessibili. Questi limiti sono fissati in modo tale che una persona che bevessa sempre acqua o respirasse aria appena conformi alle norme subirebbe, per ognuno di questi mezzi, un'irradiazione di 0.2 mSv all'anno. Per l'irradiazione diretta, il valore limite è di 5 mSv all'anno nelle aree pubblicamente accessibili e di 1 mSv all'anno nei locali di abitazione, di soggiorno e di lavoro. Valori limite e di tolleranza per i radionuclidi nelle derrate alimentari sono pubblicati nell'Ordinanza sulle sostanze estranee e sui componenti nelle derrate alimentari (OEC). Quello che conta per la radioprotezione è il valore limite, mentre il valore di tolleranza costituisce unicamente un criterio di qualità e il suo superamento non comporta alcun rischio. L'evacuazione di sostanze radioattive nell'ambiente deve, in ogni caso, essere controllata. L'autorità cui compete il rilascio delle licenze fissa i limiti d'immissione. Per gli impianti nucleari, questi sono ad esempio scelti in modo tale che, anche nelle immediate vicinanze, nessuno subisca una dose addizionale superiore a 0.2 mSv all'anno. Il limite di concentrazione del radon nei locali d'abitazione e di soggiorno è fissato a 1000 Bq/m^3 . Edifici che presentano valori superiori a questo limite devono essere risanati. Gli edifici nuovi e quelli riattati non dovrebbero superare un limite operativo di 400 Bq/m^3 .

1. Das Messprogramm zur Überwachung der Umweltradioaktivität

H. Völkle Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER),
Bundesamt für Gesundheit, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

Radioaktive Stoffe, ob natürliche oder anthropogene, breiten sich über Atmosphäre, Niederschläge und Gewässer in der Umwelt aus. In der Luft und nach Ablagerung auf dem Erdboden führen sie zu externen und nach Aufnahme über die Atemluft zu internen Strahlendosen. Über Niederschläge, Gewässer, Boden, Pflanzen gelangen sie in die Nahrung und damit ebenfalls in den menschlichen Körper. Da diese Transport- und Anreicherungsvorgänge vielfältig sind und diesbezügliche Prognosen mit Unsicherheiten behaftet sind, muss die Überwachung sämtliche Stufen der radiologischen Belastungskette erfassen, also Ortsdosen, Luft, Regen, Gewässer, Boden, Pflanzen, Nahrung bis zur Bestimmung der Radioaktivität im menschlichen Körper als Endkontrolle. Die drei Bereiche der Überwachung umfassen die:

- 1 *grossflächig ausgebreitete Radioaktivität,*
- 2 *radioaktiven Immissionen in der Umgebung von Emissionsquellen,*
- 3 *Strahlendosen der Bevölkerung.*

1.1 Das Überwachungsprogramm

Die Schwerpunkte des Messprogrammes sind in Tabelle 1 aufgelistet. (Beteiligte Stellen cf. I).

1.2 Zusammenarbeit der Laboratorien

Grundsatz: Alle Stellen bei Bund, Hochschulen und Kantonen, die über Laborkapazität und fachliches Know-how verfügen sind am Überwachungssprogramm beteiligt. Die Koordination liegt beim BAG. Da sich Überwachungsaufgaben und Forschungsprojekte ergänzen, können Synergien ausgenutzt werden. So kann mit bescheidenem Aufwand eine umfassende und lückenlose Überwachung durchgeführt werden.

1.3 Grenz- und Richtwerte

Gesetzliche Basis ist das **Strahlenschutzgesetz** (StSG) vom 22. März 1991 und die **Strahlenschutzverordnung** (StSV) vom 22. Juni 1994. Diese stützen sich auf die Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission ICRP

von 1990. Für die Lebensmittel (Vollzug bei den Kantonalen Laboratorien) gilt zusätzlich die Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe.

1.3.1 Strahlendosen

Bei den **beruflich strahlenexponierten Personen** darf die zusätzliche Strahlendosis aus der beruflichen Tätigkeit 20 mSv pro Jahr nicht übersteigen. Spezielle Regelungen gelten für die Augenlinsen (150 mSv/Jahr), Haut, Hände sowie Füsse (500 mSv/Jahr), für Mitarbeiter zwischen 16 und 18 Jahren (5 mSv/Jahr) und für schwangere Frauen (2 mSv an der Abdomenoberfläche ab Kenntnis einer Schwangerschaft bis zu deren Ende und 1 mSv für Inkorporation). Für die übrige **Bevölkerung** gilt als Schutzziel für die Strahlendosen aus künstlichen Quellen - ohne medizinische Anwendungen, sowie ohne den Beitrag durch das natürliche Radon in Wohnräumen - eine Limite von 1 mSv/Jahr.

1.3.2 Immissionen

Für die praktische Durchführung der Überwachung legt der Gesetzgeber **Immissionsgrenzwerte** für die Strahlendosen in der Umwelt sowie die Radioaktivität in Luft, Wasser und Lebensmitteln fest. Abgaben aus Betrieben über die Abluft an die Umwelt dürfen bei Normalbetrieb an keinem öffentlich zugänglichen Ort im Jahresmittel zu Konzentrationen in der Luft führen, die 1/300 der Richtwerte für den Arbeitsplatz (CA gemäss Anhang 3, Kolonne 11 der StSV) übersteigen. Die Abgaben über das Abwasser dürfen in öffentlich zugänglichen Gewässern im Wochenmittel zu Konzentrationen von höchstens 1/50 der Freigrenze (LE gemäss Anhang 3, Kolonne 9 der StSV) führen. Diese **Immissionsgrenzwerte** von CA/300 in der Atemluft bzw. LE/50 im Trinkwasser würden bei der Bevölkerung bei Dauerexposition zu einer zusätzlichen Strahlendosis von je 0.2 mSv/Jahr führen. Die **Direktstrahlung** aus einem Betrieb darf ausserhalb des Betriebsareals in Wohn-, Aufenthalts-, und Arbeitsräumen zu einer zusätzlichen Ortsdosis von höchstens 1 mSv, an den übrigen Orten höchstens 5 mSv/Jahr führen. Für die tatsächlichen Strahlendosen von Personen ist die Aufenthaltszeit in diesem Strahlenfeld zu berücksichtigen.

1.3.3 Abgabelimiten für Betriebe

Betriebe, die radioaktive Stoffe erzeugen oder verarbeiten, dürfen radioaktive Abfälle nur kontrolliert als Gase, Aerosole oder Abwässer an die Umwelt abgeben; sie müssen die ihnen von der Bewilligungsbehörde auferlegten **Abgabelimiten** einhalten und ihre Abgaben laufend zuhanden der Bewilligungs- und Aufsichtsbehörde bilanzieren; diese macht zusätzliche Kontrollen im Betrieb und in der Umgebung. In der StSV wird auch die Beseitigung bzw. Verbrennung oder Endlagerung von festen Abfällen geregelt. Um dem Umstand Rechnung zu tragen, dass in einer Region mehrere Betriebe die Umwelt durch Emissionen belasten können und auch in Anwendung des Optimierungsgrundsatzes der ICRP (*as low as reasonably achievable*), lässt die Bewilligungsbehörde keine Anlage das in 1.3.1 genannte Schutzziel von einem mSv bzw. die darauf basierenden Immissionsgrenzwerte voll ausschöpfen. Jedem Betrieb wird daher, entsprechend dessen Grössen sowie unter Berücksichtigung des Standes der Technik nur ein Bruchteil des 1 mSv-Schutzzieles "zugeteilt". Man nennt diesen Bruchteil **Quellenbezogener Dosisrichtwert**. Er beträgt für Kern-

kraftwerke beispielsweise 20 Prozent, d.h. eine solche Anlage darf somit durch Radioaktivitätsabgaben an die Umwelt bei der Umgebungsbevölkerung eine Dosis von höchstens 0.2 mSv/Jahr verursachen.

1.3.4 Toleranz- und Grenzwerte für Lebensmittel

Für die Konzentration von Radionukliden in **Lebensmitteln** werden Toleranz- und Grenzwerte definiert. Die entsprechenden Zahlenwerte sind in der *Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe* (FIV) festgelegt (Vergl. Tab. 2). Die für den Strahlenschutz relevante Limite ist der Grenzwert; bei dessen Überschreiten **muss** ein Lebensmittel aus dem Verkehr gezogen werden. Ein Lebensmittel, das den Toleranzwert für ein bestimmtes Radionuklid übersteigt, muss zwar vom zuständigen Kantonalen Laboratorium beanstandet werden (Qualitätskriterium nicht erfüllt), kann aber unter gewissen Voraussetzungen im Handel bleiben und impliziert noch kein gesundheitliches Risiko.

Tabelle 1: Überwachungsprogramm

Proben	Messverfahren
Ortsdosen	Automatische Überwachung der Ortsdosen mittels NADAM an 58 Stellen; Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz). Automatische Überwachung der Ortsdosen in der Nahumgebung der Kernanlagen (je 12-18 Stellen) durch MADUK ; Betrieb durch die HSK.
in-situ-Messung	Messung des γ -Spektrums direkt vor Ort in der Umgebung der KKW mit tragbarem Ge-Spektrometer sowie an weiteren Stellen im ganzen Lande; Berechnung des Radionuklidgehaltes des Bodens (pro kg oder pro m ² Fläche) und der daraus resultierenden Beiträge zur Ortsdosis.
Luft	Kontinuierlich Sammlung auf Aerosolfiltern mit 30 - 50 m ³ /h an 12 Stellen in der ganzen Schweiz inkl. Umgebung der KKW; wöchentlicher Filterwechsel; Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs 1 μ Bq/m ³ . An fünf Standorten Hoch-Volumen-Aerosolsammler mit 500 - 800 m ³ /h; Nachweisgrenze ca. 0.1 μ Bq/m ³ . Automatische Überwachung der Radioaktivität der Aerosole durch RADAIR an 11 Standorten; an drei Stationen Jod-Monitore, an einer nuklidspezifischer Monitor. ⁸⁵ Kr in Luftproben vom Jungfrauoch.
Regen	Regensammler mit Trichtern von 1 m ² Fläche an 9 Standorten, inkl. Umgebung der KKW; wöchentlich γ -Spektrometrie der Rückstände; Nachweisgrenze für ¹³⁷ Cs: 20 μ Bq/l und Monat. An rund einem Dutzend Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; an einer Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.
Gewässer	Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW. γ -Spektrometrie der Rückstände und Tritium-Messung. In der Umgebung der KKW auch Stichproben von Grundwasser, von Schwebestoffen, Sedimenten, Wasserpflanzen und Fischen.
Erde	Sammlung an 30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite und in Umgebung der KKW; 0 - 5 cm auf ebenen Naturwiesen. γ -Spektrometrie der getrockneten Proben; bei einem Teil auch ⁹⁰ Sr und α -Spektrometrie.
Gras	Sammlung an denselben Stellen wie Erdboden; zweimal jährlich; γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr-Bestimmung. ¹⁴ C-Bestimmung an Baumblättern aus der Umgebung der KKW und bei der Kehrichtverbrennungsanlage von Basel sowie von einer Referenzstation.
Milch	Probenahmen in denselben Regionen wie Erde und Gras. γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr-Messung.
andere-Lebensm.	Getreidemischproben aus 7 Regionen und Umgebung KKW. γ -Spektrometrie und ⁹⁰ Sr-Bestimmung. Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben.
menschl. Körper	Ganzkörper-Messungen an Schulklassen GE und BS; ⁹⁰ Sr-Bestimmungen an Milchzähnen und menschlichen Wirbelknochen.
Abwässer etc.	Aus Kernanlagen und vom Ausfluss der Kläranlagen der grösseren Agglomerationen. Abluftfilter, Abgas etc. aus Kernanlagen und Betrieben; Sickerwässer von Deponien; Klärschlämme etc. γ -, α - und ⁹⁰ Sr-Messung.

Tabelle 2: Toleranz- und Grenzwerte (TW, GW) für Radionuklide in Lebensmitteln (LM) gemäss der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg (gültig ab 1. März 2000)

Radionuklid Radionuklidgruppe bzw.	Toleranzwert (TW)	Grenzwert (GW)			
	alle Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	flüssige Lebensmittel	Säuglings- anfangsnahrung	Lebensmittel von geringer Bedeutung
Tritium	1'000	10'000	10'000	3'000	100'000
Kohlenstoff-14	200	10'000	10'000	1'000	100'000
Strontiumisotope	1	750	125	75	7'500
Iodisotope	10	2'000	500	150	20'000
künstliche Alphastrahler (z.B. ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am)	0.1	80	20	1	800
Radionuklide der Uran- und Thoriumreihen:	---	50	10	10	500
• Gruppe I: ²²⁴ Ra, ²²⁸ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U • 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

(**) Grenzwert für Meerestiere: 150 Bq/kg

1.3.5 Berechnung der Strahlendosen

Die jährliche Strahlendosis durch Radionuklide in Lebensmitteln ergibt sich aus dem Produkt der gemessenen Aktivitätskonzentration und der jährlich konsumierten Menge des betreffenden Lebensmittel, multipliziert mit dem Dosisfaktor für das jewei-

lige Radionuklid. Die entsprechenden Ingestions-Dosisfaktoren, angegeben in Anzahl Sv pro aufgenommenes Bq, für ein- und zehnjährige Kinder und Erwachsene, finden sich ebenfalls in den Anhängen der StSV.

1.4 Gesetze, Verordnungen und Richtlinien im Strahlenschutz mit INTERNET-Links

1. Bundesgesetz über die friedliche Verwendung der Atomenergie (Atomgesetz):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c732_0.html
2. Strahlenschutzgesetz (StSG):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_50.html
3. Strahlenschutzverordnung (StSV):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_501.html
4. Verordnung über die Ausbildungen und die erlaubten Tätigkeiten im Strahlenschutz:
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_501_261.html
5. Verordnung über die Versorgung der Bevölkerung mit Jodtabletten (Jodtabletten-Verordnung):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_52.html
6. Verordnung über den Strahlenschutz bei medizinischen Röntgenanlagen (Röntgenverordnung):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_542_1.html
7. Verordnung über den Umgang mit offenen radioaktiven Strahlenquellen:
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_554.html
8. Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html
9. Verordnung über den Notfallschutz in der Umgebung von Kernanlagen (Notfallschutzverordnung):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c732_33.html
10. Verordnung über die Beförderung gefährlicher Güter auf der Strasse (SDR):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c741_621.html

HSK-Richtlinien

- R-11: Ziele für den Schutz von Personen vor ionisierender Strahlung im Bereich von Kernkraftwerken:
<http://www.hsk.psi.ch/r-011d.html>
- R-15: Berichterstattung über den Betrieb von Kernkraftwerken:
http://www.hsk.psi.ch/publikationen/richtlinien/r-015_d/r-015d.pdf
- R-25: Berichterstattung des Paul Scherrer Institutes sowie der Kernanlagen des Bundes und der Kantone:
http://www.hsk.psi.ch/publikationen/richtlinien/r-025_d/r-025_d.htm
http://www.hsk.psi.ch/publikationen/richtlinien/r-025_d/r-025_d.pdf
- R-41: Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen:
<http://www.hsk.psi.ch/r-041d.pdf>

Weitere Berichte

Jahresbericht 1999 Umweltradioaktivität und Strahlenschutz:
<http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/d/index.htm>

Jahresbericht der Abteilung Strahlenschutz 2000
<http://www.admin.ch/bag/strahlen/publikationen/x/abteilung2000.pdf>

Radon Jahresbericht 2000
<http://www.admin.ch/bag/strahlen/publikationen/d/radon2000.pdf>

Broschüre Radioaktivität und Strahlenschutz
http://www.hsk.psi.ch/radioaktivitaet_und_strahlenschutz/bagbrosch.pdf

Verdankungen

Allen an der Durchführung dieses Überwachungsprogrammes beteiligten Stellen und Laboratorien und insbesondere auch den zahlreichen Betreuern der Probenahmestationen, Regensammler, Luftüberwachungsanlagen etc. danken wir für die hervorragende Zusammenarbeit. Ohne das Mitwirken und die fachliche Kompetenz dieser Stellen wäre eine umfassende Überwachung kaum mög

lich. Bestens gedankt sei auch Frau **M. Gobet** und Herrn **A. Gurtner** für die Schreibarbeiten für die graphische Gestaltung. Wir danken auch allen Kollegen, die sich die Zeit genommen haben die Entwürfe gründlich durchzulesen und uns damit geholfen haben Unstimmigkeiten und Fehler zu eliminieren.

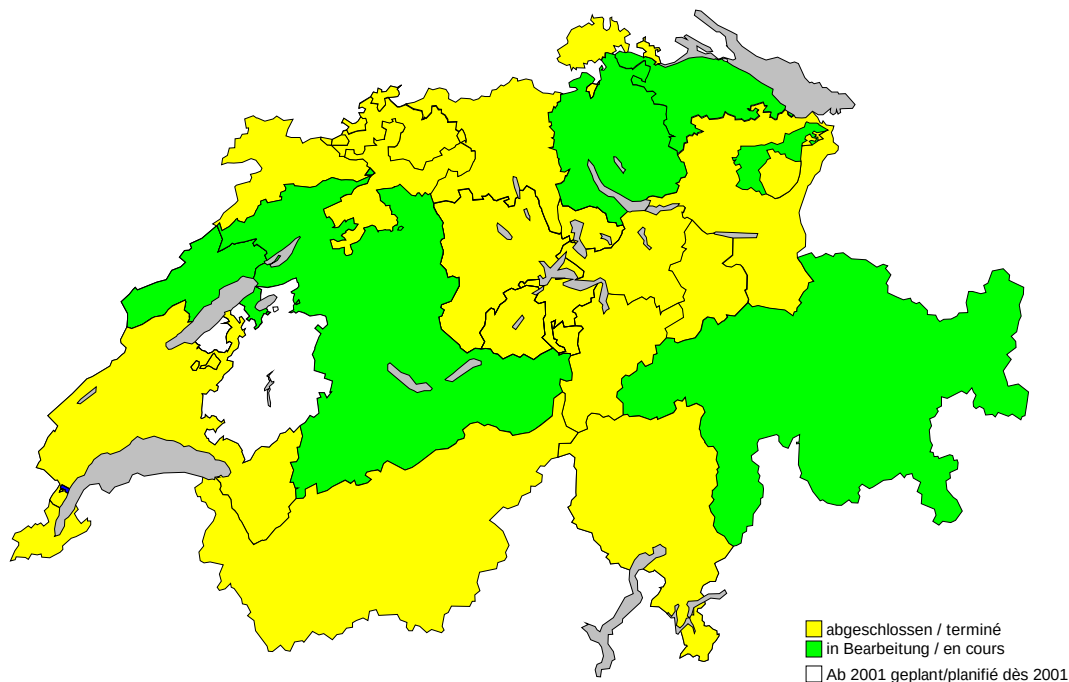
2. Radon

W. Gfeller, P. Imbaumgarten, G. Piller, J. Rodriguez, G.-A. Roserens

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Radon und Abfälle, 3003 BERN

H. Johner

Bundesamt für Gesundheit, Sektion Überwachung der Radioaktivität, 1700 FRIBOURG



Stand der Messkampagnen in den Kantonen per Ende 2000

Zusammenfassung

Die Realisierung des Radonkatasters kommt sehr gut voran und die meisten Kantone werden bis 2004 die Radongebiete bestimmt haben. Im Winter 1999/2000 haben die Kantone etwa 7'000 Messungen durchgeführt. Die Kantone Aargau, Appenzell IR, Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Genf, Glarus, Jura, Obwalden, Nidwalden, Schaffhausen, Schwyz, Solothurn, St. Gallen, Tessin, Uri, Waadt, Wallis und Zug haben die Radonkarte erstellt oder führen Kontrollmessungen durch.

Bis heute sind rund 1750 Richtwert- und 510 Grenzwertüberschreitungen bekannt, die sich hauptsächlich in den Alpen und Jura-Regionen befinden. Aber auch im Mittelland gibt es vereinzelt hohe Werte. Nach Stockwerkkorrektur und regionaler Bevölkerungsgewichtung ergibt sich für die Schweiz ein gewichtetes arithmetisches Mittel der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen von 75 Bq/m^3 .

Im Berichtsjahr kam die technische Dokumentation zum Thema Radon für Baufachleute, Gemeinden, Kantone und Eigentümer heraus. Sie stiess national und international auf grosses Interesse und wird z.Z. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit den deutschen Verhältnissen angepasst. Diese Dokumentation bildet die Grundlage für die geplante Aus- und Weiterbildung von Baufachleuten. Mit technischen Unterlagen, Wissensvermittlung und kantonalen Bauvorschriften wird dem Radon schon in der Bauphase Rechnung getragen.

Stand des Wissens über Radon in Schweiz

- Radon ist für 5 bis 10 Prozent der Lungenkrebserkrankungen verantwortlich.
- Radon macht rund 40% der Strahlenexposition der Bevölkerung aus.
- Radon dringt vorwiegend vom Bauuntergrund her ins Gebäude.

- Baumaterialien und Wasser verursachen keine hohe Radonkonzentration in der Atemluft.
- Schon ein kleiner Unterdruck verursacht einen Fluss radonhaltiger Bodenluft ins Gebäude.
- Die Radonkonzentration nimmt von Stockwerk zu Stockwerk ab.
- Es gibt bauliche Massnahmen zur Reduktion des Radongehaltes im Gebäude.
- Benachbarte Gebäude können sehr unterschiedliche Konzentrationen aufweisen
- Abdichten der Gebäudehülle führt nicht unbedingt zu einem höheren Radonpegel.
- Nur eine Messung führt zur Kenntnis der Radonkonzentration.
- Die Gasdurchlässigkeit des Bauuntergrundes ist entscheidend für das Radonpotenzial.

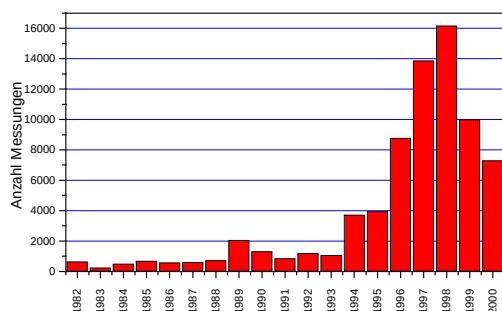
Ausblick

Neben der Erfassung des Radonkatasters erachtet die Fachstelle Radon des BAG die Aus- und Weiterbildung von Baufachleuten als prioritär. Die in der technischen Dokumentation über Radon beschriebenen baulichen Massnahmen müssen nun entsprechend Verbreitung finden. So sollen zusammen mit kantonalen Bauvorschriften hohe Radonkonzentrationen gesenkt oder vermieden werden.

Ein weiterer Handlungsschwerpunkt ist die Messung von Radon in Schulen und Neubauten. Die im Winter 2000/2001 gestarteten Messungen sollten auf weitere Radongebiete ausgeweitet werden.

2.1 Radon-Messungen

Die Erstellung der Radonkarte kommt weiter gut voran, so dass schon über die Hälfte der Kantone ihre Aufgabe erfüllt haben. Weitere Kantone stehen kurz vor dem Abschluss, so dass es nicht erstaunlich ist, dass im Winter 1999/2000 weniger Messungen als in den Vorjahren durchgeführt wurden.



Figur 1: Anzahl Messungen pro Jahr

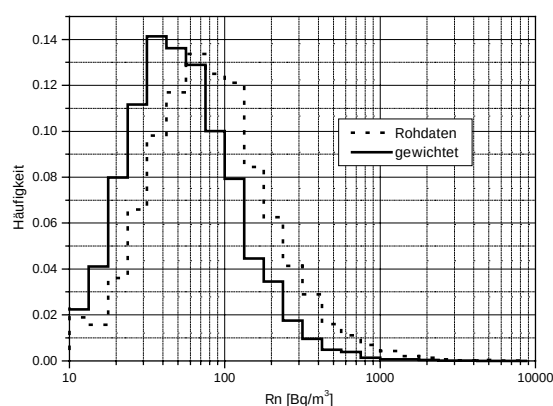
Die schweizerische Radon-Datenbank enthält Daten aus rund 41'000 Häusern. Von den mehr

als 76'000 Messwerten stammen 45'000 aus Messungen in bewohnten Räumen.

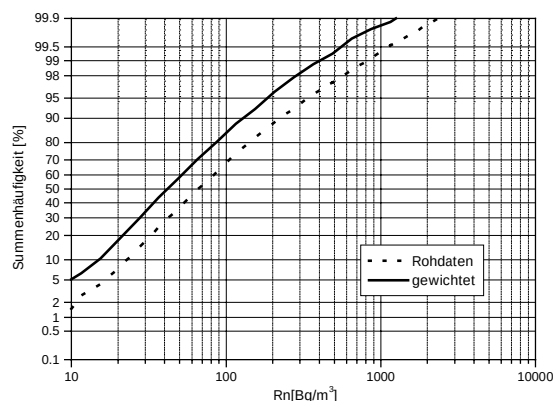
Verteilungen

Die Messungen im Wohnbereich vermitteln bereits ein recht gutes Bild der Radonexposition. Da die Kriterien für die Wahl der Häuser eher auf hohe Konzentrationen zielen, ist die Verteilung der Messwerte aber nicht repräsentativ. Eine repräsentative Verteilung erhält man nach Stockwerkkorrektur und regionaler Bevölkerungsgewichtung (Figur 2). Das gewichtete arithmetische Mittel der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen beträgt 75 Bq/m^3 .

Aus der repräsentativen Summenhäufigkeitsverteilung (Figur 3) lässt sich abschätzen, dass ca. 1 Prozent der Bevölkerung in Konzentrationen über 400 Bq/m^3 leben; etwa 0,3 Prozent in Konzentrationen über 1000 Bq/m^3 . In einigen tausend Häusern der Schweiz ist der Grenzwert für die Radongaskonzentration überschritten.

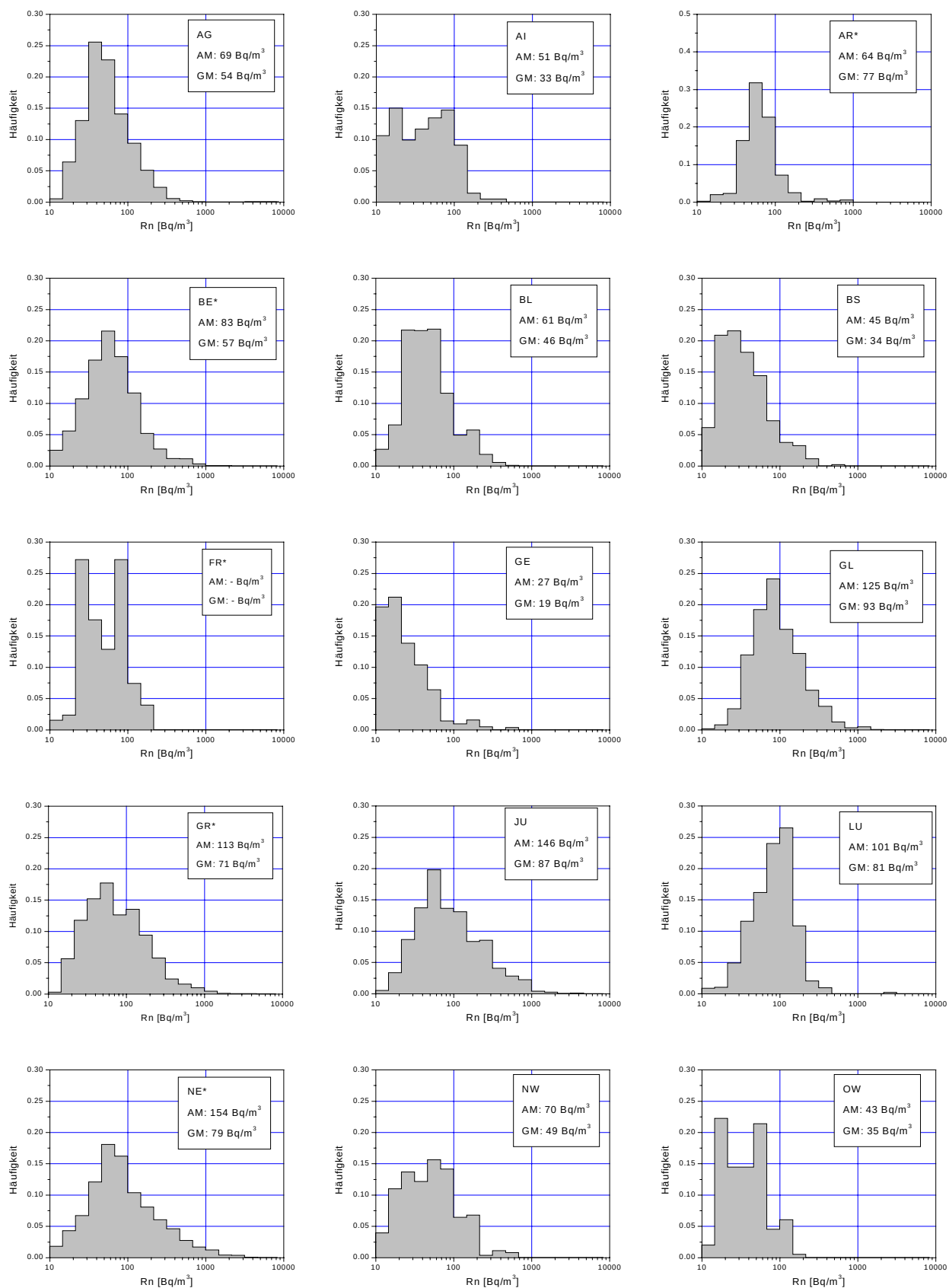


Figur 2: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen

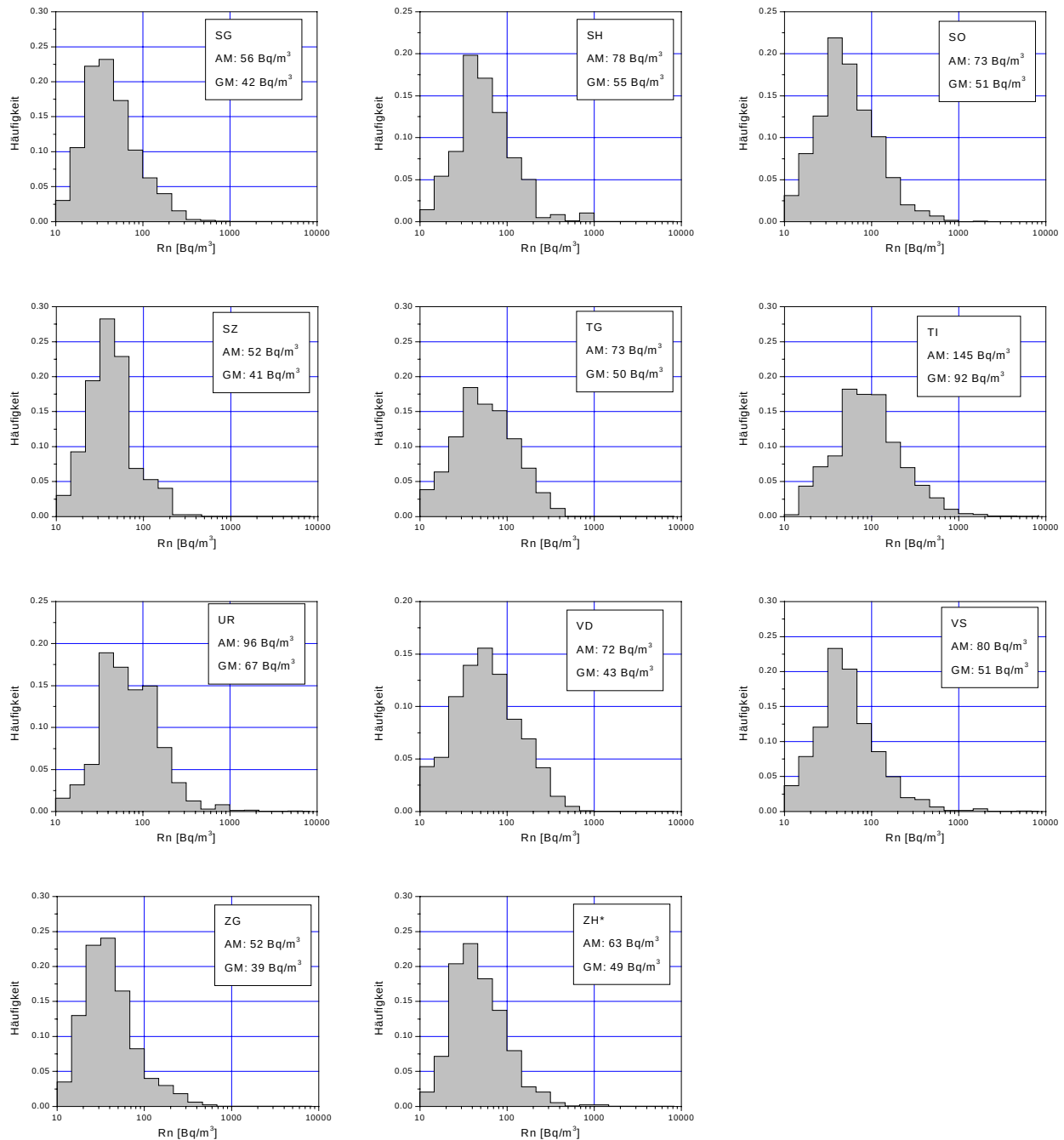


Figur 3: Summenhäufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen

Die gleichen Berechnungen lassen sich für die einzelnen Kantone machen. Die entsprechenden Verteilungen sind in Figuren 4a und 4b dargestellt.



Figur 4a: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton; in den mit (*) bezeichneten Kantonen ist die Erfassung noch unvollständig



Figur 4b: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton; in den mit (*) bezeichneten Kantonen ist die Erfassung noch unvollständig

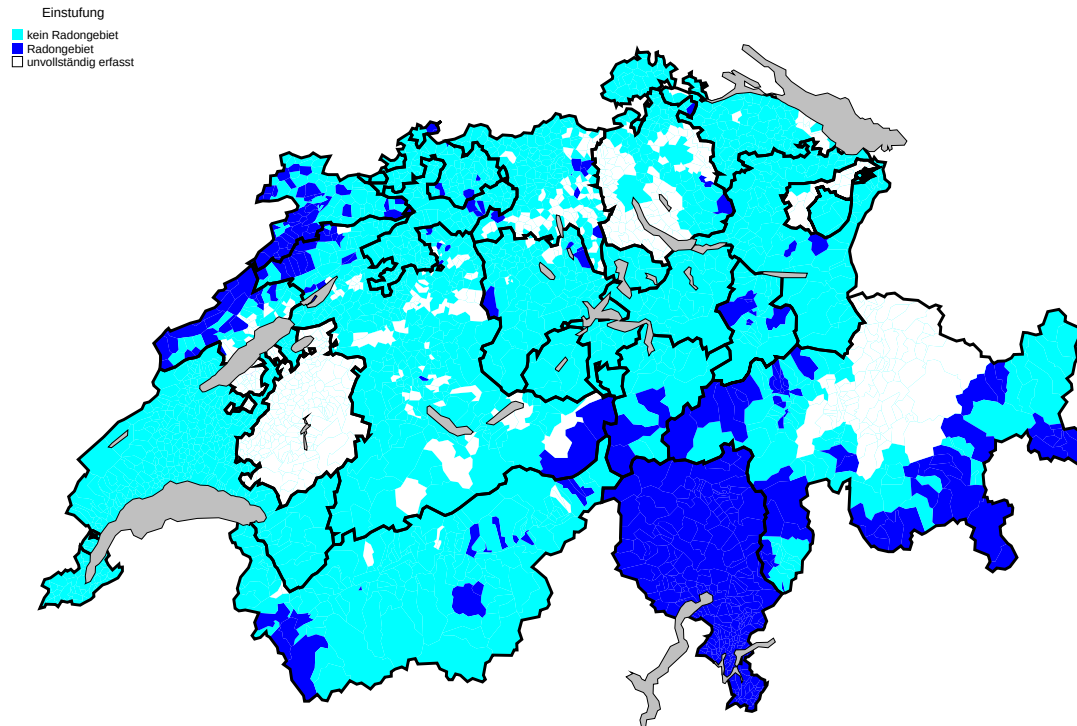
Radonkarte

Knapp 2300 der total 2900 Gemeinden gelten als genügend erfasst. Die Radonkarte Fig. 5 zeigt grössere Gebiete mit erhöhter Radongaskonzentration in den Kantonen Jura, Graubünden, Neuenburg und Tessin. Es wurden aber auch im Mittelland vereinzelt erhöhte Konzentrationen gefunden.

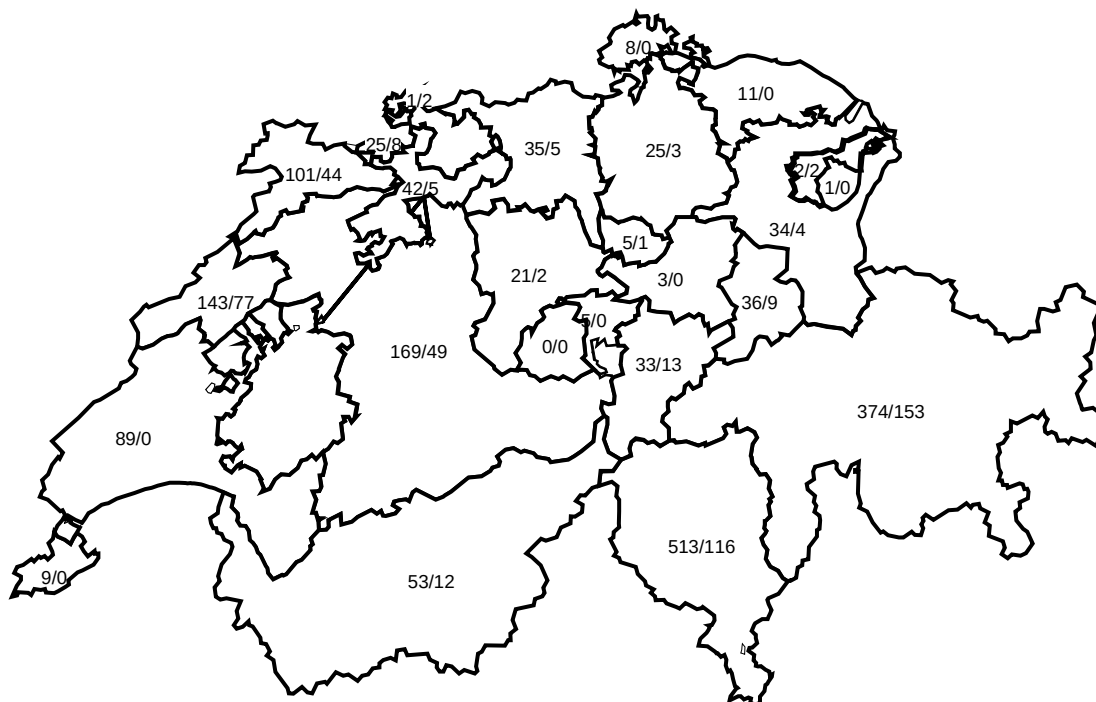
Bis heute sind rund 1750 Richtwert- und 510 Grenzüberschreitungen bekannt. In Figur 6 ist die

Anzahl bekannter Richtwert- und Grenzüberschreitungen nach Kanton angegeben.

Die Universität Lausanne untersucht seit zwei Jahren, welche geostatistischen Methoden zur Erstellung von Radonkarten in Frage kommen. Es geht nicht darum, die bisherige Darstellungsart zu verwerfen, sondern vielmehr darum, den interessierten Kantonen und Gemeinden etwas detailliertere Ansichten zur Verfügung zu stellen. Solche Ansichten – mit Risiko-Mapping-Methoden erstellt – könnten z.B. bei nur lokal erhöhten Werten weiter helfen.



Figur 5: Radonkarte der Schweiz: Stand November 2000; L+T, Geostat 1990
Definition Radon-Gebiet: Mittelwert im Wohnbereich einer Gemeinde > 200 Bq/m³ oder ein Wert über dem Grenzwert von 1000 Bq/m³

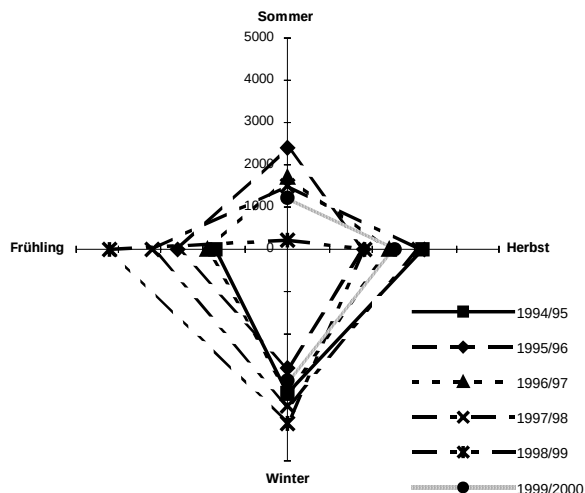


Figur 6: Anzahl der bekannten Richt- und Grenzwertüberschreitungen nach Kanton für die Jahre 1980 bis 2000.
(Die sanierten Gebäude sind nicht berücksichtigt).

Langzeitüberwachung einzelner Häuser

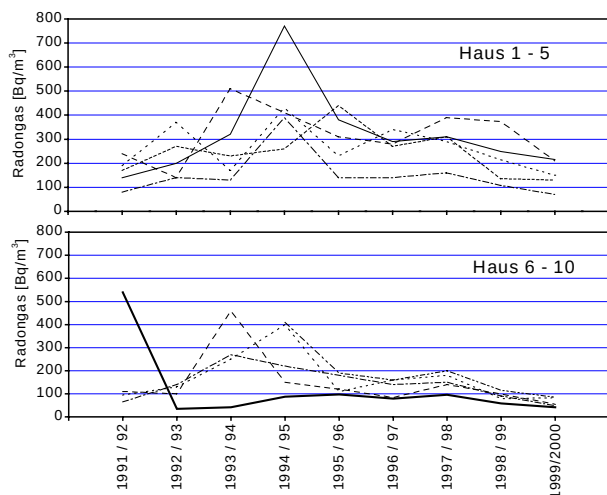
Um das Langzeitverhalten der Radongaskonzentration in Wohnhäusern zu untersuchen, laufen seit 1994 in 9 Häusern (21 Räume) Messungen. Alle 3 Monate werden die Dosimeter ausgetauscht.

Das folgende Beispiel veranschaulicht die grossen Schwankungen, die über die Jahre in ein- und demselben Raum auftreten können.



Figur 7: Langzeitverhalten der Radongaskonzentration in einem Raum.

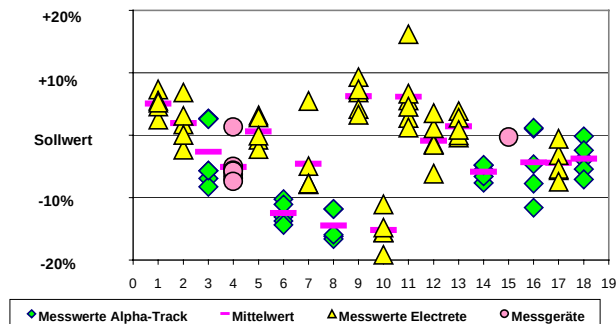
Noch weiter zurück reicht eine Messreihe in 10 benachbarten, gleichzeitig und gleich gebauten Wohnhäusern. Seit 1991/92 wird in diesen Häusern jeweils im Winter Radon gemessen. Auch hier sind beträchtliche Schwankungen zu vermerken. Eines dieser Häuser (hervorgehobene Messreihe in Figur 8 unten) wurde kurz nach Erstellung saniert.



Figur 8: Wintermessungen in 10 benachbarten gleich gebauten Häusern (gleiche Baugrube)

Vergleichsmessung 2000

Die diesjährige Vergleichsmessung wurde am PSI bei einer Radongaskonzentration von rund 12'500 Bq/m³ durchgeführt. Figur 9 zeigt, dass alle Dosimeter innerhalb $\pm 20\%$ des Sollwertes liegen; dies gilt auch für die Dosimeter, die das BAG über Drittpersonen für anerkannten Messstellen beschafft hat.



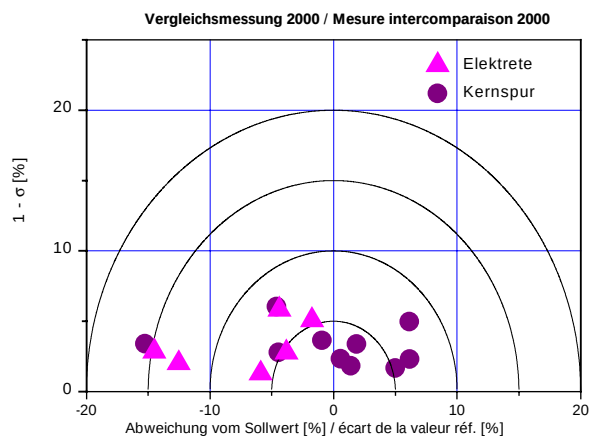
Figur 9: Messwerte aller exponierten Dosimeter und Messgeräte

Alle Messstellen erfüllen die in der Anerkennung geforderte Bedingung

$$\sqrt{B^2 + S^2} \leq 20\%$$

wobei B die Abweichung vom Sollwert und S die Standardabweichung (jeweils in %) sind (vgl. Figur 10).

Eine ausführliche Beschreibung dieser Vergleichsmessung ist als PSI-Bericht¹ erschienen.



Figur 10: Streuung und Abweichung vom Sollwert für alle Dosimetertypen.

¹ Christoph Schuler und Gernot Butterweck, Die Vergleichsmessungen 1999 und 2000 für Radongasmessgeräte am PSI, PSI-Bericht Nr. 00-06, Oktober 2000, ISSN 1019-0643

2.2 Construction

Prescriptions en matière de construction

Les cantons du Tessin, Jura, Berne et Soleure ont déjà élaboré des prescriptions en matière de construction comme le préconise l'ordonnance sur la radioprotection. Les cantons de Bâle-Ville et Bâle-Campagne ont des projets avancés allant dans ce sens.

C'est en fait un excellent moyen pour attirer l'attention des planificateurs, des maîtres d'ouvrage et des exécutants sur la problématique du radon.

Radon: Guide technique

Ce guide technique est disponible depuis le début 2000. Il s'adresse aux spécialistes du bâtiment,



aux autorités régionales et sera très utile pour la formation continue. L'accueil reçu lors de l'envoi de notre premier publipostage auprès des ingénieurs et architectes a largement dépassé notre attente.

Le contenu du guide est le suivant :

- Propriétés du radon et ses effets
- Protection contre le radon au niveau de la conception du bâtiment
- Mesures d'assainissement pour des bâtiments existants

Afin de satisfaire aux commandes le guide sera réédité au début de 2001. Une version internationale en anglais pourrait également être éditée en cas d'intérêt de la part des autres spécialistes européens.

Ausbildung

Ab 2001 werden Pilotkurse zur Aus- und Weiterbildung von Baufachleuten durchgeführt. Ein entsprechendes Ausbildungskonzept wurde von der Fachhochschule beider Basel (FHBB) erarbeitet. Die Kurse basieren auf der technischen Dokumentation und sind in rund 30 Module aufgeteilt. Aus diesen Bausteinen können verschiedene



Kursangebote zusammengestellt werden: z.B. halbtägige Basiskurse, tägige Vertiefungskurse, zweitägige Expertenurse. Für die verschiedenen Kurse stehen dann Folien, Referentenhandbuch, Lernzielkontrollen und weitere

Materialien zur Verfügung. So können je nach Zielgruppe verschiedene Schwerpunkte gesetzt werden.

Dieses Ausbildungskonzept kam anlässlich eines Radonexpertentreffens mit Vertretern aus Deutschland, Österreich, Italien und Belgien gut an. Mit Deutschland und der Provinz Bozen (Italien) zeichnet sich sogar eine Zusammenarbeit ab.

Die ersten Pilotkurse werden vom Schweizerischen Institut für Berufspädagogik (SIBP) mit Referenten der Fachstelle Radon durchgeführt. Sie sollen Fachlehrer der Berufsschulen in die Radon-Thematik einführen.

Sanierungen

Zuluftanlage in einem Kindergarten

Im Untergeschoss eines Kindergartens im Kanton Graubünden wurde eine Radonkonzentration von über 2000 Bq/m³ gemessen. Nach Bestätigung der sehr hohen Werte wurde als Sofortmassnahme eine vermehrte Fensterlüftung vorgeschlagen. Dadurch sank die sommerliche Radonbelastung unter 400 Bq/m³. Es wurden jedoch trotzdem Sanierungsmassnahmen beschlossen.



Figur 11: Zuluftanlage mit Luft von Heizung

In einem ersten Schritt wurde ein kleiner Fenster-ventilator eingebaut, mit dem - bei Dauerbetrieb – die Radonkonzentration unter 150 Bq/m^3 sank. Diese starke Reduktion kann einerseits von erzwungener Durchmischung von Raum- und Aussenluft und andererseits von der Erzeugung eines leichten Überdrucks herrühren.

In einem zweiten Schritt wurde eine definitive Zuluftanlage eingebaut. Diese wurde an die bestehende Raumheizung angeschlossen. Da die Anlage im Innern des Kindergartens liegt, mussten auch Lärminderungsmaßnahmen ergriffen werden. Frost- und Brandschutz sowie zeitlicher Betrieb erforderten zusätzlich umfangreiche mess-, steuer- und regeltechnische Einrichtungen. Die Realisierung der Anlage erforderte die Mitarbeit vieler Fachleute: Lüftungsplaner, Heizungsmonteur, Elektriker, Bohrfachleute, Schreiner und Maler.

Système à tubes minces²

Il existe de nombreux systèmes pour réduire la concentration en radon d'une maison. La méthode présentée a l'avantage de ne pas nécessiter de travaux importants. Dans chaque pièce en contact avec le terrain on perce un trou dans le plancher et on y place un tube relié à un ventilateur. De cette façon on réalise une dépression localisée dans le sol sous-jacent.

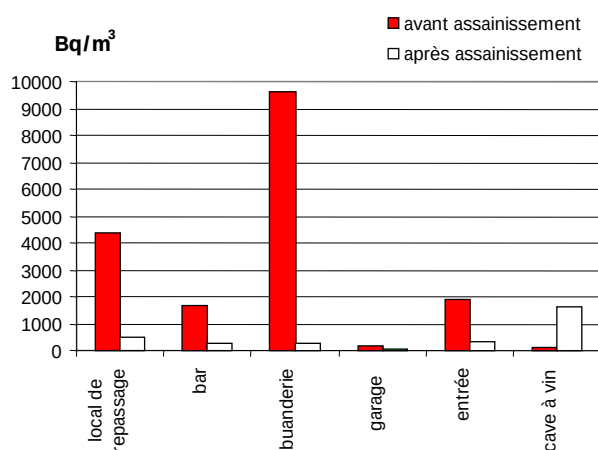


Figure 12: Assainissement avec tubes minces

Cette méthode très utilisée en Suède a été testée en Suisse dans 4 bâtiments. Ceux-ci ont été choisis de façon judicieuse. Effectivement ce système fonctionne avec une dépression importante entre 500 et 1000 Pa et un faible débit d'air. Le coût de l'installation varie entre 2'000 et 5'000 €.

Néanmoins, le succès n'est garanti que pour des sols compacts et ce système ne fonctionne pas lorsque les bâtiments sont construits sur des sols karstiques ou lorsque le terrain a une très grande perméabilité.



Figure 13: Vues de détails du système d'assainissement par mise en dépression de la cave

Lorsque les plafonds des caves sont très perméables (hourdis, bois, etc.), l'air se trouvant au niveau des caves est aspiré vers les étages supérieurs à travers le plafond. La dépression naturelle peut être équilibrée par un ventilateur aspirant l'air de ces pièces. En principe, ce ventilateur est placé dans une fenêtre de la cave. Il faut faire attention à ce que les portes intérieures soient étanches par rapport à l'étage. Les pièces doivent être aussi étanches que possible afin de pouvoir utiliser un petit ventilateur et diminuer les pertes thermiques.

² diamètres de 2 et 4 cm

La concentration en radon de cette pièce peut augmenter.

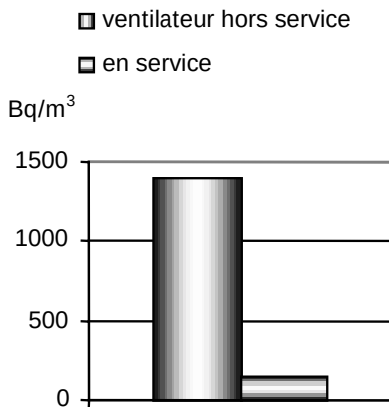


Figure14: Effet de la mise en dépression de la cave

Avec ce système une dépression locale peut être induite et entraîner le refoulement d'un producteur de chaleur et provoquer des risques d'intoxication (CO). Ceci est à contrôler soigneusement lors des tests de l'installation. La pose d'un détecteur de CO est à envisager.

Radonbrunnen³

Die Erfahrungen aus der Installation von Radonbrunnen zeigt, dass die Radonkonzentration im Haus nicht immer signifikant reduziert wird. Ein Grund dafür ist das Fehlen einer undurchlässigen Deckschicht, was die Reichweite der Druckausbreitung verringert. Ob ein Radonbrunnen die gewünschte Wirkung haben kann, lässt sich mit Bodengasmessungen entscheiden.

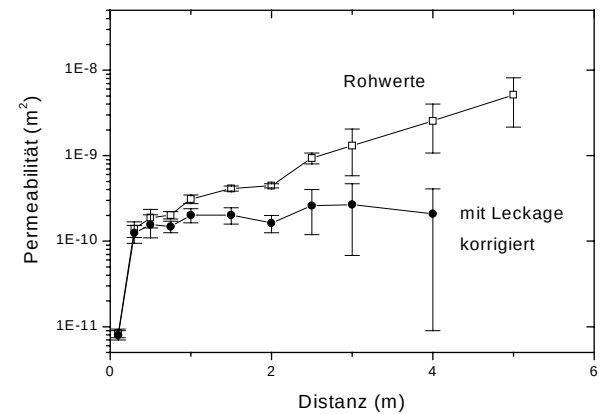
In höheren gelegenen Radongebieten scheint die nötige Deckschicht oft zu fehlen. Im Mittelland hingegen, wo eine hochdurchlässige Schicht unter einer dichteren Deckschicht eher zu Radonproblemen führen kann, scheint der Radonbrunnen eine erfolgversprechende Methode zu sein.

Baugrunduntersuchungen

Im Berichtsjahr lag das Hauptgewicht auf der Weiterentwicklung der Bodengasmessungen mit Mehrfachsonden. Es wurden zwei Messprinzipien getestet und mit einander verglichen.

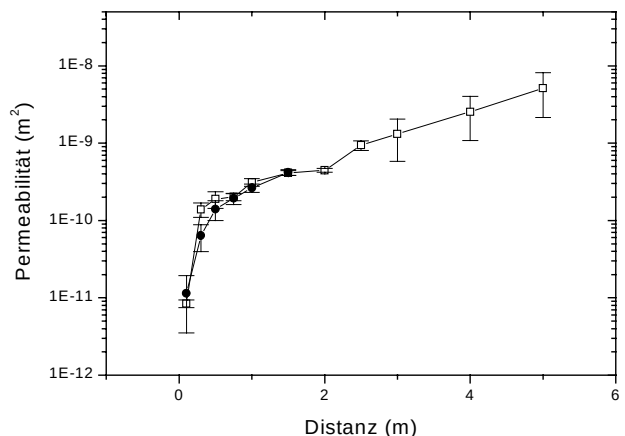
Die eine Methode besteht darin, in einem Loch mit einem Staubsauger einen konstanten Fluss zu erzeugen und in den anderen Sondierungen den Druckverlauf zu messen. Über den Druckabfall zwischen benachbarten Sondierungen und deren Abstand zur ersten kann die Permeabilität an jedem Punkt bestimmt werden. Figure 15 zeigt einen solchen Verlauf sowie die nach Leckage

korrigierten Werte. Leckage bedeutet hier das Einfließen von Frischluft durch die Deckschicht in die darunter liegende durchlässige Schicht.



Figur 15: Verlauf der Permeabilität mit der Distanz

Aus Figur 15 kann noch nicht geschlossen werden, ob in Distanzen grösser als ca. 1m, eine Skalenabhängigkeit⁴ besteht oder nicht. Der starke Anstieg am Anfang kann durch turbulente Strömung, Kompression des Bodens, Skalenabhängigkeit über kleine Distanzen oder eine Kombination dieser Effekte herrühren. Bessere Resultate könnten mit einem numerischen Modell, oder mit Tracergasen zur genaueren Bestimmung der Leckageraten, erreicht werden. Das zweite Prinzip beruht auf der Messung der Ausbreitung eines Druckpulses im Boden. Der Druckpuls wird mit einer Handpumpe im ersten Loch erzeugt. Aus der Verzögerung zwischen Primär- und Sekundärpuls kann die Permeabilität bestimmt werden⁵.



Figur 16: Vergleich der Permeabilitäten gemessen mit konstanter Absaugung (Quadrate) und mit Pulsmessung (volle Kreise).

Die Druckpulse konnten zwar nur bis 1.5 m Distanz gemessen werden, aber es ergibt sich

³ **Radonbrunnen:** Bohrung oder Schacht indem mit Ventilator Unterdruck erzeugt wird um Bodenluft abzusaugen. Vermindert den Eintritt von Radon mit der Bodenluft in die Gebäude.

⁴ Zunahme der Permeabilität eines ungestörten Bodens mit dem Messvolumen

⁵ Quantitative Hydrogeology, Groundwater Hydrology for Engineers; Ghislain de Marsily; Academic Press.

eine erfreuliche Übereinstimmung der Resultate beider Verfahren (Figur 16).

Beide Methoden sind geeignet, um flächenhafte Permeabilitätsmessungen auszuführen. Es besteht aber der Bedarf nach einem besseren Bohr- oder Rammverfahren, sowie nach einem numerischen Modell zur Auswertung der Daten. Es sollen im 2001 auch Tracerversuche durchgeführt werden, um die Fliesspfade besser zu verstehen. Wegen der kleinen Fliessgeschwindigkeiten (einige Stunden für 5-10 m Distanz) wird die Tracer-Methode aber nicht für Routinemessungen geeignet sein.

2.3 Öffentlichkeitsarbeit

Ausstellungen

Radon wurde in Zusammenarbeit mit den jeweiligen Kantonen an Ausstellungen in La Chaux-de-Fonds (Artibat), Delémont (comptoir delémontain) und in Lugano (Edilespo) thematisiert. Es hat sich gezeigt, dass Ausstellungen besonders geeignet sind, um mit der Bevölkerung oder Baufachleuten in Kontakt zu kommen. Der direkte Verkauf von Dosimetern und zu einem Sonderpreis ist ein guter Weg, um die Bevölkerung zum Messen anzuregen.

Zur Veranschaulichung einiger Sanierungsmethoden wurden drei Modelle im Massstab 1:1 erstellt. Diese wurden in Delémont und Lugano erstmals eingesetzt. Viele Besucher waren von der Dimension der Apparatur positiv überrascht. Damit kann gewissen Befürchtungen, dass Sanierungen mit massiven Umbauarbeiten verbunden sind, entgegengewirkt werden.



Figur 17: Sanierungsmodelle im Masstab 1:1

Kommunikationskonzept

Ein Werbebüro wurde beauftragt, für die nächsten Jahre ein Kommunikationskonzept zu erarbeiten. Dieses schlägt konkrete für Mass-

nahmen für verschiedene Zielgruppen (Mieter, Eigentümer, Baufachleute, Immobilienbranche, u.a.) vor. Durchgeführte Massnahmen werden laufend evaluiert.

Evaluation

Bisherige Massnahmen im Bereich Öffentlichkeit wurden durch eine spezialisierte Stelle evaluiert. Dabei zeigte sich, dass Aktionen, bei denen Zielgruppen direkt angesprochen werden, einen besseren Erfolg aufweisen, als entsprechende Inseratekampagnen. Direkt adressierte Informationen an Baufachleute z.B. haben zu einer hohen Rückmeldung von 20 % geführt.

An verschiedenen Fach- und Publikumsausstellungen wurde Radon erfolgreich thematisiert. Begleitende Seminare für Baufachleute waren ebenfalls gut besucht und kamen gut an. Diese Kombination von Ausstellung und Ausbildung ist weiterzu fördern.

Mit der Selbstevaluation wurden Datenerhebungsinstrumente für künftige Massnahmen erarbeitet.

Neue Produkte

Modellbeschreibungen

Als Ergänzung zu den bestehenden Modellhäuser aus Plexiglas mit farbigen Sanierungs-Einbauten (M1:50 und 1:100) wurden Modellbeschreibungen in drei Landessprachen (Französisch, Italienisch und Deutsch) realisiert. Sie sind auch als pdf-Files unter www.ch-radon.ch zu finden.



Figur 18: Modellhaus aus Plexiglas mit Beschreibung

Informationsmaterial

Zu beziehen bei: BBL-EMDZ, 3003 Bern
Oder unter www.admin.ch/edmoz



Radon - Informationen zu einem strahlenden Thema 311.341d
Radon – Informations sur un thème "rayonnant" 311.341f
Radon - Informazioni relative ad un argomento radiante 311.341d
(Edition 1999)

Kurzporträt der Entstehung und Ausbreitung des Radongases.
Angaben zu Richt- und Grenzwerten, zur Radonbelastung und
deren gesundheitliche Auswirkung.



Photo-CD Radon;
als Mac- und Windows-Version (Edition 1996)

Photos von Sanierungsmassnahmen zur Radonminderung in 311.343
Gebäuden. Darstellungen zur Analyse und
messtechnischen Erfassung von Radon.



CD ROM Radon
als Mac- und Windows-Version (Edition 1996)

Audiovisuelle, interaktive Darstellung der Radonproblematik. 311.345 d,f oder i
Radon als radioaktives Element und dessen Ausbreitung im
Boden und in Gebäuden. Gesundheitsrisiken. Gesetzliche
Grundlagen und bauliche Massnahmen.



Radon: technische Dokumentation 311.346 d
Radon: Guide technique 311.346 f
Radon: Guida tecnica 311.346 i
Ringordner (Edition 2000)

Für Baufachleute, Gemeinden und Hauseigentümer. Auch als
Schulungsunterlage vorgesehen. Mit zahlreichen Anleitungen
und Beispielen zum Radonschutz bei Neubauten und Sanie-
rungen

9.2 Emissionen der Spitäler

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz

R. Linder

Sektion Aufsicht und Bewilligungen, 3003 BERN

H. Völkle

Sektion Überwachung der Radioaktivität,
1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

Wie in den vergangenen Jahren setzt sich der positive Trend fort indem immer geringere Aktivitäten ans Abwasser abgegeben werden. Der Umsatz der zu therapeutischen Zwecken applizierten Nuklide bleibt mit Ausnahme des ^{90}Y , der sich veroppelt hat, fast konstant. Erstmals wurde dieses Jahr auch der Umsatz der zu diagnostischen Zwecken applizierten Nuklide erfasst.

Zur Schmerzlinderung werden Patienten in Gelenke oder Tumore Radionuklide appliziert. Bei den verwendeten Nukliden handelt es sich um β -Strahler wie ^{90}Y , ^{169}Er , ^{186}Re , ^{89}Sr , ^{153}Sm und ^{32}P . Zur Zeit wird auch die Verwendung von α -Strahlern für diese Anwendung geprüft. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation oder applizierter Aktivität.

9.2.1 Ausgangslage

Spitäler und Röntgeninstitute, die offene radioaktive Strahlenquellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren, melden anlässlich einer Umfrage des BAG den Umsatz, den Zweck der Applikation sowie die Abgabe an die Umwelt.

9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden

^{131}I wird zur Schilddrüsenthherapie verwendet. Aktivitäten bis 200 MBq können den Patienten ambulant verabreicht werden. Bei Aktivitäten oberhalb 200 MBq werden die Patienten mindestens für die ersten 48 Stunden in speziellen Therapiezimmern 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.

9.2.3 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.

Tab.1 Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2000 in GBq/Jahr

Ort	Spital	¹³¹ I amb	¹³¹ I stat.	⁸⁹ Sr	³² P	¹⁸⁶ Re	¹⁶⁹ Er	⁹⁰ Y	¹⁵³ Sm
Aarau	Kantonsspital	5,88				0,07	0,02	2,59	
Baden	Kantonsspital	4,94	141,10		0,07	0,07		0,37	61,10
Basel	Kantonsspital		439,75			7,13		1490	3,70
Basel	Bruderholz	0,20							
Bellinzona	San Giovanni	1,90	92,72		0,19	0,19	0,07	1,85	
Bern	Insel	5,74	453,14		0,41	1,89	0,41	6,69	51,00
Biel	Klinik Linde	1,90						0,19	
Brig	Kantonsspital	3,18							
Chur	Kantonsspital		97,48	2,07	0,26	1,42		1,67	
Frauenfeld	Kantonsspital	0,19			0,19		0,04	0,22	3,00
Freiburg	Hopital Cantonal	4,27	41,58			2,91			3,00
Genf	Hopital Cantonal	29,24	170,00		0,16	0,30		1,04	40,60
Lausanne	Clinic Cécil	1,67							
Lausanne	Dr. Rosselet	4,40							
Vevey	Hôpital Providence			0,59					
La Chaux-de-Fonds	Hôpital					0,89	0,54	0,37	
Lausanne	CHUV	2,96	244,99	0,96	0,16	1,41	0,22	1,48	39,82
Lausanne	Clinique Grenolier			0,11					
Lugano	Civico	2,40						0,37	
Luzern	Kantonsspital	5,40				0,93	0,56	1,78	3,00
Luzern	St. Anna	11,25							5,27
Luzern	Marugg	1,33							
Mendrisio	Beta Vergine	0,80							
Münsterlingen	Kantonsspital	21,52	70,15			0,15	0,02	0,74	15,00
Schaffhausen	Kantonsspital						0,19	0,85	
Sion	Hopital Cantonal	0,37	68,38		0,56	15,68		0,74	
Sion	CIV, Dr. Sidani							0,56	
Schlieren	Limmattalspital	4,60							
Solothurn	Bürgerspital	2,75	21,85					0,37	
Wetzikon	Dr.med.Schaub	6,45							
St.Gallen	Dr. W. Alder	0,70							
St.Gallen	Kantonsspital	0,37	257,35			0,22	0,21	4,26	11,10
Winterthur	Kantonsspital	3,34	63,87				0,08	1,20	15,27
Zürich	USZ	0,74	142,22			14,79	0,41	9,32	8,10
Zürich	Triemli	8,76	153,70					0,26	5,81
Zürich	Waid	3,40						0,20	
Zürich	Hirslanden					0,19		2,22	21,90
Schweiz	gesamt	140,6	2458,3	3,7	2,0	48,2	2,8	1529,3	287,7

Tab.2 Abgabe von ¹³¹I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2000 in MBq/Jahr

Ort Spital	Baden KS	Basel KS ¹⁾	Bellinzona S. Giovanni	Bern Insel	Chur KS	Fribourg HC	Genf HCG	Lausanne CHUV
Jan.	0,1	361,0	0,0	12,0	0,0	0,0	0,0	12,7
Feb.	0,1	351,0	3,9	390,0	0,0	0,0	0,0	2,7
März	0,1	297,6	8,4	0,0	18,0	0,6	0,0	12,4
April	0,1	213,0	39,8	401,0	9,4	0,0	0,0	29,4
Mai	0,1	230,0	0,0	260,0	0,0	0,0	0,0	18,6
Juni	0,1	257,0	48,1	60,0	34,9	0,0	0,0	6,2
Juli	0,1	278,0	0,0	0,0	13,0	2,1	0,0	19,5
Aug.	0,1	260,0	43,3	270,0	45,2	6,5	0,0	30,3
Sept.	0,1	263,0	0,0	186,0	10,0	0,0	0,0	26,9
Okt.	0,1	271,0	47,1	0,0	29,5	0,0	0,0	0,0
Nov	0,1	181,0	25,9	438,0	0,0	0,0	0,0	28,2
Dez.	0,1	154,0	0,0	0,0	36,5	0,0	0,0	26,6
Total 2000	1,2	3116,6	216,5	2017,0	196,5	9,2	0,0	213,5
Total 1999	0,0	1973,7	34,4	1940,0	103,6	4,1	3288,8	165,2
Total 1998	0,3	12018,0	36,3	5660,0	88,7	5,7	2952,0	138,8
Total 1997	0,0	2299,0	86,0	6650,0	178,0	0,0	1187,0	0,0
Bew. Abgabe pro Woche	22,2	100,0	25,9	370,0	16,0	16,0	77,0	31,0

¹⁾ inkl. Abgabe von ⁹⁰Y, in ¹³¹I Aequivalente umgerechnet

Ort Spital	Münster- lingen KS	Sitten HC	Solothurn Bürgerspital	St.Gallen KS	Winterthur KS	Zürich USZ	Zürich Triemli	Total GBq/Jahr
Jan.	1,0	0,0	0,7	68,0	44,0	71,0	308,0	
Feb.	2,8	0,0	0,0	11,0	19,0	37,0	231,0	
März	0,0	0,0	7,4	43,0	16,0	59,0	162,0	
April	0,3	4,1	0,0	36,0	28,0	33,0	0,0	
Mai	1,9	0,0	0,0	65,0	15,0	33,0	144,0	
Juni	1,0	0,0	0,0	18,0	16,0	64,0	0,0	
Juli	7,3	1,0	0,0	3,0	48,0	3,0	19,0	
Aug.	0,0	0,0	0,3	32,0	24,0	67,0	22,0	
Sept.	0,0	1,5	0,0	8,0	0,0	75,0	27,0	
Okt.	1,6	0,0	0,0	1,0	0,0	11,0	33,0	
Nov	3,9	0,4	0,0	2,0	0,0	4,0	47,0	
Dez.	0,0	0,0	0,0	9,0	0,0	19,0	29,0	
Total 2000	19,7	7,0	8,4	296,0	210,0	476,0	1022,0	7,8
Total 1999	65,9	6,6	19,5	257,7	199,0	0,0	2495,0	10,6
Total 1998	31,2	29,9	2,4	146,7	509,0	0,0	3944,0	25,3
Total 1997	44,0	137,0	4,0	231,0	667,0	3,0	3232,0	14,7
Bew. Abgabe pro Woche	37	15	30	37	96	20	130	

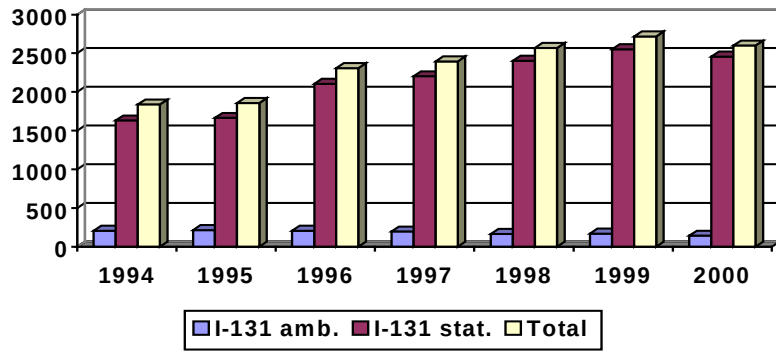


Fig. 1: Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1994-2000 in GBq

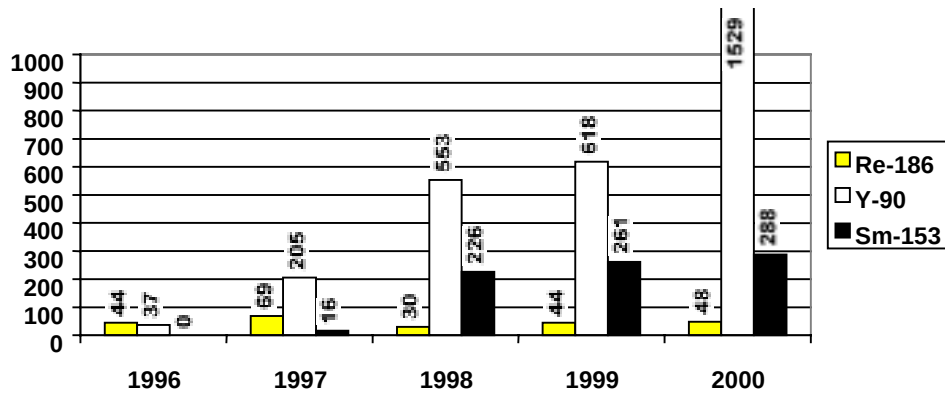


Fig. 2: Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq

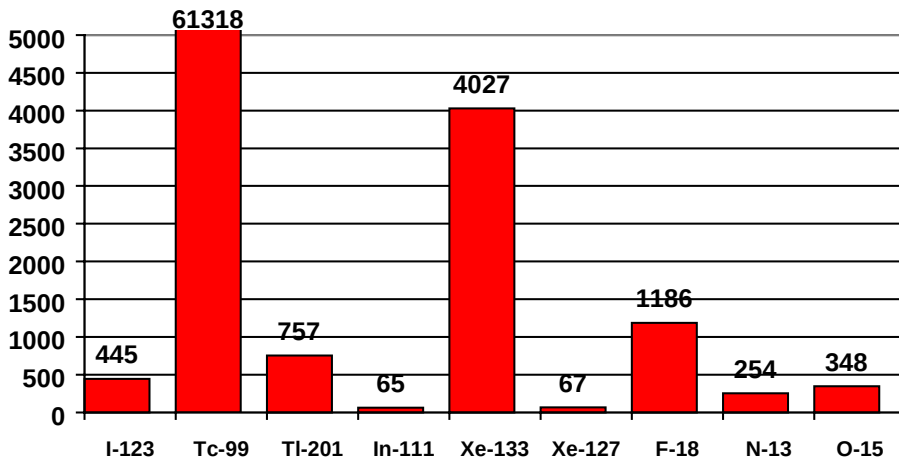


Fig. 3: Umsatz 2000 der meist verwendeten Nuklide für diagnostische Zwecke in GBq

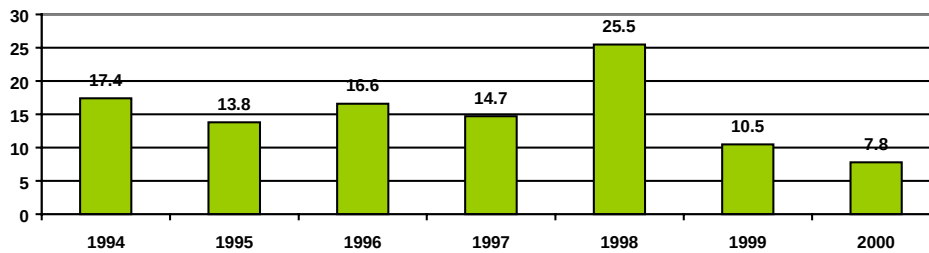


Fig. 4: Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1994-1999 in GBq

9 Überwachung von Industrien und Spitäler

9.1 Emissionen der Betriebe

R. Grunder und Th. Lauffenburger

Suva

Abteilung Arbeitssicherheit, Bereich Physik
Postfach 4358, 6002 LUZERN

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

Instrumenten aufgetragen. Die drei Setzateliers in La Chaux-de-Fonds haben 2000 **64.8 TBq** Tritiumleuchtfarbe eingekauft bzw. verarbeitet.

Produktionsbetriebe

(Total 4 Betriebe)

Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

- Leuchtfarbe (^3H , ^{14}C , ^{147}Pm)
- Tritiumgaslichtquellen (^3H)
- Ionisationsrauchmelder (^{241}Am)
- Überspannungsableiter (^3H , ^{147}Pm)

Forschungsbetriebe

(Total 57 Betriebe)

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

Leuchtfarbenbetriebe

(Total 11 Betriebe)

Die Tritiumleuchtfarbe wird manuell oder maschinell auf Zeigern und Zifferblättern von Uhren oder

Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 48 Betriebe)

Für Hormonbestimmungen werden sogenannte Radioimmunoassay Kits (Ria-Kits) mit ^{125}I und gelegentlich mit ^{57}Co Markierungen eingesetzt.

Einkauf radioaktiver Stoffe 1991 – 2000

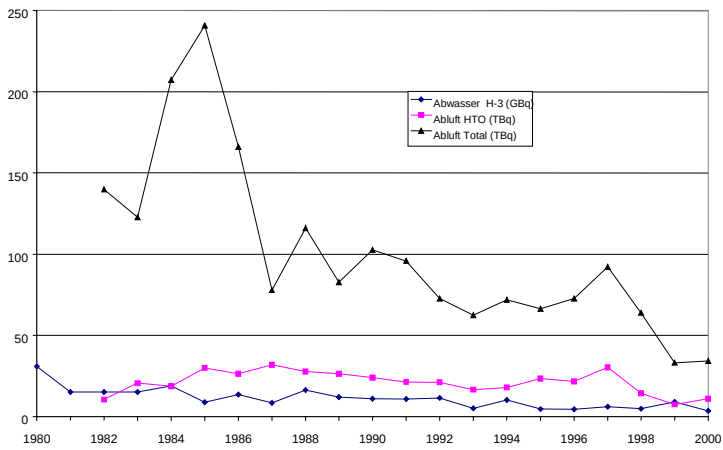
	Isotope	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	1991	Einheit
Produktionsbetriebe	H-3	7.3	8.9	8.1	6.5	20.1	4.4	11.5	6.8	17.0	13.0	PBq
	C-14	0.2	0.1	0.3	0.1	0.4	0.3	0.2	1.5	3.9	0.7	TBq
	Pm-147	26.1	21.3	25.1		114.9	44.3	27.4	57.9	0.1	42.0	TBq
	Am-241	3.3	15.2	12.0	31.3	17.6	18.2	29.1	53.6	22.0	29.0	GBq
Leuchtfarbenbetriebe	H-3	253.8	361.8	628.0	812.0	903.2	934.0	760.0	800.0	1300.0	970.0	TBq
Forschungsbetriebe	H-3	9.7	4.9	11.7	6.8	14.2	2.8	8.3	1.3	6.1	10.4	TBq
	C-14	566.5	438.1	819.9	381.7	288.9	557.1	309.0	576.6	590.0	330.0	GBq
	P-32	45.3	36.3	56.2	76.9	84.3	72.8	93.0	85.2	110.0	110.0	GBq
	S-35	25.2	36.2	42.8	58.3	69.3	63.0	76.4	72.0	62.0	60.0	GBq
	Ca-45	1.2	1.5	1.5	1.9	0.9	0.6	1.1	1.7	1.8	1.5	GBq
	Cr-51	7.1	18.6	18.7	18.4	19.8	30.0	32.6	40.5	32.0	36.0	GBq
	I-125	22.2	32.9	41.7	53.6	50.5	55.1	44.4	55.0	170.0	176.0	GBq
Analytische Laboratorien	I-125	1.4	1.5	1.6	2.2	2.2	2.6	3.4	3.7	4.5	5.0	GBq
	H-3	0.0	3.0	5.3	3.9	4.2	5.2	71.3	17.4	38.0		MBq
	Co-57	16.1	17.2	20.4	30.4	33.0	63.5	98.1	110.0	140.0	150.0	MBq
	C-14	2010.0	861.0	1246.0	443.8	104.0						MBq

Im Berichtsjahr 2000 haben alle Betriebe, auch die in der Tabelle 1 aufgeführten Produktionsbetriebe, die Abgabelimiten eingehalten.

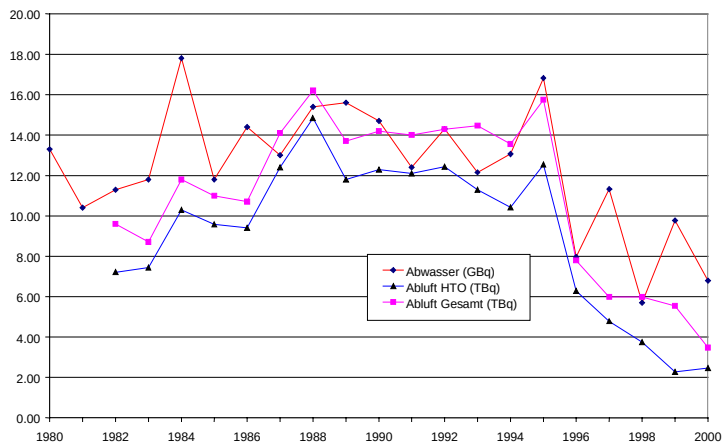
Bemerkungen zu den Tabellen und Figuren:

Die Tritium-Messungen der Suva in der Umgebung der Firma RC Tritec AG, Teufen/AR und die Abga-

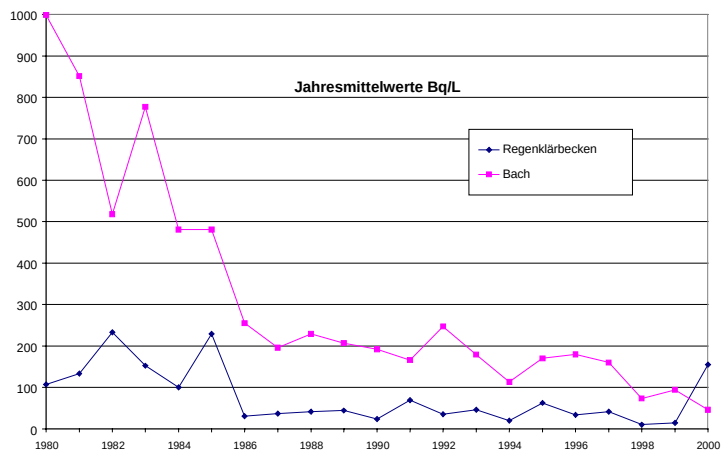
ben aller drei Tritium-Betriebe sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Messungen in der Umgebung werden von der Suva gemacht.



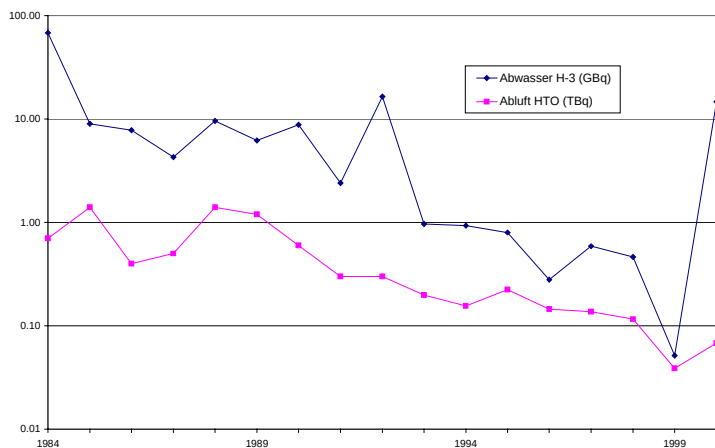
mb-microtec ag, Jahreswerte



RC Tritec AG, Jahreswerte



RC-Tritec AG, Umgebung



**Siemens AG, Cerberus Division
Jahreswerte**

Fig. 1 Emissionen der Betriebe im Jahr 2000 und Messungen in der Umgebung

8.4. Rejets et environnement du CERN

C. Murith

Section de surveillance de la radioactivité, SUER
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

P. Vojtyla et D. Wittekind

CERN TIS, 1211 GENEVE 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 division TIS du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux Etats Hôtes, l'Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants (OPRI) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 2000 prouve que le fonctionnement des installations du CERN est resté sans conséquence radiologique sur l'environnement et la population. Le contrôle des émissions montre que les rejets effectifs se situent également en 2000 nettement en-dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. L'ensemble de ces résultats atteste que le CERN a bien respecté en 2000 comme dans les années précédentes la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1]. L'impact réel représente en fait moins de 4% de cette valeur comme l'indique l'estimation pour le groupe critique de l'ordre de 0.01 mSv/an.

8.4.1. Objets de la surveillance

Les contrôles réalisés en 2000 par le CERN et de manière indépendante par les autorités de surveillance ont porté essentiellement sur :

- les 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 (émission),
- les 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 produits par le CERN (immission).

8.4.2. Contrôle des émissions du CERN

Les rejets de la radioactivité dans l'environnement par la ventilation de différentes installations des accélérateurs du CERN sont contrôlés par des moniteurs de l'air installés aux points de rejet de l'air. Les stations sont composées des chambres à ionisation pour la mesure directe de l'activité bêta et des échantillonneurs d'aérosols qui les collectent sur des filtres en fibre de verre (PMVxx, voir figure 1). Les échantillons sont mesurés au laboratoire par des compteurs bêta de grande surface et des détecteurs de germanium pour une spectroscopie gamma afin de mesurer les activités bêta et gamma de longue demi-vie.

Les rejets radioactifs par la voie d'eau sont contrôlés par des moniteurs consistant en cristaux de NaI(Tl) immergés dans des réservoirs d'eau installés aux points de rejet d'eau du CERN pour une mesure continue de l'activité gamma. Ces mesures sont complétées à tous les points du CERN où les eaux quittent les sites par des dispositifs automatiques de prélèvement d'eau en continu afin de les analyser au laboratoire à un faible bruit de fond (SWxx, voir figure 1). Outre les mesures de tritium, un litre est mesuré par spectrométrie gamma une fois par mois et quatre litres d'un échantillon sont évaporés pour une analyse de la radioactivité à faible niveau permettant des mesures de l'activité bêta totale.

Les résultats des mesures concernant les émissions de radioactivité dans l'air pour les points de rejets sur le Site de Meyrin sont présentés dans le tableau 1. Comme on le verra dans la figure 4, l'impact radiologique en terme 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 , ^{15}O , ^{41}Ar). Sauf pour l'évaporateur d'eau V_0 les résultats pour le tritium ont été estimés à partir des concentrations maximales mesurées dans les points de ventilation. Ils sont de ce fait très majorants. Les résultats de la radioactivité dans les rejets d'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.

Tableau 1 : Les rejets de la radioactivité attachée aux aérosols et dans l'air en 2000.

Moniteur	Air rejeté	Bêta aérosol	⁷ Be aérosol	Tritium HTO	¹¹ C, ¹³ N, ¹⁵ O, ⁴¹ Ar dans l'air	Points de rejet
	10 ⁶ m ³	MBq	MBq	GBq	TBq	
PMV74	264	0.64	22	< 2.6	0.70	Anneau Principal PS
PMV72	27	0.17	0.2	< 41	0.14	TT60 extr. Ouest, PS
PMV73	44	0.04	0.9	< 44	0.54	TT70 transfert e ⁻ , PS
PMV170	83	1.98	77	< 4.7	4.5	ISOLDE
PMV11	66	0.37	12	< 3.3	0.17	TT10 injection Ouest
V ₀	—	—	—	2.2	—	Evaporateur V ₀
Total	484	3.2	112	< 98	6.1	Site de Meyrin

Tableau 2 : Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse en 2000.

Point de rejet	Quantité d'eau	³ H	Bêta/gamma (²² Na)	Rejeté dans :
	10 ⁶ m ³	MBq	MBq	
SWN1	6.4	—	—	Nant d'Avril
SWN2	0.96	—	—	Nant d'Avril
SWN3	3.7	—	—	Nant d'Avril
SW901	1.7	—	—	Nant d'Avril
SWNA	0.030	512	13	Peney*)
Total	12.8	512	13	

*) Usine de traitement d'eau

8.4.3. Contrôle des immissions du CERN

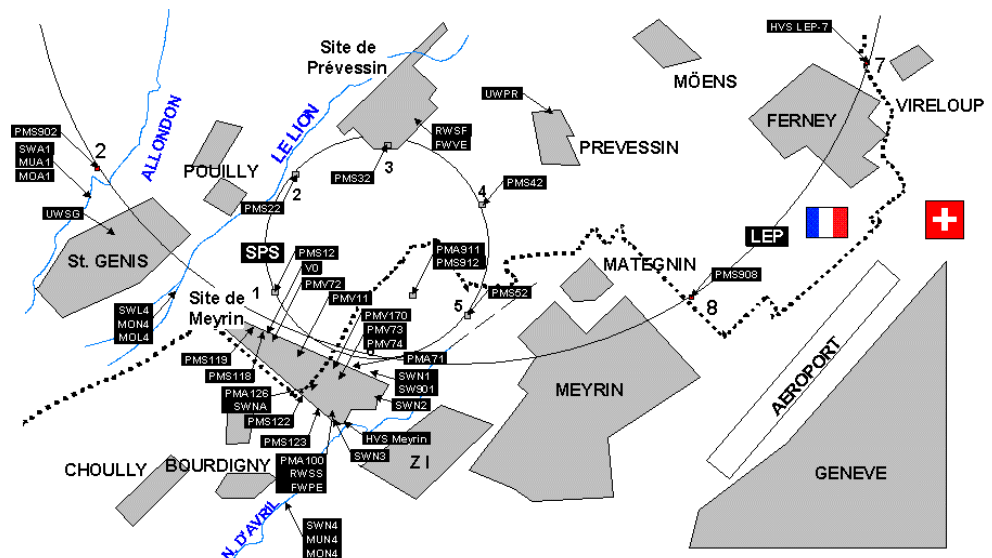
Dans ce rapport, les résultats de mesures concernent en particulier le territoire suisse. Plus de détails sur les résultats du programme complet se trouvent dans le rapport annuel du Groupe Radioprotection [2].

8.4.3.1. Mesures effectuées par le CERN

La situation géographique des sites du CERN est présentée dans la figure 1.

Figure 1 :

Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN ainsi que l'implantation de l'anneau du super synchrotron à proton (SPS) et du grand collisionneur électron-positon (LEP) dans la région frontalière entre la France et la Suisse. Pour tous les points de mesure à l'intérieur des sites, consulter le rapport annuel du Groupe Radioprotection [2].



Les accélérateurs du CERN sont des sources de rayonnements diffusés. Pour leur contrôle en continu, des stations de moniteurs de site (PMSxx, voir figure 1) sont installées sur les sites du CERN et dans l'environnement et se composent d'une chambre à ionisation remplie d'argon d'une pression de 20 bars pour détecter des photons ou des particules chargées (muons) et d'un compteur BF₃ entouré d'un modérateur (rem compteur) pour mesurer les neutrons diffusés.

Les aérosols sont collectés sur des filtres en fibre de verre (PMAxx) et sont ensuite mesurés au laboratoire à l'aide de détecteurs proportionnels de grande surface et de détecteurs de germanium pour une spectroscopie gamma. Les échantillons des eaux potables (FWxx) et souterraines (UWxx) sont prélevés sur les sites du CERN et dans les villages autour du CERN, à Prévessin, Saint Genis et Versonnex respectivement. L'eau pluviale des précipitations est collectée sur le site de Meyrin, en Suisse (RWSS), et sur le site de Prévessin, en France (RWSF). Les eaux de rivières (SWxx) sont

analysées au laboratoire en activité bêta totale et gamma. Enfin, d'autres échantillons sont prélevés périodiquement dans l'environnement en vue d'une analyse de leur teneur en substances radioactives : les sédiments de cours d'eau (MUxx), les herbes, un échantillon de vin et dernièrement la mousse dans l'eau des rivières (MOxx) pris aux mêmes endroits que l'eau de surface et les sédiments (voir figure 1).

Les doses intégrées totales en millisievert, 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 sont présentées dans la figure 2. Ces résultats sont cohérents avec ceux des contrôles suivants effectués en 2000 par l'OFSP :

- 11 dosimètres TLD (0.74 à 0.96 mSv),
- mesures en 20 sites avec chambre d'ionisation de la figure 5 (0.73 à 0.96 mSv).

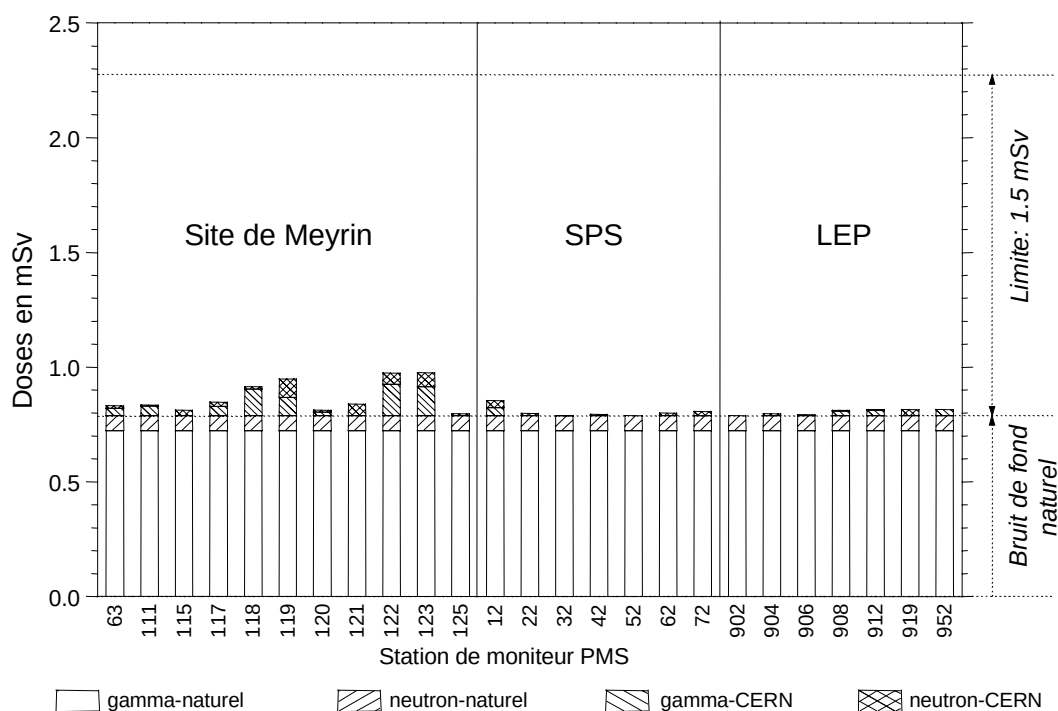


Figure 2

Doses annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2000.

L'influence du fonctionnement des accélérateurs du CERN n'est visible que pendant l'opération des accélérateurs en certaines stations de mesure situées à la clôture du site de Meyrin. Les lectures des moniteurs PMS118 et PMS119 sont influencées par la proximité du tunnel de transfert vers la zone expérimentale ouest et les moniteurs PMS122 et PMS123 se trouvent à la clôture proche du PS. Les doses mesurées ne dépassent pas 12% de la limite pour les rayonnements diffusés fixée à 1.5 mSv/an.

Pour prouver que l'influence radiologique des rejets du CERN reste négligeable dans son voisinage, la Section de l'environnement du CERN procède à des mesures de radioactivité sur des échantillons de toutes sortes pris à l'extérieur des sites de l'Organisation. On a trouvé des traces de la radioactivité qui peut provenir du CERN seulement dans certains échantillons d'aérosol et dans le sédiment et la mousse de la rivière Nant d'Avril.

Le seul radionucléide identifié dans l'air et provenant du CERN est le ^7Be présent dans l'aérosol. Ce radionucléide d'une très faible toxicité radiologique peut être produit dans l'air des tunnels des accélérateurs à haute énergie lors de leur fonctionnement. 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 distants (PMA951 à Cessy, France, LEP Point 7 à Collex-Bossy/GE, et Oberschrot/FR) sont présentées dans la figure 3. Les endroits distants sont loin de toutes sources artificielles de ^7Be et peuvent de ce fait être considérés comme des stations représentatives du bruit de fond naturel. Les concentrations naturelles en ^7Be sont plus élevées les mois d'été à cause des convections de l'air de la stratosphère, riche en ^7Be , à la troposphère. Elles ne dépendent pas seulement du flux des masses d'air de la stratosphère à la troposphère, mais aussi de l'ampleur de la remise en suspension du radionucléide par les courants de convection, c'est à dire de l'effet de la réintroduction d'aérosol déjà déposé, par exemple par le vent ou par le trafic routier. Cet effet est bien illustré par la comparaison des données des trois stations de bruit de fond. Tandis que les stations HVS LEP-7 et HVS Oberschrot situées dans des milieux ruraux indiquent les concentrations en ^7Be les plus basses, les mesures de la station de bruit de fond de Cessy, qui se trouve au centre du village, sont légèrement plus élevées et suivent bien celles du voisinage du CERN. Cela signifie que l'impact des rejets du ^7Be sur l'environnement ne peut pas être distingué de l'effet de la remise en suspension du ^7Be de l'origine naturelle, en raison de la proximité des zones asphaltées et à fort trafic routier dans le voisinage du CERN. Il faut mentionner, que les valeurs mesurées sont tout à fait négligeables du point de vue radiologique. La plus forte concentration en ^7Be observée ne représente que 0.0015% de la limite d'immission suisse [3].

A part la radioactivité exclusivement naturelle, le seul radionucléide montrant une activité notable dans les échantillons du sédiment et de la mousse de la rivière Nant d'Avril est le ^7Be . S'il existe une contribution du CERN aux flux de ^7Be dans les rivières, celle-ci doit être faible et bien inférieure aux apports naturels [4]. Dans la mousse de cet rivière, des traces du ^{54}Mn , ^{57}Co , ^{58}Co et ^{60}Co provenant du CERN sont détectées. Cependant, leurs concentrations sont négligeables car les pourcentages de la limite d'exemption [3] ne dépassent pas 0.2%.

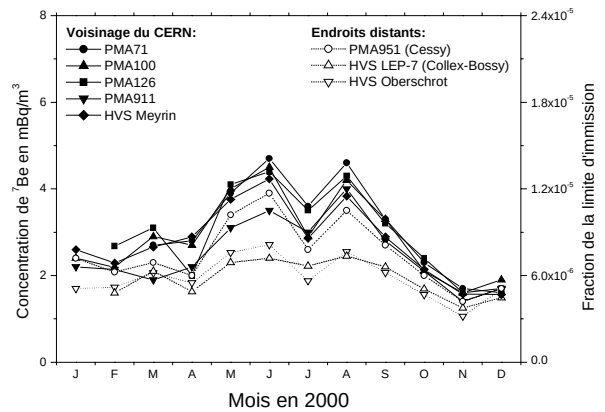


Figure 3 :

Activité de ^7Be dans les aérosols de 8 stations de mesure dont 5 au voisinage des points de rejet du CERN en 2000. Station de mesure PMA71 : Site du SPS BA-7. PMA100 : Site CERN de Meyrin. PMA126 : Proche du PS. PMA911 : Près d'une ferme de Meyrin. HVS Meyrin, HVS Oberschrot/FR : Echantillonneurs OFSP à haut débit sur le Site de Meyrin et à Oberschrot/FR. PMA951 : Cessy, France. HVS LEP-7 : Echantillonneur CERN à haut débit à Collex-Bossy/GE.

Comme le montre la figure 4, les contributions des activités du CERN à la dose efficace pour le groupe critique qui vit à la clôture de l'Organisation correspondent à environ 2% 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 0.011 mSv, dont 81% sont dus aux rayonnements ionisants directs, peut être comparée aux variations des doses naturelles qui sont de l'ordre de 0.2 mSv dans le bassin lémanique.

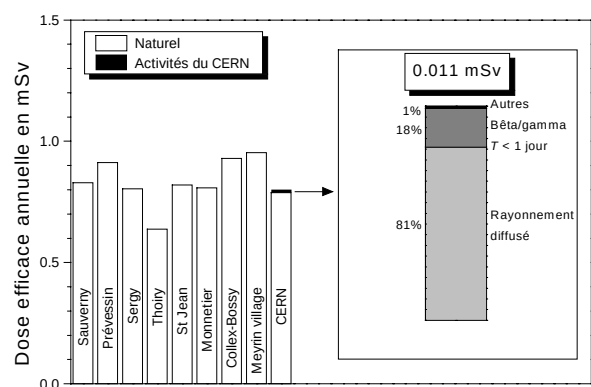


Figure 4 :

Contributions dues aux activités du CERN à la dose annuelle sur le Site de Meyrin comparées aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses à proximité.

8.4.3.2. Mesures effectuées par l'OFSP

La surveillance de l'environnement réalisée de manière indépendante par l'OFSP autour du CERN concerne essentiellement l'exposition ambiante (11 dosimètres à thermoluminescence évalués par IRA à Lausanne, et parcours de mesures instantanées avec chambre d'ionisation en 10 sites limitrophes du CERN et 10 sites de référence distants), les aérosols (mesure continue alpha/bêta de la station RADAIR et mesure gamma hebdomadaire des filtres du collecteur à haut débit), les eaux (Rhône à Chancy et Nant d'Avril), les sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) ainsi que les végétaux et certains produits locaux (comme le ^3H dans le vin).

Le contrôle de l'exposition ambiante basé sur les dosimètres TLD en 11 emplacements au voisinage du CERN n'a pas signalé de valeurs indicatives d'un impact notable des installations du CERN. En 2000 ces valeurs ont été comprises entre 0.74 et 0.95 mSv. Elles indiquent une très bonne cohérence avec celles reportées par le CERN dans la figure 2, où les différentes composantes sont distinguées selon leur origine. On y constate que l'influence du rayonnement direct est très faible par rapport à la contribution d'origine naturelle. De même, les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (figure 5) le 10.2.2000 ont indiqué des valeurs du débit d'exposition ambiante s'échelonnant de 84 à 110 nSv/h, soit 0.73 à 0.96 mSv/a (moyenne des 10 sites limitrophes : 94 ± 5 nSv/h; moyenne des 10 sites de référence : 95 ± 8 nSv/h). Ces valeurs s'inscrivent dans le domaine habituel de l'exposition naturelle et de ses fluctuations.

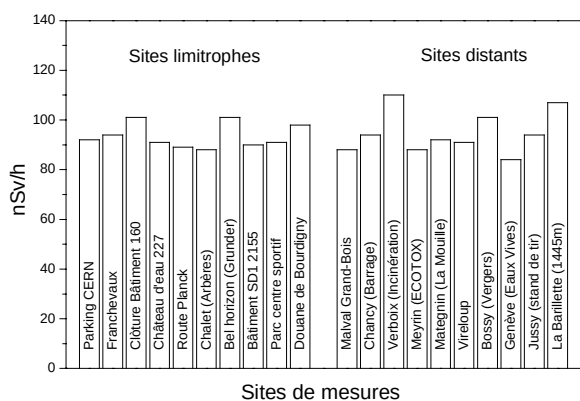


Figure 5 :

Mesures OFSP du débit d'exposition ambiante à l'aide d'une chambre d'ionisation.

Les résultats de la surveillance de l'air réalisée par l'OFSP en continu à la station du réseau d'alarme RADAIR et au niveau de traces à l'aide du collecteur à haut débit sont confrontés dans la figure 3 aux résultats des mesures du CERN pour l'indicateur ^7Be . Les concentrations hebdomadaires fluctuent autour de quelques mBq/m^3 et suivent les tendances saisonnières du ^7Be naturel enregistrées dans la station de référence d'Oberschrot/FR.

La surveillance du milieu aquatique n'a pas montré d'impact des installations du CERN sur les concentrations de l'indicateur ^3H . Celles-ci ont été comprises entre 0.8 et 2.3 Bq/l dans les échantillons mensuels collectés dans le Rhône à Chancy. Les résultats du projet de collaboration initié par l'OFSP et le CERN avec l'Institut Forel concernant des mesures spécifiques dans le Nant d'Avril ont fait l'objet d'un rapport de surveillance d'octobre 1999 à octobre 2000 [3]. L'OFSP a procédé à des mesures comparatives de l'eau et des sédiments qui confirment des traces provenant très probablement des activités du CERN. Il s'agit de ^{22}Na ($\sim \text{mBq/l}$) dans l'eau et de ^{60}Co (3 à 7 Bq/kg sec) dans les sédiments. Pour les sédiments on mesure également la part rémanente de ^{137}Cs (essais nucléaires et Tchernobyl) de l'ordre de 30 à 40 Bq/kg sec et les radionucléides naturels suivants : ^{40}K : 500 Bq/kg; série ^{232}Th : 40 Bq/kg; ^{228}Ac et série ^{238}U : 60 Bq/kg ^{226}Ra et 390 Bq/kg ^{210}Pb . Ces premiers résultats sont utilisés pour définir la suite du programme de surveillance.

La surveillance du milieu terrestre (sols, végétaux et produits locaux) examinés en 2000 a indiqué comme les années précédentes des résultats typiques de ceux d'échantillons comparables du Plateau suisse. Outre la détection permanente des radionucléides d'origine naturelle, dont les concentrations prédominent, on y détecte encore les traces des injections artificielles des essais nucléaires et dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl, dont les retombées ont été plus faibles dans le bassin lémanique. Pour les échantillons du voisinage immédiat du CERN examinés en 2000, on trouve les domaines de concentrations résumés dans le tableau 3. Les valeurs sont tout à fait compatibles avec celles mesurées sur le Plateau suisse. Par contre, le site distant La Barillette, en altitude (Jura 1445 m) se distingue par des concentrations naturelles de ^{226}Ra et des concentrations artificielles de ^{137}Cs nettement supérieures à celles mesurées dans les sites du voisinage immédiat du CERN. L'inventaire du ^{137}Cs varie de 2000 à 4000 Bq/m² dans la couche 0–30 cm des sols du voisinage immédiat du CERN et est voisin de 8600 Bq/m² dans la couche 0–20 cm du sol de La Barillette.

Tableau 3 : Radionucléides naturels et artificiels dans les échantillons examinés par l'OFSP le 12–13.7.2000 (en Bq/kg sec).

Echantillon	Frais/sec	Radionucléide				
		⁷ Be	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²²⁸ Ac
Herbe 1 m ²	3.0 ± 0.5	290–380	420–1170	< 5	–	–
Sol : voisinage immédiat	1.6 ± 0.3	–	440–580	5–18	20–38	30–35
Sol : La Barillette	Ø < 2 mm	–	430	30–100	280–320	44–47

Le même constat ressort des mesures de spectrométrie gamma in situ. Cette méthode offre l'avantage de déterminer des concentrations moyennes sur un site plus représentatives que lors d'un échantillonnage et d'en apprécier les contributions individuelles au débit d'exposition ambiante. Pour les 4 sites au voisinage du CERN, le rapport moyen de l'exposition ambiante calculée à partir des spectres in situ à celle mesurée globalement à l'aide d'une chambre d'ionisation indique en tenant compte de la part cosmique 0.97 ± 0.03 . Ce rapport est considéré comme un critère de qualité de la mesure de spectrométrie gamma in situ. S'il se situe dans une marge de $\pm 10\%$, la mesure est considérée comme représentative. Le rapport le plus défavorable (0.93) a été enregistré dans l'enceinte du CERN rue Booster, où il n'est pas exclu selon les activités du CERN en cours qu'un rayonnement diffusé échappe au domaine énergétique d'analyse de 50 keV à 2 MeV. Cette très faible contribution équivaudrait si elle était constante dans l'année à 0.04 mSv/an dans ce site interne du CERN. Ainsi la valeur annuelle de 0.011 mSv estimée par le CERN pour le groupe critique qui vit à la clôture de l'Organisation et provenant pour l'essentiel des rayonnements ionisants directs semble réaliste. La faible influence des installations locales a parfois été confirmée dans le site en question par la détection dans l'air de traces d'⁴¹Ar identifiées dans le spectre in situ, qui ne sont pas décelables par mesure globale du débit d'exposition vu de leur très faible contribution dosimétrique.

L'ensemble des résultats des mesures de contrôle réalisées par l'OFSP dans le voisinage du CERN ne se distingue pas notablement de ceux enregistrés dans les stations de référence hors influence d'installations nucléaires. Sur leur base, l'impact du CERN s'avère en réalité nettement inférieur à la limite prescrite. A l'image des examens in situ de la figure 6, les contributions d'origine naturelle prédominent. Les activités du CERN sont donc aussi restées en 2000 sans conséquence radiologique préjudiciable à l'environnement et à la population avoisinante.

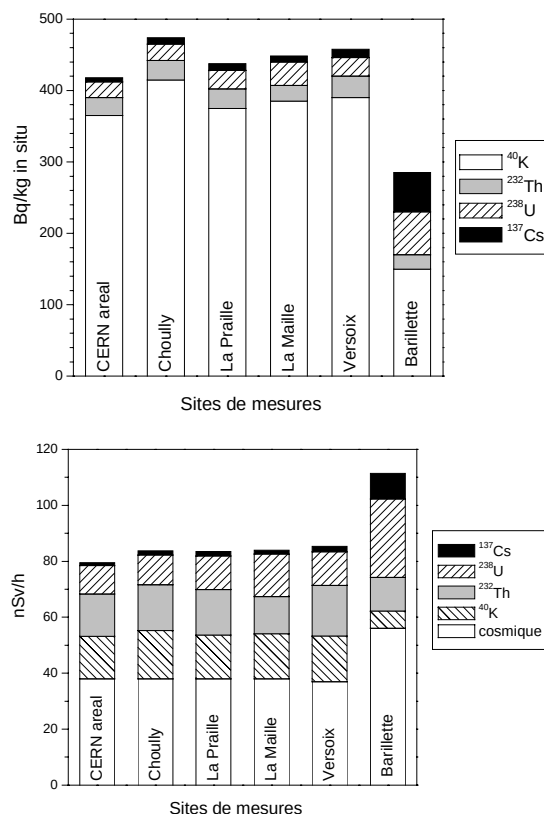


Figure 6 :

Concentrations et contributions individuelles au débit d'exposition ambiante dans les sites examinés par l'OFSP par spectrométrie gamma in situ au voisinage du CERN.

8.4.4. Conclusions

- L'ensemble des résultats de mesures du CERN et du contrôle indépendant de l'OFSP atteste que le CERN a bien respecté en 2000 comme dans les années précédentes la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1, 5].
- Les dispositifs de surveillance (prélèvements et mesures) mis en œuvre par le CERN et l'OFSP 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 radionucléides attribuables aux activités du CERN n'ont pas dépassé 0.2% des limites suisses.
- Pour une estimation des doses efficaces annuelles, le groupe critique de la population vivant à proximité du site de Meyrin a été identifié. Ensuite les doses efficaces à partir des rayonnements ionisants et des rejets des radionucléides du site de Meyrin ont été calculés à l'aide de la Directive HSK-R-41/d [6]. Le résultat de cet exercice présenté dans la figure 4 montre que l'impact radiologique sur le groupe critique qui vit à la clôture du CERN représente 0.011 mSv en 2000. La valeur correspondante en 1999 était de 0.012 mSv. Ces doses correspondent à environ 2% de la dose externe due aux sources naturelles.
- En plus des contrôles d'ordre réglementaire, les mesures d'ordre radioécologique effectuées dans le Nant d'Avril par l'Institut Forel ont confirmé que l'impact du CERN est très faible [4]. La collaboration avec cet institut sera poursuivie en 2001.

Les informations plus détaillées peuvent être consultées dans le rapport annuel 2000 du Groupe Radioprotection [2].

8.4.5. Remerciements

Nous remercions les instituts intervenant dans le programme de mesure au voisinage du CERN, en particulier l'IRA à Lausanne ainsi que l'Institut Forel. Notre reconnaissance s'adresse également à toutes les personnes qui ont favorisé le bon déroulement de nos prélèvements et mesures dans la région de Genève.

8.4.6. 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] H. Menzel (editor), Radiation Protection Group Annual Report (2000), CERN-TIS-2001-004-RP (2001) - disponible du CERN.
- [3] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2000), Annexe 3.
- [4] W. Wildi, J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Octobre 1999 - Octobre 2000, Institut F.-A. Forel (2000).
- [5] Manuel de Radioprotection 1996, CERN, (1996).
- [6] 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).

8.4.7. Glossaire

PS	Synchrotron à protons
SPS	Super synchrotron à protons
LEP	Grand collisionneur électron-positon
ISOLDE	Isotope Separator On-Line Device
TT10	Tunnel d'injection de faisceau du PS au SPS
TT60	Tunnel d'extraction de faisceau du SPS à la hall expérimentale Ouest
TT70	Tunnel de transfert d'électrons du PS au SPS

8.3. Les installations nucléaires et l'environnement

Ch. Murith, A. Gurtner

Section surveillance de la radioactivité, SUER
Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Résumé

L'évaluation de l'impact radioécologique et dosimétrique des installations nucléaires commence par le contrôle de leur bon fonctionnement. Ce contrôle relève de la DSN (8.1). L'OFSP participe à une intercomparaison périodique des quantités de radionucléides présents dans les effluents atmosphériques et liquides mesurables en phase de rejet avant leur dispersion et dilution dans l'environnement. Ces contrôles renseignent sur les contaminants les plus susceptibles de marquer l'environnement. L'impact des rejets de radionucléides sur l'homme est quantifié à l'aide de la dose. Celle-ci est habituellement calculée à partir des rejets réels de l'installation au moyen de modèles, d'hypothèses et de scénarios spécifiques du transfert des radionucléides en question jusqu'à l'homme. Afin de garantir qu'aucune contribution à la dose n'a été sous-estimée par la modélisation, divers compartiments de l'environnement sont examinés en particulier les aérosols, les eaux, les sédiments, les sols, les végétaux et les aliments. Ces examens permettent de détecter des niveaux infimes d'intensité des rayonnements émis, insignifiants du point de vue du risque qu'ils représentent pour le public. Le cas échéant, les concentrations significatives mesurées peuvent directement entrer dans l'évaluation réaliste de l'impact des rejets d'une installation nucléaire et servir à améliorer les modélisations évoquées précédemment.

8.3.1 Méthodologie

Dans le cas d'un suivi de l'environnement, deux aspects peuvent être pris en compte: l'un radioécologique 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 [1]. La spectrométrie γ permet de détecter et de quantifier la plupart des radionucléides naturels et artificiels présents dans des échan-

tillons sans longues préparations (séparation chimique...) contrairement à la mesure des émetteurs α et β . Le résultat d'une mesure est normalement rapporté à la matière sèche. Néanmoins pour certains radionucléides de courte période comme ^{131}I , la spectrométrie γ peut s'effectuer rapidement sur des produits frais.

8.3.2 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 le respect des limites réglementaires par l'exploitant en 2000 (chap. 8.1). Comme le montre en synthèse la figure 1, l'impact des rejets est en réalité nettement inférieur à la limite de dose liée à la source de 0.2 mSv par an (directive R-11).

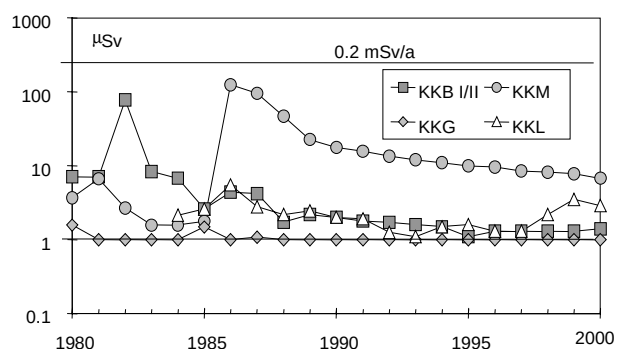


Figure 1:

Dose (calculée) accumulée par la personne fictive (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales nucléaires de 1980 à 2000 (Données DSN; les valeurs inférieures à 1µSv ne sont pas représentées dans la ligne).

- [1] IPSN (1998) Les Installations Nucléaires et l'Environnement", 171p.
Luc Foulquier et Françoise Bretheau.

Mesures de l'exposition ambiante

Les résultats de la surveillance continue de l'exposition ambiante par le réseau MADUK sont donnés au chapitre 8.2. Les mesures périodiques de la DSN à la clôture et de l'OFSP dans un voisinage plus étendu des installations (figure 2) ont montré que toutes les installations nucléaires ont respecté la valeur limite de 5mSv pour le rayonnement direct. Comme le montre la figure 2, ce rayonnement est perceptible (voir aussi chap. 3.3) et ressort en particulier lors des modifications d'exploitation à Mühleberg, visant à améliorer la chimie de l'eau afin de réduire la corrosion dans les structures du réacteur. Les maxima annuels (fond naturel inclus) KKB (0.72 mSv), KKG (0.85 mSv), KKL (3.5 mSv), et KKM (2.2 mSv) enregistrés à la clôture par intégration trimestrielle des dosimètres à thermoluminescence (TLD) confirment le respect de la valeur limite pour ce rayonnement.

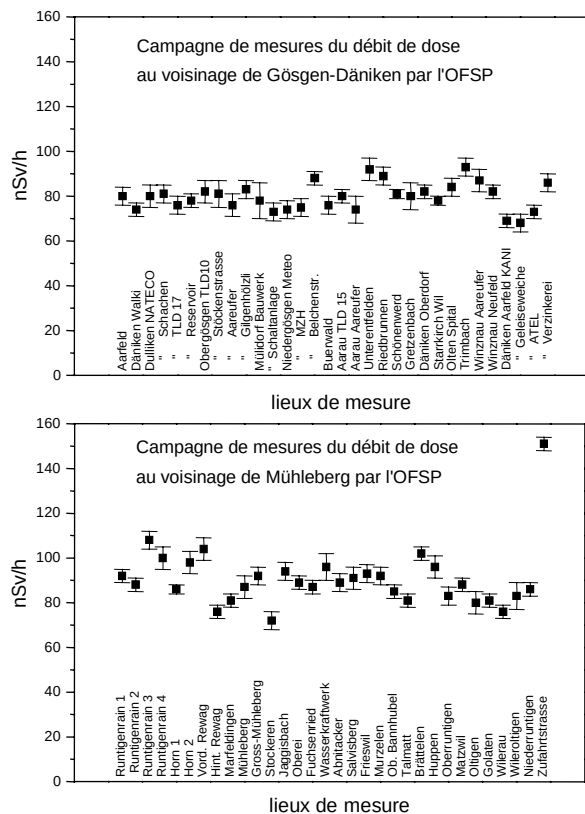


Figure 2: Contrôles de l'exposition ambiante

Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures dans le milieu terrestre concernent d'abord le milieu atmosphérique (aérosols de l'air et précipitations par l'autorité de contrôle ainsi que dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant). Ces mesures n'ont pas signalé la présence de radionucléides gamma, dont l'origine ne soit naturelle ou attribuable à la remise en suspension d'anciennes contaminations. La figure 3 montre le suivi

mensuel du ^3H , radionucléide directeur dans les précipitations, pour les stations de Niedergösgen (REP KKG) et Full (REB KKL). Les résultats des stations de Niederruntigen (REB KKM) et Beznau (REP KKB) sont similaires.

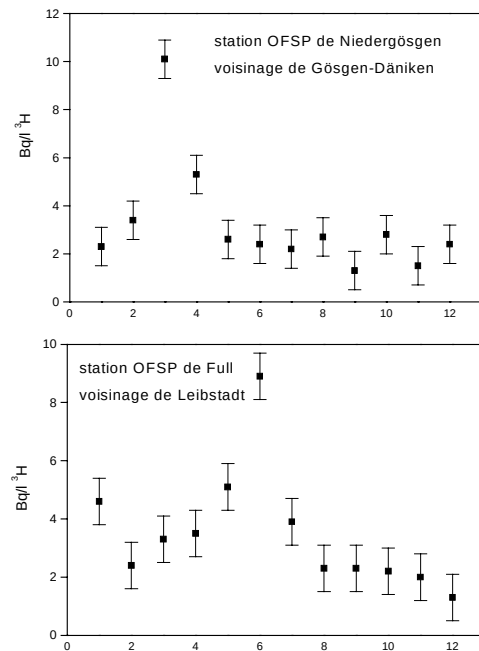


Figure 3: Suivi du tritium dans les précipitations (niveau global ~ 2-4 Bq/l)

L'impact des rejets atmosphériques est également examiné dans l'herbe et en particulier dans le sol, excellent intégrateur de pollution, afin de tenir compte de phénomènes d'accumulation à long terme. Les figures 4 et 5 illustrent l'inventaire Bq/m^2 ^{137}Cs des sols prélevés en 2000 par l'OFSP.

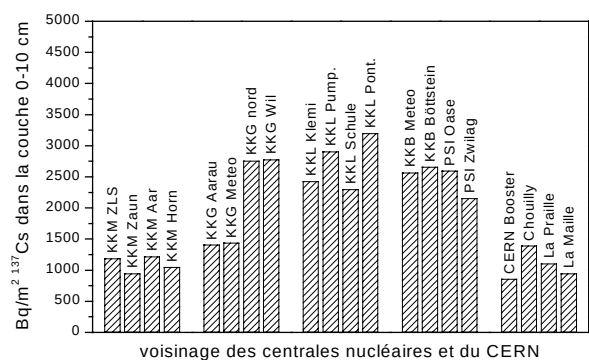


Figure 4: Inventaire ^{137}Cs dans la couche 0-10 cm de sol

Les campagnes d'échantillonnages de sol réalisées par l'OFSP en 2000 ont confirmé l'information très ponctuelle des prélèvements. Au col Gotthard par exemple, l'inventaire dans la couche 0-10 cm de deux échantillons voisins a indiqué 570 Bq/m^2 ^{137}Cs dans l'un et 5470 Bq/m^2 ^{137}Cs dans l'autre. De

même comme le montre la figure 5, la distribution de l'activité ^{137}Cs dans les profils est très variable. Ainsi la couche 0-10 cm concentre selon les sites examinés en 2000, 20 à 99% de l'intégral du total de l'activité ^{137}Cs déposée dans la couche de 0 à 30 cm. Cela montre qu'il convient d'interpréter avec précaution les résultats de l'échantillonnage et qu'il est plus pertinent d'obtenir une information moyenne sur un site par spectrométrie gamma in situ (Chap. 3.1). En particulier l'accumulation du ^{137}Cs dans des points chauds d'une taille de quelques cm^2 , comme ceux mis en évidence dans le Mercantour, n'est pas représentative de la contamination d'ensemble du site ni de l'exposition moyenne qui en résulte. Des mesures complémentaires se trouvent chap. 4.3 et 7.2 en particulier sur les teneurs en Pu, Am et ^{90}Sr .

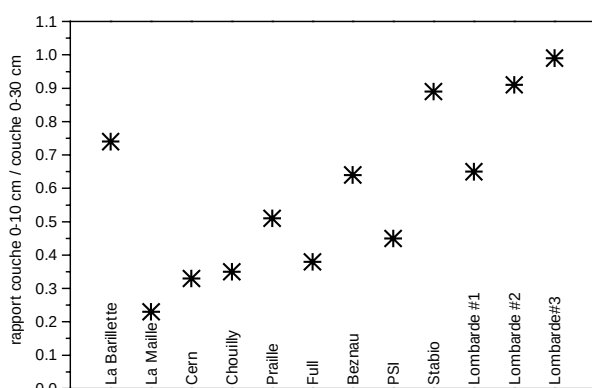


Figure 5: Distribution du ^{137}Cs dans le sol

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. L'ensemble de ces mesures coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux (chap. 5) ne mettent pas en évidence un marquage du milieu terrestre 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. Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ^{14}C , dont les résultats sont présentés au chap. 7.1. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques μSv . L'intérêt des mesures ^{14}C se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour une meilleure compréhension des processus environnementaux et sert donc à affiner et à valider les modèles de dispersion des rejets atmosphériques.

Mesures dans le milieu aquatique

Les principaux résultats de l'examen des systèmes aquatiques sont présentés dans le chap. 4.2. Dans l'eau l'impact des rejets liquides des installations nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt (^{58}Co et ^{60}Co). La confrontation des activités mensuelles rejetées déclarées par l'exploitant avec celles calculées à partir des concentrations mesurées dans les échantillons d'eau et des écoulements mensuels indique une bonne concordance. Un rejet a été coordonné avec la centrale de Beznau afin de valider le modèle de dispersion par des mesures dans l'Aar plusieurs kilomètres en aval de la centrale. Au niveau de la distribution entre l'eau et les colloïdes, environ 7 à 8 % du cobalt s'est avéré lié sous forme colloïdale. De même dans les trappes à sédiments, les injections de ^{58}Co , ^{60}Co , ^{54}Mn et ^{65}Zn redonnent l'image des activités rejetées. Par contre la remobilisation des dépôts ^{137}Cs de Tchernobyl explique pour ce radionucléide l'absence partielle de corrélation entre les activités rejetées et les valeurs de mesure. Dans les poissons hormis le ^{40}K et le ^{137}Cs , aucun autre radionucléide n'a été détecté. Enfin les examens des eaux de la nappe n'ont signalé la présence d'aucun radionucléide d'origine artificielle. Les résultats complémentaires des mesures ^3H de l'OFSP dans l'eau de l'Aar en aval de Mühleberg (première centrale nucléaire sur son cours) et dans l'eau du Rhin (Weil/D) en aval de Leibstadt (dernière centrale nucléaire sur son cours en Suisse) sont tout à fait normales (figure 6).

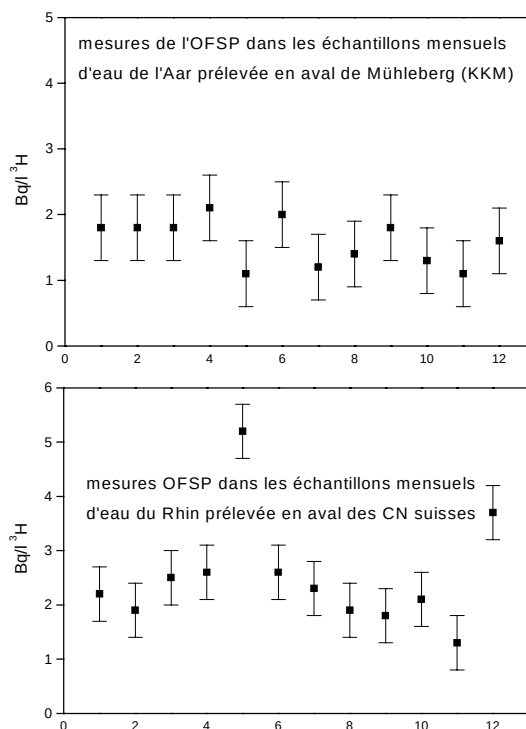


Figure 6: ^3H dans l'Aar et le Rhin

La surveillance du site démantelé de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens soustraite à la législation sur les installations nucléaires n'a signalé aucune activité gamma et ^{90}Sr supérieure aux limites de détection ($< 0.8 \text{ Bq/l } ^{137}\text{Cs}$ et $< 0.01 \text{ Bq/l } ^{90}\text{Sr}$). Les mesures de tritium sur le mélange des prélèvements trimestriels ont indiqué des valeurs entre 16 et 20 Bq/l.

8.3.3 Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2000. 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 qui en résultent 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'avère 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 en terme de doses des installations en question n'a pas dépassé la valeur directrice de 0.2 mSv et s'est situé en 2000 entre 0.002 et 0.007 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du ^{14}C), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

Les mesures environnementales permettent de détecter la radioactivité à des niveaux infimes qui peuvent être à la limite sans aucune signification biologique. 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. La surveillance de l'environnement sans cesse améliorée au voisinage des installations nucléaires répond aussi au besoin de vérifier que la modélisation des transferts n'engendrent pas d'erreur sur les estimations dosimétriques réalisées à partir des rejets réels. Elle permet le suivi temporel des concentrations dans l'environnement, en particulier les processus possibles d'accumulation locale dans certains écosystèmes (sols, sédiments, feuillages). Enfin elle peut orienter des études nécessaires à la connaissance des processus de transfert, utiles en premier lieu à la maîtrise de situations accidentelles. Les évolutions au cours des dernières années ont porté sur le

développement de technique de prélèvements et de mesures visant à abaisser les seuils de détection afin de permettre la mise en évidence de traces et d'utiliser certains radionucléides directeurs à la compréhension des processus environnementaux et à la validation de modèles sur lesquels reposent les prévisions en situation accidentelle.

Sites Internet



www.admin.ch/bag
www.cern.ch
www.eawag.ch
www.hospvd.ch/public/instituts/ira
www.hsk.psi.ch
www.vbs.admin.ch/acls

www.ipsn.fr
www.opri.fr
www.sfrp.asso.fr
www.cea.fr
www.cogema.fr
www.edf.fr



centrales nucléaires suisses

Gösgen: www.kkg.ch
Leibstadt: www.kkl.ch
Beznau: www.nok.ch
Mühleberg: www.bkw.ch

8.2 Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin, W. Baur und M. Schibli

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Die externe Strahlung ist mit dem Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK) ständig überwacht worden. Um das KKB und das PSI sind 18, beim KKG 16, beim KKL und KKM je 12 MADUK-Sonden in bis 5 km Abstand in Betrieb. Die MADUK-Sonden messen die Ortsdosisleistung. Die Messwerte werden alle 10 Minuten in die Zentrale der HSK übertragen und automatisch analysiert. Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich werden signalisiert und dem HSK-Pikett gemeldet.

In den Figuren 1 und 2 sind die Monatsmittelwerte mit den tiefsten und den höchsten Tagesmittelwerten aller MADUK-Sonden dargestellt. Sonden mit deutlich tieferem Messwertniveau z.B. Bo⁶ stehen auf Gebäudedächern oder einem Untergrund mit geringem natürlichem Aktivitätsgehalt. Im Berichtsjahr sind keine sehr hohen Tagesmittelwerte festgestellt worden. Tiefe Tagesminima sind nur bei einigen Stationen in der Umgebung von Mühleberg im Januar zu erkennen. Die Strahlenexposition durch die natürlichen Radioaktivität im Boden ist hier von Schnee abgeschwächt worden. In der zweiten Jahreshälfte sind die Tagesmaxima etwas höher. Während starken, länger andauernden Niederschlägen werden die natürlichen, radioaktiven Zerfallsprodukte des Radon in der Luft ausgewaschen, dadurch wird die natürliche Strahlenexposition am Boden etwas höher.

Die Kalibrierung aller MADUK-Sonden ist mit einer radioaktiven Quelle überprüft worden und als in Ordnung beurteilt. Während vorangemeldeten Kalibrierungsarbeiten an den NADAM-Sonden zeigten die nahe stehenden MADUK-Sonden in vier Fällen erhöhte Messwerte. Datenausfälle entstanden einzig bei der MADUK-Sonde G-04 in Niedergösgen (4 Tage). Ausserordentliche, lokale Gewitterregen führten im Verlauf des Jahres 2000 bei drei Sonden knapp zu einer Überschreitung des Schwellwertes für Dosisleistungserhöhungen, der bei netto 50 nSv/h liegt. Bei zwei Sonden traten einzelne erhöhte Messwerte infolge von Gerätestörungen auf.

Im Berichtsjahr wurden die Dosismessungen mit Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI fortgeführt ebenso die vierteljährlichen von der HSK stichprobenweise erhobenen Dosisleistungsmessungen. Im Nahbereich der Siedewasserreaktoren Mühleberg und Leibstadt ist die Ortsdosisleistung

durch Direkt- und Streustrahlung aus dem Maschinenhaus erhöht.

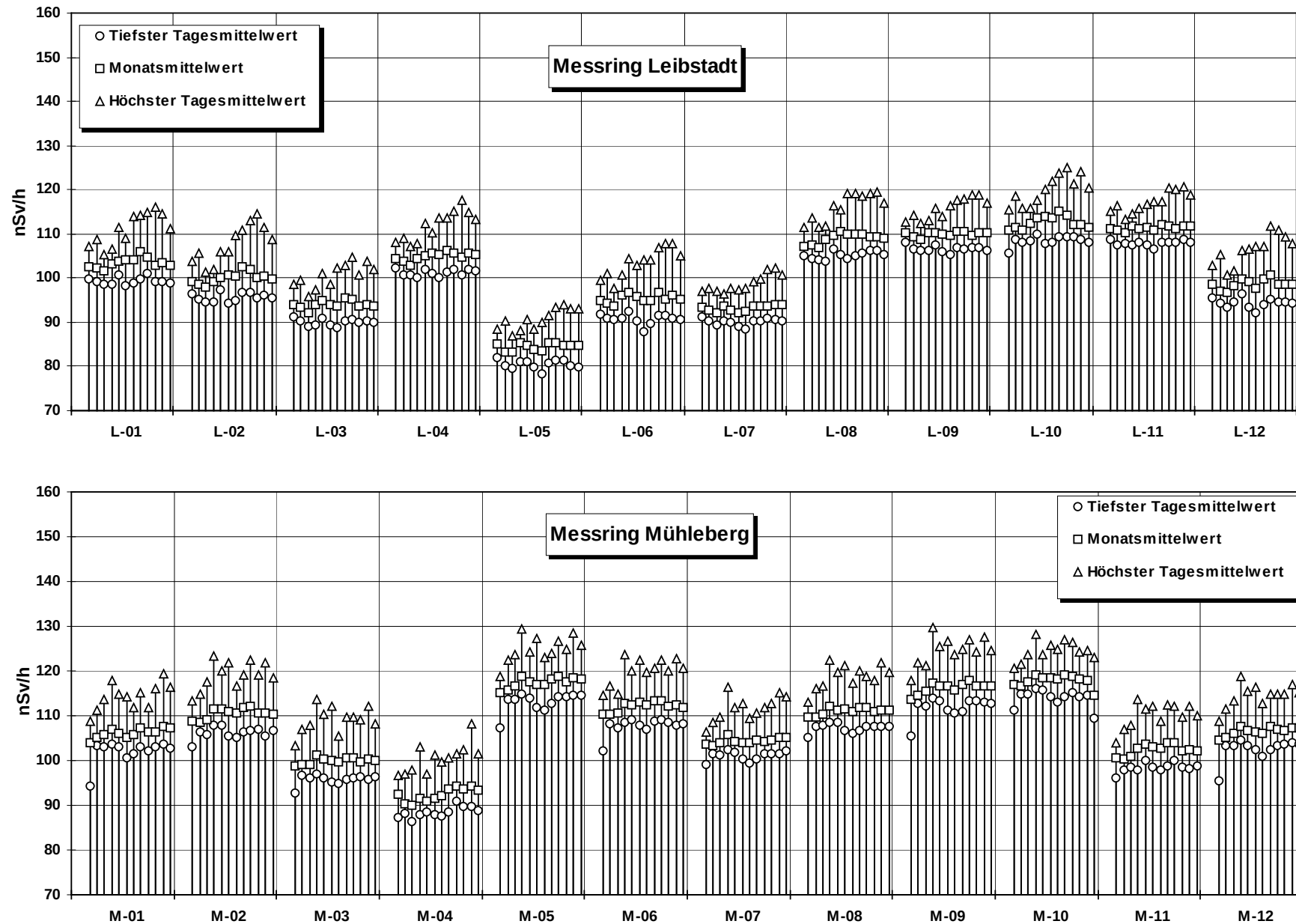
Beim Siedewasserreaktor Mühleberg trägt auch das Abfallager zu einer erhöhten Ortsdosis bei. Seit dem Herbst des Jahres 2000 ist die Dosisleistung im Maschinenhaus und am Zaun des KKM höher. Dies ist eine Folge der geänderten Wasserchemie im Reaktor, die einen zusätzlichen Schutz der Reaktoreinbauten vor Korrosion bezweckt. Der dem Speisewasser zugegebene Wasserstoff bewirkt eine grössere Flüchtigkeit des Stickstoffs, der mit dem Dampf aus dem Reaktor in die Turbine getragen wird. So ergibt sich durch die zusätzlichen Zerfälle des kurzlebigen Nuklids ¹⁶N eine Erhöhung der Dosisleistung im Maschinenhaus und am Zaun. Gemessen wurden Dosisleistungen zwischen 0.08 µSv/h (entspricht dem natürlichen Untergrund) und 0.58 µSv/h. Die hohen Dosisleistungen traten jedoch nur während wenigen Stunden auf. Im Wochenmittel ergaben sich Nettowerte von 0.061 mSv pro Woche. Dies entspricht ca. 60 % des in der HSK-Richtlinie R-11 festgelegten Dosisrichtwerts von 0.1 mSv pro Woche. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD), die an mehreren Stellen am Zaun die Dosis messen, weisen für das Berichtsjahr einen Höchstwert von 1.6 mSv auf.

Beim KKL wurden am Zaun Dosisleistungen zwischen 0.08 µSv/h (natürlicher Untergrund) und 0.28 µSv/h gemessen. Dieser Wert ergibt umgerechnet auf ein Jahr und unter Berücksichtigung der Betriebszeit eine Dosis von 1.6 mSv pro Jahr. Bei dieser Dosis ist der natürliche Untergrund abgezogen. Die von KKL ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun, ergaben im Berichtsjahr einen Höchstwert von 2.8 mSv. Eine detaillierte Datenanalyse zeigt, dass seit Betriebsaufnahme des KKL die Dosis am Zaun im Bereich von +/- 20% konstant ist.

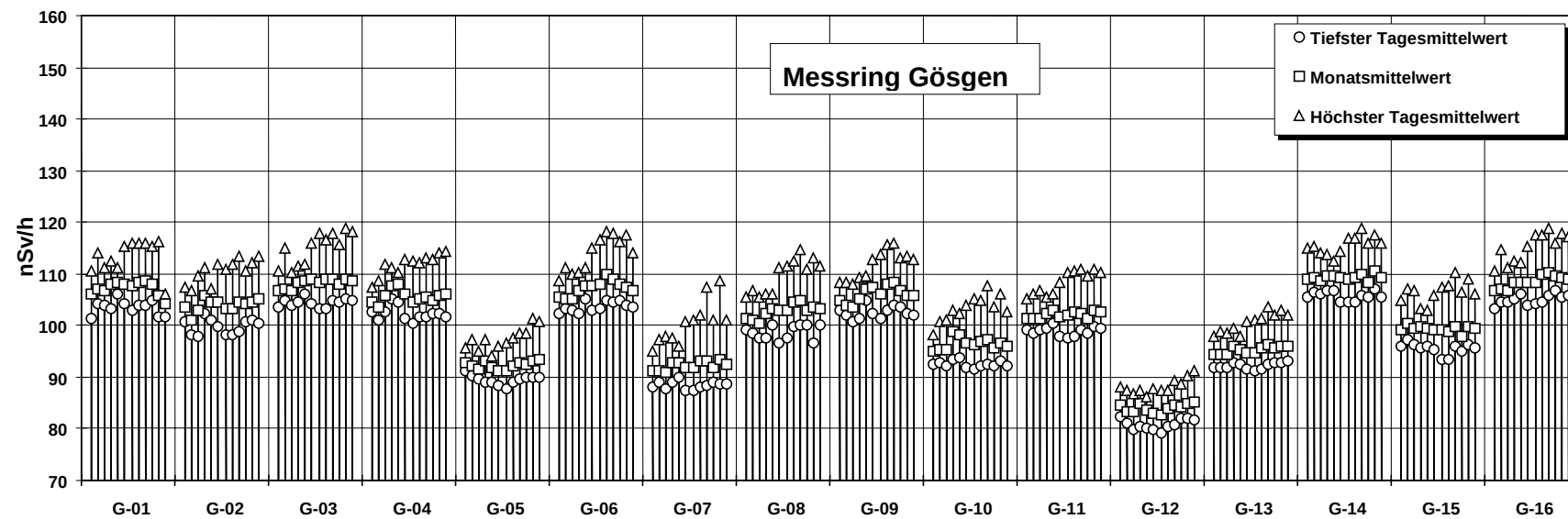
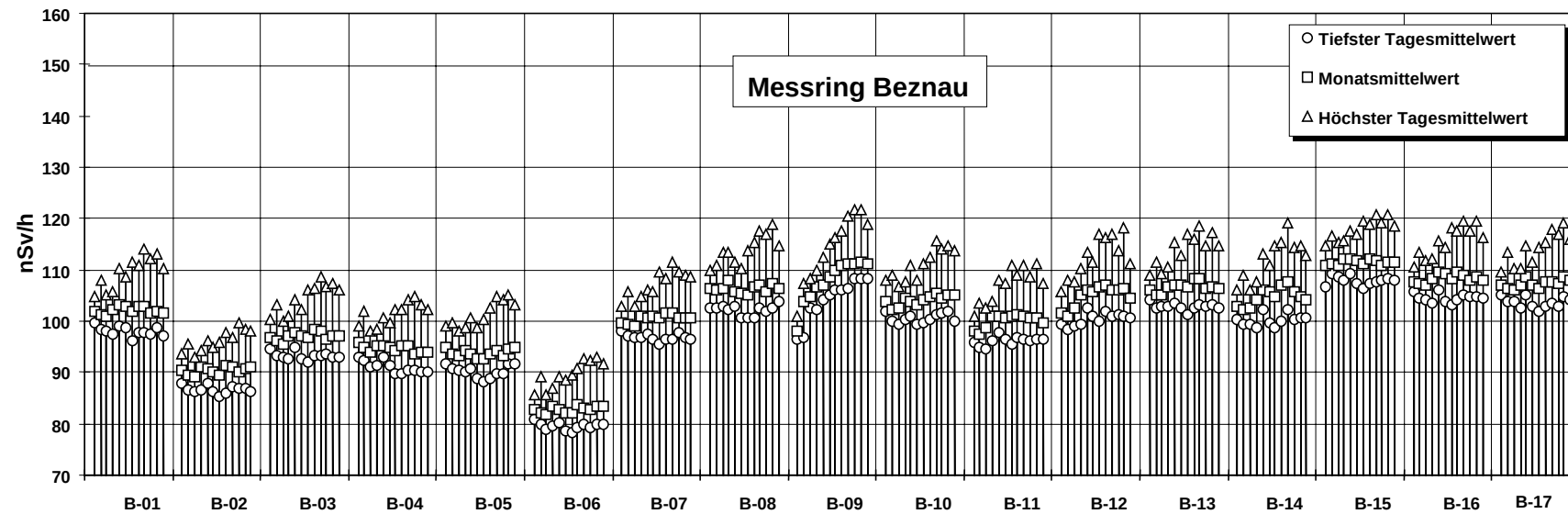
Im Jahr 2000 betrug am PSI-Zaun der höchste Wert netto 1.4 mSv. Dieser Messpunkt liegt beim Abfallager im PSI-Ost. In der Nahumgebung des PSI-West ist infolge der Beschleuniger die Neutronendosis leicht erhöht. Bei der etwa 100 Meter entfernten Scheune betrug der Wert 0.07 mSv/Jahr.

Der Grenzwert von 5 mSv pro Jahr für die Ortsdosis im Freien blieb überall eingehalten (StSV, Art. 102)

Figur 1: Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 2000



Figur 1 (Fortsetzung): Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 2000



8.1. Emission aus den Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin, J.Löhle, W. Baur und M. Schibli

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Die Abgabe der schweizerischen Kernkraftwerke der letzten fünf Jahre sind in Figur 1 für Abluft und Abwasser im Vergleich zu den Jahreslimiten dargestellt. In dieser Zeitspanne haben alle Kernkraftwerke die Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Tabelle 1a zeigt die Zahlenwerte sowie die unter ungünstigen Annahmen errechnete Personendosis für Erwachsene und Kleinkinder im Jahr 2000. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechnete Dosiswerte sind in Tabelle 1b zusammengestellt. Die Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser sind in Tabelle 1c, mit der Abluft in den Tabellen 1d und 1e nuklidspezifisch aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Die Abgabemessungen der Kernkraftwerke wurden mit insgesamt mehr als 100 Proben durch die Behörden kontrolliert. Stichprobenweise wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben analysiert. Die Ergebnisse stimmen gut überein und zeigen, dass die Abgabereglemente beachtet werden. Figur 2a und 2b zeigt die vom Labor IRA ermittelten Strontium- und Aktiniden-Konzentrationen in Abwasserproben, die als Mischproben über einen Monat erhoben wurden. Die Konzentrationen betragen nur einen Bruchteil der in der Strahlenschutzverordnung angegebenen Freigrenze für die spezifischen Aktivität.

Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlagen beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKB ungefähr 0.002 mSv, beim KKG weniger als 0.002 mSv, beim KKL weniger als 0.005 mSv und beim KKM ungefähr 0.006 mSv, wobei der Dosisbeitrag aufgrund der Abgaben im Jahr 2000 beim KKM unter 0.002 mSv liegt. Die berechneten Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung betragen im Jahre 2000 somit einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.2 mSv pro Jahr.

Bei den Kernkraftwerken ergeben die ^{14}C -Abgaben im Jahr 2000 den grössten Dosisanteil. Dieses Nuklid entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die Produktionsrate in den Kernkraftwerken ist primär von der Reaktorleistung abhängig. Die HSK berücksichtigt bei den Dosisberechnungen die ^{14}C -Abgaben, da diese in Jahren mit geringen Gesamtabgaben die Dosis weitgehend bestimmen. KKL führt aus eigener Veranlassung ^{14}C Messungen durch und hat Mitte 1998 das System

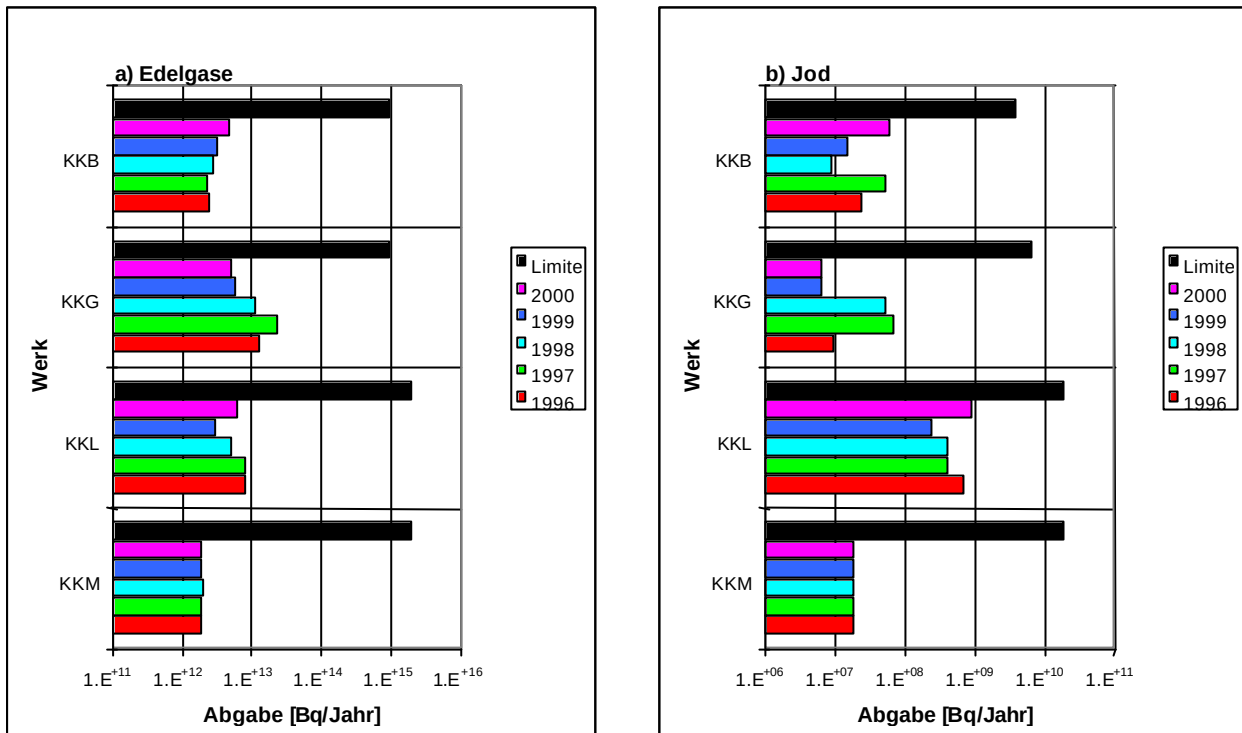
zur Messung von ^{14}C erneuert und aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibriert. Die Änderung der Kalibrierung führte dazu, dass die errechnete Dosis seit 1998 etwas angestiegen ist (Fig. 1 im Kap. 8.3). Bei den andern schweizerischen Kernkraftwerken werden bei der Dosisberechnung für die ^{14}C -Abgaben Messergebnisse aus früheren Jahren eingesetzt, die in den nächsten Jahren Gegenstand einer Überprüfung sein werden.

Die Kernkraftwerke waren für Revisionsarbeiten während folgender Perioden abgestellt: KKB I vom 21. Juli bis 7. Oktober, KKB II vom 1. bis 13. Juli, KKG vom 8. Juli bis 4. August, KKL vom 31. Juli bis zum 25. August und KKM vom 4. bis 23. August 2000.

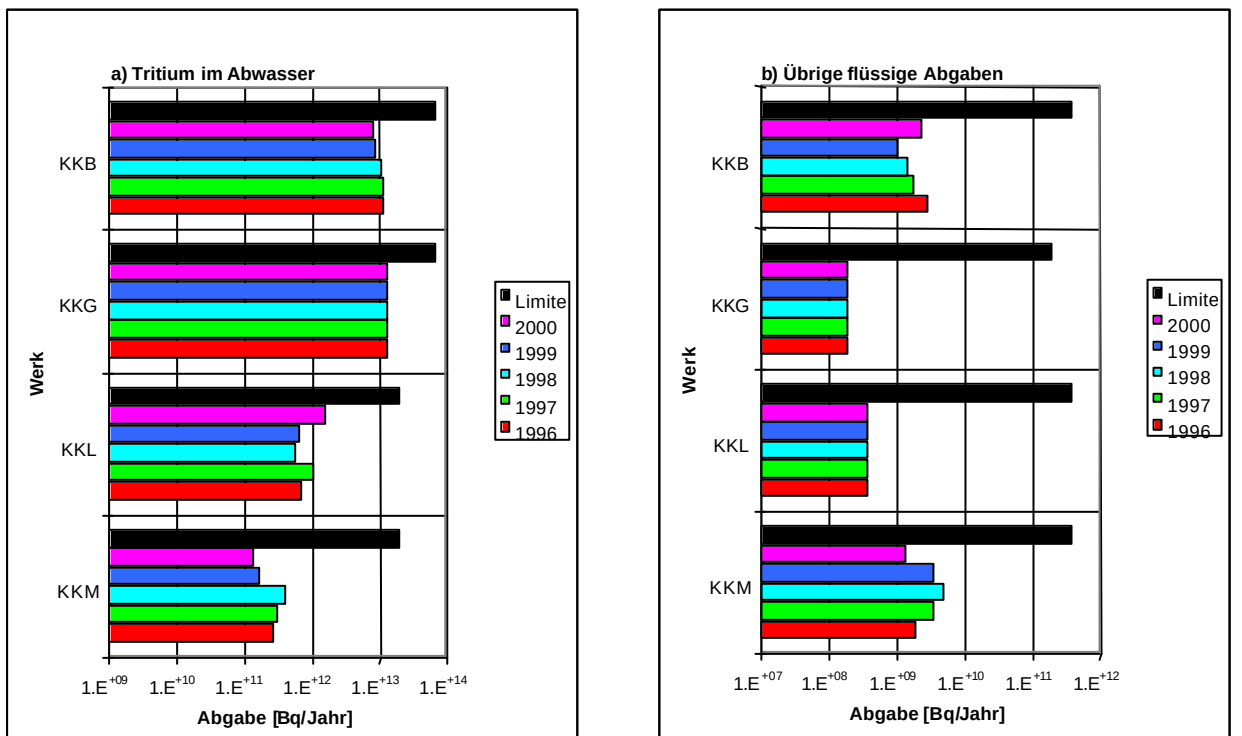
Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlageteile als auch für die Gesamtanlage des PSI Berechnungen über die aus den Abgaben resultierenden Dosiswerte in der Umgebung durchzuführen. Beim PSI errechnet die HSK eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von ca. 0.005 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich hier durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Gasen aus den Teilchenbeschleunigern im Westteil. Die vom PSI und von der HSK unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass selbst unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des Dosisrichtwerts von 0,2 mSv pro Jahr liegt.

Im Berichtsjahr wurde die Bewilligung für die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung aus dem PSI revidiert, wobei der quellenbezogene Dosisrichtwert für das PSI von 0,2 mSv pro Jahr auf den Dosisanteil von 0,15 mSv pro Jahr reduziert wurde. Gemäss der Strahlenschutzverordnung sind bei der Festlegung des quellenbezogenen Dosisrichtwerts am Standort auch die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung aus benachbarten Betrieben zu berücksichtigen. Durch den Bau und die formale Inbetriebnahme des Zentralen Zwischenlagers (ZZL) ergab sich diesbezüglich in der unmittelbaren Nachbarschaft des PSI eine wesentliche Änderung. In Zukunft soll die Verbrennung radioaktiver Abfälle nicht mehr am PSI sondern im ZZL durchgeführt werden. Dem ZZL wurde ein Dosisanteil von 0.05 mSv pro Jahr zugeordnet, so dass der quellenbezogene Dosisrichtwert von 0.2 mSv pro Jahr für den Standort unverändert bleibt.

1. Abluft



2. Abwasser

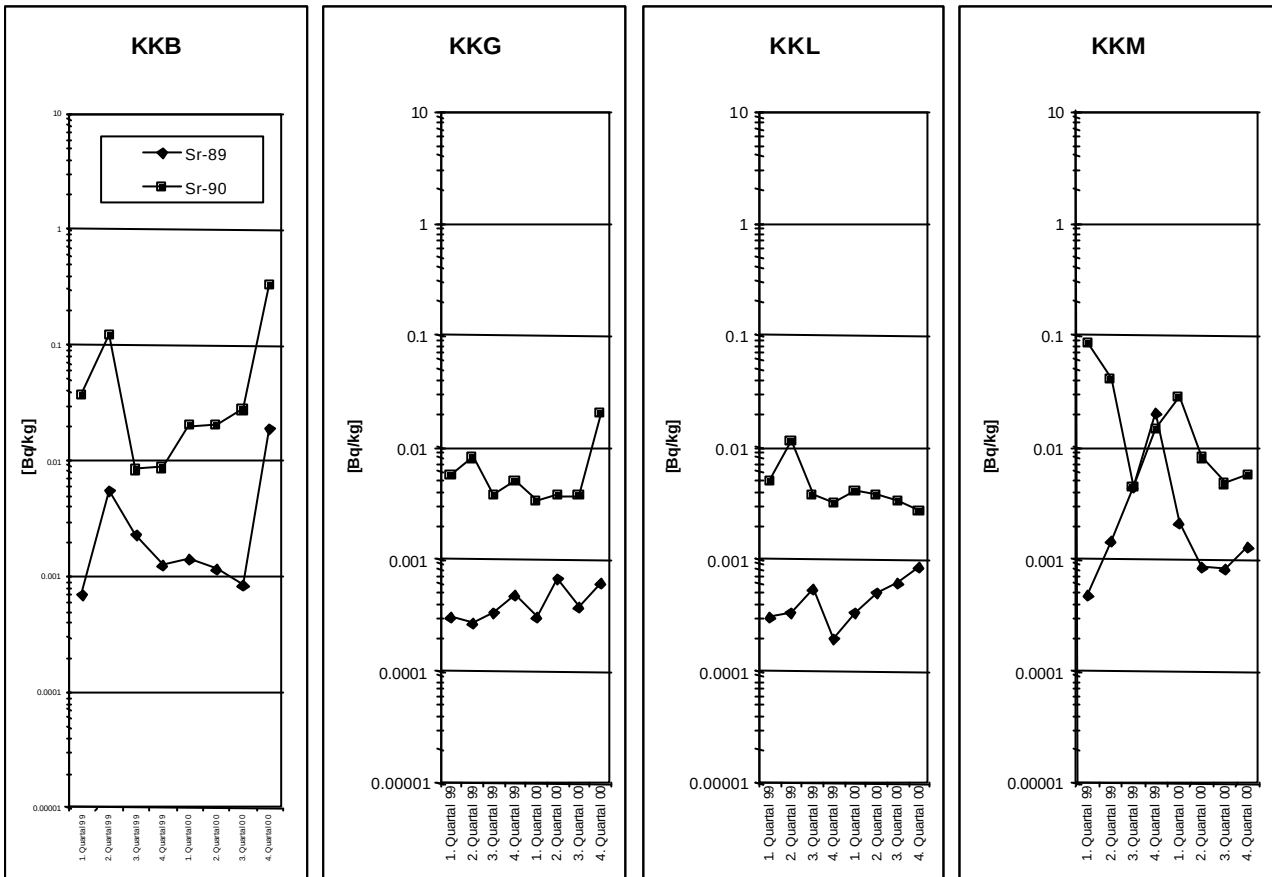


Figur 1: Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren im Vergleich mit den Abgabelimiten. (Siehe Tabelle 1a)

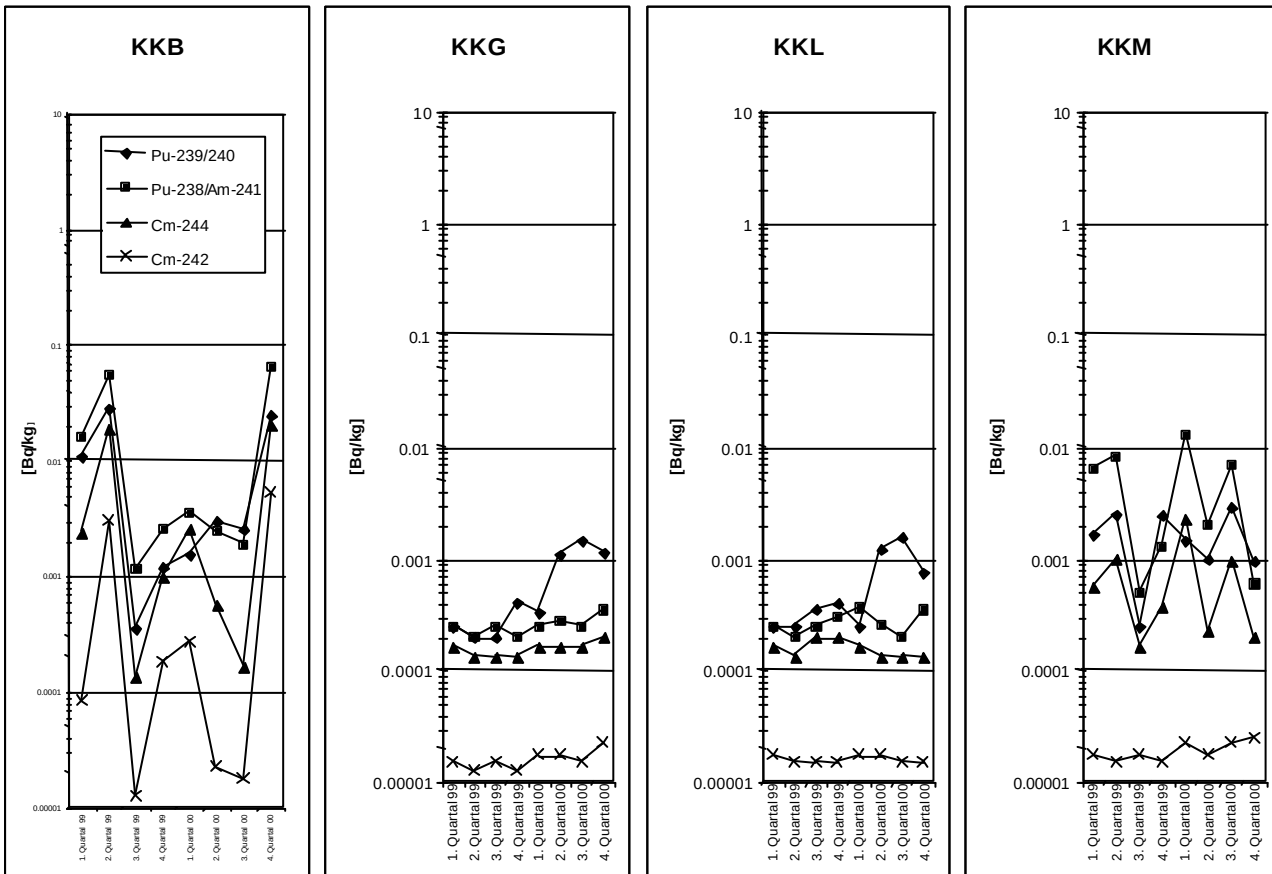
Tabelle 1a: Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe der Kernkraftwerke an die Umgebung im Jahr 2000 und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung (*Fussnoten auf Seite 8.1.9*)

Anlage	Medium	Art der Abgaben ⁴	Abgabe- limite ¹	Tatsächliche Abgaben ²		Berechnete Jahresdosis ³	
			Bq/a	Bq/a (±50%)	Prozent der Limite	Erwachsener mSv/a	Kleinkind mSv/a
KKB 1 + KKB 2	Abwasser 3690 m ³	Nuklidgemisch	4·10 ¹¹	2.4·10 ⁹	0.6%	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 ¹³	8.8·10 ¹²	11.9%	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 ¹⁵	4.9·10 ¹²	0.5%	<0.001	<0.001
		Aerosole	6·10 ⁹	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		¹³¹ I	4·10 ⁹	6.3·10 ⁷	1.6%	<0.001	<0.001
		¹⁴ C	-	4.0·10 ¹⁰	-	0.0011	0.0018
KKM	Abwasser 5627 m ³	Nuklidgemisch	4·10 ¹¹	1.4·10 ⁹	0.3%	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 ¹³	1.4·10 ¹¹	0.7%	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	0.0059	0.0047
		¹³¹ I	2·10 ¹⁰	2.0·10 ⁷	<0.1%	<0.001	<0.001
		¹⁴ C	-	2·10 ¹¹	-	<0.001	0.0011
KKG	Abwasser 7730 m ³	Nuklidgemisch	2·10 ¹¹	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 ¹³	1.4·10 ¹³	20.0%	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase β-total-Messung	1·10 ¹⁵	<5.3·10 ¹² <4.6·10 ¹²	0.5%	<0.001	<0.001
		Aerosole	1·10 ¹⁰	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		¹³¹ I	7·10 ⁹	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		¹⁴ C	-	1.0·10 ¹¹	-	<0.001	0.0011
KKL	Abwasser 16236 m ³	Nuklidgemisch	4·10 ¹¹	-	<0.1%	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 ¹³	1.7·10 ¹²	8.5%	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	6.6·10 ¹²	0.3%	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 ¹⁰	2.1·10 ⁷	0.1%	<0.001	<0.001
		¹³¹ I	2·10 ¹⁰	9.6·10 ⁸	4.8%	<0.001	<0.001
		¹⁴ C	-	5.1·10 ¹¹	-	0.0026	0.0043

Tabelle 1b: Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2000 und der daraus berechneten Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. (*Fussnoten auf Seite 8.1.9*)



Figur 2a: Strontium-Analysen von über einen Monat gemittelten Abwasserproben im Jahr 1999 und 2000 (Gemessen durch IRA)



Figur 2b: Alpha-Analysen von über einen Monat gemittelten Abwasserproben im Jahr 1999 und 2000 (Gemessen durch IRA)

Tabelle 1c: Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2000: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben ²⁾ (Fussnoten auf Seite 8.1.9)

Nuklid b / g-Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
³ H	8.3·10 ¹²	1.4·10 ¹³	1.7·10 ¹²	1.4·10 ¹¹	1.0·10 ¹⁰
⁷ Be					9.5·10 ⁶
²² Na					9.0·10 ⁵
²⁴ Na	1.2·10 ⁸				
³⁵ S					1.8·10 ⁶
⁵¹ Cr	1.8·10 ⁸			3.2·10 ⁷	
⁵⁴ Mn	1.9·10 ⁸		9.2·10 ⁶	3.4·10 ⁸	7.1·10 ⁵
⁵⁹ Fe	9.9·10 ⁵				
⁵⁷ Co	2.1·10 ⁸				4.3·10 ⁵
⁵⁸ Co	3.0·10 ¹⁰		3.2·10 ⁶	2.8·10 ⁸	4.7·10 ⁵
⁶⁰ Co	3.1·10 ⁹	2.6·10 ⁶	1.3·10 ⁸	1.7·10 ⁹	1.3·10 ⁸
⁶⁵ Zn	1.3·10 ⁷		3.2·10 ⁶	5.3·10 ⁸	1.6·10 ⁶
⁸⁹ Sr	3.3·10 ⁷			1.7·10 ⁹	
⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y	1.7·10 ⁷			9.1·10 ⁵	1.8·10 ⁸
⁹⁵ Zr	4.0·10 ⁶				
⁹⁷ Zr	6.9·10 ⁶				
⁹⁵ Nb	4.5·10 ⁷		9.1·10 ⁵	6.2·10 ⁶	
⁹⁹ Mo	9.2·10 ⁶				
^{99m} Tc	2.1·10 ⁷				
¹⁰³ Ru	4.4·10 ⁶				
¹⁰⁹ Cd					
^{110m} Ag	1.3·10 ⁸				
¹²² Sb	9.7·10 ⁷				
¹²⁴ Sb	3.3·10 ⁹				3.0·10 ⁶
¹²⁵ Sb	3.0·10 ⁹				3.8·10 ⁷
^{123m} Te		4.7·10 ⁶			
¹³² Te	3.0·10 ⁶				
¹²⁵ I					2.5·10 ⁸
¹²⁶ I					
¹³¹ I	2.3·10 ⁸		2.3·10 ⁷		
¹³³ I	7.3·10 ⁶				
¹³⁴ Cs	5.6·10 ⁸		2.6·10 ⁷		1.3·10 ⁷
¹³⁶ Cs	1.2·10 ⁷				
¹³⁷ Cs	1.7·10 ⁹		5.3·10 ⁷	3.0·10 ⁹	1.9·10 ⁸
¹⁴⁰ Ba	7.7·10 ⁵				
¹³³ Ba					7.4·10 ⁶
¹⁴⁰ La	2.7·10 ⁶				
¹⁴¹ Ce	3.6·10 ⁵		5.4·10 ⁶		
¹⁴⁴ Ce	2.0·10 ⁶				
¹⁵² Eu					2.0·10 ⁶
¹⁵⁴ Eu					1.8·10 ⁷
a -Strahler		1.0·10 ⁵	1.2·10 ⁶		
²²⁴ Ra ^{234/238} U ^{239/240} Pu ²³⁸ Pu/ ²⁴¹ Am ²⁴⁴ Cm					3.0·10 ⁷ 2.5·10 ⁶ 6.2·10 ⁵ 2.4·10 ⁵

Tabelle 1d: Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2000: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben
(Fussnoten auf Seite 8.1.9)

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
Tritium			$1.3 \cdot 10^{12}$		$1.0 \cdot 10^{12}$
^{11}C					$2.1 \cdot 10^{13}$
^{14}C			$5.1 \cdot 10^{11}$		
^{13}N					$2.1 \cdot 10^{13}$
^{15}O					$6.3 \cdot 10^{13}$
^{41}Ar				$7.3 \cdot 10^9$	$4.1 \cdot 10^{12}$
^{85}Kr				$7.3 \cdot 10^{10}$	$5.1 \cdot 10^{11}$
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$1.9 \cdot 10^{11}$		$1.6 \cdot 10^{11}$	$5.6 \cdot 10^{10}$	
^{87}Kr			$5.5 \cdot 10^{10}$	$2.5 \cdot 10^9$	
^{88}Kr				$3.5 \cdot 10^9$	
$^{131\text{m}}\text{Xe}$					
^{133}Xe	$5.4 \cdot 10^{12}$	$3.7 \cdot 10^{12}$	$7.9 \cdot 10^{12}$	$4.1 \cdot 10^{10}$	
$^{133\text{m}}\text{Xe}$					
^{135}Xe	$2.1 \cdot 10^{12}$	$4.6 \cdot 10^{11}$	$2.8 \cdot 10^{12}$	$3.9 \cdot 10^{10}$	
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$2.7 \cdot 10^{12}$	$7.0 \cdot 10^{10}$	
^{137}Xe					
^{138}Xe			$3.1 \cdot 10^{11}$	$1.7 \cdot 10^{11}$	
EG-Aequiv. ⁴⁾				$6.8 \cdot 10^{10}$	
Andere	$2.9 \cdot 10^{11}$	$4.6 \cdot 10^{11}$			
Jod					
^{123}I					$9.3 \cdot 10^7$
^{124}I					$5.0 \cdot 10^6$
^{125}I					$1.7 \cdot 10^8$
^{126}I					$3.0 \cdot 10^6$
^{131}I	$5.8 \cdot 10^7$		$9.6 \cdot 10^8$	$1.4 \cdot 10^7$	$3.3 \cdot 10^7$
^{133}I	$2.7 \cdot 10^7$				

Tabelle 1e: Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2000 (Fortsetzung)

Nuklid β/γ -Aerosole	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
³⁸ S					$3.3 \cdot 10^9$
³⁸ Cl					$4.9 \cdot 10^{10}$
³⁹ Cl					$8.2 \cdot 10^9$
⁵¹ Cr				$2.4 \cdot 10^4$	
⁵⁴ Mn			$1.1 \cdot 10^5$		
⁵⁷ Co					
⁶⁰ Co		$1.7 \cdot 10^5$	$6.7 \cdot 10^4$	$1.4 \cdot 10^6$	$1.7 \cdot 10^6$
⁶⁵ Zn				$3.6 \cdot 10^5$	$1.2 \cdot 10^7$
⁶⁹ Ge					$1.0 \cdot 10^6$
⁷⁴ As					$1.2 \cdot 10^6$
⁷⁵ Se					$3.8 \cdot 10^6$
⁷⁶ Br					$2.0 \cdot 10^7$
⁷⁷ Br					$4.2 \cdot 10^6$
⁸² Br					$4.7 \cdot 10^8$
⁹⁰ Sr					
^{99m} Tc					$7.2 \cdot 10^8$
¹⁰⁶ Ru/Rh					$2.6 \cdot 10^5$
^{110m} Ag					$8.3 \cdot 10^6$
^{123m} Te					$1.2 \cdot 10^6$
^{125m} Te					$2.8 \cdot 10^7$
¹²⁴ Sb					
¹²⁵ Sb					$4.4 \cdot 10^5$
¹³¹ I			$3.5 \cdot 10^7$	$1.3 \cdot 10^4$	
¹³⁴ Cs					$1.0 \cdot 10^5$
¹³⁷ Cs			$1.4 \cdot 10^4$	$6.5 \cdot 10^6$	$5.6 \cdot 10^6$
¹⁴⁰ Ba			$2.1 \cdot 10^7$	$6.2 \cdot 10^5$	
¹⁴¹ Ce			$3.9 \cdot 10^7$		
¹⁸¹ Re					$3.6 \cdot 10^7$
¹⁸² Re					$1.0 \cdot 10^8$
¹⁸³ Re					$2.5 \cdot 10^5$
¹⁸² Os					$2.0 \cdot 10^8$
¹⁸³ Os					$1.4 \cdot 10^8$
^{183m} Os					$1.4 \cdot 10^8$
¹⁸⁵ Os					$9.6 \cdot 10^6$
¹⁹¹ Os					$2.9 \cdot 10^5$
¹⁹² Au					$2.0 \cdot 10^9$
¹⁹³ Au					$2.8 \cdot 10^8$
¹⁹² Hg					$8.7 \cdot 10^8$
^{193m} Hg					$2.4 \cdot 10^8$
¹⁹⁵ Hg					$3.3 \cdot 10^9$
^{195m} Hg					$1.0 \cdot 10^8$
^{197m} Hg					$1.2 \cdot 10^8$
²⁰³ Hg					$5.4 \cdot 10^6$
Beta-Total	$4.0 \cdot 10^5$				
a -Aerosole		$3.1 \cdot 10^4$	$4.6 \cdot 10^4$		
²¹⁰ Po					$8.6 \cdot 10^5$

Fussnoten der Tabellen 1

1. **Abgabelimiten** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden für die Kernkraftwerke so festgelegt, dass die radiologische Belastung der kritischen Bevölkerungsgruppe in der Umgebung unter 0,2 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Instituts (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2000 direkt durch 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 PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca. $\pm 50\%$. Abgaben unterhalb 0,1% der Jahresabgabelimite werden von der HSK als nicht relevant betrachtet.
3. Die **Jahresdosis** ist berechnet für Personen, 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. Sie wird für Erwachsene und Kleinkinder (Altersklasse 1 Jahr) getrennt und unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren ermittelt. Die Berechnungen erfolgten nach den in der HSK-Richtlinie R-41 angegebenen Modellen und mit den ebenfalls dort festgelegten Parametern. 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, obwohl die kritischen Orte der einzelnen Abgabestellen im allgemeinen nicht zusammenfallen.
4. Bei der **Art der Abgaben** ist folgendes zu präzisieren:
 - **Abwasser:** Die radioaktiven Abgaben sind 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.
 - **Edelgase:** Die radioaktiven Abgaben sind 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).
 - 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. Dieses Gemisch wird auch zur Berechnung der Dosis verwendet.
 - **Gase:** Beim PSI handelt es sich vorwiegend um die Nuklide ¹¹C, ¹³N, ¹⁵O und ⁴¹Ar; deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist für die Abgaben die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.
 - **Aerosole:** Die angegebenen Abgaben entsprechen der Summe der Aerosolaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert.
 - Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar.
 - Beim KKB wird bei der Dosisberechnung der Aerosole ein Gemisch von 50% ⁶⁰Co und 50% ¹³⁷Cs angenommen.
 - Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Bodenstrahlung von Aerosolen, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosolabgaben im Berichtsjahr ist demgegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.
 - **Iod:** Beim PSI ist die Abgabe als ¹³¹I-Aequivalent durch gewichtete Summation der Aktivität der abgegebenen 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.
 - **Kohlenstoff-14:** Die angegebenen Abgaben von ¹⁴C basieren beim KKL auf aktuellen Messungen, bei KKB, KKM und KKG auf temporären Messungen in früheren Jahren.

	Hochkamin	Verbrennungsanlage	Saphir	Betriebsgebäude für radioaktive Abfälle	Bundeszwischenlager	Zentrale Fortluftanlage PSI West	Injektor I	Injektor II	Tritiumhütte	Abwasser PSI	Gesamtanlage des PSI
Abgaben im Abwasser ^{2), 4)} [Bq]											
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,4·10 ⁸	3,4·10 ⁸
Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0·10 ¹⁰	1,·10 ¹⁰
Abgaben über die Abluft ^{2), 4)} [Bq]											
Edelgase und andere Gase	5,1·10 ¹¹	-	-	-	-	1,1·10 ¹⁴	7,3·10 ⁹	8,2·10 ¹⁰	-	-	1,1·10 ¹⁴
β/γ-Aerosole (ohne Iod, Halbwertszeit > 8 Std)	7,2·10 ⁸	5,6·10 ⁷	-	-	-	1,1·10 ¹⁰	-	3,4·10 ⁶	-	-	1,2·10 ¹⁰
α-Aerosole	-	8,6·10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-	-	8,6·10 ⁵
Iod (I-131-aeq.)	1,1·10 ⁸	1,5·10 ⁷	-	-	-	3,3·10 ⁷	-	-	-	-	1,6·10 ⁸
Tritium (tritiiertes Wasser)	2,1·10 ¹¹	3,5·10 ⁹	2,2·10 ¹⁰	5,3·10 ⁹	7,5·10 ⁸	7,6·10 ¹¹	-	-	2,7·10 ¹⁰	-	1,0·10 ¹²
Jahresdosis ³ [mSv/Jahr] für:											
Erwachsene	<0,00015	<0,00015	<0,00015	<0,00015	<0,00015	0,0030	<0,00015	<0,00015	<0,00015	<0,00015	<0,004
Kleinkinder	<0,00015	0,0002	<0,00015	<0,00015	<0,00015	0,0030	<0,00015	<0,00015	<0,00015	<0,00015	<0,005
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert ¹	<0,1%	<0,13 %	<0,1%	<0,1%	<0,1%	2,0%	<0,1%	<0,1%	<0,1%	<0,1%	<3,0%

8. Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen (Zusammenfassung)

F. Cartier, A. Leupin

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit Abwasser und Abluft lagen im Jahr 2000 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul-Scherrer-Institut (PSI) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimiten. Die aus den tatsächlichen Abgaben für jedes Werk errechnete Strahlenexposition für Erwachsene und Kleinkinder in unmittelbarer Nähe der Anlage liegt selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.2 mSv pro Jahr.

Im diesjährigen Bericht sind die Zeitreihen der Dosismessungen am Zaun von KKL und der ^{14}C -Abgaben aus dem KKL näher erörtert. Eine detaillierte Analyse der Dosiswerte am Zaun zeigt, dass seit Betriebsaufnahme von KKL die Dosis im Bereich von +/- 20% konstant ist. An der meistexponierten Stelle am Zaun beträgt die Dosis im Jahr 2000 etwa 2,8 mSv. – Die ^{14}C -Abgaben des KKL werden seit Mitte des Jahres 1998 mit einem erneuerten und aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibrierten System bestimmt. Die Änderung der Kalibrierung führte dazu, dass die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas angestiegen ist.

Im KKM ist seit dem Herbst 2000 eine Erhöhung der Dosisleistung im Maschinenhaus und am Zaun feststellbar. Dies ist eine Folge der geänderten Reaktorwasserchemie, die einen zusätzlichen Schutz der Reaktoreinbauten vor Korrosion bezweckt. An den meistexponierten Stellen am Zaun beträgt die Dosis ca. 60 % des in der HSK-Richtlinie R-11 festgelegten Dosisrichtwerts von 0.1 mSv pro Woche.

*Die externe Strahlung ist mit dem **Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)** ständig überwacht worden. Die Messwerte der 57 MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die zentrale Auswertstelle der HSK übertragen und automatisch auf Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich analysiert, gegebenenfalls erhält der mit dem Pikett Beauftragte eine*

Meldung. Die im Berichtsjahr erkannten, nicht meteorologisch bedingten Abweichungen liessen sich mit Kalibrierungsarbeiten an NADAM-Sonden erklären.

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

Im aquatischen Milieu zeigten Wasser- und Sedimentproben Spuren von künstlichen Radioisotopen, wie ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{65}Zn , welche aus den Abgaben der Kernanlagen stammen, sowie von primär aus Tschernobyl herrührendem ^{137}Cs .

Für die luftgetragenen Emissionen können die gemessenen künstlichen Radionuklide im allgemeinen mit den Atomwaffentests (^{90}Sr) oder mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl (^{137}Cs) in Verbindung gebracht werden. Die Spuren von ^{60}Co , die im Boden in der Umgebung des KKM gemessen wurden, korrelieren mit den Messungen der Vorjahre und es gibt keine Hinweise auf aktuelle Abgaben. Die langjährige Messreihe von ^{14}C in Baumblättern aus der Umgebung der Kernanlagen wurde von der Universität Bern fortgesetzt.

In Lebensmitteln konnte keine Erhöhung von künstlichen Radionukliden gemessen werden, die auf den Betrieb der schweizerischen Kernanlagen zurückzuführen ist.

7.2. Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

P. Froidevaux, J.-J. Geering, T. Schmittler, F. Barraud, J.-F. Valley

Institut de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

L'activité en plutonium et en américium a été mesurée séquentiellement sur des échantillons de sols, de sédiments, d'eau et de filtres à air. Dans les sols, l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$ est comprise entre 0.08 et 2.0 Bq/kg de masse sèche (MS). L'activité en ^{238}Pu est environ 35 fois inférieure. L'activité en américium est comprise entre 0.03 et 0.8 Bq/kg MS et représente environ 0.4 fois l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$. Dans les sédiments collectés en aval des centrales nucléaires suisses, les rapports isotopiques moyens $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ (0.028 ± 0.004) et $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ (0.41 ± 0.03) indicatifs des retombées des essais de bombes atomiques sont respectés. Dans les eaux de rivières et du robinet, l'activité en plutonium et en américium ne dépasse pas 4 mBq/m³. Dans l'eau de pluie de Fribourg toutefois, une activité en américium de 10 mBq/m³ a été mesurée. Cette valeur est à mettre en relation avec l'activité des filtres à air de Fribourg (75 nBq/m³) indiquant une très légère contamination en ^{241}Am , alors que les filtres à air de Mühleberg, Gösgen, Morges et Romanshorn, mesurés pour contrôle, indiquent une valeur inférieure à 2 nBq/m³. On soupçonne que l'incinération de détecteurs d'incendie est à l'origine de cette légère augmentation d'activité en américium des filtres à air de Fribourg.

7.2.1 Introduction

La radioactivité naturelle dans l'environnement provient principalement de l'uranium et du thorium, en incluant les séries des produits de filiation, et du potassium. Aujourd'hui, se surimpose à cette radioactivité naturelle la radioactivité artificielle déposée lors des essais de bombes atomiques réalisés en atmosphère dans les années soixante, lors de la désintégration du satellite SNAP-9A et lors de l'accident de la centrale nucléaire de Chernobyl.

L'industrie nucléaire peut, lors d'incidents mineurs ou lors du stockage des déchets, relâcher dans l'environnement des constituants similaires à ceux des retombées des essais d'armes atomiques. Il est ainsi important de pouvoir déterminer l'origine des radioéléments présents dans les échantillons soumis à l'analyse, particulièrement dans le cadre d'un plan de surveillance. Dans ce rapport, une

analyse multi-variables utilisant les activités en américium, ^{238}Pu , $^{239/240}\text{Pu}$ et ^{137}Cs a été tentée afin de déterminer l'origine des dépôts.

7.2.2 Méthode

La méthode de séparation chimique utilisée en 2000 a été développée à partir de la méthode de EML [1] et adaptée à l'utilisation de la digestion micro-onde d'échantillons. Elle consiste à séparer séquentiellement le plutonium et l'américium sur des résines Dowex AG 1x8, TRU® et TEVA® et à électro-déposer les actinides sur disque d'acier [2]. Les sources sont ensuite mesurées sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS.

La méthode a été testée sur l'échantillon de sédiments IAEA-300, a fait l'objet des exercices d'intercomparaison IAEA-384 (proficiency test) et IAEA-414 (échantillon de poisson) ainsi que de l'exercice PROCORAD 2000 (actinides dans les cendres de selles).

7.2.3 Mesures du plutonium et de l'américium dans le sol, les sédiments, l'eau et l'air

Introduction

L' ^{241}Am (période de 445 ans) est un produit de filiation du ^{241}Pu (période de 14.4 ans). Dans l'environnement en Suisse, on le trouve associé au $^{239/240}\text{Pu}$ dans un rapport d'environ 0.40 [3, 4, 5]. Ce rapport est typique de la déposition atmosphérique due aux essais d'armes atomiques réalisés dans les années soixante. La présence de ^{238}Pu dans l'environnement provient essentiellement de la désintégration dans l'atmosphère du satellite SNAP-9A en 1964 et le rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ est proche de 0.030 [6]. Lors de contaminations industrielles, ces rapports se modifient de manière significative [7, 8, 9]. On constate donc que l'analyse détaillée des rapports des différents isotopes de plutonium et d'américium est très importante dans l'établissement de l'origine d'une contamination de l'environnement par ces radioéléments; c'est

pourquoi les analyses effectuées seront toujours commentées selon ce critère.

Résultats de la surveillance

Concentration de plutonium et d'américium dans les sols

Tous les échantillons ont été analysés pour en déterminer la concentration en plutonium et en américium, exprimée en Bq/kg de matière sèche. Les résultats sont présentés dans le Tableau 1. La Figure 1 est la représentation graphique des variables faisant intervenir l'activité en ^{238}Pu , en $^{239/240}\text{Pu}$ et en ^{241}Am d'un échantillon. Dans cette figure, on constate que tous les échantillons mesurés, sauf deux, constituent un seul groupe centré sur la valeur (0.41;0.03). Ces coordonnées correspondent aux rapports requis pour attribuer la déposition aux retombées des essais d'armes atomiques réalisés

en atmosphère dans les années soixante. Pour ce groupe, les activités en ^{238}Pu , $^{239/240}\text{Pu}$ et ^{241}Am sont très fortement corrélées ($r>0.98$).

Les deux valeurs représentées dans la Figure 1 et qui forment un second groupe correspondent aux activités mesurées en 1999 et en 2000 sur un échantillon de sol dans les environs du CERN (Booster). Bien que le rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ indicatif des retombées des années soixante soit respecté, il semble que l'inventaire en ^{241}Am soit le double de celui attendu. Dans un profil de sol d'un autre échantillon des environs du CERN (La Maille) une déposition de 76 Bq/m^2 en $^{239/240}\text{Pu}$, très proche d'autres valeurs mesurées pour le $^{239/240}\text{Pu}$ sur le Plateau suisse [10], a été mesurée. Le plutonium ne pose donc pas de problème dans ces échantillons alors que l'américium, utilisé dans les détecteurs d'incendie, peut être introduit accidentellement dans l'environnement comme déchets de construction ou lors de l'incinération de ces déchets.

Tableau 1 : Concentration en plutonium et américium dans le sol en 2000 (couche de 0 à 5 cm ou spécifiée).

Lieu	Bq/kg		Rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$	Rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$
	$^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am		
Centrales nucléaires :				
Mühleberg (BE)	0.174±0.007	0.078±0.009	0.026±0.006	0.45±0.05
Gösgen (SO)	0.29±0.01	0.12±0.01	0.029±0.005	0.41±0.05
Leibstadt (AG)	0.22±0.01	0.099±0.008	0.026±0.007	0.45±0.05
Beznau (AG)	0.115±0.005	0.051±0.006	0.026±0.007	0.44±0.07
Sites en plaine :				
Grangeneuve (FR)	0.24±0.01	0.096±0.009	0.027±0.006	0.40±0.05
Arenenberg (TG)	0.253±0.008	0.11±0.01	0.034±0.005	0.43±0.05
Fahrni (BE)	0.67±0.02	0.23±0.02	0.027±0.003	0.34±0.04
PSI (Zwillag)	0.165±0.009	0.071±0.007	0.032±0.009	0.43±0.06
CERN (Maille, 0-10)	0.21±0.01	0.037±0.006	0.029±0.008	0.18±0.05
CERN (Maille, 10-20)	0.21±0.01	n.m.	0.025±0.006	n.m.
CERN (Maille, 20-30)	0.21±0.009	n.m.	0.024±0.006	n.m.
CERN (Booster)	0.090±0.006	0.11±0.01	0.036±0.01	1.22±0.08
Rodi (TI)	0.28±0.01	0.12±0.02	0.032±0.007	0.43±0.08
Sessa (TI)	0.46±0.01	0.19±0.01	0.029±0.003	0.41±0.03
Sites en altitude :				
Diesse (BE)	0.54±0.01	0.20±0.03	0.024±0.003	0.37±0.06
Allmendhubel (BE)	1.17±0.03	0.44±0.03	0.027±0.003	0.38±0.03
Gimmelwald (BE)	0.75±0.02	0.29±0.02	0.023±0.004	0.39±0.03
Intragna (TI)	1.82±0.08	0.76±0.03	0.020±0.004	0.42±0.03
Davos (GR)	1.30±0.03	0.52±0.02	0.029±0.001	0.40±0.03
Châtel (Croix)	1.51±0.03	0.64±0.02	0.032±0.002	0.42±0.02
Châtel (sous-buvette)	1.86±0.03	0.72±0.02	0.032±0.002	0.39±0.02
Mt-Tendre (ferme, 0-5)	1.06±0.02	0.35±0.007	0.025±0.002	0.33±0.003
Mt-Tendre (ferme, 5-10)	1.15±0.03	0.47±0.03	0.025±0.003	0.41±0.03
Mt-Tendre (Montricher)	0.88±0.02	0.37±0.03	0.025±0.003	0.42±0.04
Etude spéciale				
Gotthard 1	0.077±0.006	0.033±0.006	0.031±0.005	0.43±0.10
Gotthard 2	0.44±0.04	0.17±0.01	0.025±0.005	0.39±0.05
Biasca	0.141±0.007	0.083±0.01	0.056±0.006	0.59±0.10
Stabio	0.70±0.05	0.32±0.02	0.030±0.004	0.46±0.06

$^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu} = 0.41\pm0.03$ (moyenne suisse)

- $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu} = 0.028\pm0.004$ (moyenne suisse)

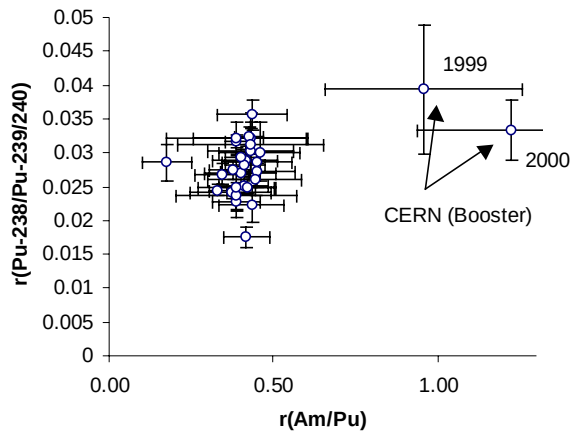


Figure 1

Analyse multi-variables des échantillons de sols et de sédiments collectés et mesurés pour les isotopes ^{238}Pu , $^{239/240}\text{Pu}$ et ^{241}Am , en 2000. Les barres d'erreur sur les rapports sont reportées en 2σ , pour un intervalle de confiance de 95%.

L'analyse multivariées permet également de déterminer l'origine de la contamination en ^{137}Cs des échantillons prélevés en Suisse en 2000. Dans la figure 2. Le rapport $^{137}\text{Cs}/^{239/240}\text{Pu}$ est reporté en fonction du rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$. Dans le cas d'une contamination due uniquement aux essais des armes atomiques, le rapport $^{137}\text{Cs}/^{239/240}\text{Pu}$ prend une valeur proche de 40 [11] et le rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ une valeur de 0.41 (moyenne suisse en 2000). Les points de la Figure 2 respectent le rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ alors que le rapport $^{137}\text{Cs}/^{239/240}\text{Pu}$ s'échelonne sur une large gamme de valeurs. Ainsi, la déposition de ^{137}Cs due à l'accident de la centrale de Chernobyl a peu touché la plupart des sites de prélèvement en Suisse avec au maximum un doublement de l'inventaire, alors que le Tessin voit son inventaire en ^{137}Cs dû aux dépositions des essais d'armes nucléaires réalisés en atmosphère dans les années soixante plus que décupler (Figure 3).

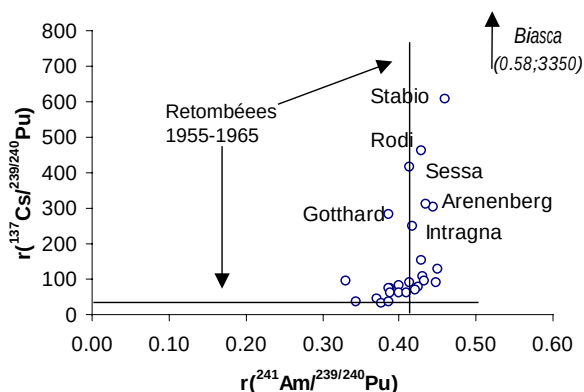


Figure 2

Analyse multi-variables des échantillons de sols et de sédiments collectés et mesurés pour les isotopes $^{239/240}\text{Pu}$, ^{241}Am et ^{137}Cs , en 2000.

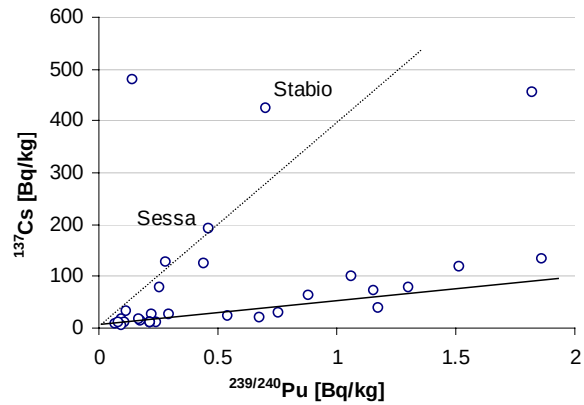


Figure 3

Activité en ^{137}Cs en fonction de l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$ de l'échantillon. La ligne pleine représente la valeur attendue pour une déposition en ^{137}Cs et $^{239/240}\text{Pu}$ dont l'origine est les tests d'armes atomiques alors que la ligne pointillée indique un décuplement de cette activité.

Concentration en plutonium et américium dans les sédiments

La collecte d'échantillons de sédiments de surface en aval d'une centrale est un moyen simple et efficace de déterminer l'impact de celle-ci sur l'environnement aquatique. Des radioéléments tels que le césium, le plutonium et l'américium s'adsorbent fortement sur les particules des sédiments. Lors des rejets liquides des centrales nucléaires, le ^{60}Co peut être mesuré au-dessus de la limite de détection dans les sédiments [12]. Sanchez-Cabeza et al. [13] ont mesuré une légère augmentation de l'activité en plutonium dans les sédiments collectés dans l'environnement marin du réacteur nucléaire de Vandellós (Espagne). Lors des mesures effectuées en 2000 sur les sédiments des rivières en aval des centrales nucléaires suisses, les différents isotopes du plutonium et l'américium ont été mesurés dans les rapports attendus pour les retombées des essais de bombes atomiques.

Tableau 2 : Concentration (Bq/kg) en plutonium et en américium dans des sédiments en 2000.

Centrales nucléaires	Période de prélèvement	$^{239/240}\text{Pu}$	Rapport $\frac{^{238}\text{Pu}}{^{239/240}\text{Pu}}$	^{241}Am	Rapport $\frac{^{241}\text{Am}}{^{239/240}\text{Pu}}$
Aval de Mühleberg Hagneck	29.08-02.10.00	0.109±0.004	0.032±0.007	0.042±0.01	0.39±0.1
Aval de Gösgen et de Beznau Lac de Klingnau	04.07-02.08.00	0.093±0.004	0.022±0.007	0.036±0.007	0.43±0.05
Aval de Leibstadt Pratteln	04.04-02.05.00	0.067±0.004	0.025±0.002	0.029±0.02	0.39±0.09

Concentration en ^{238}Pu , $^{239/240}\text{Pu}$ et ^{241}Am dans l'air

Conformément au plan annuel de prélèvement, l'activité en plutonium et en américium a été déterminée sur des filtres à air pour un site en plaine (Fribourg) et l'autre en montagne (Weissfluhjoch). La durée du prélèvement s'étend sur une année car l'activité de ces deux radionucléides dans l'air est très faible et provient, en situation normale, de la resuspension [14]. Toutefois, une faible contamination en américium a été détectée sur les filtres à air de Fribourg. Dans une moindre mesure, les filtres à air collectés au Weissfluhjoch présentaient aussi une activité supérieure en

américium à celle attendue. Des mesures de contrôle ont alors été effectuées sur les filtres à air collectés à Morges, Mühleberg, Gösgen et Romanshorn, qui n'ont indiqué aucune augmentation de l'activité en américium et en plutonium. On peut donc conclure qu'une très faible contamination en américium, sans danger pour le public et l'environnement, probablement due à l'incinération accidentelle d'un détecteur de fumées, s'est produite aux environs de Fribourg.

Tableau 3 : Concentration en plutonium et en américium dans l'air.

Emplacement	Année	Activité (nBq/m ³)		
		$^{239/240}\text{Pu}$	^{238}Pu	^{241}Am
Fribourg	1994	1.36±0.25	1.47±0.25	
Fribourg	1995	1.23±0.16	0.36±0.07	
Fribourg	1996	<1.6	<0.6	
Fribourg	1997	1.8±0.3	0.21±0.07	
Fribourg	1998	2.2±1	<0.5	2.1±0.5
Fribourg	1999	1.5±0.3	0.4±0.1	0.6±0.2
Fribourg	2000	1.5±0.3	<0.1	75±3
Weissfluhjoch	1996	1.9±0.8	1.1±0.2	
Weissfluhjoch	1997	4.0±0.5	<0.3	
Weissfluhjoch	1998	3.5±1	1.3±0.5	
Weissfluhjoch	1999	4.1±1	1.5±0.4	0.9±0.3
Weissfluhjoch	2000	10±1	0.6±0.2	13±2
Mühleberg	2000	0.7±0.2	<0.3	1.1±0.3
Morges	2000	0.6±0.1	<0.3	0.9±0.3
Gösgen	2000	1.0±0.1	<0.3	1.1±0.3
Romanshorn	2000	<0.3	<0.3	1.1±0.3

La Figure 4 montre bien que l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$ mesurée au Weissfluhjoch est toujours supérieure à celle mesurée à Fribourg car la déposition atmosphérique surfacique (Bq/m²) est supérieure en montagne. Elle confirme que l'activité en pluto-

niun des filtres à air provient du phénomène de resuspension. Cette dernière dépend, pour un emplacement donné, de nombreux facteurs tel que l'âge de la déposition, le régime des vents, la nature du sol et de la couverture végétale ainsi que

de la taille des particules associées au radioélément. L'augmentation de l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$ (10 nBq/m³) observée au Weissfluhjoch en 2000 suit l'augmentation constatée de l'activité en américium (13 nBq/m³) et pourrait s'expliquer par une diminution de la durée de la saison hivernale durant laquelle la couverture neigeuse empêche la resuspension de particules de sol.

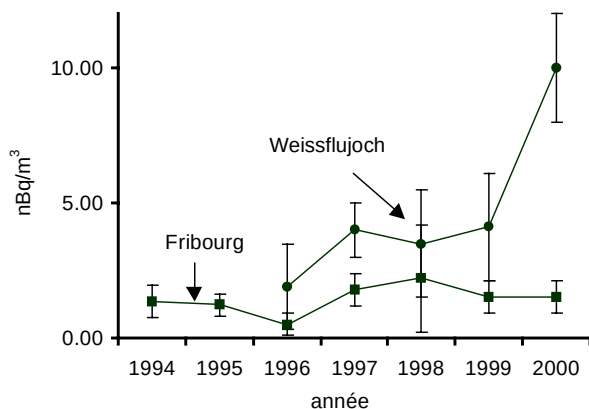


Figure 4

Activité en $^{239/240}\text{Pu}$ des filtres à air en plaine et en montagne. Les barres d'erreurs sur les valeurs sont reportées en 2σ , pour un intervalle de confiance de 95%.

Concentration de plutonium et d'américium dans les eaux

Les mesures ont été effectuées sur des eaux de rivière (Rhône, Rhin et Venoge), des eaux de pluie (Fribourg) et du robinet (Lausanne). La méthode de préconcentration est l'évaporation de fractions prélevées chaque semaine sur toute l'année (Chancy et Fribourg) la précipitation d'hydroxydes de fer sur des prélèvements mensuels (Rhin) et la précipitation d'oxyde de manganèse dans des volumes de 200 l d'eau (Venoge).

Les activités en $^{239/240}\text{Pu}$ sont comparables à celles des années précédentes et l'activité en ^{238}Pu reste en dessous de la limite de détection. L'activité en américium est conforme à ce qui est attendu pour une déposition provenant des essais d'armes atomiques, sauf dans l'eau de pluie de Fribourg, qui reflète celle de l'air, légèrement augmentée pour ce radioélément en 2000: la déposition humide lors de précipitation a entraîné une partie de la contamination de l'air dans l'eau de pluie.

La mesure de l'activité des isotopes du thorium a été réalisée sur deux échantillons de 200 l d'eau du robinet de Lausanne (IRA). Les résultats indiquent une activité très faible en thorium, avec équilibre des isotopes ^{232}Th et ^{230}Th et une prédominance de l'isotope ^{228}Th . On constate que le traitement de purification des eaux de consommation (bac de sable, décantation, filtration) est très efficace pour l'élimination des espèces fortement associées aux particules, comme le thorium.

Tableau 4 : Concentration en plutonium et en américium dans l'eau de pluie, de rivière et du robinet, en mBq/m³.

Type d'eaux	Lieu de prélèvement	$^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am	^{232}Th	^{230}Th	^{228}Th
eaux de fleuve	Weil-am-Rhin	2.6 ± 0.9	2.9 ± 0.9			
eaux de fleuve	Chancy	3.2 ± 0.6	4.3 ± 1			
eaux de pluie	Fribourg	3.7 ± 1.0	9.0 ± 0.8			
eaux de rivière	Venoge (l'Isle)	3.8 ± 0.5	n.m.			
Eau de rivière	Venoge (Vuflens-la-Ville)	1.8 ± 0.3	5.7 ± 0.8			
Eau du robinet	Lausanne (IRA)	2.1 ± 0.8	1.3 ± 0.3	8 ± 1	9 ± 1	91 ± 6
Eau du robinet	Lausanne (IRA)	0.5 ± 0.2	1.7 ± 0.4	19 ± 2	17 ± 2	79 ± 6

7.2.4 Conclusions

Les mesures des activités en $^{239/240}\text{Pu}$, ^{238}Pu et ^{241}Am ont été effectuées sur tous les échantillons présentés dans ce rapport. La mesure de l'activité de l'américium dans les échantillons de filtres à air introduit un paramètre supplémentaire de contrôle de la contamination de l'environnement en Suisse et a permis de détecter une légère augmentation

de l'activité dans l'air de Fribourg. L'analyse multivariées nécessite la mesure de plusieurs radioéléments sur un même échantillon mais permet de mettre en évidence des anomalies qui resteraient autrement cachées, justifiant l'investissement dans ces mesures. Par exemple ces mesures ont permis de montrer que le ^{137}Cs mesuré dans les

denrées alimentaires (ex: champignons dans le Jura vaudois), attribué par la presse uniquement à l'accident de la centrale nucléaire de Chernobyl, provient en fait principalement des retombées des test d'armes atomiques réalisés dans les années soixante, à l'exception du Tessin et, dans une moindre mesure, du nord de la Suisse orientale. On estime ainsi que dans les sols du Jura vaudois, dont l'activité en ^{137}Cs peut aisément dépasser 300 Bq/kg, plus de 50% de cette activité provient encore des retombées des années soixante, alors qu'au Tessin, 90% du ^{137}Cs est originaire de Chernobyl. Dans le nord-est de la Suisse, cette proportion varie entre 65% et 85% alors qu'au sud du canton de Berne (Allmendhubel, Gimmelwald, Fahrni), la proportion du ^{137}Cs de Chernobyl n'atteint pas 10%. Etant donné l'importance de l'âge de la contamination des sols dans les processus de biodisponibilité des contaminants [15] et dans la modélisation des transferts sol-plantes [10], la distinction entre les sources et l'âge des dépôts doit être établie.

7.2.5 Bibliographie

- [1] Berne, A. ; in « Americium in soil », Environmental Laboratory Methods, March 1996, 201 Varick St. ; N.Y. USA..
- [2] Froidevaux, P., Geering, J.-J., Valley, J.-F., Plutonium and Americium in the Swiss Environment, Eichrom's users group meeting, Paris, 7th December 1998.
- [3] Geering, J.-J., Froidevaux, P., Buchillier, T., Kosinski, M., Valley, J.-F., in « Radioactivité de l'Environnement et doses de Rayonnements en Suisse », OFSP, Division de la Radioprotection, 1999, ch. 7.3.
- [4] Bunzl, K. ; Kracke, W. ; *J. Environ. Radioactivity*, 8, 1988, 1-14.
- [5] Bunzl, K., Kracke, W., Schimmack, W., *J. Environ. Radioactivity*, 28, **1995**, 17-34.
- [6] Hölge, Z., Filgas, R., *J. Environ. Radioactivity*, 27, **1995**, 181-189.
- [7] Krivokhatsky, A.S., Dubasov, Yu.V., Smirnova, E.A., Skovorodkin, N.V., Savonenko, V.G., Alexandrov, B.M., Lebedev, E.L., *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 147, **1991**, 141-151.
- [8] Eakins, J.D. ; Morgan, A. ; Baston, G.M.N. ; Pratley, F.W. ; Strange, L.P. ; Burton, P.J. ; *J. Environ. Radioactivity*, 11, **1990**, 37-54.
- [9] Murith, C et al. in « Radioactivité de l'Environnement et doses de Rayonnements en Suisse », OFSP, Division de la Radioprotection, 1998, ch. 3.1
- [10] Bundt, M.; Albrecht, A.; Froidevaux, P.; Blaser, P.; Flühler, H.; *Environ. Sci. Technol.*, 34, **2000**, 3895-3899.
- [11] Cizdziel, J.; Hodge, V.; Faller, S.; *Health Phys.* 77, **1999**, 67-75.
- [12] Albrecht, A., in « The Behavior of Nuclear Reactor Derived Metallic Radionuclides in the Aquatic System of Switzerland », Schriftenreihe der EAWAG, NR.13, 1998, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, EAWAG-ETH, CH-8600 Dübendorf.
- [13] Sanchez-Cabeza, J.A.; Molero, J.; *J. Environ. Radioactivity*, 51, **2000**, 211-228.
- [14] Garcia-Olivares, A., Iranzo, C.E., *J. Environ. Radioactivity*, 37, **1997**, 101-114.
- [15] Zhu, Y.G.; Shaw, G.; *Chemosphere*, 41, **2000**, 121-128.

7.1 Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85

**H. Loosli, U. Schotterer, H. Bürki
R. Fischer und M. Möll**

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

F. Cartier und J. Löhle

Hauptabteilung für die Sicherheit von Kernanlagen
5232 VILLIGEN-HSK

W. Weiss und H. Sartorius

Institut für Atmosphärische Radioaktivität, BfS
Rosastrasse 9, D-79098 FREIBURG IM BREISGAU

Zusammenfassung

Die ^{14}C -Messungen in Baumblättern ergaben 2000 an der Referenzstation einen Wert von $\Delta^{14}\text{C} = 94 \pm 3\%$. Verglichen mit diesem Wert wurden wie in früheren Jahren Netto-erhöhungen in Baumblättern aus der Umgebung der Kernkraftwerke Leibstadt (KKL), Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) festgestellt. Die beim KKL gefundene maximale Erhöhung betrug 133 %. Die Erhöhungen stimmen gut mit denjenigen früherer Jahre überein und deuten auf relativ konstante Emissionen und Verdünnungsvorgänge in den Hauptwindrichtungen hin. Die drei Stichproben aus der Umgebung des KKG ergaben Werte zwischen 6 und 55 %. Bei einem angenommenen Langzeit-Verdünnungsfaktor von $3 \times 10^{-7} \text{ s/m}^3$ lassen sich für die letzten 3 Jahre $^{14}\text{CO}_2$ -Emissionen von ca. 5-10 kBq/s abschätzen, was in der gleichen Grössenordnung ist wie aus einem Siedewasserreaktor. Der Vergleich von Messwerten für Blattproben aus der Umgebung des KKM mit Modellwerten ergibt eine befriedigende Übereinstimmung. Bei dieser Bewertung ist die variable Verdünnung in hügeligem Gelände und die Unsicherheit der Emissionen zu berücksichtigen.

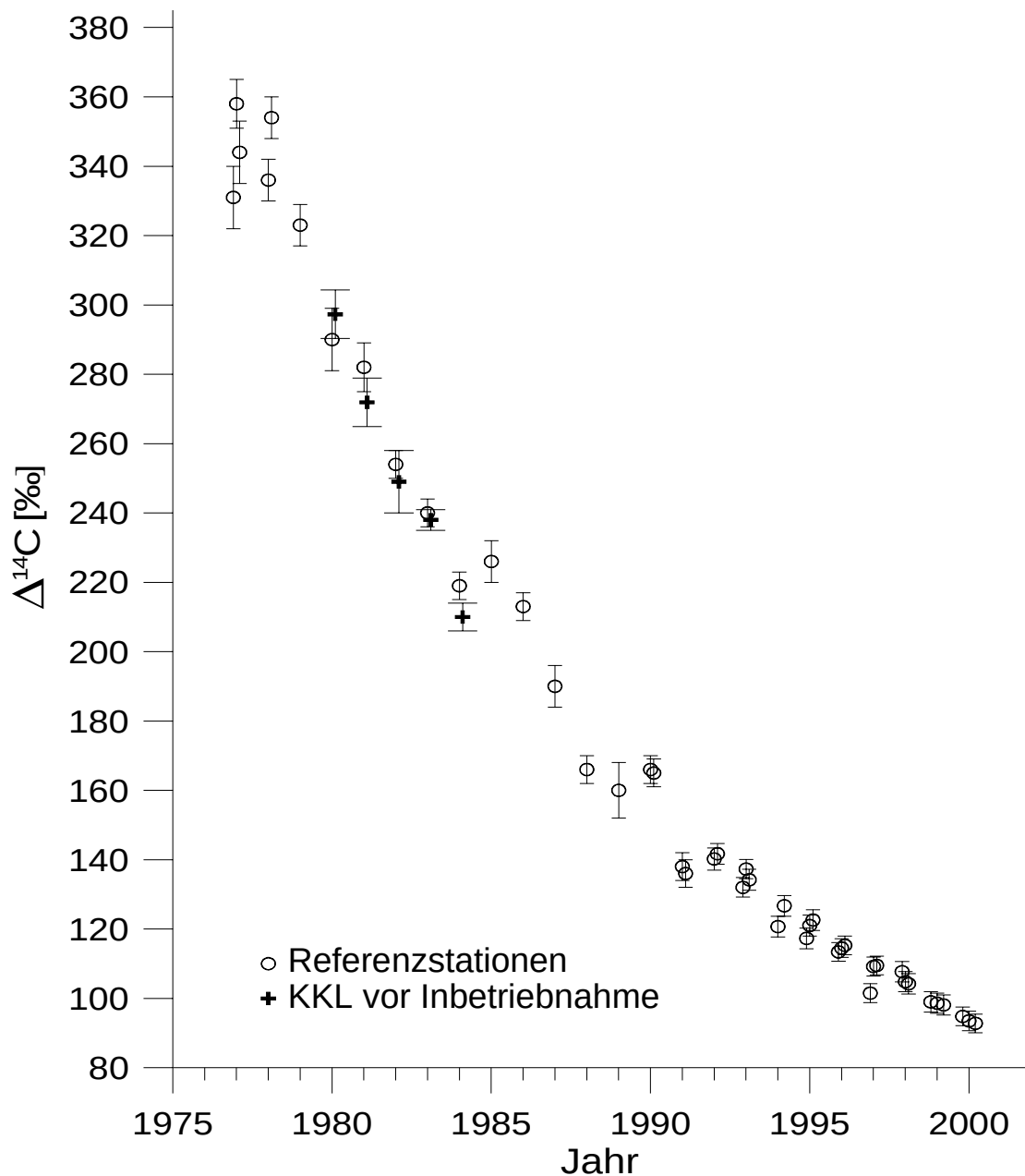
In der Umgebung des PSI resp. des ZWILAG wurden wiederum elf ^{14}C -Proben gemessen. Wie in früheren Jahren wurde eine recht gleichmässige Erhöhung (bis maximal 55 %) gefunden. Die Quellen dieser Erhöhungen sind unklar.

In Basel sind die Erhöhungen in der Nahumgebung des Verbrennungssofens der Firma NOVARTIS verschwunden. Das wird darauf zurückgeführt, dass nur noch nachts ^{14}C -haltige Abfälle verbrannt

werden. Erhöhungen sind aber nach wie vor am Volta-Platz und in der Umgebung der Firma ROCHE gemessen worden, was auf zwei weitere Emissionsquellen deutet. Ein Teil dieser künstlichen Aktivität kann mit Ethanol abgewaschen werden, wurde also nicht als CO_2 emittiert.

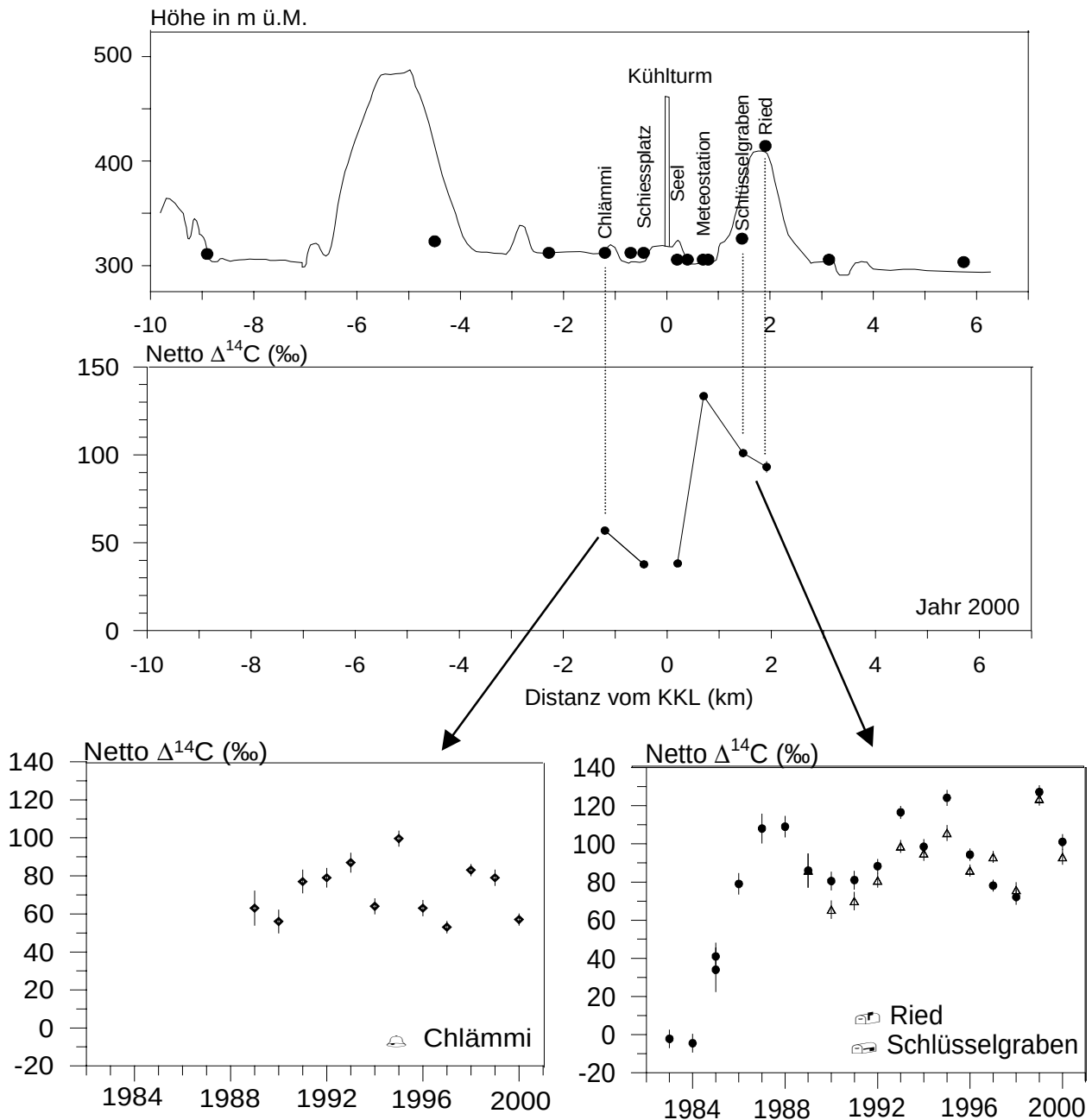
Alle gemessenen ^{14}C -Erhöhungen führen zu hypothetischen zusätzlichen Dosen, die in der Grössenordnung von μSv pro Jahr liegen; sie fallen also nicht ins Gewicht. Die Bedeutung der ^{14}C -Messungen liegt also nicht primär bei den zusätzlichen zu erwartenden Dosen d.h. beim Strahlenschutz, sondern darin, dass mit diesem Nuklid Umweltprozesse untersucht und besser verstanden werden können und dass die verwendeten Ausbreitungsmodelle getestet werden können.

$^{85}\text{Krypton}$ ist eines der wenigen Radionuklide, deren Aktivität in der Atmosphäre noch ansteigt. Der heutige Grundlevel beträgt ca. $1,3 \text{ Bq/m}^3$. Dieser Anstieg lässt darauf schliessen, dass in Wiederaufbereitungsanlagen vermehrt Kernbrennstoff verarbeitet wird, was zu ansteigenden Emissionen führt. Die Messresultate lassen diese Emission für das Jahr 2000 zu ca. $5 \times 10^{17} \text{ Bq}$ abschätzen. Erhöhte Wochenwerte bis ca. $3,5 \text{ Bq/m}^3$ Luft wurden auch 2000 in Luftproben vom Jungfraujoche und von tieferen Stationen (z.B. Freiburg im Breisgau) beobachtet. Die Strahlendosis durch ^{85}Kr (β -Dosis der Haut und γ -Dosis) ist kleiner als $1 \mu\text{Sv/Jahr}$ (effektive Dosis) und deshalb vernachlässigbar.



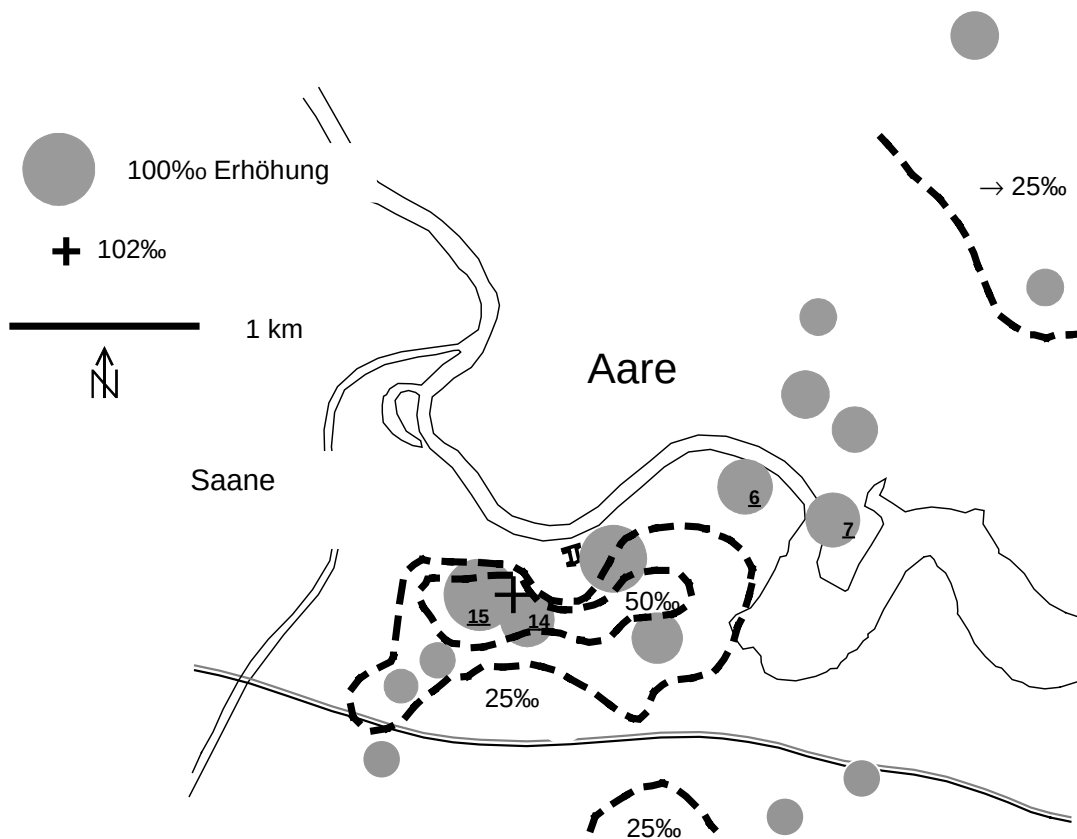
Figur 1: $\Delta^{14}\text{C}$ Konzentrationen in Buchenblättern von den Referenzstationen

Die $\Delta^{14}\text{C}$ Konzentration in Buchenblättern an der Referenzstation auf dem Längenberg betrug im Jahr 2000 noch 94 ± 3 ‰. Die kontinuierliche Abnahme des atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ -Gehaltes ist darauf zurückzuführen, dass das atmosphärische CO_2 ständig mit dem CO_2 des globalen Ozeans im Austausch ist, so dass die durch die Kernwaffentests in den 60er Jahren produzierte zusätzliche ^{14}C -Aktivität langsam in die Ozeane verschwindet. Innerhalb 3 Standard-Abweichungen stimmen die niedrigsten Werte in der Umgebung des KKW Gösgen und der Verbrennungsanlage der NOVARTIS in Basel (ca. 15 Proben) mit dem Wert der Referenzstation überein, was auf die Reproduzierbarkeit unserer ^{14}C -Messungen hinweist. Die in den Figuren 2 bis 10 dargestellten Netto-Erhöhrungen sind die Abweichungen zu den oben erwähnten +94 ‰ an der Referenzstation.



Figur 2: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ in der Umgebung vom KKW Leibstadt, 2000

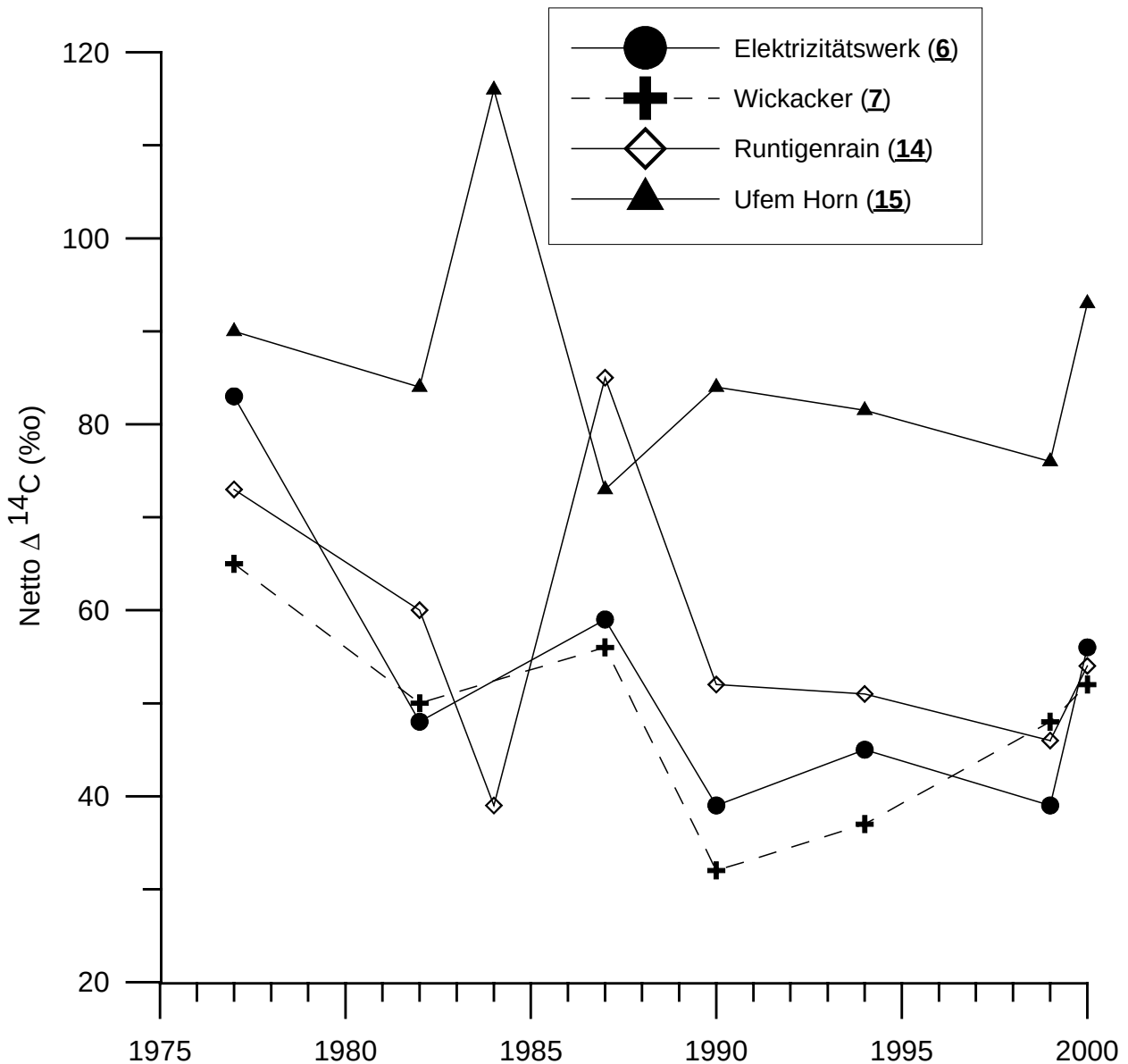
Das Überwachungsprogramm in der Umgebung des KKL wurde als Langzeitreihen für sechs Standorte weitergeführt. Die grössten Erhöhungen der ^{14}C -Aktivität in Buchenblättern traten wie früher in einer Entfernung von ca. 1 km vom Abluftkamin in den beiden Hauptwindrichtungen auf (mittlere Figur). In grösserer und kleinerer Entfernung sind in nordöstlicher Richtung die gemessenen Erhöhungen kleiner, was mit den Ausbreitungsmodellen übereinstimmt. Die gemessenen Erhöhungen sind im Laufe der Jahre bemerkenswert konstant geblieben (untere beide Figuren für die Standorte Chläämmi, Ried und Schlüsselgraben). Dies lässt auf ähnliche Emissionsraten (ca 10^4 Bq/s) in der Wachstumsperiode und auf relativ konstante Langzeitverdünnungsfaktoren ($\chi \approx 5 \times 10^{-7}$ s/m³) schliessen. Eine zusätzliche ^{14}C -Aktivität von 100 ‰ führt zu einer hypothetischen maximalen (effektiven) Dosis von ca. 1 $\mu\text{Sv}/\text{Jahr}$. Dies fällt gegenüber den Variationen der natürlichen Strahlungsdosen und insbesondere denjenigen wegen Radon nicht ins Gewicht.



Figur 3: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ in der Umgebung vom Kernkraftwerk Mühleberg, 2000
(die Kreisflächen sind proportional zur gemessenen Nettoerhöhung)
und Konturen des Gauss-Modells

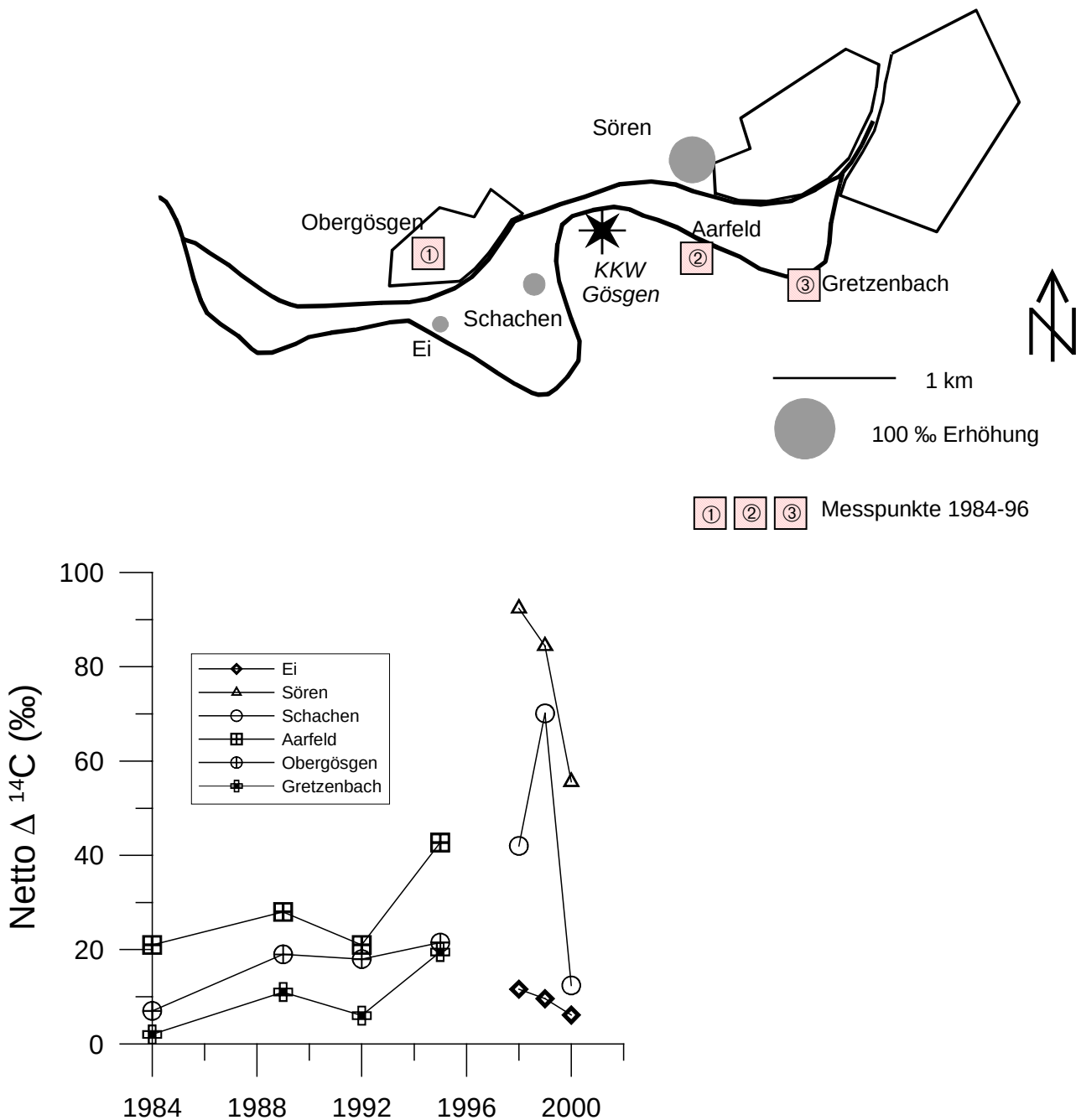
Die im Jahr 2000 gemessenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Baumblättern können mit Ergebnissen der Modellrechnung verglichen werden. Annahmen der HSK sind Emissionen von ca. 6000 Bq/s (tagsüber) und ein Langzeitverdünnungsfaktor von ca. $7 \times 10^{-7} \text{ s/m}^3$. Damit erhält man am Hauptaufschlagspunkt (Ufem Horn, Nr.15) eine Erhöhung von 100‰, was mit der Messung ausgezeichnet übereinstimmt. Das Modell würde allerdings in nordöstlicher Richtung an der Aare und auf der Anhöhe Salvisberg geringere Erhöhungen voraussagen als die gemessenen 25-50‰. Dagegen sagt das Modell richtigerweise für das Jahr 2000 östlich von Frieswil (d.h. in doppelter Entfernung wie Salvisberg) wieder erhöhte Werte voraus. Generell ist aber die Übereinstimmung zwischen Modell und Messung als gut zu bewerten, sind doch schon die Emissionen nur auf ca. 50% genau bekannt; ferner ergibt das hügelige Gelände in der Umgebung des KKM grosse Variationen bei der Ausbreitung. Der Vergleich zwischen Modell- und Messwerten Ufem Horn unterstützt die getroffenen Modellannahmen, die Messwerte in nordöstlicher Richtung weisen auf eine schlechtere Durchmischung als im Modell vorausgesagt hin.

(Bewertung der zusätzlichen Dosis: siehe Legende der Figur 2)



Figur 4: Zeitreihen einiger Stichproben – Standorte in der Umgebung des KKM
(Standort-Nummern: siehe Figur 3)

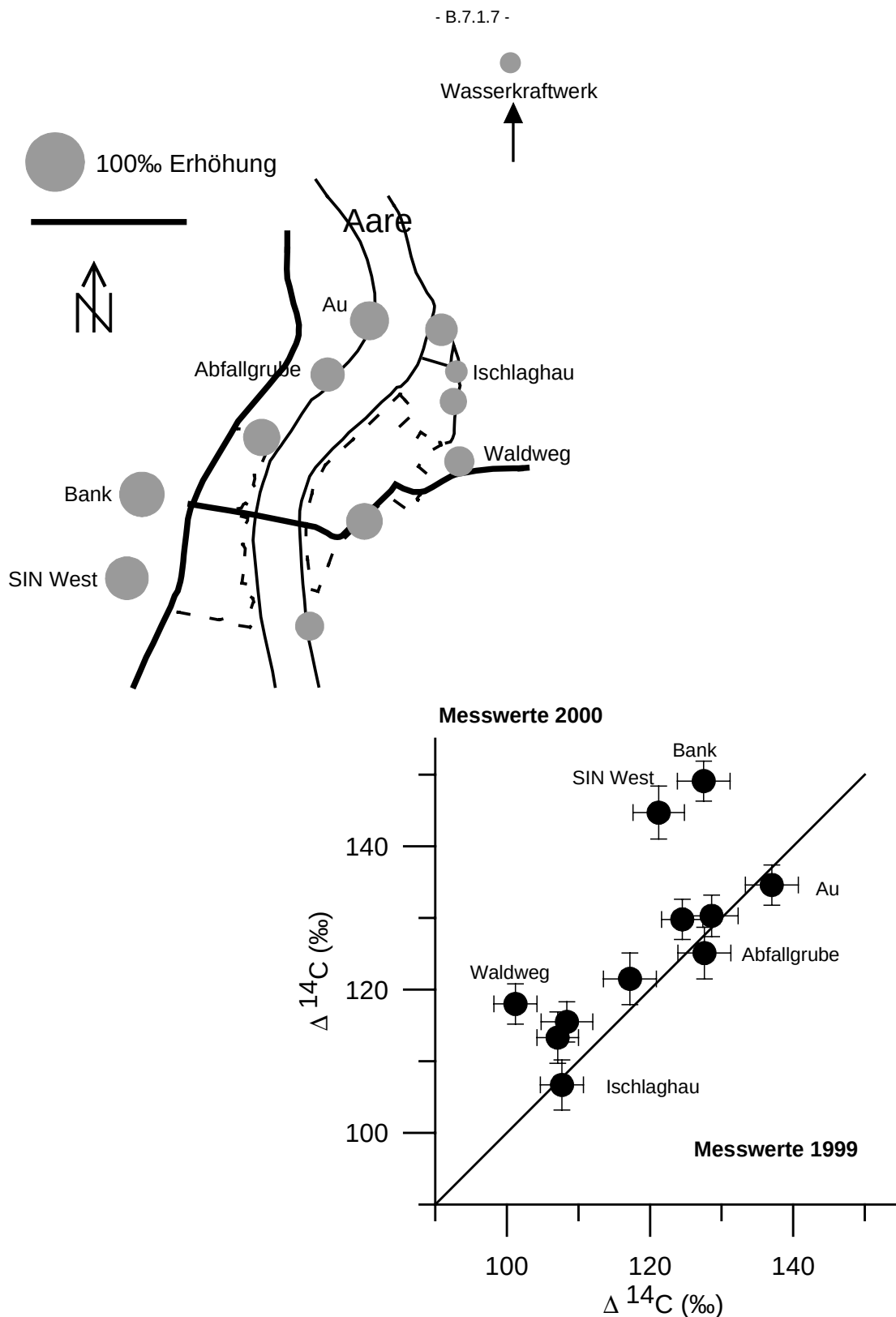
Für einige Standorte in der Umgebung des KKM wurden in den letzten 25 Jahren periodisch Netto - $\Delta^{14}\text{C}$ - Erhöhungen gemessen. Für zwei Orte in westlicher (Nr. 14 und 15) und in östlicher (Nr. 6 und 7) Richtung sind alle Ergebnisse oben dargestellt. Eine bemerkenswerte Konstanz der Immissionen ist zu beobachten; z.B. betrug die Erhöhung Ufem Horn immer etwa 80‰ und sie war an den andern Standorten meist geringer. Diese Konstanz der Immissionen deutet auf etwa gleich gebliebene Emissionen und Windverhältnisse während der Wachstumsperiode der Blätter hin.



Figur 5: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ Werte in der Umgebung des Kernkraftwerkes Gösgen
(Kreisflächen der oberen Figur sind proportional zur gemessenen Netto Erhöhung)

In der oberen Figur sind die Messresultate der im Jahre 2000 gewonnenen drei Stichproben dargestellt, in der unteren Figur alle seit 1984 gemessenen Netto-Erhöhen.

Es ist anzunehmen, dass ein Druckwasserreaktor wie Gösgen ^{14}C vorwiegend in der Form von CH_4 abgibt, d.h. für Pflanzen nicht assimilierbar. Messwerte zwischen 50 und 100‰ würden aber bei einem angenommenen Langzeitverdünnungsfaktor von $3 \times 10^{-7} \text{ s/m}^3$ auf $^{14}\text{CO}_2$ Emissionen von ca. 5-10 kBq/s während der Wachstumsperiode schliessen lassen, d.h. in der gleichen Grössenordnung wie aus dem KKM und KKL. Allerdings kann aus den Messwerten der Standorte Sören und Schachen in den drei letzten Jahren nicht eindeutig auf höhere $^{14}\text{CO}_2$ -Emissionen durch das KKG als in früheren Jahren geschlossen werden; es kann auch sein, dass diese beiden Standorte den Hauptaufschlagpunkt der Abluft besser erfassen als die früher gewählten Stichproben-Standorte Aarfeld und Obergösgen. Betreffend zusätzlicher Dosis: Siehe Legende zu Figur 2.



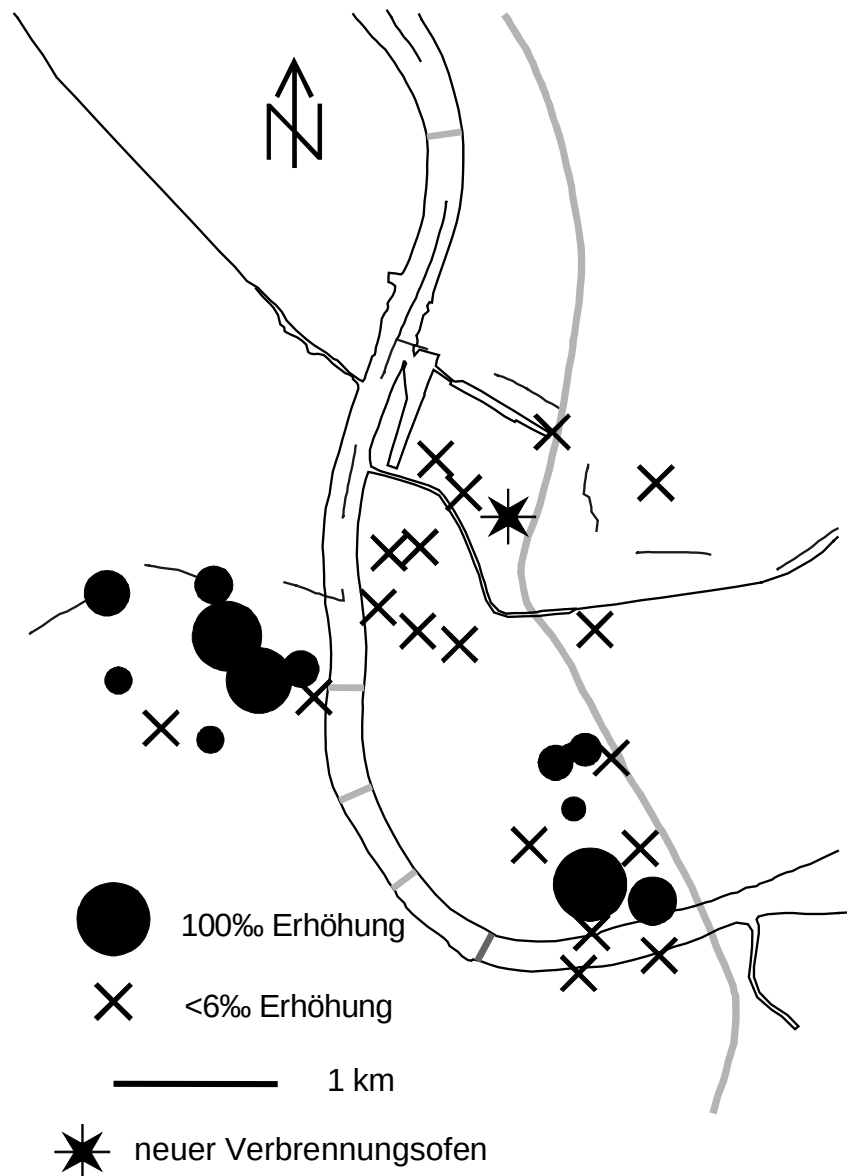
Figur 6

Netto $\Delta^{14}\text{C}$ Werte in der Umgebung des PSI/ZWILAG und Vergleich der $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in den Jahren 1999 und 2000

(Netto Erhöhungen in der oberen Figur sind proportional zur Kreisfläche; in der unteren Figur sind die Δ -Werte direkt aufgetragen)

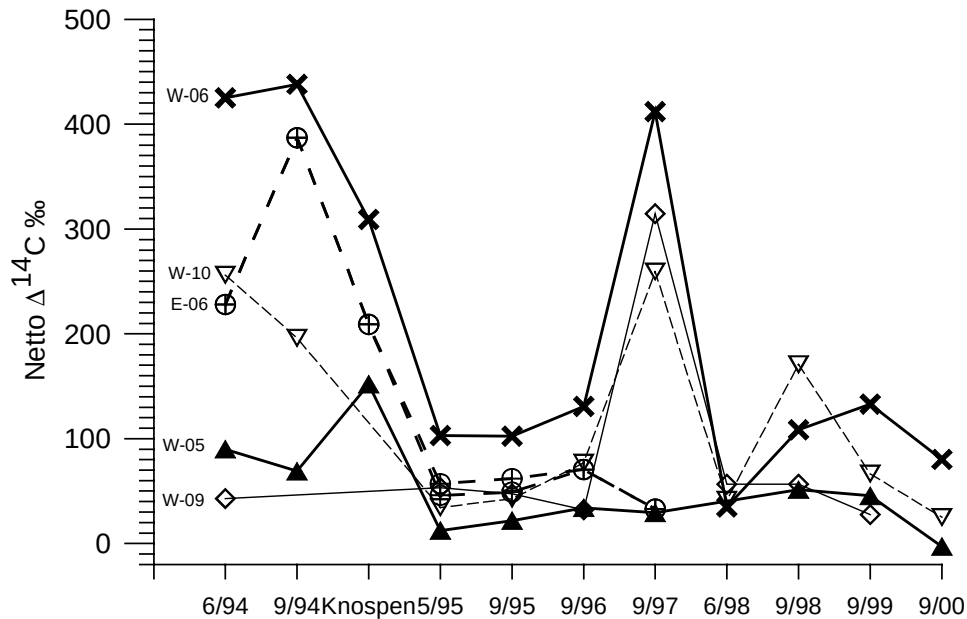
Auch im Jahre 2000 wurden in der Um-gewung des PSI resp. des ZWILAG in Baumblättern ziemlich gleichmässig erhöhte $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte gemessen, allerdings mit steigender Tendenz, wie der Vergleich der Messwerte der beiden letzten Jahre zeigt. Die Quelle der Erhöhung ist unklar; in Frage kommen die Verbrennung ^{14}C -haltiger Abfälle im PSI, die am SIN durchgeführten Experimente und das KKB.

Betreffend zusätzlicher Dosis: Siehe Legende zu Figur 2.



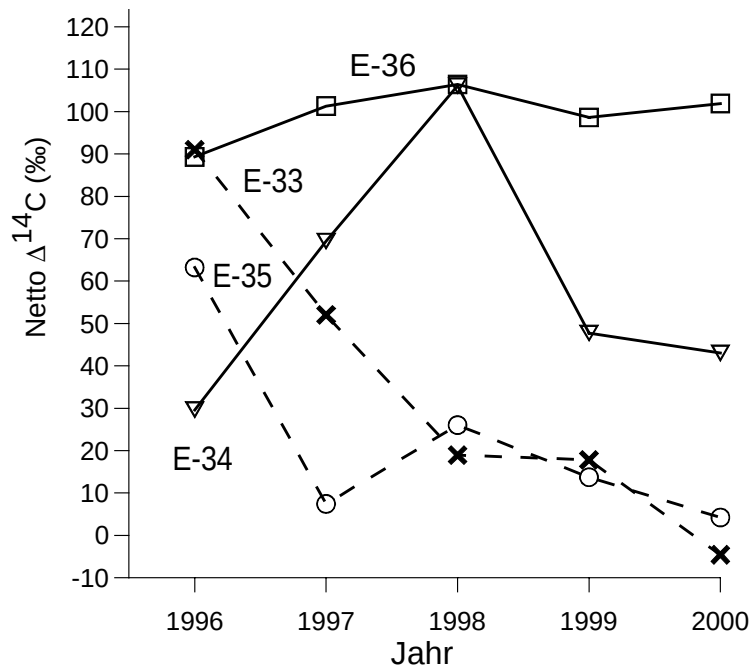
Figur 7: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Basel, Herbst 2000

In der Nah-Umgebung des Verbrennungssofens der Firma NOVARTIS zeigte im Jahre 2000 kein einziger Messpunkt erhöhte $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte. Dies ist darauf zurückzuführen, dass seit 1998 ^{14}C -haltige Abfälle nur noch nachts verbrannt werden. Dagegen sind weiterhin erhöhte Werte westlich vom Rhein am Volaplatz (d.h. beim ehemaligen SANDOZ Areal) und in der Umgebung der Firma ROCHE gemessen worden (siehe Figuren 8 und 9). Maximal betragen die Werte 90 resp. 102‰. An über 15 Orten ergaben die Messungen $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte, die innerhalb von 2 ‰ mit dem Wert der Referenzstation übereinstimmen; im Nord-Osten des Verbrennungssofens zeigte der Standort nahe der Autobahn einen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von -9‰, was mit der Verdünnung durch fossiles CO_2 erklärbar ist. Für zusätzliche Strahlendosen: Siehe Legende zu Figur 2.



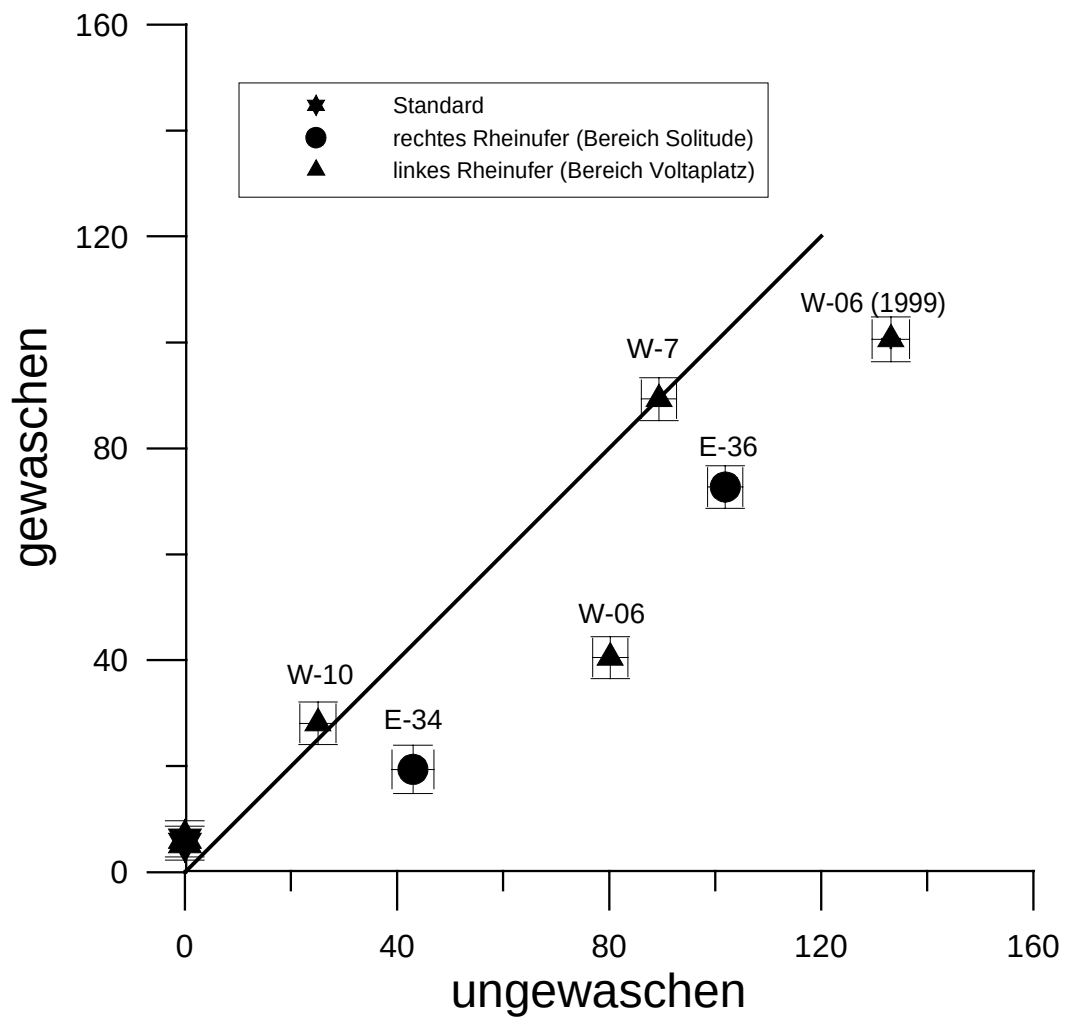
Figur 8: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte auf dem Gebiet westlich des Rheins (W-Nummern)

Im Bereich des Volta-Platzes wurden auch im Jahre 2000 die Zeitreihen fortgesetzt; 7 von 9 Messwerten ergaben Erhöhungen. Tendenziell sind die Werte etwas geringer als in früheren Jahren. Aus den Messwerten muss aber auf eine oder mehrere lokale Quellen geschlossen werden (siehe Figur 10).



Figur 9: Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte an Blattproben aus der Umgebung der Firma ROCHE

Auch in der Nahumgebung der Firma ROCHE wurden die Zeitreihen fortgesetzt. Ein Maximalwert von 102‰ liegt praktisch gleich hoch wie in den vier vorausgehenden Jahren. Drei Standorte ca. 1km nördlich des Areals zeigten leichte Erhöhungen von 11 bis 23‰ während weitere 6 Standorte $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte ergaben, die innerhalb 2σ mit dem Wert der Referenzstation übereinstimmen (siehe Figur 7). Zur Erklärung der gemessenen Erhöhung muss eine lokale ^{14}C -Quelle angenommen werden.



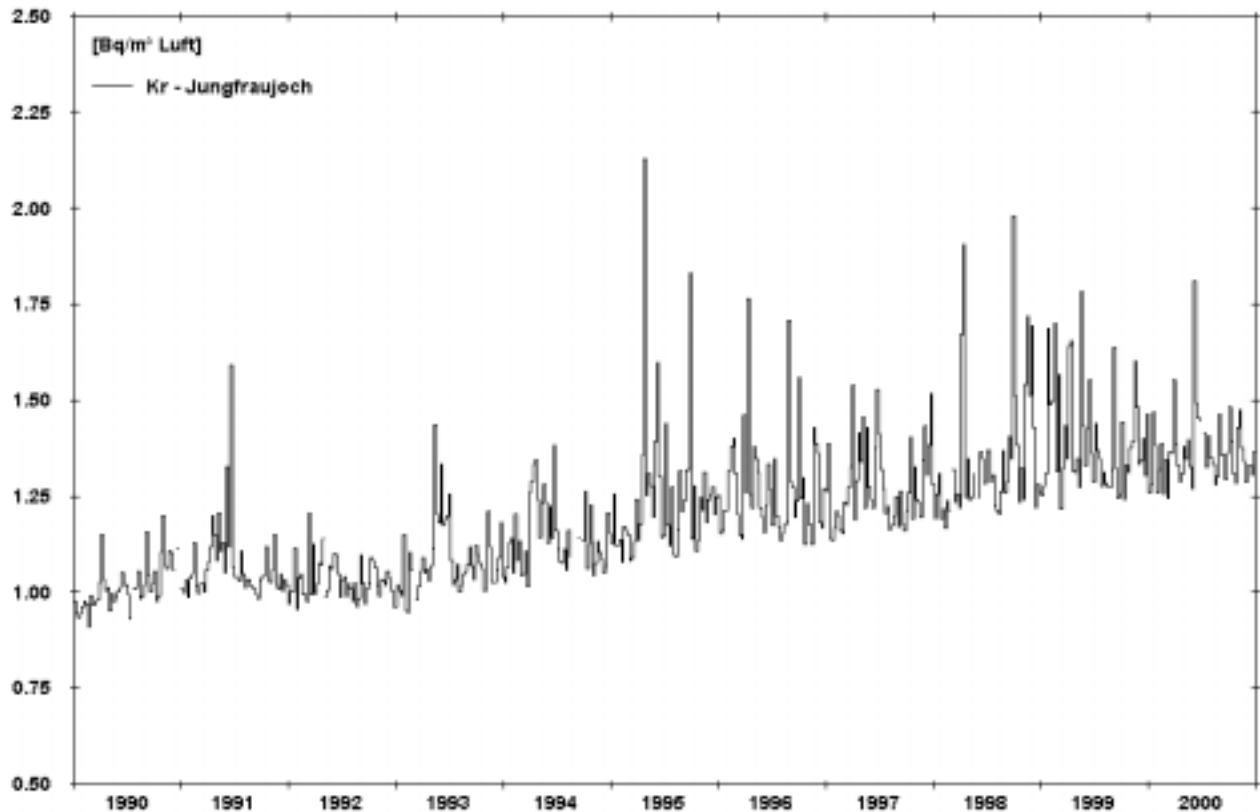
Figur 10: Ergebnis der Abwaschversuche 2000

Zum Verständnis der bisherigen Messungen in Basel wurden zwei zusätzliche Fragen weiterverfolgt:

1. lässt sich die ^{14}C -Aktivität auf Blättern vom Volaplatz und aus der Umgebung ROCHE abwaschen ? und
2. kann das Gauss-Modell die ^{14}C -Erhöhung der Jahre 1996 und 1997 des Verbrennungsofens der NOVARTIS erklären?

Die oben dargestellten Ergebnisse zeigen, dass sich die ^{14}C -Aktivität mit Ethanol und destilliertem Wasser wenigstens zum Teil entfernen lässt, dass also mindestens ein Teil der lokalen Quellen nicht CO_2 Emittenten sind. Die Abwaschversuche werden weitergeführt.

Die Modellrechnungen zur Beantwortung der 2. Frage gingen aus von bekannten Abgaben während 9 Verbrennungs-Daten im Jahr 1996 in den Monaten April und Mai resp. 7 Tagen im Jahr 1997 (Moser und Wenger, NOVARTIS, 2000). Während die Orte mit erwarteten ^{14}C -Erhöhungen recht gut vorausgesagt werden konnten (Maximal-Werte in ca. 300 bis 1000m Abstand), ist die Modell-Verdünnung zu stark. Ferner zeigte sich, dass die tatsächliche Ausbreitung des $^{14}\text{CO}_2$ im überbauten Gebiet und bei Schwachwindlagen in breitere Sektoren erfolgt als im Modell.



Figur 11: ^{85}Kr Aktivität in Troposphärenluft vom Jungfraujoch
(seit Messbeginn im Jahre 1990)

Die im Institut für atmosphärische Radioaktivität, Freiburg im Breisgau, gemessenen ^{85}Kr -Aktivitäten in Wochen-Proben zeigten auch auf dem Jungfraujoch die ansteigende Tendenz des Grundlevels. Dieser hat heute ca. $1,3 \text{ Bq/m}^3$ erreicht. Aus diesem Anstieg muss auf steigende Emissionen aus den Wiederaufbereitungsanlagen und also auf eine umfangreiche Bearbeitung von Kernbrennstoff geschlossen werden. Die Emissionen müssen weltweit auch im Jahre 2000 ca. $5 \times 10^{17} \text{ Bq}$ betragen haben. Die ^{85}Kr Aktivität ist in der Luft dann deutlich höher als der Grundlevel, wenn die Probenahmestation in eine noch schlechter verdünnte Abluftfahne von La Hague oder Sellafield gerät. Es ist verständlich, dass die Spikes in Freiburg häufiger und höher auftreten als auf dem Jungfraujoch, weil in 3500 m Höhe die Verdünnung von Abluft stärker ausfällt. Der höchste Spike auf dem Jungfraujoch ergab im Jahre 2000 ca. $1,8 \text{ Bq/m}^3$, derjenige in Freiburg im Breisgau ca. $3,4 \text{ Bq/m}^3$. Mit diesen Messwerten stimmen die ^{85}Kr -Aktivitäten überein, die an Stichproben aus Luft im Labor Bern bestimmt wurden. Sie ergaben:

Probe vom 13.3.2000: $3,4 \pm 0,2 \text{ Bq/m}^3$
Probe vom 24.4.2000: $2,5 \pm 0,2 \text{ Bq/m}^3$
Probe vom 5.6.2000: $1,2 \pm 0,1 \text{ Bq/m}^3$

Tabelle 1: Übersicht über die Tritium-Messwerte in Niederschlägen und Flüssen für die Jahre 1992 - 2000
(fettgedruckt: Medianwert pro Jahr in Bq/l, in Klammern: Wertebereich der Monatswerte in Bq/l)

Station / Jahr		1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Regen	Basel ¹⁾	2.9 (1.5-3.8)	3.2 (1.7-5.7)	3.2 (0.9-5.8)	2.5 (1.6-9.2)	3.8 (2.4-6.0)	2.9 (2.2-4.9)	2.2 (1.9-5.2)	2.9 (1.2-3.4)	2.1 (1.5-3.6)
	Bern ¹⁾	5.5 (3.7-14)	5.8 (1.3-28)	5.5 (3.1-28)	4.8 (1.2-32)	4.4 (3.4-5.5)	6.5 (2.9-21)	3.6 (1.8-7.5)	3.5 (2.2-5.7)	4.1 (1.2-16)
	Grimsel/BE ¹⁾	1.5 (0.4-2.9)	1.6 (0.8-3.7)	1.8 (0.5-2.9)	2.0 (0.7-2.8)	2.4 (1.3-4.1)	1.7 (0.8-3.4)	1.2 (0.8-2.9)	1.4 (0.6-2.2)	0.9 (0.5-1.8)
	Guttannen/BE ¹⁾	1.8 (0.8-2.8)	1.7 (0.5-2.8)	1.7 (0.4-4.3)	2.0 (0.7-3.2)	2.6 (1.3-3.5)	1.6 (0.6-2.5)	1.5 (0.9-2.9)	1.3 (0.9-2.4)	1.1 (0.6-2.0)
	Meiringen/BE ¹⁾	2.2 (1.2-2.8)	2.3 (1.2-4.0)	1.9 (1.0-3.0)	2.1 (0.7-3.1)	2.3 (0.8-3.9)	1.6 (0.6-2.3)	1.2 (0.9-3.0)	1.5 (1.2-2.5)	1.5 (0.7-2.4)
	Vaduz/FL ¹⁾	1.5 (0.7-3.4)	2.5 (0.4-4.2)	2.3 (1.1-4.6)	2.3 (0.7-3.8)	2.5 (1.7-4.9)	2.0 (0.7-3.9)	1.7 (1.1-2.7)	1.7 (1.2-3.2)	1.6 (0.7-2.4)
	Nyon/VD ¹⁾	---	2.0 (0.7-4.9)	2.4 (0.8-7.1)	2.0 (1.2-4.8)	2.6 (1.4-4.5)	2.0 (1.2-2.8)	1.7 (1.2-2.3)	1.9 (0.8-3.2)	1.2 (0.8-2.4)
	La Brévine/NE ¹⁾	---	2.3 (0.5-5.0)	1.7 (0.5-4.3)	1.5 (0.8-3.2)	1.8 (1.0-3.8)	1.6 (0.8-2.6)	1.2 (0.9-2.9)	1.4 (0.7-3.1)	1.2 (0.7-2.8)
	Locarno ¹⁾	1.7 (0.5-13)	1.8 (0.6-2.4)	1.7 (0.3-3.9)	1.0 (0.7-2.3)	1.5 (0.6-2.3)	1.2 (0.6-1.5)	1.0 (0.7-1.9)	1.1 (0.6-2.2)	1.0 (0.5-1.5)
	Fribourg ²⁾	---	3.0 (1.5-10)	2.7 (0.8-4.6)	2.7 (1.2-5.2)	3.2 (1.4-5.2)	2.8 (1.4-8.0)	1.9 (0.7-2.7)	1.7 (0.9-5.2)	1.4 (0.4-1.8)
	Leibstadt/AG ²⁾	---	4.2 (2.6-5.5)	3.4 (2.2-6.8)	3.6 (1.9-7.5)	3.3 (2.4-4.7)	4.5 (3.0-7.5)	2.4 (1.9-3.7)	2.6 (1.6-3.6)	2.9 (0.5-8.9)
	Gösigen/SO ²⁾	---	3.6 (1.9-6.4)	3.4 (2.5-4.9)	3.9 (2.2-5.6)	3.9 (2.2-13)	4.7 (3.0-8.3)	2.6 (1.6-3.4)	2.4 (1.7-4.7)	2.5 (0.7-10)
Flüsse	Mühleberg/BE ²⁾	---	2.8 (1.7-3.8)	3.7 (1.1-4.4)	4.0 (1.3-8.7)	3.5 (1.9-4.7)	3.7 (1.7-134)	2.4 (2.0-4.9)	2.2 (1.5-4.1)	1.8 (0.7-2.9)
	Aare beim KKM ²⁾	---	---	2.4 (2.1-2.9)	2.9 (2.6-4.6)	2.7 (2.1-4.0)	2.3 (1.7-2.5)	1.9 (1.5-2.6)	1.9 (1.5-2.6)	1.7 (1.1-2.1)
	Aare bei Brugg ¹⁾	---	4.4 (3.2-21)	4.3 (2.2-12)	4.2 (2.7-11)	4.2 (2.6-19)	3.8 (1.7-29)	3.5 (1.2-16)	3.5 (2.6-9.1)	2.8 (1.7-8.8)
	Ticino/Contone/TI ²⁾	---	1.9 (0.9-3.2)	1.9 (0.7-3.1)	2.0 (1.3-3.1)	1.8 (1.1-2.5)	2.1 (1.3-6.7)	1.4 (0.7-1.8)	1.4 (0.8-2.1)	1.0 (0.7-1.8)
	Rhône/P.d.Scex/VS ²⁾	---	2.3 (1.2-3.0)	2.3 (1.2-3.4)	2.4 (1.5-3.1)	2.2 (1.4-2.9)	2.8 (1.7-4.1)	1.7 (1.1-2.1)	1.8 (0.8-2.5)	1.1 (0.8-1.8)
	Rhone/Chancy/GE ²⁾	---	3.7 (2.5-5.0)	3.1 (2.5-5.3)	3.1 (2.0-4.9)	3.4 (2.7-3.9)	3.8 (3.0-8.2)	2.3 (1.9-3.9)	2.3 (1.6-3.0)	1.6 (0.8-2.3)
	Doubs/St-Ursanne/JU ²⁾	---	49 (27-125)	24 (16-103)	26 (5 - 32)	28 (18 - 38)	24 (9.8-43)	16 (7 - 37)	7.0 (4.6-8.3)	---
	Rhein/Weil (b.Basel) ²⁾	---	---	---	---	3.1 (1.8-3.8)	2.5 (2.1-3.6)	2.5 (1.5-4.7)	2.7 (1.8-4.6)	2.3 (1.3-5.2)

¹⁾ Messung Universität Bern (U. Schotterer & H. Bürki), $\pm$ (0.1 - 0.3) Bq/l; ²⁾ Messung SUER (H. Völkle & A. Gurtner), $\pm$ (0.4 – 0.8) Bq/l

Kommentar zur den Messwerten von 2000: Alle Tritiumkonzentrationen der Niederschläge des Jahres 2000 liegen unter denen des Vorjahres. Zudem ist wieder der "klassische" Jahresgang mit dem Minimum der Konzentrationen in den Wintermonaten bei allen Stationen sichtbar. Der über-regionale Einfluss von KKW's und Wiederauf-bereitungsanlagen war im letzten Jahr offensichtlich sehr gering.

Ausnahmen sind die Station Bern und Basel, die durch lokale Abgaben von Industrie-Tritium beeinflusst werden. In Bern sind zudem die Konzentrationen höher als im Vorjahr. Die hohen Abgaben im Januar 2000 zum Beispiel haben sich wahrscheinlich auch bis Meiringen ausgewirkt.

6.2. Mesures de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents

J.-J. Geering, F. Barraud, P. Froidevaux, J.-F. Valley

Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

Les déterminations de ^{90}Sr dans les vertèbres humaines d'adultes décédés en 2000 et les dents de lait extraites en 2000 confirment les valeurs obtenues les années précédentes, à savoir la diminution exponentielle de l'activité observée dans ces deux types d'échantillons de 1965 à 1990. Depuis 1994, l'activité du ^{90}Sr dans les vertèbres s'est stabilisée vers 0,025 Bq/g Ca. En considérant leur année d'extraction, l'activité dans les dents de lait est pratiquement égale à celle des vertèbres depuis 1988.

6.2.1. Introduction

Le risque lié à l'ingestion du ^{90}Sr est dû à sa longue période (28.5 ans), à l'énergie bêta maximale élevée de son produit de fission, l' ^{90}Y (2.3 MeV) et au fait que le strontium, dont le métabolisme est apparenté à celui du calcium, se fixe préférentiellement dans le squelette et les autres tissus calcifiés [1,2,3]. Il existe cependant des différences entre les comportements métaboliques du calcium et du strontium qui se traduisent par une diminution du rapport $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ au cours du métabolisme du calcium. De plus, la régulation homéostatique du calcium assure une concentration remarquablement constante de cet élément dans le squelette, le plasma et le lait, de sorte que le métabolisme du ^{90}Sr est déterminé par la teneur en calcium plutôt que par les concentrations, faibles et variables, en strontium naturel. C'est aussi la raison pour laquelle les activités en ^{90}Sr dans le squelette humain et les dents sont rapportées à leur teneur en calcium, cet élément jouant le rôle de standard interne.

Les analyses ont porté sur des corps vertébraux, constitués essentiellement de tissu osseux spongieux, dont la grande surface permet un échange du calcium et du ^{90}Sr plus rapide que dans les os longs, constitués essentiellement de tissu compact [4]. La mesure de ce nucléide dans les vertèbres humaines doit en effet permettre de déceler à son tout premier stade une éventuelle augmentation d'activité dans le squelette.

Alors que dans les années soixante, à l'époque des essais nucléaires atmosphériques, on observait de grandes différences d'activité en ^{90}Sr dans les vertèbres humaines et les dents de lait entre la Suisse alémanique et la Suisse romande, plus particulièrement le Tessin. Depuis 1987, ces analyses n'ont plus montré de différences significatives entre les régions.

Les dents de lait constituent un indicateur de l'activité de ce nucléide dans l'alimentation à l'époque de la naissance de l'enfant, car les couronnes de dents de lait fixent le ^{90}Sr dans les 6 mois qui précèdent et les 6 mois qui suivent la naissance de l'enfant. En 2000, les analyses de ^{90}Sr ont porté sur des dents collectées dans les cabinets dentaires scolaires ainsi qu'auprès de dentistes privés dans les cantons de Vaud, Valais et Tessin. Dans le canton de Zürich, les dents récoltées en 2000 étaient en nombre insuffisant pour permettre des déterminations; elles seront regroupées avec la collecte suivante et analysées en 2001.

6.2.2. Résultats

Le tableau 1 présente les résultats d'analyses de ^{90}Sr dans les vertèbres d'adultes décédés en 2000, comparés à ceux de 1999.

Le tableau 2 présente les moyennes des activités en ^{90}Sr des dents de lait extraites en 2000, comparées à celles de 1999; on ne constate aucune différence significative entre régions ou années d'extraction.

Les marges d'erreur sur les résultats individuels indiquent l'écart-type (comptage et séparation chimique), les marges d'erreur sur les moyennes de plusieurs résultats indiquent l'écart-type sur la moyenne.

Tableau 1: Concentration en ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les vertèbres humaines

Région	Année de décès	
	1999	2000
Tessin	0.019 ± 0.006 [6]	0.027 ± 0.006 [5]
Lausanne	0.021 ± 0.002 [7]	0.017 ± 0.002 [6]
Moyenne générale	0.020 ± 0.001 [13]	0.022 ± 0.003 [11]

[] = nombre de déterminations

Tableau 2: Concentration en ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait

Région	Années de naissance	Extraction en 1999	Extraction en 2000
Vaud	1980 - 1985	0.036 ± 0.005	0.031 ± 0.002
	1986 - 1991	0.036 ± 0.006	0.032 ± 0.002
Valais	1980 - 1985	0.040 ± 0.005	0.039 ± 0.003
	1986 - 1991	0.029 ± 0.005	0.030 ± 0.002
Tessin	1980 - 1985		0.045 ± 0.007
	1986 - 1991		0.047 ± 0.006

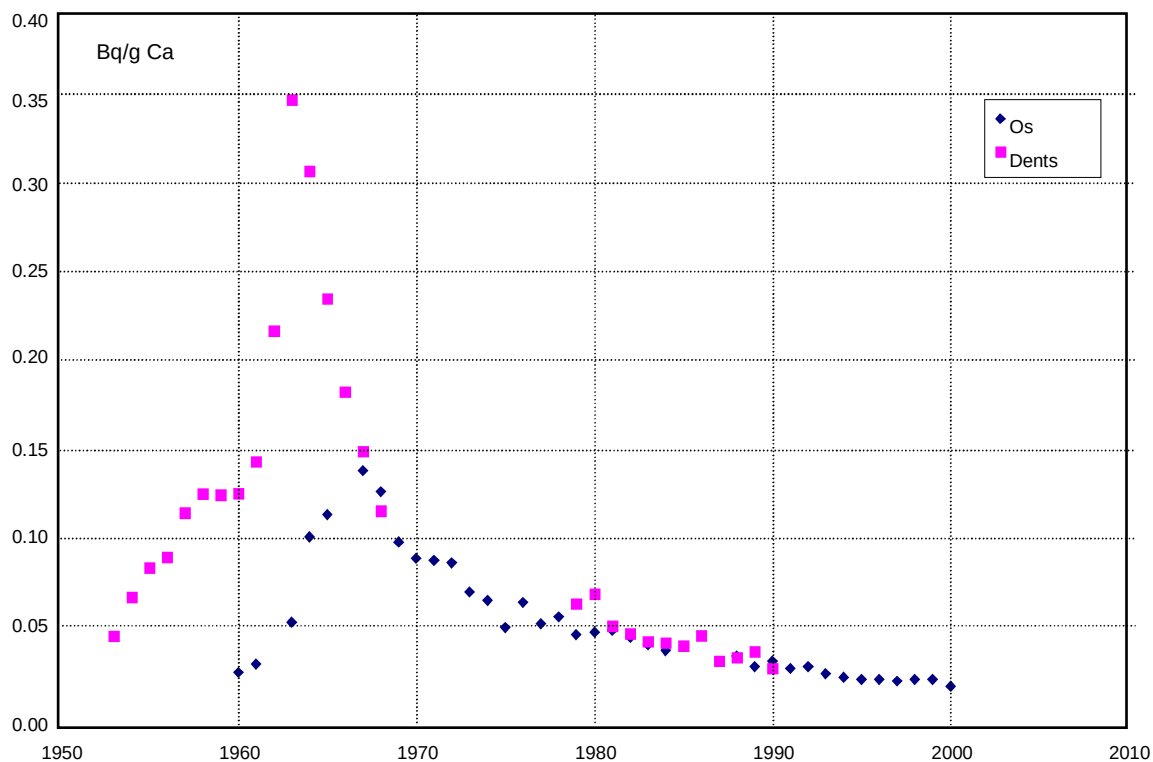


Figure 1: Evolution de l'activité en ^{90}Sr de 1953 à 1999 rapportée à l'année de naissance (dents de lait) respectivement à l'année de décès (os) pour le canton de Vaud

La figure 1 présente, pour le canton de Vaud, l'évolution de l'activité du ^{90}Sr dans les vertèbres de 1960 à 2000, et celle des dents de lait d'enfants nés entre 1953 et 1990. Elle provient essentiellement des retombées des années soixante. Après avoir culminé dans les os vers 1963, et dans les dents vers 1967, cette activité a diminué régulièrement jusqu'en 1992 et tend à se stabiliser actuellement dans les vertèbres vers 0.02 Bq/g Ca. La sensibilité des déterminations de ^{90}Sr dans les dents de lait est telle qu'on a pu mettre en évidence une stabilisation de l'activité en ^{90}Sr entre 1959 et 1961 suite à une interruption temporaire des essais nucléaires.

Dans le cas des dents de lait, groupées par année de naissance indépendamment de l'année d'extraction, la très faible élévation d'activité constatée depuis 1996 chez les enfants nés en 1986 s'estompe au fur et à mesure que les dents proviennent d'enfants plus âgés, au point de ne plus guère être perceptible actuellement. Ce nivellement de l'activité s'explique par le fait que les racines des dents continuent d'échanger du ^{90}Sr tout au long du développement de la dent alors que les couronnes ne fixent ce nucléide que dans les 6 mois environ qui précèdent et qui suivent la naissance.

Depuis 1988, l'activité des vertèbres reste pratiquement égale à celle des dents de lait rapportées à leur année d'extraction, montrant ainsi que le ^{90}Sr est actuellement en équilibre avec le calcium dans le squelette humain.

6.2.3. Conclusions

Les déterminations de ^{90}Sr effectuées en Suisse en 2000 dans les vertèbres humaines et les dents de lait confirment et complètent les résultats des années précédentes. Dans les dents de lait par contre, regroupées par année de naissance indépendamment de l'année d'extraction, le niveau d'activité légèrement plus élevé en 1986 constaté les années précédentes s'estompe d'année en année du fait de l'échange de ^{90}Sr par les racines des dents. La concentration actuelle de ^{90}Sr dans les os correspond à une dose effective d'environ 0.002 mSv/année.

Remerciements

Que toutes les personnes qui ont contribué à ce travail en fournissant les échantillons trouvent ici l'expression de notre reconnaissance: les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno, les médecins dentistes privés concernés et ceux des cabinets dentaires scolaires des cantons de Vaud, Valais, Tessin et Zürich.

Bibliographie

- [1] Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, UNSCEAR Report, United Nations Publication, New-York 1982.
- [2] Some Aspects of Strontium Radiobiology, NCRP Report N° 110, Bethesda, 1991, p. 38-48.
- [3] Strontium Metabolism, Proceedings of the International Symposium on Some Aspects of Strontium Metabolism, Chapelcross, 1967, edited by J.M.A. LENIHAN.
- [4] ICRP Publication 20, Alkaline Earth Metabolism in Adult Man, 1973.

6. Menschlicher Körper

6.1. Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2000

M. Boschung ¹⁾, Mme. S. Namy ²⁾, H. W. Roser ³⁾ und H. Völkle ⁴⁾

1. Abteilung Strahlenschutz und Entsorgung, PSI, 5232 VILLIGEN-PSI
2. Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspital, Av. Micheli-du-Crest 24, 1211 GENÈVE 4
3. Abteilung Radiologische Physik, Kantonsspital Basel, 4031 BASEL
4. Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

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 und Basel durchgeführt. Im menschlichen Körper ist teilweise noch ¹³⁷Cs nachweisbar, das vom Reaktorunfall in Tschernobyl stammt. Die Messwerte an Schülern aus Genf liegen alle unter der Nachweisgrenze von 10 Bq, jene der Schüler aus Basel unter 30 Bq. Zwei Schulklassen aus dem Tessin zeigen leicht erhöhte ¹³⁷Cs-Werte bis knapp über 100 Bq, was mit der stärkeren Cs-Belastung des Tessin durch den Reaktorunfall Tschernobyl zusammenhängt.

2000 am PSI in Villigen 638 Messungen im Ganzkörperzähler durchgeführt. Sie ergaben ¹³⁷Cs-Werte bis 1000 Bq, wobei 614 (d.h. 96.2%) der Messwerte unterhalb der Erkennungsgrenze von 60 Bq lagen, 15 Messwerte zwischen 60 und 150, 4 zwischen 150 und 300, 2 zwischen 600 und 500 und 3 zwischen 500 und 1500 Bq ¹³⁷Cs.

Die Messwerte an Gymnasiasten aus Genf (26 15-17-jährige junge Frauen und 14 16-18-jährige junge Männer) lagen alle unter der Nachweisgrenze von 10 Bq ¹³⁷Cs. Bei den Gymnasiasten aus **Basel** (25 Frauen und 17 Männer derselben Alterklasse wie **Genf**) lagen die Werte im Mittel bei etwas unter 10, im Maximum bis 31 Bq ¹³⁷Cs. Erstmals wurden 2000 auch zwei Schulklassen aus dem **Tessin** am Kantonsspital Basel auf ¹³⁷Cs untersucht: Aus Lugano 13 junge Männer und 2 junge Frauen, aus Locarno 10 junge Männer und 4 junge Frauen sowie 3 erwachsene Begleitpersonen. Sie ergaben höhere ¹³⁷Cs-Werte als die Schulklassen von der Alpennordseite: Lugano: bis 72 Bq (Medianwert 29 Bq), Locarno bis 118 Bq (Medianwert 26 Bq). Dies hängt damit zusammen, dass der Tessin durch den Reaktorunfall Tschernobyl stärker betroffen war als die Alpennordseite. Beim natürlichen ⁴⁰K zeigen sich dagegen keine Unterschiede zwischen Alpennord- und Alpensüdseite: Frauen: 3500 ± 450; Männer: 4990 ± 520 Bq.

6.1.1. Ziel der Messungen

Im PSI werden zur Zeit Ganzkörpermessungen zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen des PSI 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 am Kantonsspital Genf und Kantonsspital Basel-Stadt handelt es sich um je 10-20 15-21-jährige junge Frauen und Männer aus Mittelschulen.

6.1.2. Ergebnisse und Interpretation

Für die Ganzkörpermessungen werden in der Regel grossvolumige NaI-Kristalle (neuerdings auch Ge-Detektoren) in speziell abgeschirmten Messkammern (mit Blei- und Eisenabschirmung) eingesetzt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa zehn bis 30 Minuten für die routinemässigen Überwachungsmessungen am PSI und für Spezialuntersuchungen in Genf und Basel. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines Phantoms, dessen Aktivität bekannt ist.

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden

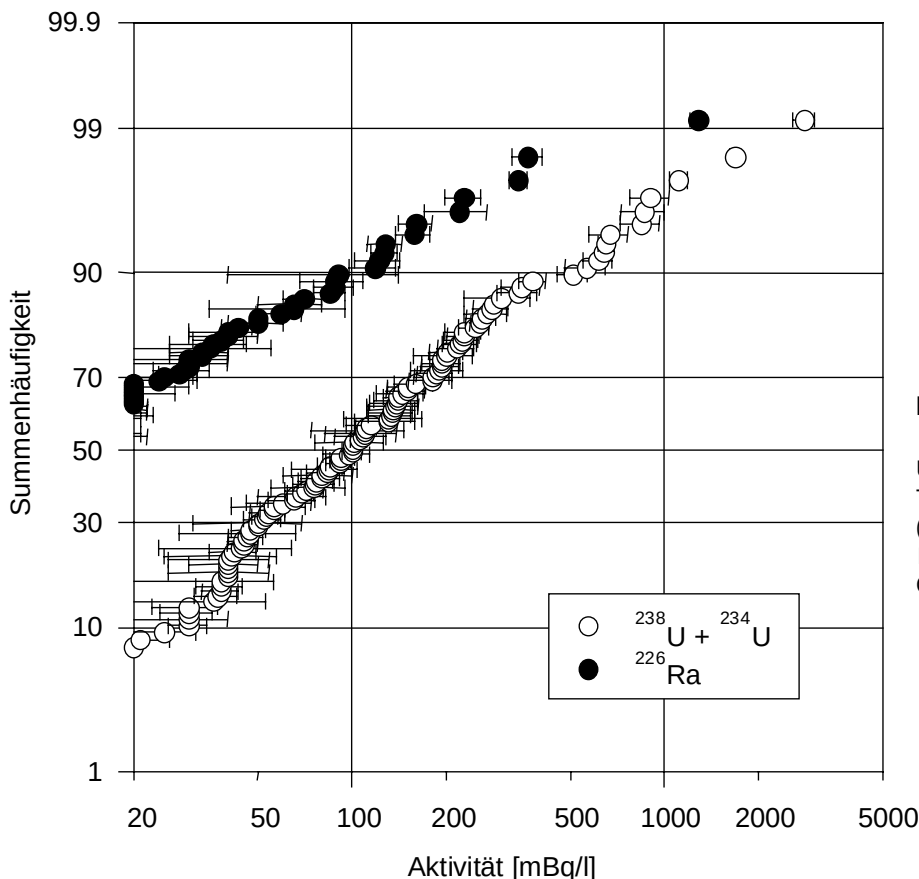
Da Caesium, wie Kalium, vor allem in das Muskelgewebe geht und bei Männern der Anteil Muskelgewebe am Gesamtkörpergewicht grösser ist als bei Frauen, haben die Männer auch einen höheren Kalium- und Caesium-Gehalt als die Frauen. Ein dauernder Gehalt von 100 Bq ¹³⁷Cs im Körper einer 70 kg schweren Person führt zu einer Jahresdosis von ca. 0.003 mSv. Die ¹³⁷Cs-Werte von 20 Bq entspricht einer Jahresdosis von weniger als 0.0005 mSv pro Jahr. Demgegenüber beträgt die mittlere Jahresdosis durch das natürliche ⁴⁰K, ca. 0.2 mSv. Der Kaliumgehalt im Körper nimmt mit zunehmendem Body-Mass-Index leicht ab (BMI = Gewicht/Grösse² [kg/m²]) ab.

5.2. Natürliche Radionuklide in Trink- und Mineralwässern

Heinz Surbeck Sektion Überwachung der Radioaktivität, FRIBOURG

Trinkwässer und in der Schweiz im Handel erhältliche Mineralwässer werden seit mehr als 10 Jahren auf natürliche Alpha-strahlende Radionuklide untersucht. Seit einigen Jahren werden von der SUEP auch die Beta/Gamma-Strahler ^{228}Ra und ^{210}Pb routinemässig bestimmt. Die Ergebnisse für die wesentlichsten Radionuklide ^{226}Ra , ^{234}U und ^{238}U von insgesamt 116 Proben (wovon 66 Mineralwässer) sind in der untenstehenden Figur als Summenhäufigkeit dargestellt. Die Daten stammen von Messungen des PSI, des AC-Labors Spiez und der SUEP. Die Messwerte zeigen annähernd eine Log-Normale Verteilung. Der Medianwert (50%-Summenhäufigkeit) liegt für ^{226}Ra unter 20 mBq/l, für $^{234}\text{U} + ^{238}\text{U}$ bei etwa 100 mBq/l. 90% der Werte liegen unter 100 mBq/l (^{226}Ra) bzw. unter 500 mBq/l ($^{234}\text{U} + ^{238}\text{U}$). Der oberste Messwert beim ^{226}Ra mit über 1000 mBq/l betrifft eine Mineralwasserprobe, die wegen Ueberschreitung der Limite 1996 aus dem Verkehr gezogen wurde.

Gemäss Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (FIV) gilt seit 1. März 2000 für Radionuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihen der Gruppe I (zu der das ^{234}U und das ^{238}U gehören) ein Grenzwert von 10'000 mBq/l und für jene der Gruppe II (zu der das ^{226}Ra gehört) ein Grenzwert von 1000 mBq/l. Die Dosisfaktoren gemäss Strahlenschutzverordnung (StSV) betragen für Erwachsene 4.9×10^{-8} mSv/mBq sowohl für das ^{234}U als auch für das ^{238}U , und 2.8×10^{-7} mSv/mBq für das ^{226}Ra . Eine Person, die täglich 2 Liter Wasser mit 100 mBq/l ^{226}Ra und 500 mBq/l $^{234}\text{U} + ^{238}\text{U}$ (entsprechend der 90%-Summenhäufigkeit der bisher in der Schweiz untersuchten Wässer) konsumiert, erhält pro Jahr eine zusätzliche Strahlendosis von 0.04 mSv. Dies ist 20% der durchschnittlichen Strahlendosis durch das natürliche, im Körper und allen Lebensmittel vorhandene ^{40}K und ist somit radiologisch unbedeutend.



Figur 1:

Uran und Radium in Schweizer Trinkwässern. Total 116 Proben (66 in der Schweiz erhältliche Mineralwässer und 50 Schweizer Grund- und Quellwässer).

5. Lebensmittel

5.1. Radioaktivität in den Lebensmitteln

H. Völkle	Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG
C. Bajo	Kantonales Laboratorium Aargau, Kunsthausweg 24, 5000 Aarau
U. Vögeli	Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstrasse 19, 3000 BERN 9

Zusammenfassung

An der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel sind die kantonalen Laboratorien sowie Messstellen des Bundes beteiligt. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2000 ausser Spuren von ^{137}Cs , ^{90}Sr und Tritium keine anderen künstlichen Radionuklide nachweisbar. Beim Wildfleisch und den durch Tschernobyl meistbelasteten Pilzsorten ist eine weitere Abnahme zu erkennen. Infolge der geringen Konsumraten führen diese Aktivitäten nicht zu nennenswerten Strahldosen. Die künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln verursachte 2000 im Landesdurchschnitt Strahldosen von wenigen Tausendstel mSv.

5.1.1 Messprogramm

Die Überwachung der Radioaktivität von Lebensmitteln erfolgt in Zusammenarbeit zwischen Bundesstellen und den Kantonalen Laboratorien, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei. Die Messungen umfassen die Hauptnahrungsmittel Milch und Getreide, sowie stichprobenweise Wildfleisch und Wildpilze und Importe. Für Radionuklide in Lebensmitteln geltende Toleranzwerte und Grenzwerte gemäss *Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV)* siehe Seite B.1.3.

5.1.2 Ergebnisse der Überwachung

Künstliche Radionuklide wie Tritium, ^{90}Sr und ^{137}Cs waren 2000 in Lebensmitteln nur noch in Spuren nachweisbar. Bezüglich allen gemessenen Radionuklide konnte in keiner Probe eine Grenzwertüberschreitung festgestellt werden.

a) Hauptnahrungsmittel: Milch, Getreide, Fleisch, Gemüse

Milch (90 Proben): Ausser im Tessin (Maximum 28 Bq/l; Toleranzwert: 10 Bq/l Grenzwert: 1000 Bq/l) und in den Bündner Südtälern (Maximum 4 Bq/l) lag der ^{137}Cs -Gehalt in der Milch unter 2 Bq/l. Beim ^{90}Sr lagen die Werte im Mittelland und Jura zwischen 0.04 und 0.09 Bq/l, in den Alpen

zwischen 0.07 und 0.45 und im Tessin zwischen 0.12 und 0.40 Bq/l. Der mittlere Gehalt des natürlichen ^{40}K beträgt rund 55 Bq/l.

Die Resultate der in denselben Gegenden erhobenen **Erd- und Grasproben** sind im Kapitel 4.3 zusammengestellt.

Getreide (13 Proben): Mischproben aus 8 Regionen der Schweiz wurden von der IRA und dem BLW erhoben. Für ^{137}Cs wurde weniger als 0.8 Bq/kg und für ^{90}Sr zwischen 0.2 und 0.8 (Tessin) Bq/kg gemessen.

Fleisch (35 Proben von Schinken, Speck, Coppa, Salami und Pancetta): Der ^{137}Cs -Gehalt lag bei allen Proben unter 2 Bq/kg.

b) Pilze (236 Proben)

Für **Wildpilze** gilt bezogen auf Frischgewicht gemäss FIV ein Toleranzwert von 600 Bq ^{137}Cs /kg bzw. ein Grenzwert von 1'250 Bq ^{137}Cs /kg. Einheimische und importierte Wildpilze wurden gemessen. Die Resultate (bezogen auf Frischgewicht; bei Messung in getrockneter Form durch Division mit einem Faktor 10 umgerechnet) sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Bei den am meisten mit Cs belasteten einheimischen Wildpilzen Maronenröhrlingen und Zigeunern zeigen die ab 1990 durchgeführten Messreihen des Kantonalen Laboratorium AG in einem Fall einen schwankenden Trend und im anderen Fall eine allmähliche Abnahme (s. Figuren 1 und 2). Bei einer Probe Trompeten-Pfifferlinge (*Cantharellus tubaeformis*), aus dem Kt. Aargau (675 Bq/kg) und bei einer Probe Maronenröhrlinge aus dem Kt. Jura (870 Bq/kg) wurde der Toleranzwert überschritten.

Seit Herbst 1999 wird beim **Wildpilzimport** aus Osteuropa ein Radioaktivitätszertifikat verlangt. Die in grösseren Mengen importierten Pilzsorten sind Steinpilze, Morcheln und Pfifferlinge (*Cantharellus cibarius*). Alle gemessenen Werte lagen unterhalb des Toleranzwertes.

Tabelle 1: ^{137}Cs in Wildpilzen (Bq/kg frisch)

Gattung	Anzahl	Wertebereich (Median)
einheimische		
Maronenröhrlinge	12	3 – 870 (60)
Steinpilze	14	3 – 60 (8)
and. Röhrlinge	6	5 – 205 (30)
Zigeuner	2	225 – 535
Lacktrichterlinge	2	125 – 335
Pfifferlinge	2	87 – 675
Fälblinge	4	5 – 170 (ca.100)
übrige Pilze	29	2 – 80 (16)
importierte		
Grünlinge	3	55 – 265
Seitlinge	9	2 – 25 (12)
Herbsttrompeten	4	2 – 14
Kraterellen	4	100 – 540
Maronen	1	47
Morcheln	3	0.3 – 18 (3)
Pfifferlinge ¹⁾	64	0.1 – 110 (27)
Semmelstoppelpilz	5	13 – 71
Steinpilze China	13	0.2 – 2 (0.5)
Steinpilze Europa	34	0.2 – 110 (16)
übrige Pilze	25	0.2 – 6 (1.4)

1) ohne eine Probe Trompetenpfifferlinge mit 490 Bq/kg

c) Weitere Lebensmittel

Süsswasserfische (14 Proben): Bei diesen aus Osteuropa importierten Proben (vor allem Egli) lag der ^{137}Cs -Gehalt zwischen 2 und 60 Bq/kg. Der Toleranzwert von 10 Bq/kg wurde in 4 Proben überschritten ¹⁾.

Diverse Lebensmittel (41 Proben): 17 Proben wiesen weniger als 2 Bq ^{137}Cs /kg auf. In einer Probe importierten Haselnüssen lag der ^{137}Cs -Gehalt bei 8.7 Bq/kg. 23 Proben von importiertem Wild (Reh, Hirsch, Hasen, Wildschwein) ergaben Werte zwischen 0 und 98 Bq/kg (Median: 15 Bq/kg); 80 % der Proben lagen unter 20 Bq/kg.

d) Tritium in Milch und Gemüse

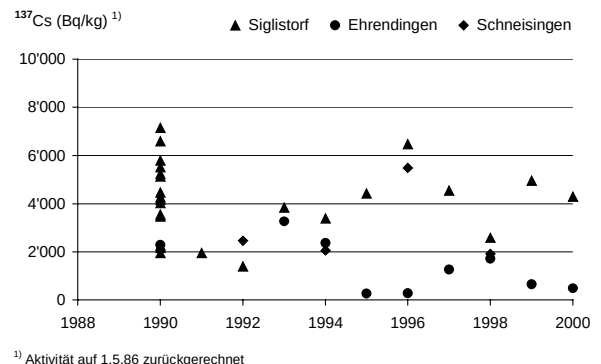
Milch- und Gemüseproben aus der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen/BE ergaben im Destilat 14 bis 33 (Milch) bzw. 40 bis 509 Bq (Gemüse) Tritium pro Liter. Der Toleranzwert für Tritium in Lebensmitteln beträgt gemäss FIV 1'000 Bq/kg.

1) Nach dem Unglück mit dem russischen U-Boot KURSK hat die Bellona-Organisation sich dafür eingesetzt, dass Meerfische aus der Barents-See auf ^{137}Cs untersucht werden. 4 Proben vom August 2000 von je 25 Fischen ergaben Werte zwischen 0.23 und 0.27 Bq/kg ^{137}Cs . Im Vergleich dazu ergaben Proben aus andern europäischen Meeresgewässern von 1994 die folgenden Werte in Bq/kg ^{137}Cs , Ostsee: 21, Skagerak: 1.1, westlich Bergen: 0.3, westlich der Lofoten: 0.5, nördlich von Island: 0.3 und im Karischen Meer: 5 Bq/kg ^{137}Cs (Quelle: www.bellona.no).

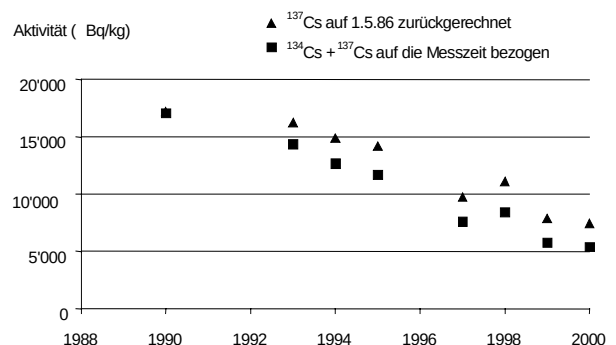
5.1.3 Bewertung und Interpretation

Für die **Strahlenexposition** der Bevölkerung durch ^{137}Cs in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Aktivitätsmesswerte meist unter der Messgrenze liegen. Die vereinzelt festgestellten Überschreitungen des Toleranzwertes haben keinen messbaren Einfluss auf die Strahlenexposition der Bevölkerung. Die Strahlendosis durch über die Nahrung aufgenommene **künstliche Radioaktivität** (^{90}Sr und ^{137}Cs) liegt bei durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten unter 0.005 mSv pro Jahr. Der Beitrag durch ^{239}Pu und ^{240}Pu macht etwa ein halbes Prozent davon aus.

Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die über die Nahrung aufgenommenen **natürlichen Radionuklide** im menschlichen Körper bei durchschnittlich 0.38 mSv, davon rund 0.18 mSv von ^{40}K . Der Rest stammt von Uran, Radium und Thorium (0.04 mSv) bzw. ^{210}Pb und ^{210}Po (0.12 mSv) sowie von den kosmogenen Radionukliden ^3H (Tritium), ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na (zusammen 0.015 mSv) und vom ^{87}Rb (0.006 mSv). Die direkt über die Atmung in den Körper gelangenden Radon-Folgeprodukte im Hausinnern sind in dieser Auflistung nicht inbegriffen; sie führen (siehe Kapitel 2) in der Schweiz im Durchschnitt zu einer effektiven Dosis von rund 1.6 mSv/Jahr mit Extremwerten bis 100 mSv/Jahr.



Figur 1: Maronenröhrlinge aus dem Kanton Aargau



Figur 2: Zigeuner aus dem Kanton Aargau

4.4 Eintrag von Radiocaesium in Sedimente des Luganersees

E. Klemt¹⁾, G. Zibold¹⁾, M. Burger²⁾, E. Schmid²⁾, A. Barbieri³⁾, M. Simona³⁾

1) Fachhochschule Ravensburg-Weingarten, University of Applied Sciences

2) P.O.B. 1261, D-88241 WEINGARTEN(Klemt@fh-weingarten.de)

3) GR, Labor Spiez, Gruppe Radioaktivität, CH-3700 SPIEZ

4) Laboratorio Studi Ambientali, Sezione Protezione Aria e Acqua, CH-6900 LUGANO

Zusammenfassung

Die mittlere ^{137}Cs Aktivitätskonzentration des Luganersees liegt etwa ein bis zwei Größenordnungen über der des Bodensees, obwohl der ursprüngliche Eintrag über die Wasseroberfläche nach dem Unfall von Tschernobyl bei beiden Seen etwa gleich hoch war. Weiterhin finden wir an der Oberfläche vom Sediment des Luganersees immer noch relativ hohe spezifische Aktivitäten von etwa 1000 Bq/kg. Mit Hilfe eines weiter entwickelten mathematischen Modelles und der Beprobung einer weiteren Position im See wurde gezeigt, daß die hohe Aktivitätskonzentration im Wasser durch Einträge aus dem Einzugsgebiet des Luganersees verursacht wird und daß weiterhin Radiocaesium in das Sediment des Sees eingetragen wird. Seit etwa 1995 überwiegt allmählich der radioaktive Zerfall gegenüber dem Neueintrag in das Sediment. Der entscheidende freie Parameter bei der Modellierung der Tiefenverteilung im Sediment ist der Verteilungskoeffizient K_d^{ex} des austauschbaren Caesiums. An verschiedenen Positionen im See ergaben sich aus der Modellierung K_d^{ex} -Werte zwischen 1 300 cm^3/g und 3 900 cm^3/g . Diese als zeitlich konstant angenommenen Werte konnten durch Bestimmung der Aktivitätskonzentration von in den Jahren 1986 bis 1997 in Sinkstofffallen gesammelten Schwebstoffen experimentell bestätigt werden.

wurde im November 1999 beprobt. Das Schiff, von dem aus die Proben genommen wurden, wurde dabei an der gleichen Boje fest gemacht, wie bei der Probennahme von „Südbecken 1“ im Mai 1996. Selbst bei unterschiedlichen Wind- und Wasserströmungsrichtungen können diese beiden Positionen nicht mehr als 100 m auseinanderliegen.

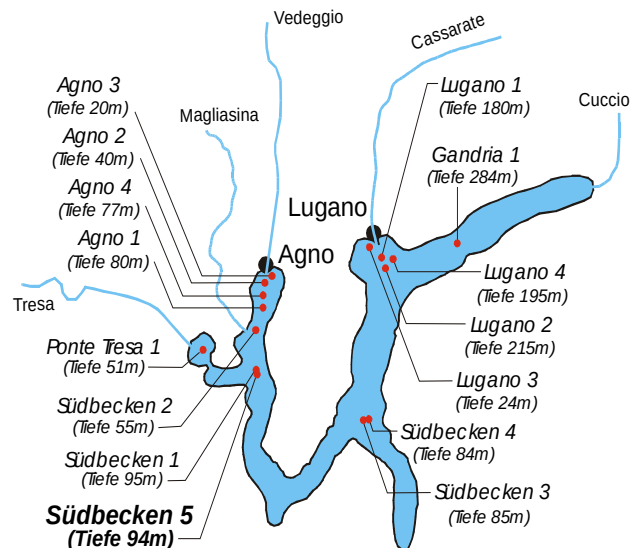


Abb. 1: Probennahmepositionen im Luganersee.

4.4.1 Einleitung

Der Luganersee ist mit einer Oberfläche von 48,9 km^2 und einer mittleren Tiefe von 134 m einer der großen Trinkwasserspeicher am südlichen Alpenrand. Nach dem Unfall von Tschernobyl wurden im Mai 1986 über die Seeoberfläche etwa 24 kBq/m^2 ^{137}Cs eingetragen (Santschi et al., 1990). Zur Beurteilung von zukünftigen radioaktiven Kontaminationen ist es daher wichtig, das Verhalten von Radiocaesium im Seesystem zu verstehen. In Abb. 1 sind der See, die Zuflüsse Magliasina, Vedeggio, Cassarate und Cuccio, der Abfluß Tresa und die Positionen, an denen in den Jahren 1994 bis 1999 Wasser- und Sedimentproben entnommen wurden, dargestellt. Die Position „Südbecken 5“

4.4.2 Modellierung des Eintrags und der Tiefenverteilung von ^{137}Cs im Sediment

Es wird angenommen, daß das ^{137}Cs im Sediment entweder an Feststoffen fixiert oder daß es nur lose an der Oberfläche von Sedimentpartikeln adsorbiert, bzw. im Porenwasser gelöst ist. Zwischen diesen beiden Fraktionen werden Fixierungs- und Rücklösungsprozesse erster Ordnung angenommen. Die vertikale Bewegung von ^{137}Cs im Sediment wird durch retardierte Diffusions-Sedimentations-Differentialgleichungen beschrieben. Im Unterschied zu Klemt et al., 1999, ist hier der radioaktive Zerfall in das System von partiellen Differentialgleichungen mit aufgenommen und es

werden nur zwei freie Parameter im Modell verwendet. Es ist zum einen die Sedimentationsgeschwindigkeit v_s und zum anderen der Verteilungskoeffizient K_d^{ex} , der angibt, wieviel austauschbares ^{137}Cs an der Oberfläche von Sedimentpartikeln, im Verhältnis zu dem im umgebenden Wasser befindlichen ^{137}Cs , adsorbiert ist. Über den Verteilungskoeffizienten K_d^{ex} ist auch die retardierte Diffusionskonstante des austauschbaren ^{137}Cs im Sediment festgelegt. Bei allen untersuchten Positionen, bzw. Seen betrug der Anteil an austauschbarem Caesium etwa 5 %.

Um das Differentialgleichungssystem zu lösen, müssen Anfangs- und Randbedingungen festgelegt werden: Hier wird als Näherung angenommen, daß vor dem Unfall von Tschernobyl kein ^{137}Cs im Wasser des Sees vorhanden war. Weiterhin wird angenommen, daß sich die Aktivitätskonzentration an der Oberfläche des Sedimentes zu jedem Zeitpunkt aus dem Produkt von Verteilungskoeffizient und Aktivitätskonzentration des Wassers ergibt. Dieser für das Modell notwendige Input ist in Abb. 4 als durchgezogene Linie, die an die gemessenen Aktivitätskonzentration des Wassers angepaßt wurde, dargestellt.

4.4.3 Ergebnisse der Modellierung

In den Abb. 2 und 3 sind für die Positionen „Südbecken 5“ und „Südbecken 1“ die gemessenen und die mit dem Modell bestimmten ^{137}Cs Tiefenverteilungen dargestellt. Die Optimierung der Parameter bestimmt die Sedimentationsgeschwindigkeiten zu $v_s = 0,081 \text{ cm/Monat}$, bzw. $v_s = 0,016 \text{ cm/Monat}$. Selbst in der Mitte dieses Beckens haben wir also kleinräumig einen Unterschied in der Sedimentationsrate um einen Faktor 5. Dies könnte durch Turbidite bedingt sein, die nach Niessen, 1987, in den verschiedenen Becken des Luganersees wesentlichen Einfluß auf die Sedimentabfolge haben. Z.B. die obersten 3 cm des Sedimentkernes „Südbecken 5“ sind optisch ein homogener Abschnitt, der durch ein Turbidit entstanden sein könnte. Die bei der Optimierung erhaltenen K_d^{ex} -Werte sind an diesen und an anderen Positionen im Südbecken mit Werten zwischen $1\,300 \text{ cm}^3/\text{g}$ bis $3\,900 \text{ cm}^3/\text{g}$ vergleichbar. Es ergeben sich daraus retardierte Diffusionskonstanten von $0,06 \text{ cm}^2/\text{Monat}$ bis $0,12 \text{ cm}^2/\text{Monat}$. Dem Modell kann man weiterhin entnehmen, daß ständig weiter ^{137}Cs aus dem Wasser in das Sediment eingetragen wird. Erst seit 1995 überwiegt der radioaktive Zerfall gegenüber dem Eintrag in das Sediment. Seitdem nimmt das radioaktive Inventar langsam wieder ab.

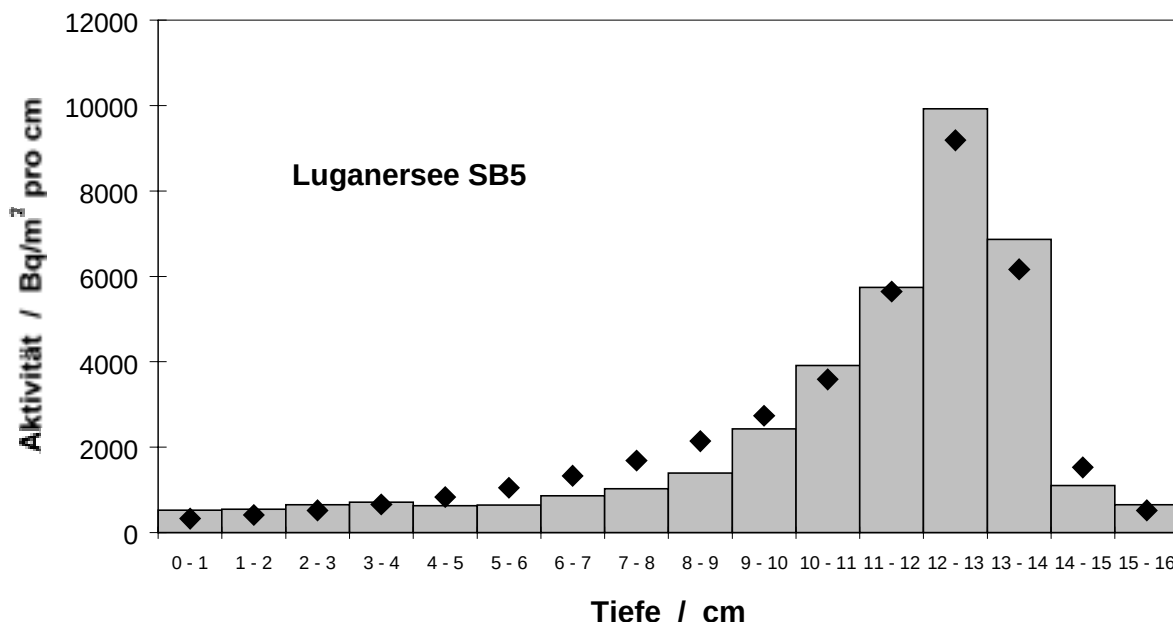


Abb. 2: ^{137}Cs Tiefenverteilung im Sediment der Position Südbecken 5. Balken: Meßwerte vom November 1999. Vierecke: Modellierung

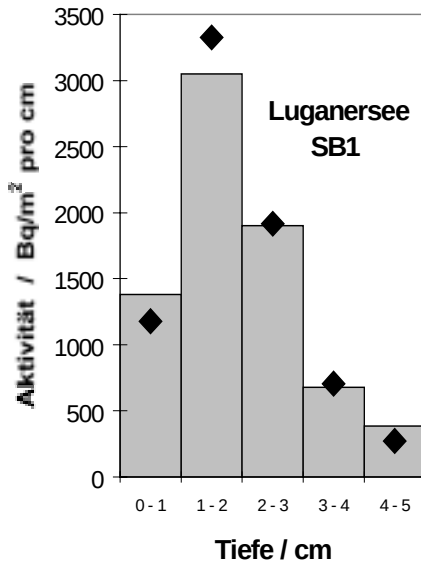


Abb. 3: ^{137}Cs Tiefenverteilung im Sediment der Position Südbecken 1. Balken: Meßwerte vom Mai 1996. Vierecke: Modellierung.

Ähnliche Untersuchungen nördlich der Alpen zum einen am kalkhaltigen mesotrophen Bodensee mit seinem großen Eintrag an Tonmineralen und zum anderen am flachen eutrophen Vorsee mit seinem moorigen Einzugsgebiet ergaben folgenden Vergleich:

Das Inventar im Bodensee hatte schon nach 2 bis 3 Jahren sein Maximum erreicht. Aufgrund eines deutlich höheren K_d -Wertes ist die Aktivitätskonzentration im Wasser geringer als beim Luganersee. Die Diffusion des Caesiums im Sediment ist hier ebenfalls geringer. Auch sequentielle Extraktionsexperimente (Klemt et al., 2000) zeigten, daß im Bodensee das Caesium fester an das Sediment gebunden ist als im Luganersee.

Beim Vorsee wird das Maximum des Inventars erst etwa im Jahr 2001 erreicht, der K_d -Wert liegt hier niedriger als beim Luganersee. Bei einer um den Faktor 10 höheren Sedimentationsgeschwindigkeit liegt die Diffusionskonstante hier um mehr als eine Größenordnung über dem Wert des Luganersees. Dies führt dazu, daß in der Tiefenverteilung kein klares Maximum vom Tschernobyl-Fallout vorhanden ist.

Das Modell ist in der Lage, mit nur 2 freien Parametern den Eintrag von Caesium in das Sediment und die Tiefenverteilung im Sediment für Seen mit sehr unterschiedlichem limnologischen Charakter zu beschreiben.

4.4.4 Bestimmung des Verteilungskoeffizienten K_d^{tot} an Schwebstoffen

In den Jahren 1986 bis 1997 wurden an der Position „Südbecken 3“, bzw. „4“ in etwa 5 m Höhe über dem Sediment Sinkstofffallen ausgebracht und zweiwöchentlich geleert. In Abb. 4 ist die Aktivitätskonzentration der bisher untersuchten Schwebstoffe (bis März 1991 gefriergetrocknet, danach bei 60 °C im Ofen getrocknet) aufgetragen. Die waagerechten Striche kennzeichnen die Nachweisgrenze, wenn keine Aktivität gemessen werden konnte. Man erkennt den Anstieg der Aktivitätskonzentration um zwei Größenordnungen unmittelbar nach dem Tschernobyl-Fallout, die allmähliche Abnahme, die sich durch zwei Exponentialfunktionen mit unterschiedlicher Halbwertszeit beschreiben läßt, und den jahreszeitlichen Gang mit einem Maximum im Herbst.

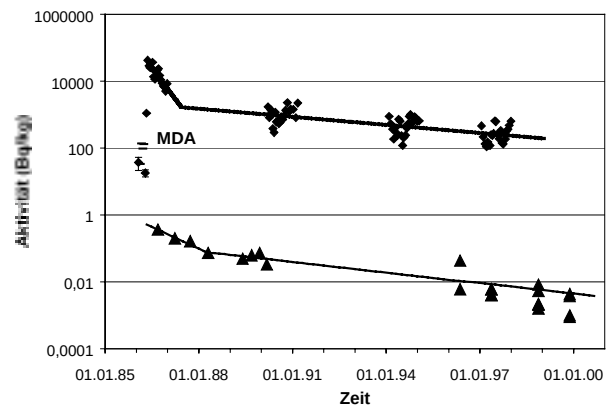


Abb. 4: Spezifische ^{137}Cs Aktivität von Schwebstoffen aus Sinkstofffallen an der Position „Südbecken 3“ bzw. „4“ (Vierecke) und ^{137}Cs Aktivitätskonzentration im Wasser des Südbeckens des Luganersees (Dreiecke).

Weiterhin ist in Abb. 4 die Aktivitätskonzentration im Wasser des Südbeckens des Luganersees dargestellt. Die Werte bis 1991 sind Mittelwerte, die nach Tiefenverteilungen von Santschi et al., 1990, und Dominik et al., 1992, berechnet wurden. Ab 1996 sind unsere Werte von unterschiedlichen Tiefen einzeln eingetragen. Je größer die Tiefe, umso höher ist im allgemeinen die Aktivitätskonzentration. Die durchgezogene Linie, die als Randbedingung des Modells (s.o.) als bekannt vorausgesetzt wurde, setzt eine etwas stärkere Wichtung auf Werte in größerer Tiefe.

In Abb. 5 ist der totale Verteilungskoeffizient K_d^{tot} , der aus den Meßwerten der spezifischen Aktivität der Schwebstoffe, dividiert durch die durchgezogene Linie der Aktivitätskonzentration des Wassers aus Abb.4 berechnet wurde, dargestellt. Es ergibt sich über die Jahre 1986 bis 1997 ein arithmetisches Mittel von $K_d^{\text{tot}} = 36\,000\, \text{cm}^3/\text{g}$. Multipliziert mit einem Anteil an austauschbarem

Caesium im Sediment von etwa 5 % erhält man $K_d^{ex} = 1\,800\text{ cm}^3/\text{g}$. Dieser Wert ist in Übereinstimmung mit dem im Modell an Hand der Tiefenverteilung optimierten freien Parameter. Weiterhin ist für den Luganersee gezeigt, daß ein zeitlich konstanter Verteilungskoeffizient K_d über viele Jahre hinweg keine zu grobe Näherung darstellt.

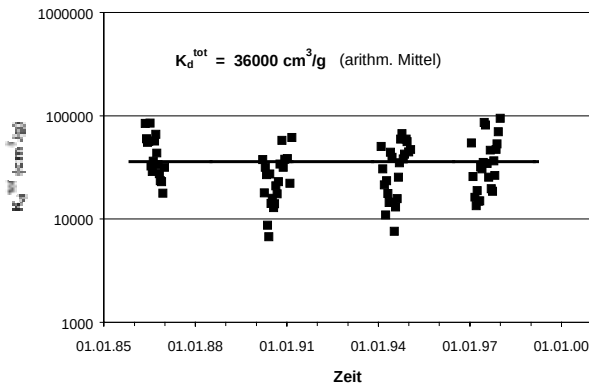


Abb. 5: Totaler Verteilungskoeffizient K_d^{tot} , berechnet aus der spezifischen Aktivität der Schwebstoffe, dividiert durch die Aktivitätskonzentration des Wassers.

4.4.5 Ausblick

Das Verhalten von Radiocaesium im Luganersee ist im wesentlichen verstanden, und es ist geplant, als nächsten See den Lago Maggiore zu untersuchen, an dem bisher nur wenige Messungen vorgenommen wurden und der sich u. a. durch seine Größe und durch den Ticino, einem Zufluß mit großem Einzugsgebiet, deutlich vom Luganersee unterscheidet.

4.4.6 Referenzen

- Dominik, J., Span, D.: The Fate of Chernobyl ^{137}Cs in Lake Lugano. *Aquatic Sciences* **54**, 3/4 (1992) 238-254.
- Klemt, E., Miller, R., Zibold, G., Astner, M., Burger, M., Schmid, E.: Modellierung des Eintrags von Radiocäsium in das Sediment des Luganersees. In: *Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 1998*, Bundesamt für Gesundheit (1999) B.4.5.1-6.
- Klemt, E., Kaminski, S., Miller, R., Zibold, G., Astner, M., Burger, M., Schmid, E.: Normierung von Extraktionsexperimenten zur Bestimmung der Bindung von Radiocaesium an Sedimente des Luganersees. In: *Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 1999*, Bundesamt für Gesundheit (2000) B.4.4.1-4.
- Niessen, F.: Sedimentologische, geophysikalische und geochemische Untersuchungen zur Entstehung und Ablagerungsgeschichte des Luganersees. *Mitteilungen aus dem Geologischen Institut der Eidg. Technischen Hochschule und der Universität Zürich. Neue Folge* **268** (1987).
- Santschi, P.H., Bollhalder, S., Zingg, S., Lück, A., Farrenhothen, A.: The self-cleaning capacity of surface waters after radioactive fallout. Evidence from European waters after Chernobyl, 1986-1988. *Environ. Sci. Technol.* **24** (1990) 519-527.

4.3 Radioactivité du sol et de l'herbe

**J.-J. Geering, P. Froidevaux
F. Barraud, J.-F. Valley**

Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand-Pré 1
1007 LAUSANNE

H. Völkle

Section de surveillance de la radioactivité
Office fédéral de la santé publique, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

M. Burger, R. Holzer

AC-Laboratorium Spiez, Gruppe Rüstung, VBS, 3700 SPIEZ

V. Figueiredo, A. Herrmann

Kantonales Laboratorium BS, 4012 BASEL

Résumé

Les mesures γ et de ^{90}Sr effectuées en 2000 dans des échantillons de sol et d'herbe confirment les résultats obtenus les années précédentes. En particulier, l'activité dans les sites en montagne est plus élevée qu'en plaine. Elle est aussi plus élevée sur le versant Sud des Alpes. Aucune augmentation d'activité n'a été constatée dans l'environnement des centrales nucléaires.

4.3.1. Introduction

En 2000, les mesures γ et les déterminations de ^{90}Sr dans des échantillons de sol et d'herbe ont été effectuées selon le plan de prélèvement établi par la Section surveillance de la radioactivité de l'OFSP. Les analyses de ^{90}Sr , qui nécessitent une séparation chimique complète de son produit de filiation, l' ^{90}Y [1], ont été effectuées selon le plan de prélèvement réduit introduit en 1998, afin de surveiller l'ensemble du territoire Suisse par l'analyse d'un minimum d'échantillons représentatifs.

4.3.2. Résultats de la surveillance

Sol

Les activités des émetteurs γ , du ^{90}Sr , du $^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$ et de ^{241}Am mesurées en 2000 dans le sol (profondeur 0-5 cm) sont reportées dans le tableau 1.

Au voisinage des centrales nucléaires, les activités des émetteurs γ et du ^{90}Sr ne diffèrent pas des valeurs mesurées sur les sites de référence et sont comparables aux valeurs mesurées les années précédentes. D'une manière générale, on constate que les activités du ^{137}Cs et du ^{90}Sr du sol sont plus élevées sur le versant sud que sur le versant nord des Alpes. Dans les deux cas, les sites en altitude présentent des activités plus élevées qu'en plaine. Les figures 1 et 2 montrent l'évolution de l'activité du ^{137}Cs et du ^{90}Sr depuis 1964 au nord des Alpes,

et font apparaître les différences de niveaux d'activité entre les sites de plaine et de montagne. L'activité maximale en ^{137}Cs , suite aux essais nucléaires atmosphériques des années soixante, a été mesurée entre 1966 et 1968. Les activités de ce nuclide, ainsi que celle du ^{90}Sr , ont ensuite diminué principalement par migration dans le sol. L'accident de Tchernobyl se traduit par une légère augmentation de l'activité en ^{137}Cs et ^{90}Sr , perceptible dans le sol d'Arenenberg. En effet, sur le versant nord des Alpes, le nord-est de la Suisse a été d'avantage touché par les retombées de l'accident de Tchernobyl, mais dans une proportion bien moindre que le Tessin.

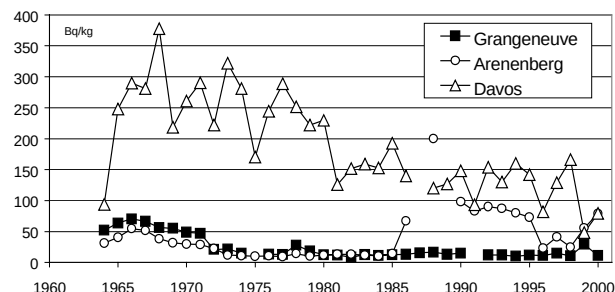


Fig. 1: ^{137}Cs dans le sol au nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

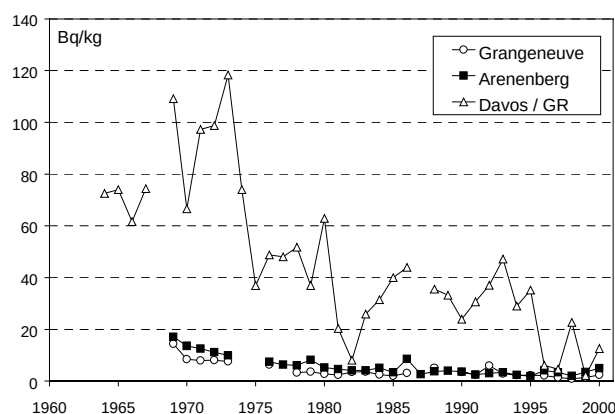


Fig. 2: ^{90}Sr dans le sol au nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

Au sud des Alpes, l'évolution dans le temps de l'activité de ces deux nucléides est analogue, mais les activités sont plus élevées et beaucoup plus dispersées qu'au nord des Alpes en raison de la diversité des situations topographiques et des microclimats.

Dans les quelques sols où l'activité en ^{134}Cs est encore mesurable, on peut estimer l'activité en ^{137}Cs due à l'accident de Tchernobyl. Au Tessin par exemple, environ 70 % du ^{137}Cs contenu dans le sol provient de l'accident de Tchernobyl, et le reste des retombées des années soixante.

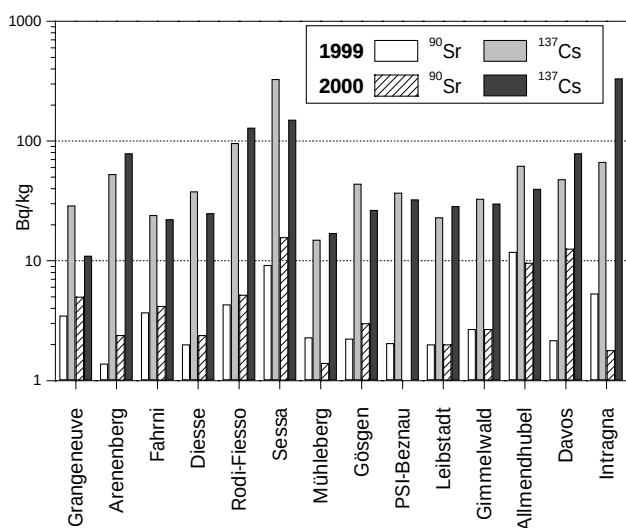


Fig. 3: Concentration radioactive du ^{90}Sr et du ^{137}Cs dans les sols en 1999 et 2000

La figure 3 présente les activités en ^{90}Sr et en ^{137}Cs de sols représentatifs mesurés annuellement. Les rapports $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ sont en moyenne proches de 10. Dans les retombées des années soixante, ce rapport est estimé à 1,6 [2], ces deux nucléides ne subissant pas de fractionnement au moment de l'explosion. Les valeurs plus élevées de ce rapport mesurées actuellement dans le sol s'expliquent par la vitesse de migration dans les sols du strontium plus grande que celle du césium, ainsi que par l'apport dû à l'accident de Tchernobyl. La figure 3 confirme que les activités en ^{90}Sr et ^{137}Cs du sol au voisinage des sites de centrales nucléaires ne diffèrent pas des autres sites de plaine et que les activités les plus élevées ont été mesurées au Tessin.

Herbe

Les résultats sont présentés dans le tableau 2. Alors que les activités en ^{137}Cs ne restent mesurables que dans l'herbe de montagne ainsi que sur le versant sud des Alpes, les activités en ^{90}Sr dans l'herbe des sites de montagne sont plus élevées

qu'en plaine et reflètent les activités mesurées dans les sols correspondants.

Pour la mesure du ^{137}Cs par spectrométrie γ la limite de détection est d'environ 1 Bq/kg, alors qu'elle est de 0,1 Bq/kg pour la mesure du ^{90}Sr au compteur proportionnel après séparation chimique complète de ^{90}Y .

Comme le césium d'origine naturelle n'est présent qu'en traces infimes dans le sol, le comportement du ^{137}Cs et son transfert dans les végétaux dépendent de la teneur en potassium du sol, car le césium et le potassium agissent de manière compétitive. D'une manière analogue, la fixation du ^{90}Sr du sol par la plante dépend plus de la teneur en calcium du sol que de celle en strontium, présent uniquement en traces [3]. La concentration de ces nucléides dépend aussi du type de sol et des espèces végétales, ces dernières pouvant grandement varier d'une saison à l'autre. Le stade de croissance au moment de la coupe joue aussi un rôle [4].

4.3.3 Evolution dans le temps de l'activité en ^{90}Sr

La figure 4 présente l'évolution de l'activité du ^{90}Sr de 1951 à 2000, dans des échantillons de sol, d'herbe, de blé, de lait (exprimée en Bq/kg de matière sèche), ainsi que celle de vertèbres humaines et de dents de lait (en Bq/g Ca) prélevés en plaine et sur le versant nord des Alpes. L'activité des vertèbres est rapportée à l'année de décès, celle des dents de lait à l'année de naissance de l'enfant, époque à laquelle les couronnes se sont calcifiées.

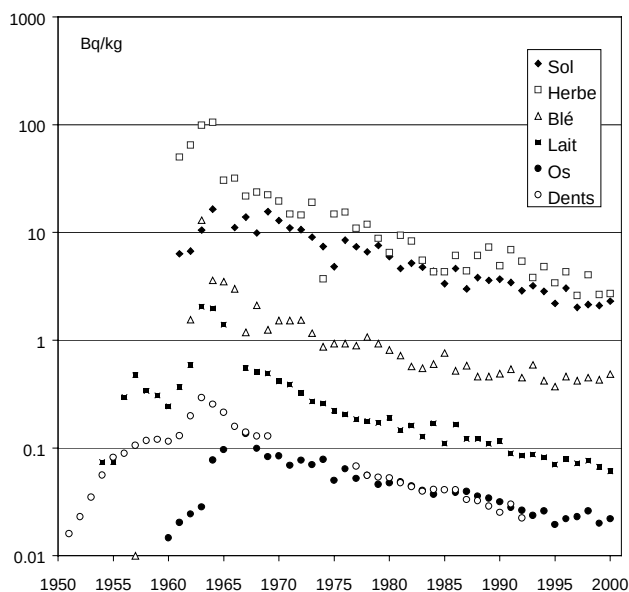


Fig. 4. Evolution de l'activité en ^{90}Sr dans l'environnement en Suisse de 1950 à 2000

Pour les six types d'échantillons, l'activité maximale a été atteinte vers 1964, suite au moratoire des essais nucléaires atmosphériques. De plus, l'absence d'essais nucléaires en 1959 et 1960 s'est traduite par un maximum d'activité dans le lait en 1957. Depuis 1980 environ, la diminution de l'activité du ^{90}Sr dans le sol se répercute sur l'évolution de cette activité dans l'herbe, le lait et le blé, principalement par migration du ^{90}Sr dans les couches plus profondes du sol, et par décroissance radioactive (période 28.5 ans).

4.3.4 Conclusions

Les mesures γ et les déterminations de ^{90}Sr effectuées en Suisse en 2000 dans le sol et l'herbe confirment les résultats obtenus les années

précédentes. Dans les échantillons analysés on a observé une augmentation de l'activité de l'un de ces nucléides, en particulier aux alentours des centrales nucléaires. Les activités en ^{90}Sr et ^{137}Cs dans le sol et l'herbe les plus élevées ont été mesurées en montagne (Mürren, Davos), ainsi qu'au Tessin. Dans les sols, les activités en ^{90}Sr sont environ 10 fois plus faibles que celles du ^{137}Cs . Dans les échantillons de sol, d'herbe, de blé, de lait, de vertèbres humaines et de dents de lait, l'activité en ^{90}Sr a présenté un maximum vers 1965 suite à l'interruption des essais nucléaires atmosphériques, puis a décru de manière analogue pour tous les types d'échantillons jusqu'en 2000.

Tableau 1: Radioactivité du sol de 2000

Bq/kg matière sèche rapporté à la date de prélèvement (seulement couche 0 –5 cm)

Region/Lieu	n =	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (Vois.. KKB, PSI)	4	440 - 490	< 1	12 - 53	0.6 - 1.1	0.12 - 0.17	0.05 - 0.07
AG (Vois.. KKL)	4	430 - 490	< 1	24 - 33	2.0 ± 0.2	0.22 ± 0.01	0.10 ± 0.01
AG/SO (Vois. KKG)	4	410 - 480	< 1	14 - 39	3.0 ± 0.2	0.29 ± 0.01	0.12 ± 0.01
BE (Vois. KKM)	4	425 - 830	< 1	15 - 19	1.4 ± 0.2	0.17 ± 0.01	0.08 ± 0.01
BE (Allmendhubel) ¹⁾	1	458 ± 12	< 0.2	40 ± 1.2	9.6 ± 0.8	1.17 ± 0.03	0.44 ± 0.03
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	267 ± 9	< 0.1	30 ± 1.2	2.7 ± 0.4	0.75 ± 0.02	0.29 ± 0.02
BE (Fahrni) ³⁾	1	439 ± 12	< 0.1	22.3 ± 0.6	4.2 ± 0.4	0.67 ± 0.02	0.23 ± 0.02
BE (Diesse/Jura)	1	438 ± 12	< 0.2	25 ± 0.8	2.4 ± 0.2	0.54 ± 0.01	0.20 ± 0.03
BL (Sissach)	1	450 ± 18	< 0.5	26 ± 1.4	---	---	---
FR (Grangeneuve)	1	454 ± 25	< 1	11 ± 8	5.0 ± 0.4	0.24 ± 0.01	0.10 ± 0.01
GE (Vois. CERN)	6	430 - 590	< 1	11 - 101	0.3 - 5.7	0.09 - 0.24	0.04 - 0.11
GR (Chur)	1	867 ± 45	< 1.4	4.2 ± 0.4	---	---	---
GR (Davos)	1	636 ± 33	< 1.2	79 ± 4	12.6 ± 0.4	1.30 ± 0.03	0.52 ± 0.02
TG (Arenenberg)	1	418 ± 22	< 2	79 ± 4	2.4 ± 0.2	0.25 ± 0.01	0.11 ± 0.01
TI (Biasca)	1	680 ± 50	< 1	160 - 480	---	0.14 ± 0.01	0.08 ± 0.01
TI (Caslano)	1	670 ± 25	< 1	54 ± 2	---	---	---
TI (Intragna)	2	254 - 557	2.3 - 5.1	208 - 456	1.8 ± 0.2	1.82 ± 0.08	0.76 ± 0.03
TI (Magadino)	1	935 ± 50	< 1	115 ± 5	---	---	---
TI (Rodi-Fiesso)	1	493 ± 26	< 3.2	129 ± 7	5.2 ± 0.3	0.28 ± 0.01	0.12 ± 0.02
TI (Sessa)	2	370 - 646	< 3.2	110 - 192	15.8 ± 0.5	0.46 ± 0.01	0.19 ± 0.03
TI (Stabio)	1	750 ± 40	< 1	425 ± 6	---	0.70 ± 0.05	0.32 ± 0.02
UR (Gotthard)	2	840 - 920	< 1	12 - 125	---	0.08 - 0.44	0.03 - 0.17
VD (Châtel s. Montricher)	2	305 - 405	< 4	130 - 150	---	1.51 - 1.86	0.64 - 0.72
VD (Mont Tendre)	1	505 ± 28	< 1.2	105 ± 5	---	1.06 ± 0.02	0.35 ± 0.01
ZB (Bülach)	1	400 ± 20	< 1	64 ± 2	17.4 ± 0.6	---	---
ZH (Lindau)	1	358 ± 19	< 2	54 ± 3	---	---	---

Tableau 2: Radioactivité de l'herbe de 2000

Bq/kg matière sèche, rapporté à la date de prélèvement

Region/Lieu	n=	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
AG (Voisinage KKB,PSI)	7	480 – 1180	---	< 9	1.2 – 2.5
AG (Voisinage KKL)	8	370 – 920	---	2 – 17	6.7 ± 0.1
AG/SO (Voisinage KKG)	8	500 – 1130	---	< 10	0.5 ± 0.1
BE (Voisinage KKM)	8	640 – 1400	---	< 2 - 12	2.3 – 0.1
BE (Almendhubel) ¹⁾	1	496 ± 15	< 0.2	3.6 ± 0.2	38.4 ± 0.2
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	688 ± 20	< 0.2	0.8 ± 0.1	3.5 ± 0.2
BE (Fahrni) ³⁾	2	1006 – 1080	< 0.4	0.3 – 0.7	3.5 – 4.0
BE (Diesse/Jura)	2	829 – 936	< 0.3	0.3 – 0.4	1.2 – 1.9
BL (Sissach)	1	782 ± 31	< 0.5	0.7 ± 0.3	---
FR (Grangeneuve)	1	975 ± 80	< 3	< 5	4.2 ± 0.2
GE (CERN)	4	415 - 1170	---	< 3.8	---
GR (Val Bregaglia)	3	716 - 876	< 2	44 - 77	---
GR (Bernina)	1	973 ± 116	< 2	< 4	---
GR (Val Calanca)	2	891 - 1924	< 2	20 - 99	---
GR (Chur)	1	747 ± 40	< 1	< 1	---
GR (Davos)	2	692 – 1168	< 2.4	< 2.1	2.0 – 7.9
GR (Maloja)	1	796 ± 77	< 2	11 ± 3	---
GR (Val Mesolcina)	6	607 - 2266	< 2 – 9.0	2 – 61 ⁴⁾	---
GR (Val Poschiavo)	1	544 ± 72	< 2	8 ± 3	---
TG (Arenenberg)	4	921 – 1407	< 2	< 2 – 4	1.7 ± 0.1
TI (Biasca)	1	1000 ± 100	---	21 ± 6	6.8 ± 0.3
TI (Intragna)	3	214 - 835	< 2.8	5.9 - 77	44.6 ± 0.4
TI (Rodi)	3	148 – 783	< 2.7	2.5 – 42.5	6.9 ± 0.2
TI (Sessa)	3	169 - 1460	< 3	1.2 – 7.2	10.2 ± 0.3
TI (Stabio)	1	770 ± 60	---	7.2 ± 3.9	---
ZH (Lindau)	1	584 ± 32	< 1.4	5.5 ± 0.5	---

1) Alpage

2) Vallée

3) en plaine

4) sans une valeur plus élevée de foin de Roveredo (1406 ± 23 Bq/kg) qui n'a pas pu être reproduite lors d'un deuxième prélèvement au même endroit (61 ± 6 Bq/kg).

Bibliographie

[1] J.-J. Geering, C. Friedli, P. Lerch, Method of Determination of Strontium-90 in the Environment, J. Trace and Microprobe Techniques, 8, 211-230 (1990).

[2] Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, UNSCEAR Report, United Nations Publication, New-York 1969.

[3] Radioecology, Lectures in Environmental Radioactivity, Ed. E. Holm, Wold Scientific, London 1994.

[4] W. Steffens, W. Mittelstädt, F. Führ, The Transfer of Sr-90, Cs-137, Co-60 and Mn-54 from Soils to Plants. Results from Lysimeter Experiments, Pergamon Press, Oxford (1980), p.1139.

4.2. Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, E. Meili, E. Grieder

EAWAG, Abteilung SURF/RCT
8600 DÜBENDORF

Zusammenfassung

Mittels kontinuierlicher Sammlung von Wasser und Sedimenten entlang von Aare und Rhein wurden die Abgaben der Schweizer Kernanlagen Mühleberg, Gösgen, Beznau und Leibstadt überwacht. In Absprache mit dem Kernkraftwerk Beznau wurde eine koordinierte Abgabe durchgeführt. Transport und Dispersion wurden mit einem Modell berechnet und durch Messungen einige Kilometer unterhalb von Beznau bestätigt.

In den Proben des Rheins oberhalb des Aarezuflusses konnten keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen werden.

Bei der Kontrolle von Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Pratteln und Döttingen wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen.

Im Wasser der Kläranlage von Zürich konnte einmal ^{131}I ($4.4 \pm 2.5 \text{ Bq/l}$) gemessen werden, sonst lagen die Werte immer unterhalb der Nachweisgrenze.

Die Tritium Konzentrationen im Niederschlag und den Abwässern in der Nähe von Industrieanlagen sind weiterhin abnehmend.

Ziele

Künstliche Radionuklide gelangen insbesondere aus Kernanlagen, Industriebetrieben und Spitälern in den Wasserkreislauf. Die kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität dient der frühzeitigen Erkennung von Änderungen in den Abgaben der genannten Quellen und der Bilanzierung der Gesamtaktivität, welche die Schweiz im Rhein verlässt.

Methoden

Die Bestimmung der Aktivitäten der überwachten Radionuklide erfolgt mittels Gamma-spektroskopie. 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 dann gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau

Reckingen werden direkt gemessen. Zur Bestimmung der Tritiumkonzentrationen wird ein Flüssigszintillationszähler verwendet.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Kernanlagen

Wasserproben

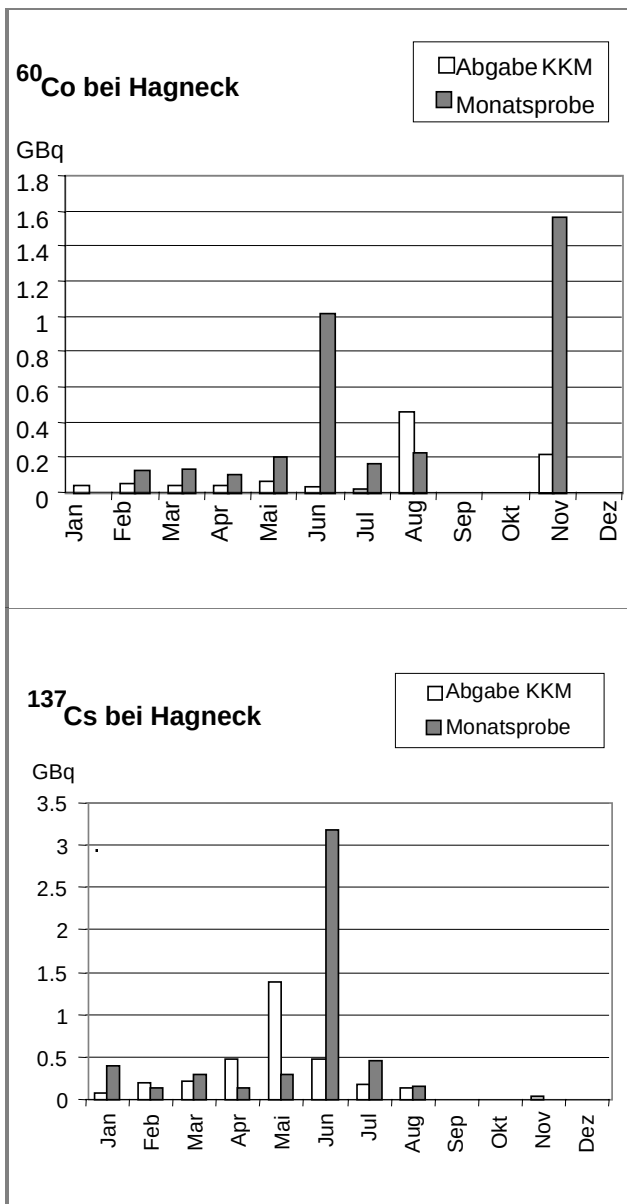
Unterhalb der Kernkraftwerke werden an den Standorten Hagneck, Klingnau und Pratteln abflussproportionale Wasserproben gesammelt. Aufgrund der relativ geringen Konzentrationen werden für eine Messung ca. 100 Liter Wasser benötigt. Den Proben wird ein Aktivcarrier zugegeben und über diesen die Ausbeute bestimmt, welche für die Kobaltisotope bei 80-100% liegt.

An allen Standorten wurden die gemessenen Konzentrationen mit mittleren monatlichen Abflüssen hochgerechnet und mit den effektiven, durch die Kraftwerke gemeldeten Abgaben verglichen. Die Darstellungen in den Figuren 3, 4 und 5 zeigen, dass grössenordnungsmässig die so berechneten Aktivitäten der Kobaltisotope im allgemeinen mit den Messungen übereinstimmen. Für ^{137}Cs gilt dies nicht, die hochgerechneten Aktivitäten liegen meist wesentlich über den abgegebenen. Dies lässt vermuten, dass nach wie vor über Erosion Cäsium, welches beim Tschernobylunglück abgelagert wurde, dazukommt. Am besten stimmt der Vergleich der Aktivitäten für die Probenahmestelle Pratteln. Einerseits ist das Wasser bis zum Rhein gut gemischt, andererseits gab es dort am wenigsten Probleme mit der abflussproportionalen Probenahme. Bei Hagneck und Klingnau dagegen führten feine Partikel und Sand im Wasser immer wieder zu Leitungsverstopfungen, was eine abflussproportionale Probenahme oft verhindert hat. Diese Probenahmestationen werden deshalb zur Zeit umgebaut.

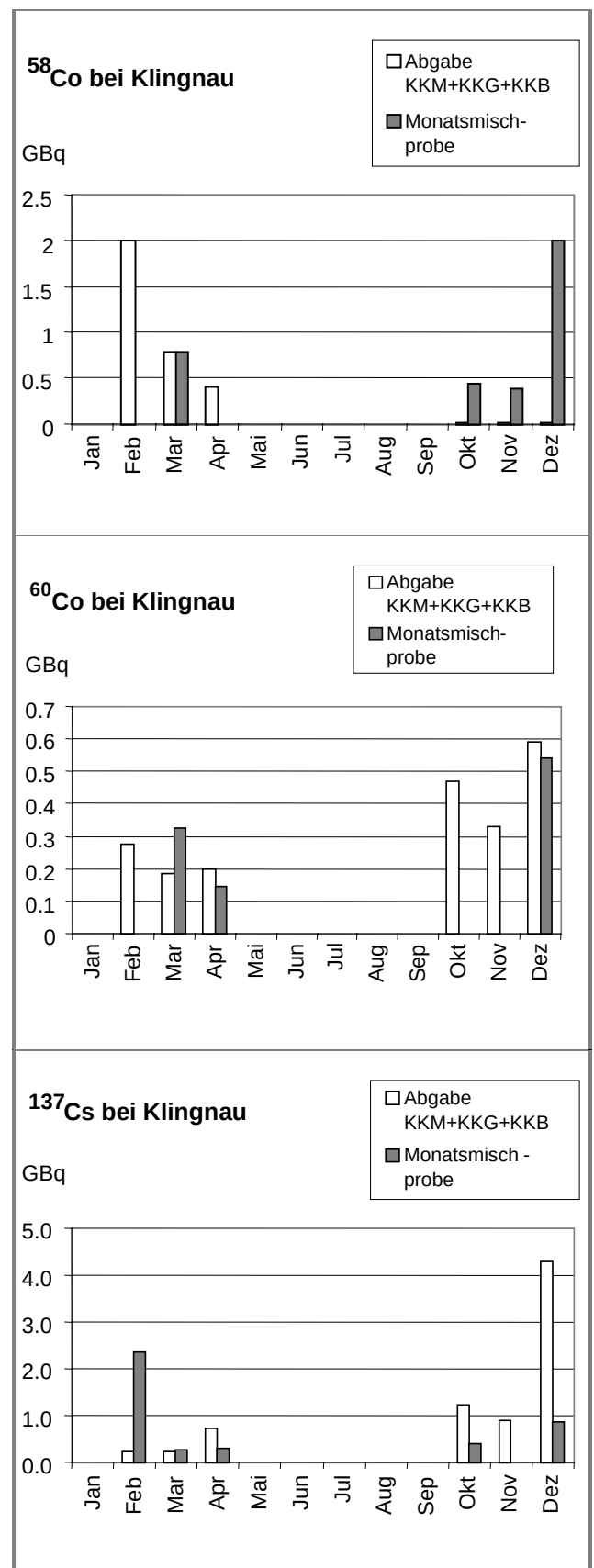
In Hagneck (Figur 1) fand sich in allen Proben ^{60}Co . Die hochgerechneten Aktivitäten der Monate Juni und November sind viel zu hoch. Diese Proben waren sehr klein infolge Störung am Probenahmegerät und repräsentieren nur einige Tage des Monats. Möglicherweise fielen diese gerade mit

einer Abgabe zusammen, was durch die Hochrechnung zu einer Überschätzung des Monatsmittels führen würde. Dasselbe gilt auch für ^{137}Cs im Juni. In keiner der Proben konnte ^{58}Co gemessen werden, obwohl im August eine erhöhte Abgabe stattfand.

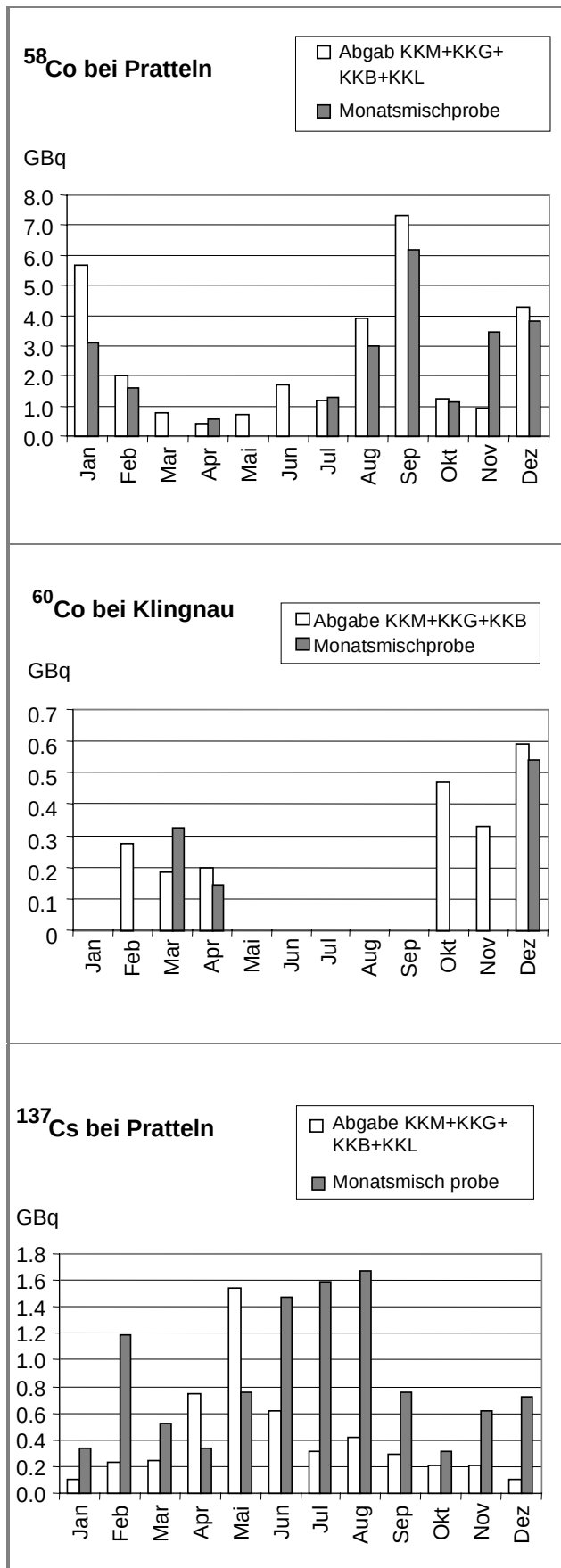
Ausser im Februar wurde bei Klingnau (Figur 2) in allen Proben eine Aktivität von ^{58}Co oder ^{60}Co gemessen. Auch an diesem Standort gab es ähnliche Probleme mit den kleinen Probemengen wie bei Hagneck.



Figur 1 Aktivitäten der Wasserproben von Hagneck. Vergleich der hochgerechneten monatlichen Messungen mit den effektiv abgegebenen Aktivitäten des KKW Mühleberg



Figur 2 Aktivitäten der Wasserproben von Klingnau. Vergleich der hochgerechneten monatlichen Messungen mit den aufsummierten effektiv abgegebenen Aktivitäten der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen und Beznau



Figur 3 Aktivitäten der Wasserproben von Pratteln. Vergleich der hochgerechneten monatlichen Messungen mit den aufsummierten effektiv abgegebenen Aktivitäten der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen, Beznau und Leibstadt.

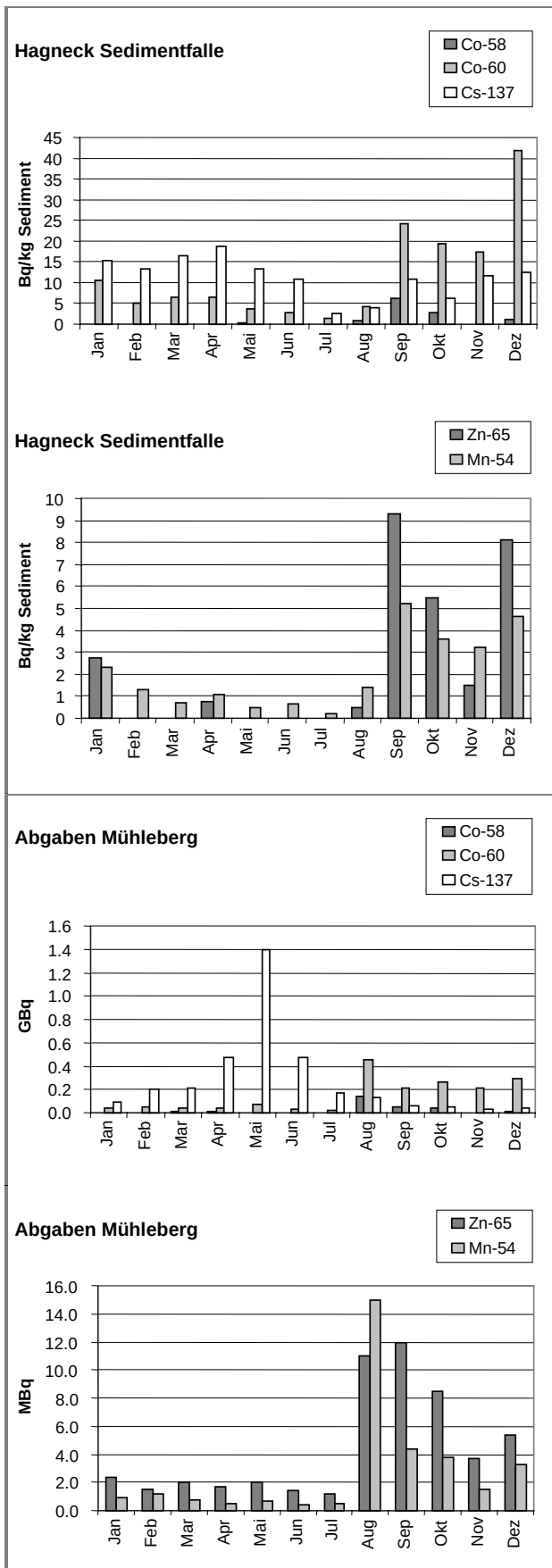
In fast allen Proben von Pratteln wurde eine messbare ^{58}Co Aktivität festgestellt. In fünf Monaten wurde auch ^{60}Co nachgewiesen. Abgesehen von wenigen Ausnahmen stimmen die hochgerechneten mit den abgegebenen Aktivitäten der Grössenordnung nach überein. Im Falle von ^{137}Cs sind die hochgerechneten Werte in den Monaten Juni bis August auffällig höher, was etwa mit der Hochwasserperiode übereinstimmt, welche am Rhein von Mai bis August auftrat.

Sedimentproben

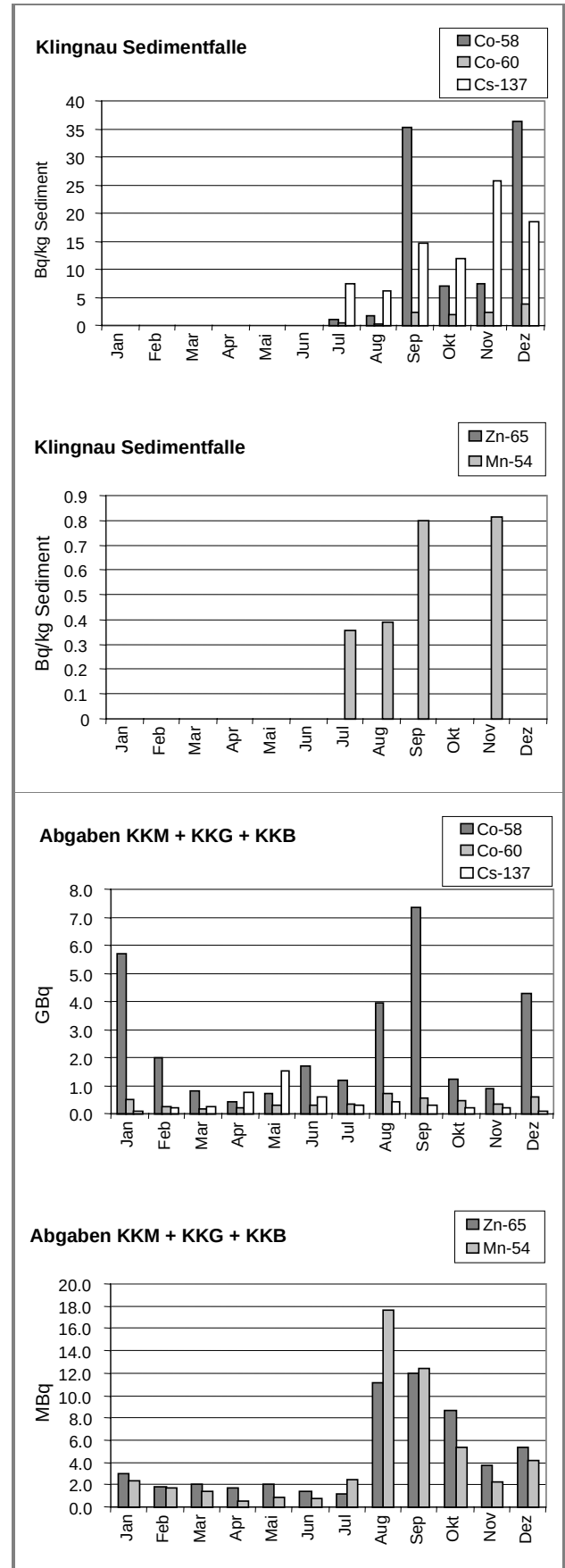
An den drei Standorten Hagneck, Klingnau und Pratteln werden monatliche Proben in Sedimentfallen gesammelt. Diese zeigen das gesamte Spektrum der abgegebenen Isotope.

Die Aktivitäten in der Sedimentfalle von Hagneck sind ab August deutlich erhöht. Diese Erhöhung erfolgt in guter Übereinstimmung mit den erhöhten Abgaben von Mühleberg. Die gemessenen Aktivitäten der Elemente ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{65}Zn waren in den Monaten September bis Dezember rund vier mal höher als in den Monaten davor. Einzig im August zeigt sich diese Zunahme nicht. Das heisst, dass entweder die höheren Abgaben erst gegen Ende August begannen oder dass der rund 2,5 mal höhere Abfluss die Ursache sein könnte.

In Klingnau wurde eine baulich verbesserte Sedimentfalle im Juli wieder in Betrieb genommen, nachdem die vorhergehende mehrmals beschädigt worden war. Die Abgabespitzen im September und Dezember zeigen sich auch in den Sedimenten. Die Aktivitäten von ^{54}Mn sinken mit zunehmender Fliessstrecke bis Klingnau auf einen Bruchteil der Werte von Hagneck, ^{65}Zn liegt immer unterhalb der Nachweisgrenze. Die Aare fliesst hier zuerst durch den Klingnauer Stausee, die Sedimentfalle befindet sich am Ende dieses Stausees. Dies, wie auch der Durchfluss durch den Bielersee nach Hagneck, führt wegen der abnehmenden Fliessgeschwindigkeit zu einer höheren Sedimentation. In den Monaten September und November wurde im Sediment ^{134}Cs gemessen. Die Daten der Abgaben des KKW Beznau bestätigen diese Messungen.



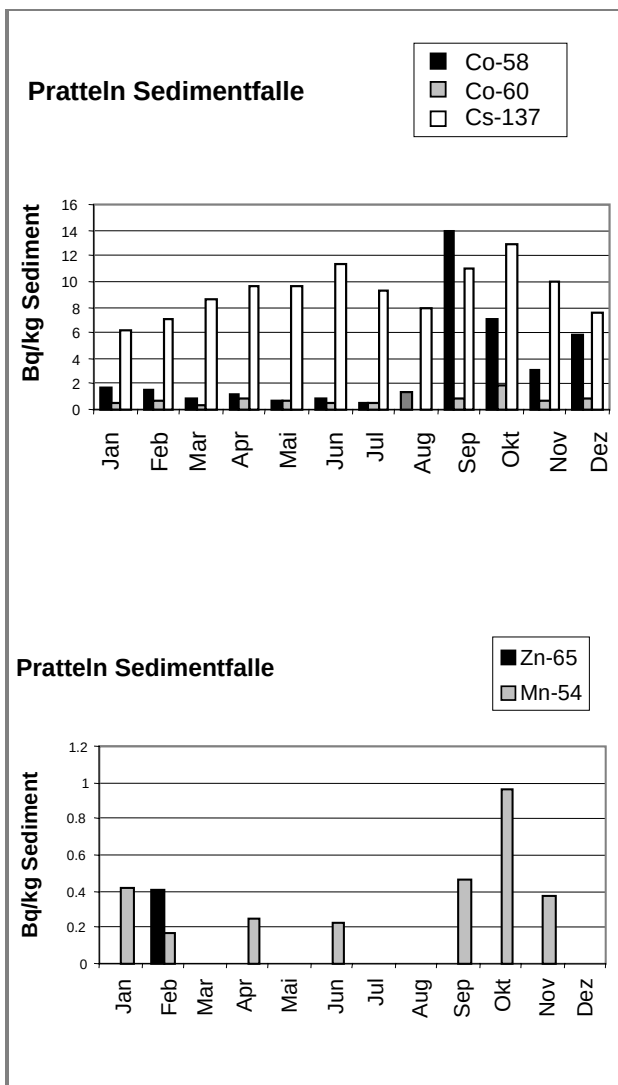
Figur 4 Gemessene Aktivitäten der Sedimentfalle von Hagneck und die entsprechenden Abgaben des KKW Mühleberg.



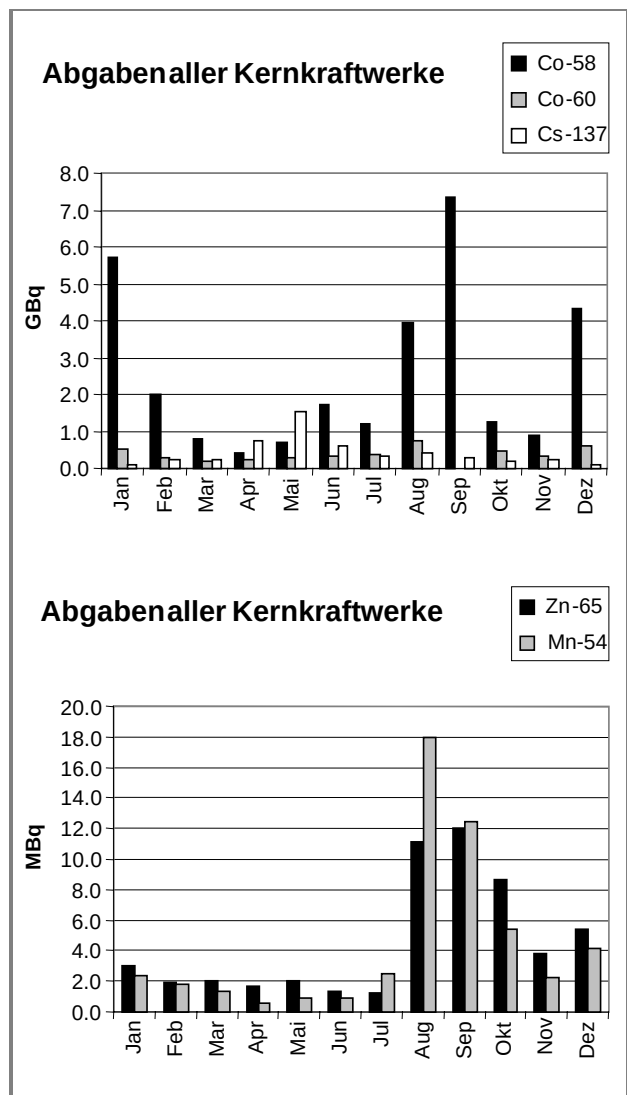
Figur 5 Gemessene Aktivitäten der Sedimentfalle von Klingnau und die entsprechenden Abgabesummen der Kernkraftwerke Mühleberg, Beznau und Gösgen.

Der Verlauf der Aktivität von ^{58}Co ist in Pratteln demjenigen von Klingnau sehr ähnlich. Die Spitzen vom September und Dezember zeigen sich im Sediment, während dies im August nicht der Fall ist. Die von Mühleberg ausgehende Erhöhung der Abgaben scheint hier nur noch im erhöhten ^{54}Mn -Wert vom Oktober erkennbar zu sein.

Generell sinken die Konzentrationen von ^{54}Mn und ^{65}Zn im Verlaufe der Fließstrecke auf etwa 10% und liegen folglich unterhalb der Erkennungsgrenze. Während man erhöhte Abgaben von ^{60}Co und ^{58}Co teilweise der Fließstrecke entlang verfolgen kann, lassen sich beim ^{137}Cs keine Korrelationen zwischen Abgabe und gemessenen Aktivitäten feststellen.



Figur 6a Gemessene Aktivitäten der Sedimentfalle von Pratteln



Figur 6b Gemessene Aktivitäten der Abgabesummen der Kernkraftwerke Mühleberg, Beznau, Gösgen und Leibstadt.

Fische und Pflanzen

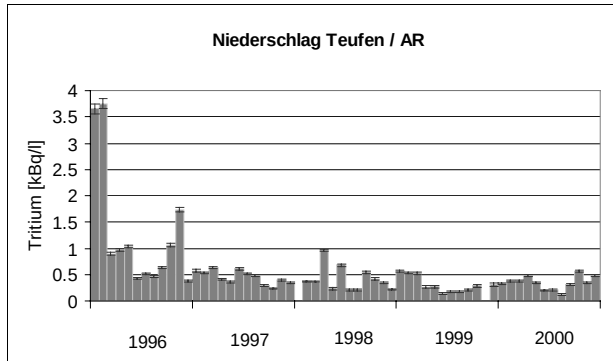
Im Berichtsjahr wurden drei Fischproben, eine Barbe, ein Alet und eine Nase aus der Aare, auf den Gehalt von Radionukliden kontrolliert. Ausser ^{137}Cs und dem natürlichen ^{40}K konnten keine weiteren Isotope nachgewiesen werden.

Grundwasser

Von den Grundwasserpumpstationen Pratteln und Döttingen wurden Proben von je 100 Liter und bei Aarberg eine von 200 Liter genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide.

RC Tritec AG, Teufen/AR

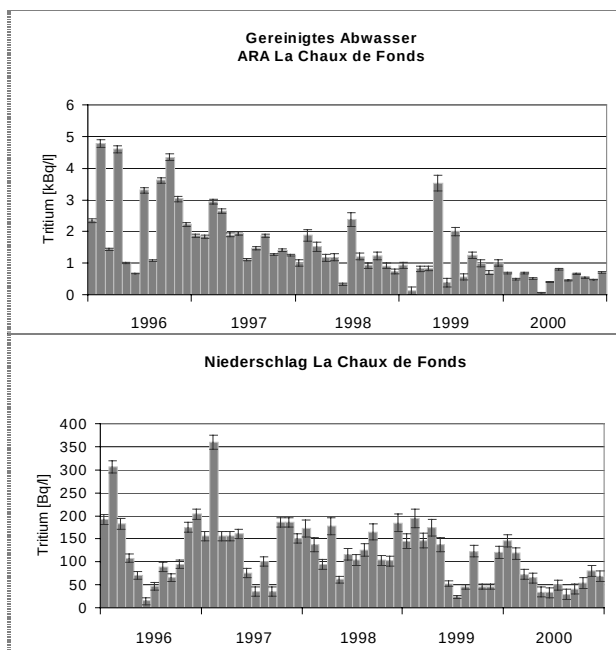
65 m östlich des Kamins der Firma Tritec befindet sich ein Regensammler. Die gemessenen monatlichen Tritiumkonzentrationen des Niederschlags sind seit 1996/97 auf einem konstant tiefen Niveau angelangt.



Figur 7 Tritiumkonzentrationen im Niederschlag neben der Firma Tritec in Teufen.

Messung in der Umgebung von La-Chaux-de-Fonds

Die Figur 8 zeigt den Verlauf der Tritiumkonzentration von Proben des Regensammlers und des gereinigten Abwassers der Kläranlage von La Chaux-de-Fonds über die letzten 5 Jahre. Die gemessenen Konzentrationen nahmen im Laufe der Zeit weiter ab. Insgesamt belief sich die Belastung des Abwassers in der Berichtsperiode auf 4,2 TBq. Gemäss Angaben der SUVA wurden 2000 in La Chaux-de-Fonds total 64.8 TBq verarbeitet.



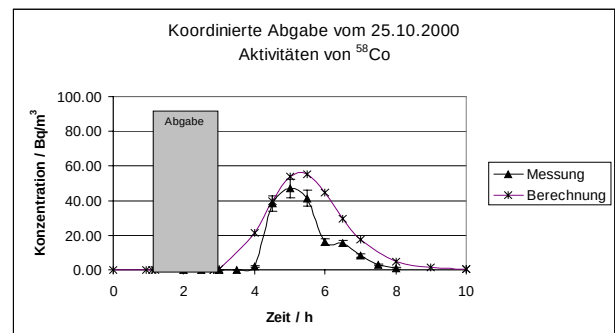
Figur 8 Tritiumaktivität im Niederschlag und im gereinigten Abwasser von La Chaux-de-Fonds.

Koordinierte Abgabe

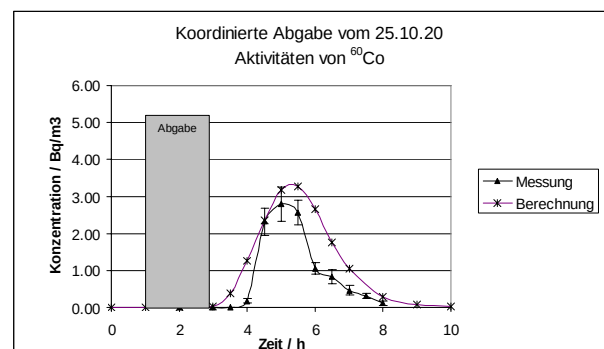
Am 25. Oktober 2000 wurde eine koordinierte Abgabe mit dem Kernkraftwerk Beznau durchgeführt. Dieses leitete während rund zwei Stunden 19.6 m³ Abwasser in die Aare ein.

Mit dem Simulationsprogramm Aquasim der EAWAG wurde die Durchbruchkurve berechnet. Während des erwarteten Durchgangs der Belastungsspitze wurde alle 30 Minuten eine Probe von 50 Liter genommen, mit Carrier versetzt und später aufbereitet und gemessen.

Die Figuren 9 und 10 zeigen die berechneten und gemessenen Aktivitäten von ⁵⁸Co und ⁶⁰Co. Beide Kurven sehen fast gleich aus, sind aber in den Konzentrationen sehr unterschiedlich. Obwohl die Probenahme nur einige Kilometer unterhalb des Kernkraftwerkes stattfand, liegen die gemessenen Aktivitäten deutlich unter den Erwartungen. Es war noch etwas mehr als 50% der abgegebenen Aktivität vorhanden. Mögliche Ursachen für den beobachteten Unterschied sind einerseits Sedimentation im Klingnauer Stausee, andererseits eine unvollständige laterale Mischung. Da der Abfluss der Aare am Probenahmetag sehr hoch war, ist letzteres wahrscheinlich der Hauptgrund für die Differenz.



Figur 9 Koordinierte Abgabe mit Beznau vom 25.10.2000. Es wurden 19.6 m³ Abwasser mit einer Gesamtaktivität von 249 MBq ⁵⁸Co abgegeben.



Figur 10 Koordinierte Abgabe mit Beznau vom 25.10.2000. Die Aktivität von ⁶⁰Co im eingeleiteten Abwasser betrug 13,9 MBq.

Parallel zur Probenahme wurden jeweils auch 20 Liter Wasser ultrazentrifugiert um zu sehen, wie sich die Isotope zwischen Wasser und Kolloiden verteilen. Der Überstand wurde mit Carrier versetzt und aufbereitet, das Material der Zentrifuge wurde gefriergetrocknet und gemessen. Rund 7-8% des Kobalts war kolloidal gebunden.

Kläranlage Zürich

Wöchentliche Proben von gereinigtem Abwasser der ARA Zürich werden gammaspektrometrisch gemessen. In der Probe der Woche 17.-24.4.00 konnte eine geringe Aktivität von ^{131}I (4.4 ± 2.5 Bq/l) gemessen werden, sonst lag sie immer unterhalb der Nachweisgrenze. Mit einer Ausnahme (^{40}K) lagen auch die Aktivitäten der natürlichen Radionuklide immer unterhalb der Nachweisgrenze.

Oberflächengewässer

Von den Sammelstationen Diepoldsau und Reckingen wurden Wasserproben vom Unter- und Oberrhein gammaspektrometrisch gemessen. In vereinzelt Fällen wurde in diesen Proben eine Aktivität von ^{137}Cs gemessen, die Aktivitäten der natürlichen Isotope lagen immer unterhalb der Nachweisgrenze.

Literatur

A. Albrecht, The behavior of Nuclear Reactor Derived Metallic Radionuclides in the Aquatic System of Switzerland, Schriftenreihe der EAWAG, Nr. 13, 1998.

4. Luft, Regen, Gewässer, Erde, Gras etc.

4.1. Luft und Niederschläge

J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, H. Surbeck, H. Völkle

Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER)
Bundesamt für Gesundheit, ch du Musée 3
1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

Die ^{137}Cs Aktivitäten lagen in allen Aerosolproben im Jahr 2000 unterhalb $10\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (Wochen- und Monatsproben). Da die Spuren an den beiden Standorten nicht in den gleichen Wochen auftraten muss es sich um lokale Emissionen, z.B. aus einer Verbrennungsanlage oder aus einem Spital handeln.

Die Aktivität künstlicher Radionuklide in den Niederschlägen war auch im Jahr 2000 mit Ausnahme des Tritiums in allen Proben sehr tief. ($^{137}\text{Cs} < 10\ \text{mBq}/\text{Liter}$). Wie schon in früheren Jahren waren die Tritium-Konzentrationen in den Niederschlägen in der Umgebung Tritium-verarbeitender Betriebe (Teufen AR und Niederwangen BE) und in der Nähe der Kehrrechtverbrennungsanlage von La Chaux-de-Fonds erhöht.

Aerosolproben

a) Stationen in der Umgebung von Kernanlagen (Luftdurchsatz ca. $40\ \text{m}^3/\text{h}$).

Figur 1 zeigt die ^7Be Konzentrationen auf den Aerosolfiltern in der Umgebung von Kernanlagen. In keiner der Monatsproben wurde für ^{137}Cs der Wert von $10\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ überschritten.

b) Stationen mit grossem Luftdurchsatz (ca. $500\ \text{m}^3/\text{h}$).

Seit Ende 1999 sind nun 5 Aerosolsammler mit grossem Luftdurchsatz in Betrieb (Güttingen/TG, Oberschrot/FR, Mte Ceneri und CERN und beim Kraftwerk Klingnau im unteren Aaretal). Sowohl die Werte für die natürlichen Radionuklide ^7Be und ^{210}Pb als auch für das ^{137}Cs schwankten 2000 im gleichen Bereich wie in den Vorjahren (^7Be : 1 - 6

mBq/m^3 , ^{210}Pb : 0.2 - 1.5 mBq/m^3 , ^{137}Cs : $< 10\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$). Spuren von ^{131}I (0.4 bis $0.9\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) zeigten sich in einzelnen Wochenfiltern beim CERN und in Klingnau. Da die Spuren an den beiden Standorten nicht in den gleichen Wochen auftraten muss es sich um lokale Emissionen, z.B. aus einer Verbrennungsanlage oder aus einem Spital handeln. Im Juni 2000 wurde auf einem Wochenfilter vom Gelände des CERN etwas ^{60}Co ($0.3 \pm 0.2\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) gefunden.

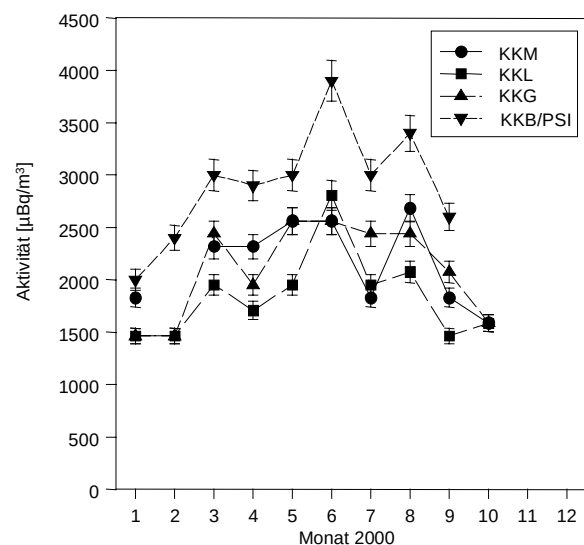


Fig. 1: ^7Be Aktivitäts-Konzentrationen in den Aerosolproben aus der Nähe von Kernanlagen. ("KKB/PSI": Messung durch PSI, ^7Be bei PSI in der Wochenprobe 20.6. bis 4.7.00: $(12'000 \pm 1000)\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$)

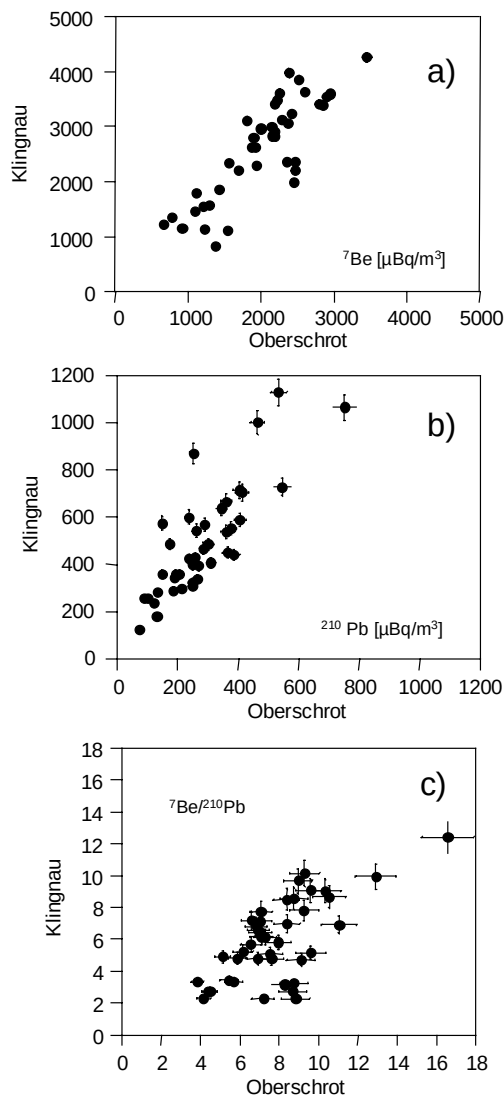


Fig. 2: Vergleich der ^7Be und der ^{210}Pb Konzentrationen auf den Aerosolfiltern der Stationen Oberschrot (FR) und Klingnau (AG)

Nach Fig.1 sind die ^7Be Konzentration bei KKB/PSI generell etwa 20 bis 30% höher als an den anderen Standorten. Die Filter KKB/PSI werden vom PSI und die übrigen Filter von der SUER gemessen. Da die Kalibrierunsicherheit kaum besser als $\pm 15\%$ ist, muss dieser Unterschied nicht unbedingt von einer Emission aus dem PSI stammen. Ein Vergleich der ^7Be Konzentrationen zwischen den Stationen Klingnau und Oberschrot (Fig.2 a) würde auf den ersten Blick einen Beitrag des PSI vermuten lassen. Allerdings sind in Klingnau auch die ^{210}Pb -Werte höher als in Oberschrot (Fig.2 b). Das $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ Verhältnis ist dagegen in Oberschrot generell grösser als in Klingnau. Es ist daher nicht zulässig, aus höheren ^7Be Werten auf einen künstlichen Beitrag zu schliessen. Die höheren Werte bei Klingnau sind eher die Folge einer besseren Remobilisierung abgelagerter Aerosole, oder einer schlechteren Auswaschung durch die Niederschläge, was sich auch in den höheren Werten für das ^{210}Pb zeigt. Die jährlichen Niederschlagsmengen sind in Oberschrot höher als in Klingnau, was zu einer besseren Auswaschung der Aerosole führt.

a) RADAIR

L'application RADAIR (Réseau Automatique de Détection dans l'Air d'Immissions Radioactives) permet d'analyser les données de 11 moniteurs d'aérosols. Depuis le milieu de l'année les données RADAIR des moniteurs d'aérosols sont en production de données. Ce réseau n'a pas signalé d'augmentation notable de la radioactivité artificielle.

Les graphiques ci-après représentent un extrait des données annuelles de quatre stations.

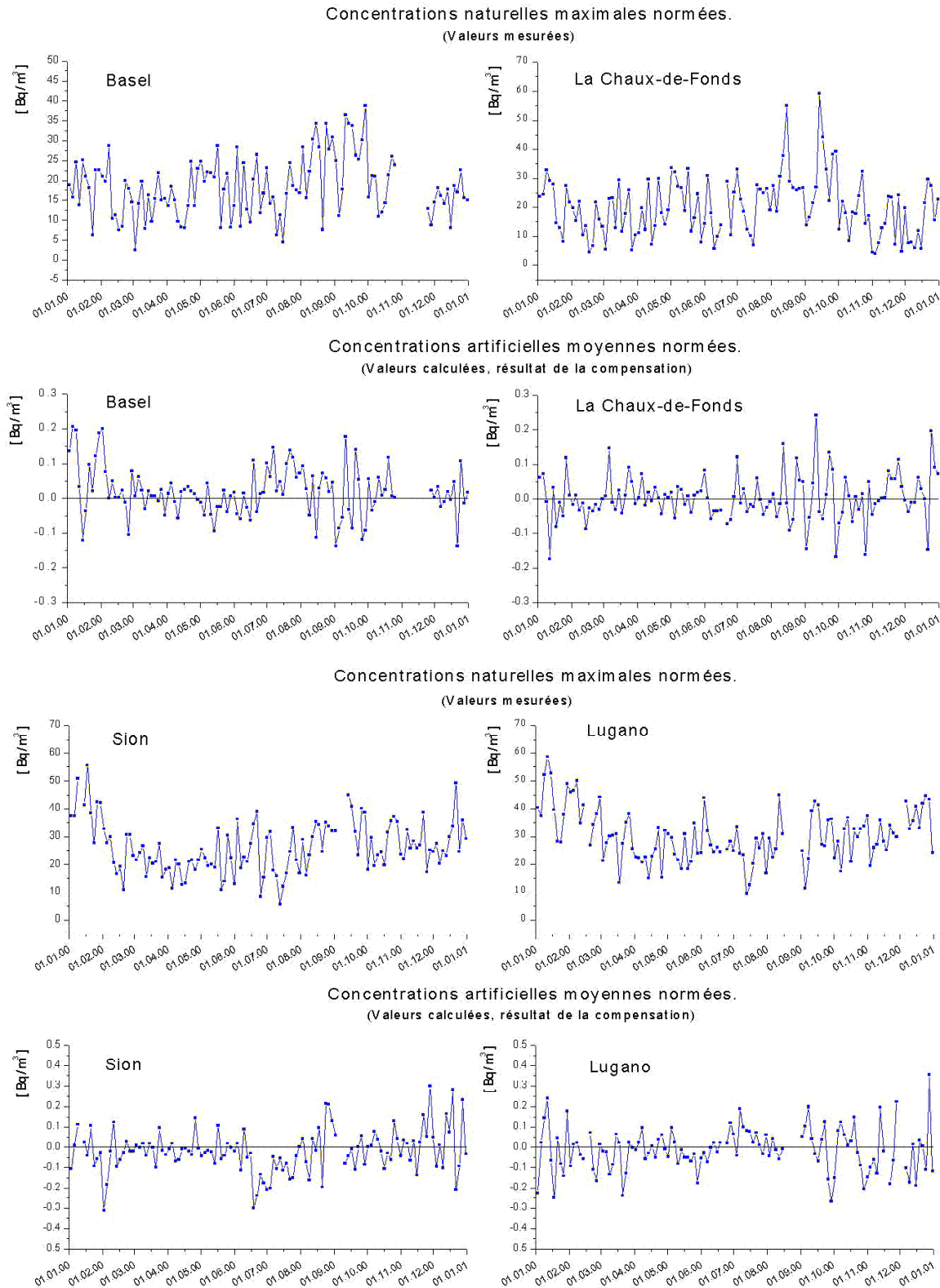


Figure 3: Evolution annuelle des concentrations naturelles et artificielles de 4 stations du réseau

Les valeurs des concentrations artificielles apparaissant dans les graphiques sont les résultats du calcul de la compensation α/β . L'activité bêta artificielle est compensée en soustrayant de l'activité bêta totale une fraction constante de l'activité alpha supposée d'origine naturelle uniquement.

Grâce à ce mécanisme de compensation, on a pu s'assurer que les concentrations bêta artificielles ont été toujours inférieures à la limite de détection de 0.7 Bq/m^3 , malgré la présence de concentrations importantes de radioactivité naturelle. Cette dernière fluctue beaucoup en fonction des conditions météorologiques et le lauréat de la concentration naturelle est La Chaux-de-Fonds avec 60 Bq/m^3 , mesurée le 13 septembre.

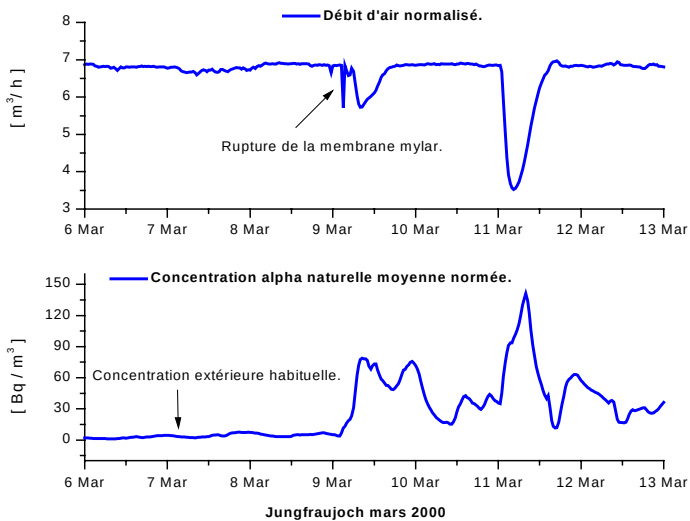


Figure 4: Evolution de la concentration naturelle et du débit durant l'incident



Figure 5: Tête d'aspiration de la station du Jungfraujoch

Au Jungfraujoch, suite à la formation d'un bouchon de glace dans la ligne d'aspiration (voir photo), l'étanchéité n'a plus été assurée et la pompe du moniteur a aspiré l'air intérieur du bâtiment au lieu de l'air extérieur. La radioactivité naturelle mesurée est montée jusqu'à 140 Bq/m^3 alors que les concentrations extérieures se situent habituellement près de zéro (voir graphique ci-dessus).

Chaque station a eu un taux de fonctionnement de plus de 90% à l'exception du moniteur du Weissfluhjoch qui a été arrêté de la fin août au début janvier 2001 pour des raisons de travaux importants dans le bâtiment du SLF (Eidg. Institut für Schnee- und Lawinenforschung) sur le réseau électrique et les lignes de communications. Au mois de novembre, le détecteur de la station de Bâle a donné des signes de faiblesses et a été changé.

Les trois moniteurs d'iode déjà en fonction ne sont pas encore raccordés à la base de données RADAIR. Il est prévu d'inclure, comme pour les moniteurs d'aérosols, le téléchargement et le stockage des valeurs de mesures dans la base de données RADAIR. En adaptant le logiciel client RADAIR, l'opérateur pourra aussi évaluer les données des moniteurs d'iode.

Le moniteur spectroscopique installé à Fribourg a confirmé que les concentrations des principaux isotopes artificiels restèrent toujours situées en dessous de la limite de détection de 0.01 Bq/m^3 pour un temps d'accumulation de 24 h.

Regen

Die ^{137}Cs -Aktivitäten im Regen von Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte und in der Umgebung der Kernanlagen (KKM, KKG und KKL) lagen 2000 in allen Monatsproben unter 10 mBq/l . Die Aktivitäten des natürlicherweise vorhandenen ^7Be in den Regenproben sind in Fig. 6 zu sehen.

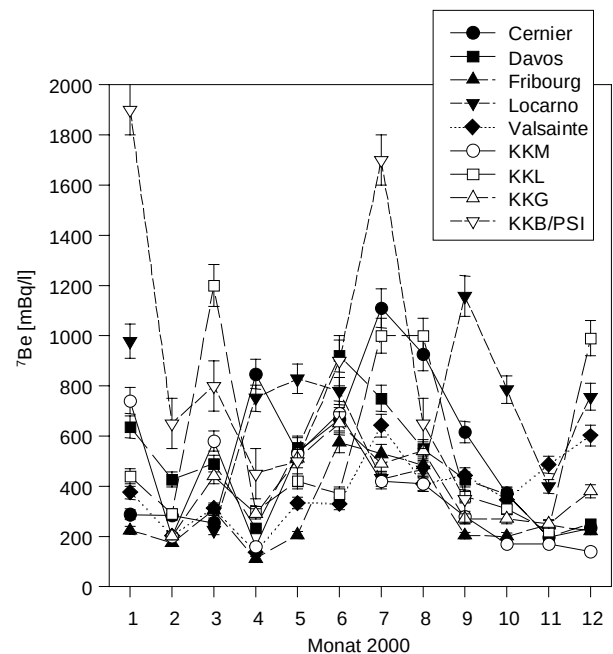


Fig. 6: ^7Be im Regen an den Standorten Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte, KKM, KKG, KKL und KKB/PSI. (KKB/PSI: Messungen des PSI)

Tritium in den Niederschlägen

Die ^3H Konzentrationen in den Niederschlägen in der Umgebung der Kernanlagen KKM, KKG, KKB, KKL und beim PSI (und zum Vergleich in Fribourg, Fig. 7) lagen 2000 in allen Proben unterhalb 16 Bq/l.

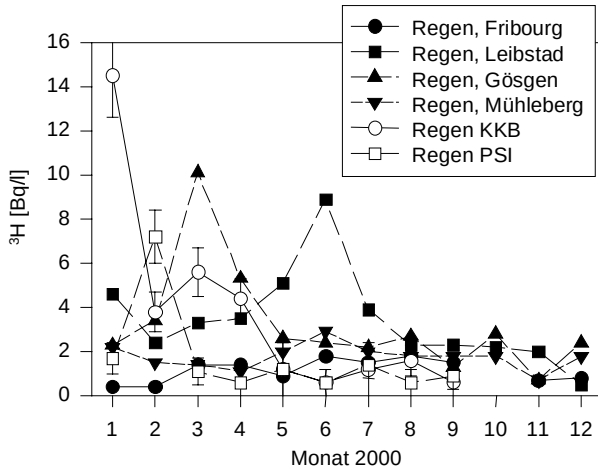


Fig. 7: ^3H Aktivitäts-Konzentrationen in den Niederschlägen 2000. (KKB, PSI: Messungen des PSI)

Deutlich höhere ^3H Konzentrationen treten in der Umgebung Tritiumverarbeitender Betriebe in Niederwangen (BE) und Teufen (AR) und in La Chaux-de-Fonds in der Nähe der Kehrlichtverbrennungs-Anlage (Fig. 8, Fig. 9) auf. Figur 9 zeigt zusätzlich die Tritium-Konzentration in der Luftfeuchte in der Nähe des Betriebes in Niederwangen. (Der Immissionsgrenzwert für öffentliche Gewässer beträgt nach StSV: 12'000 Bq/l)

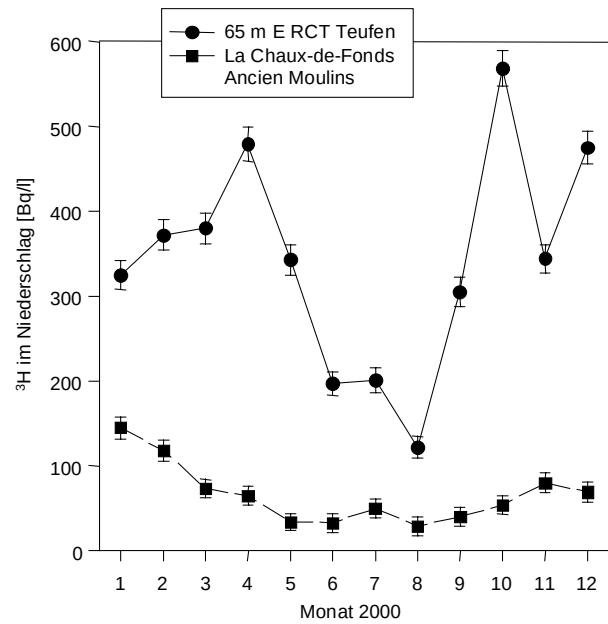


Fig. 8: ^3H Aktivitäts-Konzentrationen in den Niederschlägen in der Nähe Tritiumverarbeitender Betriebe in Teufen (AR) und in Niederwangen (320 m NE des Betriebes) und in der Nähe der Kehrlicht-Verbrennungs-Anlage von La Chaux-de-Fonds. (Messungen der EAWAG)

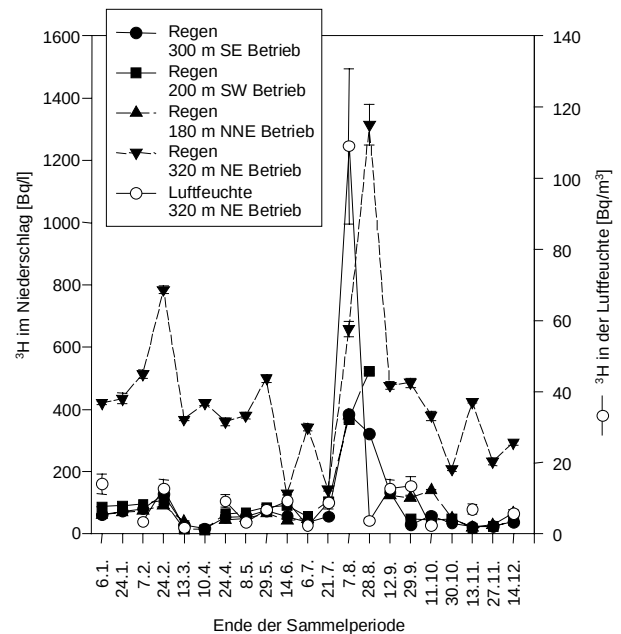


Fig. 9: ^3H in den Niederschlägen an 4 Standorten in der Umgebung der mb-microtec in Niederwangen (BE) und die ^3H Konzentration in der Luftfeuchte beim Standort 320 m NE mb-microtec

3.3. Aeroradiometrische Aufnahmen in der Schweiz

B. Bucher¹, G. Schwarz², L. Rybach¹, Chr. Bärlocher¹

¹) Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik, ETH Höggerberg, 8093 ZÜRICH

²) Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), 5232 VILLIGEN-HSK

Zusammenfassung

Die aeroradiometrischen Messflüge vom 26. Juni - 29. Juni 2000 hatten folgende Gebiete zum Inhalt: Umgebung der Kernkraftwerke Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL), Umgebung des Paul Scherrer Institutes (PSI), Gebiet des ehemaligen Versuchsreaktors in Lucens, verschiedene Gebiete des Tessin (Suche nach erhöhten Cäsium-Konzentrationen), NEAT Deponien für Ausbruchsmaterial des Gotthardbasistunnels in Amsteg und Sedrun. Im weiteren wurde mit zwei Messflügen die Quellensuche geübt. Die Resultate im Gebiet der Kernanlagen zeigten keine erhöhte Radioaktivität im Vergleich zu früheren Jahren. Beim Versuchsreaktor Lucens konnte das noch immer dort gelagerte, kontaminierte Material aufgrund seiner Strahlung wie im Jahre 1999 detektiert werden. Im Tessin wurden weitere ¹³⁷Cs Hot Spots entdeckt, deren Aktivitäten jedoch weit unter derjenigen des im Jahre 1999 detektierten Hot Spots am Pizzo Ometto lagen. Das Ausbruchsmaterial der NEAT Deponien wies keine wesentlich höhere natürliche Radioaktivität auf. Bei der Quellensuche wurde eine von einer Equipe des PSI ausgelegte ⁶⁰Co Quelle mit einer Aktivität von 190 MBq erfolgreich lokalisiert und identifiziert. Die neue online Auswertungs- und Darstellungssoftware leistete dabei wertvolle Dienste und ermöglichte die erfolgreiche Suche.

3.3.1 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. 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 abwechselungsweise zwei bzw. drei Gebiete mit Kernanlagen vermessen werden. 1992 und 1995 wurden neue Messgeräte gebaut (16.8 und 4.0 l Detektoren), ebenfalls am Institut für Geophysik der ETH Zürich.

Seit 1994 ist die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Indu-

strieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle und Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren im Vordergrund. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems werden weiterhin vom Institut für Geophysik der ETHZ übernommen.

3.3.2 Messeinrichtung

Das 1998 eingesetzte Messsystem verwendet einen NaI-Detektor mit 16.8 l Volumen. Das Spektrometer weist 256 Kanäle auf und kalibriert sich selbständig. Die Steuerung des Systems und die Erfassung und Speicherung der Daten erfolgt mit einem Industrie-PC. Für die Positionierung wird das Global Positioning System (GPS) verwendet. Gleichzeitig mit dem aufgenommenen Spektrum und der Position werden Luftdruck, Aussentemperatur, Radarhöhe und Lagewinkel des Helikopters aufgezeichnet.

Das ganze Messsystem wird für die Messflüge in einen Super-Puma-Helikopter der Armee eingebaut. Dieser Helikoptertyp bietet sehr gute Navigationsmöglichkeiten und erlaubt durch seine Blindflugtauglichkeit auch Notfalleinsätze bei schlechtem Wetter.

Messflüge

Der Vorteil von gammaspektrometrischen Messflügen liegt in der hohen Geschwindigkeit, in der ein grosses Messgebiet abgedeckt werden kann. Es ist mit der Aeroradiometrie auch möglich in unzugänglichen Gebieten Messungen durchzuführen.

Um das Messgebiet gleichmässig abzudecken, werden die Flüge in einem regelmässigen Raster durchgeführt. Das Raster besteht aus parallelen Fluglinien, die je nach Aufgabenstellung zwischen 100 – 500 m auseinander liegen. Die Flughöhe wird nach Möglichkeit konstant bei 100 m über Grund gehalten.

Kalibration

Für die Umrechnung der gemessenen, detektor-spezifischen Zählraten in allgemeine Einheiten wie Dosisleistung oder nuklidspezifische Aktivitäten wird die Ausbeutekurve (efficiency curve) und die Empfindlichkeit (sensitivity) des Detektors benö-

tigt. Die Ausbeutekurve, welche das Verhältnis von einfallenden zu registrierten Gammaquanten in Abhängigkeit der Energie angibt, wurde mit Hilfe von Steigflügen über Punktquellen ermittelt. Die Detektorempfindlichkeit wurde einerseits theoretisch mit Hilfe von Modellrechnungen und andererseits durch Vergleiche von gammaspektrometrischen Luft- und Bodenmessungen hergeleitet (Schwarz, 1991). Für eine Flughöhe von 100 m ergeben sich die in Tabelle 1 aufgeführten Empfindlichkeiten, mit denen die korrigierten Counts per second (cps) in nuklidspezifische Aktivitäten (Bq/kg) im Boden umgerechnet werden können. Daraus können die Dosisleistungsbeiträge (nSv/h) der einzelnen Radionuklide in einer Höhe von 1 m über Grund bestimmt werden (Umrechnungsfaktoren nach Murith & Gurtner, 1993). Mit Vergleichen von gammaspektrometrischen Boden- und Luftmessungen wird die Kalibration von Zeit zu Zeit überprüft. Die Genauigkeit der berechneten Werte liegt für die natürlichen Radionuklide zwischen 20 und 30 %, für ^{137}Cs bei 50 %.

Tabelle 1: Experimentell bestimmte Detektorempfindlichkeit in 100 m über Grund (nach Schwarz et al., 1995).

Fenster	Radionuklid	Aktivität [Bq/kg]	Erzeugte Dosisleistung [nSv/h]	Empfindlichkeit [cps]
Cäsium	^{137}Cs	100	17	50
Kalium	^{40}K	100	5	12
Uran	^{214}Bi	100	51	25
Thorium	^{208}Tl	100	71	60

Auswertung

Die Auswertung der erfassten Daten erfolgt mit dem Software-Paket 'Gamero'. Ihm liegt das in Schwarz (1991) beschriebene Auswerteverfahren für aeroradiometrische Daten zugrunde. Bei Vergleichen von aeroradiometrischen Messungen mit gammaspektrometrischen Bodenmessungen ist die unterschiedliche räumliche Auflösung der beiden Methoden (Aeroradiometrie: Der Messwert entspricht einem Mittelwert über Gebiet von $200 \times 200 \text{ m}^2$; Bodenmessung: abgedeckte Fläche von ca. $10 \times 10 \text{ m}^2$) zu beachten.

3.3.3 Neuerungen und Entwicklungen

Im Januar 2000 wurde mit Hilfe eines Testfluges die Messapparatur und die Steuerungssoftware auf ihre Jahr 2000 Kompatibilität untersucht. Das aeroradiometrische Equipment funktionierte einwandfrei. Es wurden keine Probleme entdeckt, die auf den Jahreswechsel hätten zurückgeführt werden müssen. Im Frühjahr wurden dann die GPS-Empfänger ersetzt. Der neue GPS-Empfänger weist dank der möglichen Nutzung des militäri-

schen P-Code eine Genauigkeit von $\pm 10 \text{ m}$ auf. Diese Genauigkeit wird unabhängig von der Topographie und von Korrektursignalen erreicht. Bei den Messflügen 2000 wurde auch eine neue online Auswertungs- und Darstellungssoftware eingesetzt und getestet, die in der Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie am Institut für Geophysik der ETH Zürich in Zusammenarbeit mit dem Schwedischen Strahlenschutzinstitut entwickelt wurde. Sie ermöglicht eine gute Überwachung der Rohdaten, wertet die gemessenen Daten in Echtzeit aus und stellt sie mit anderen geographischen Informationen in einer Karte dar.

3.3.4 Flugaufnahmen 2000

Die aeroradiometrischen Messflüge vom 26. Juni - 29. Juni 2000 hatten neben den turnusgemässen Messungen über den Kernkraftwerken Beznau (KKB) und Leibstadt (KKL) sowie dem Paul Scherrer Institut (PSI), das Gebiet des ehemaligen Versuchsreaktors in Lucens und verschiedene Gebieten des Tessin (Suche nach erhöhten Cäsium-Konzentrationen) zum Inhalt. Im weiteren wurden die NEAT Deponien für Ausbruchsmaterial des Gotthardbasistunnels in Amsteg und Sedrun aeroradiometrisch vermessen. Zudem wurde mit zwei Messflügen die Suche nach radioaktiven Quellen geübt. Die Messflüge standen unter der Leitung von Dr. D. Frei (NAZ).

Im Auftrag der HSK wurden das Messgebiet KKB/KKL/PSI bereits mehrmals vermessen. Das KKL, das während der aeroradiometrischen Messungen im Betrieb war, konnte anhand der ^{16}N -Strahlung (Halbwertszeit $t_{1/2}=7.3 \text{ s}$) festgestellt werden. Diese Strahlung wird bei Siedewasserreaktoren durch das Aktivierungsprodukt ^{16}N erzeugt, welches im Betrieb durch die Frischdampfleitung ins Maschinenhaus gelangt. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise wenig abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ^{16}N aus der Luft gut detektiert werden. Das KKB hingegen konnte aeroradiometrisch nicht nachweisbar, da es sich um einen Druckwasserreaktor handelt und deshalb das Aktivierungsprodukt ^{16}N nicht aus dem sehr gut abgeschirmten Reaktorgebäude gelangt. Anhand der totalen Zählrate konnte das PSI West nicht eindeutig detektiert werden. Die gemessenen Zählraten waren eher tiefer als in den vorausgegangenen Jahren. Im modifizierten Man-Made-Gross-Count (MMGC)-Verhältnis (Schwarz et al. 1991) konnte auch das PSI West klar erkannt werden (Abbildung 1). Der MMGC-Ratio entspricht dem Verhältnis zwischen den Zählraten im tieferenergetischen ($400 - 1'400 \text{ keV}$) und im hochenergetischen ($1'400 - 3'000 \text{ keV}$) Spektrumsbereich. Da künstliche Radionuklide wie ^{137}Cs und ^{60}Co hauptsächlich im tieferenergetischen

Bereich γ -Quanten aussenden, stellt der MMGC-Ratio ein empfindliches Werkzeug zum Aufspüren von künstlichen Radionukliden dar.

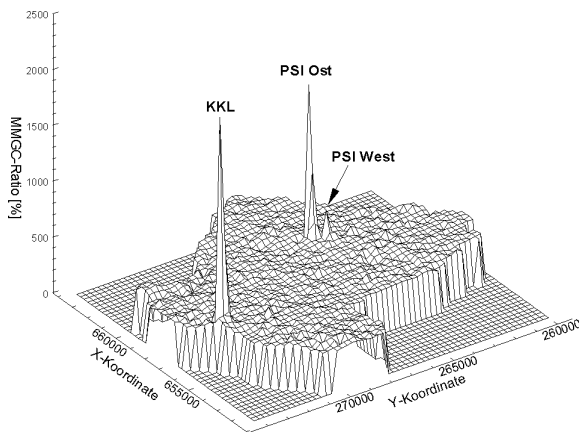


Abbildung 1: Modifiziertes MMGC-Verhältnis im Messgebiet KKB/KKL/PSI. Deutlich sind das KKW Leibstadt (KKL) sowie die beiden PSI anhand erhöhter Werte zu erkennen.

Wie sich bei der Analyse der Spektren über dem PSI West und dem PSI Ost zeigte, ist die Strahlung auf unterschiedliche Quellen zurückzuführen (Abbildung 2). Während beim PSI West neben etwas ^{60}Co hauptsächlich Annihilationsstrahlung gemessen wird, stammt die Strahlung über dem PSI Ost vorwiegend von ^{60}Co und etwas ^{137}Cs . Ausserhalb der umzäunten Areale der Kernanlagen konnte keine erhöhte künstliche Radioaktivität nachgewiesen werden, die nicht durch Tschernobyl oder die Kernwaffenversuche der sechziger Jahre erklärt werden kann. Der Aktivitätspegel in der Umgebung ist über die letzten Jahre etwa konstant geblieben.

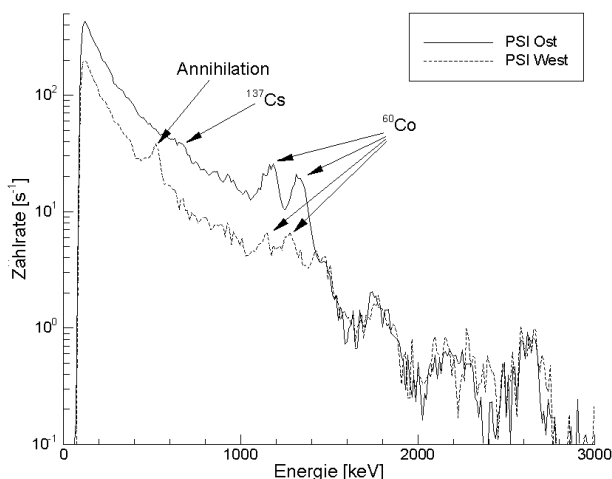


Abbildung 2: Gemittelttes Spektrum über dem PSI Ost und PSI West. Die Daten stammen von den Messflügen aus dem Jahr 2000.

Beim Messflug im Gebiet des ehemaligen Versuchsreaktors Lucens wurde das selbe kontaminierte Material wie im Jahr 1999 detektiert, das aus der Reaktorkaverne stammt und in einem Gebäude nahe beim Reaktor in Behältern gelagert wird. Nach der Aufnahme des Betriebes im Zwischenlager in Würenlingen/AG (ZWILAG) wird dieses Material dorthin transportiert werden. Mit Ausnahme dieses Gebäudes wurde keine erhöhte künstliche Radioaktivität in der weiteren Umgebung des ehemaligen Reaktors gemessen, die nicht durch Tschernobyl oder die Kernwaffenversuche der sechziger Jahre erklärt werden kann. Im Jahre 2000 wurden im Tessin neben einem Gebiet im Bereich Cimetta nördlich von Locarno zwei Sondierlinien vermessen. Mit diesen Messflügen sollten weitere ^{137}Cs Hot Spots aufgespürt werden. Die Resultate zeigten dann auch verschiedene Hot Spots, deren Aktivitäten jedoch weit unter derjenigen des im Jahre 1999 am Pizzo Ometto oberhalb von Brissago (Bucher et al. 2000) entdeckten Hot Spots liegen (Abbildung 3).

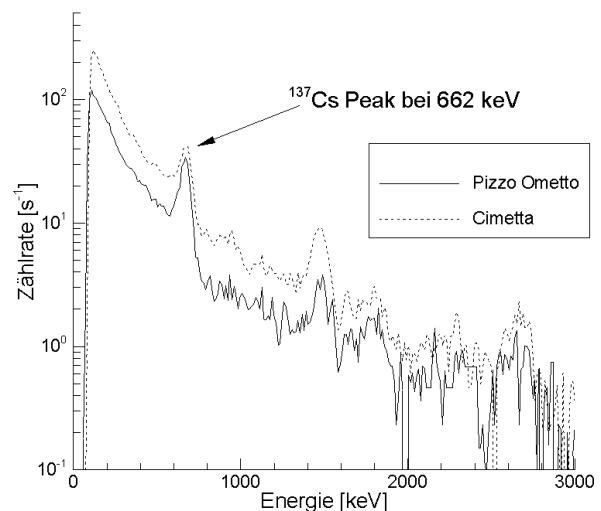


Abbildung 3: Gemittelte Spektren aus den Hot Spot Bereichen im Messgebiet nördlich von Locarno (Cimetta, Jahr 2000) und am Pizzo Ometto (Jahr 1999).

Im weiteren hatten die beiden im Einsatz stehenden Messteams je einen Messflug zur Quellsuche eigenständig durchzuführen. Dabei sollte eine ^{60}Co Quelle mit einer Aktivität von 190 MBq lokalisiert und identifiziert werden. Die Quelle wurde von einer Equipe des PSI ausgelegt und überwacht. Bei dieser Übung der Quellsuche zeigten sich auch die grossen Vorteile der neuen online Auswertungs- und Kartierungssoftware. Dank deren Hilfe konnten beide Messteams bereits während des Messfluges die Position der Quelle bestimmen und als Radionuklid ^{60}Co erkennen (Bucher et al. im Druck).

3.3.5 Langzeitvergleiche

Um Angaben über die langfristige Entwicklung der Umweltradioaktivität in der Umgebung der schweizerischen Kernanlagen machen zu können, wurden die aeroradiometrischen Messungen der letzten zehn Jahre in diesen Gebieten statistisch ausgewertet und analysiert. Dabei konnten in keinem Gebiet Trends erkannt werden. Vielmehr schwanken die Ergebnisse der einzelnen Jahre um einen Mittelwert, wobei sich die Schwankungen grösstenteils im Bereich von $\pm 10\%$ bewegen. Wie sich zeigte, sind diese Schwankungen hauptsächlich auf Radon und seine Tochterisotope in der Atmosphäre sowie die Änderung im Wassergehalt des Bodens zurückzuführen (Bucher im Druck).

3.3.6 Perspektiven

Aufgrund der in die Jahre gekommenen Rechner der Messsysteme, die bei einem Defekt nicht mehr ersetzt werden können, wird ein Konzept für deren Ersatz ausgearbeitet werden. Dieser Ersatz wird eine allgemeine Erneuerung der Messsysteme mit sich bringen. Dabei soll nach Möglichkeit auch die neue online Auswertesoftware im System integriert werden. Im weiteren wird auch die Auswertemethodik weiterentwickelt und die Datenarchivierung angegangen.

Im Rahmen eines EU-Projektes wird weiterhin der Kontakt zu anderen Aeroradiometrieteams in Europa gepflegt und nach Möglichkeit vertieft. Zudem soll aktiv in verschiedenen Arbeitsgruppen dieses Projektes mitgearbeitet werden. Die vertiefte Zusammenarbeit mit dem Schwedischen Strahlenschutzinstitut (SSI) im Bereich der Softwareentwicklung soll aufrecht erhalten werden.

3.3.7 Literatur

- Bucher, B., im Druck: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.
- Bucher, B., Schwarz, G., Rybach, L., Bärlocher, Chr., im Druck: Aeroradiometrische Messungen im Rahmen der Übung ARM00. Bericht für das Jahr 2000 zuhanden der Fachgruppe Aeroradiometrie (FAR). Interner Bericht, Institut für Geophysik, ETH Zürich.
- Bucher, B., Schwarz, G., Rybach, L., Bärlocher, Chr., 2000: Aeroradiometrische Messungen im Rahmen der Übung ARM99. Bericht für das Jahr 1999 zuhanden der Fachgruppe Aeroradiometrie (FAR). Interner Bericht, Institut für Geophysik, ETH Zürich.
- Murith, Ch., Gurtner, A., 1993: Mesures insitu et irradiation externe, In: Umweltradioaktivität in der Schweiz, jährliche Berichte 1990, 1991, 1992, 1993, BAG-Bericht. Bundesamt für Gesundheitswesen, Abteilung Strahlenschutz, Bern.
- 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.

3.2. Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM

Y. Loertscher Nationale Alarmzentrale (NAZ)
Eidg. Departement für Verteidigung,
Bevölkerungsschutz und Sport
Postfach, 8044 ZÜRICH

Zusammenfassung

Das Netz für die automatische Dosisleistungsmessung und -alarmierung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung. Auch im Jahre 2000 konnte eine nahezu lückenlose Überwachung gewährleistet werden. 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. Die Überschwemmung der Magadino- Ebene im Oktober 2000 konnte laufend mitverfolgt werden, wie Fig. 1 zeigt. Es ist anzumerken, dass die Sonde nach einer kurzen Kontrolle wieder einwandfrei funktionierte.

3.2.1 Erfahrungs- und Mittelwerte

Die Erfahrungswerte wurden anhand der Messwerte 2000 überprüft. Eine Darstellung der Jahresmittelwerte sowie der extremen Wochenwerte für die einzelnen Stationen ist in den Fig. 2 und 3 abgebildet. Auch dieses Jahr ergeben sich für einige Stationen leichte Änderungen. Für Sonden, deren Messwerte 2000 leichte Abweichungen vom bisherigen Erfahrungsbereich aufwiesen, wurden wie üblich entsprechende Anpassungen vorgenommen. Zum Teil waren solche Anpassungen auch nach einem Sondenwechsel notwendig, wie sie im Rahmen des Qualitätssicherungsprogramms regelmässig durchgeführt werden.

Neue Erfahrungswerte für einige Stationen

Station	Erfahrungswerte *) 1999 [nSv/h]	Erfahrungswerte *) 2000 [nSv/h]	Neue Erfahrungsbereiche *) [nSv/h]	Ursache der Änderung des Erfahrungswerts
Beznau	109	93	80-120	Sondenwechsel
Fahy	123	111	90-130	Unbekannt
Ulrichen	161	174	150 - 220	Sondenwechsel

*) unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts

3.2.2 Qualitätssicherung

Im Jahre 1995 wurde das Qualitätssicherungsprogramm für die NADAM-Sonden gestartet. In einer ersten Phase wurden die wesentlichen physikalischen Eigenschaften der NADAM-Sonden (Apparativer Nulleffekt, Kalibrierung, Linearität, Richtungs-, Energie- und Temperaturabhängigkeit) im Sinne einer Typenprüfung untersucht. Ein Teil dieser Messungen war bereits bei der Installation des Netzes durch die SUeR durchgeführt worden.

Das Programm wird nun durch eine jährliche Kontrolle ausgewählter Sonden im Sinne einer Qualitätsprüfung weitergeführt. Dabei werden jährlich an ca. 10 Sonden Eigennulleffekt, Kalibrierung und Linearität überprüft.

Die Typenprüfung hat das aus früheren Messungen bekannte Verhalten in den meisten Punkten bestätigt und lässt somit den Schluss zu, dass die NADAM-Sonden ihre Aufgaben im Rahmen der Überwachung zufriedenstellend erfüllen.

3.2.3 Erneuerung der NADAM-Sonden

Um eine lückenlose Überwachung der allgemeinen Dosisleistung in der Schweiz zu gewährleisten und damit auch die frühzeitige Alarmierung garantieren zu können, wurde überprüft, inwiefern das NADAM-Netz und die technischen Eigenschaften der Sonden den heutigen Anforderungen an ein solches Netz noch entsprechen. Das Ergebnis bestätigte, dass das eigentliche Netz die heutigen Anforderung durchaus erfüllt, und deshalb bestehen bleiben kann. Die 15-jährigen Sonden hingegen sollten ausgewechselt und dem Stand der Technik angepasst werden.

Dieser Wechsel wird ab 2003 gleichzeitig mit der Erneuerung der MeteoSchweiz-Messstationen - mit denen die NADAM-Sonden verknüpft sind - erfolgen.

3.2.4 Magadino

Bei den Überschwemmungen in der Magadino-Ebene im Oktober letztes Jahres war auch die NADAM-Sonde MAG betroffen.

In Fig. 1 kann die Abschirmung der Bodenstrahlung durch das Wasser beobachtet werden.

Am Nachmittag des 15. Oktober 2000 steigt das Wasser so hoch an, dass es zu einer massiven Abnahme des Signals der NADAM-Sonde kommt. Für ca. 24h wurde dann die Datenlieferung unterbrochen. Die Sonde war unter dem Wasserspiegel. Am 17. Oktober konnte ein Techniker der MeteoSchweiz die Messstation per Ruderboot erreichen, und nach einer kleinen Kontrolle wieder in Betrieb setzen.

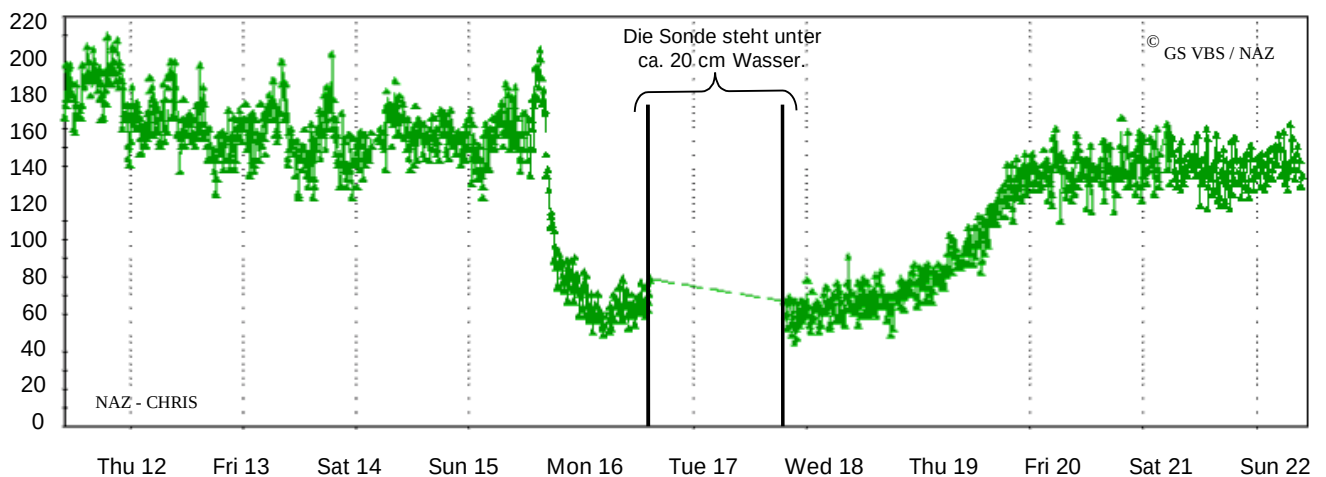
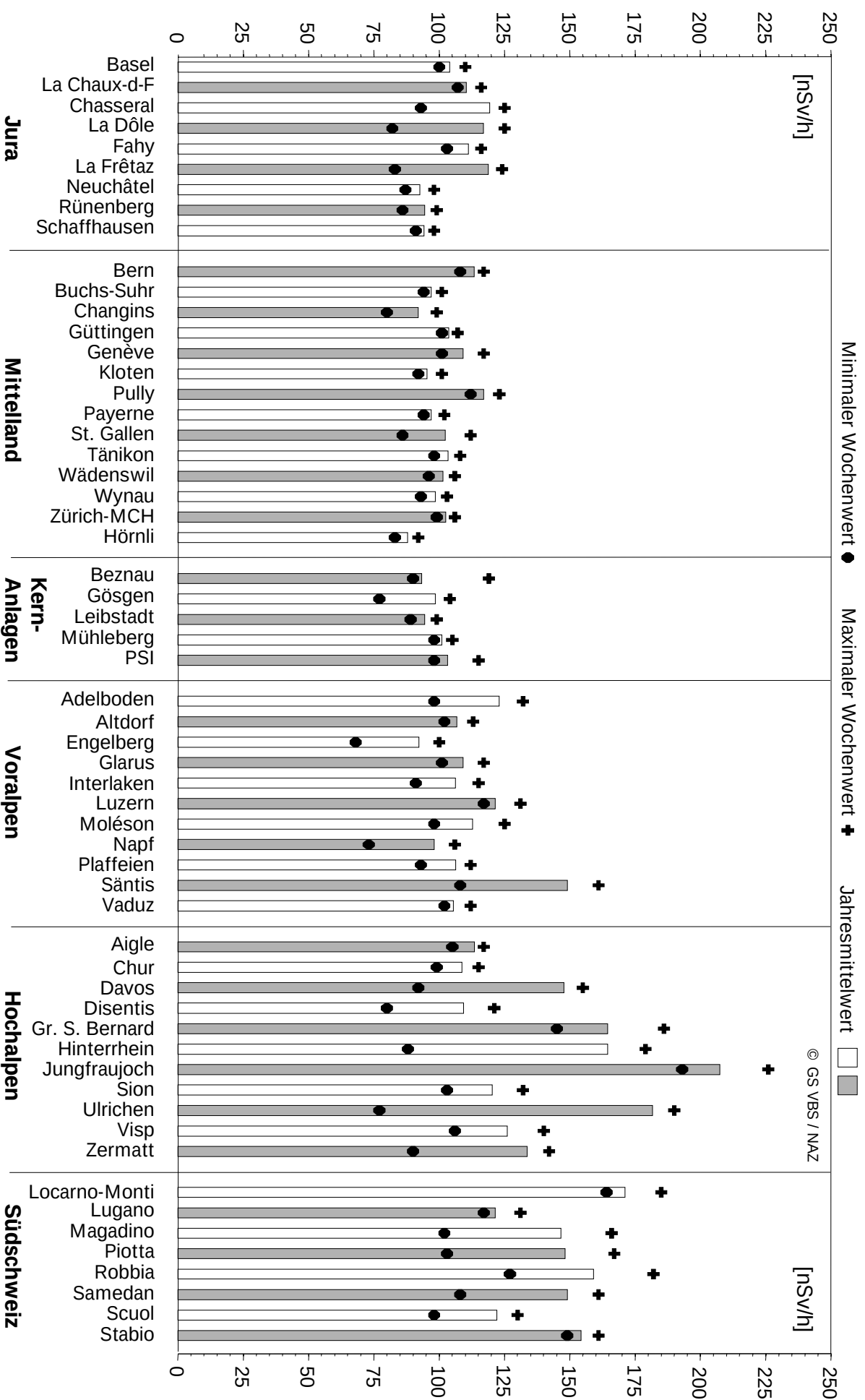


Fig. 1: Verlauf der Dosisleistung während der Überschwemmung der Magadino-Ebene in Oktober 2000 in nSv/h

Fig. 2: Jahresmittelwerte 2000 der NADAM-Sonden, aufgeteilt nach Regionen (unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts)



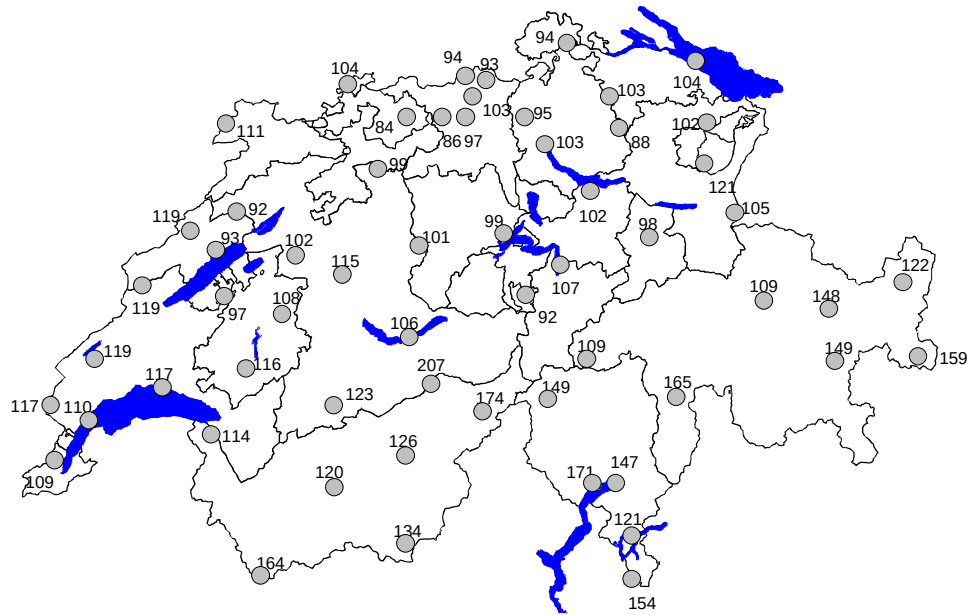


Fig. 3: Karte der Jahresmittelwerte 2000 der NADAM-Sonden (unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts). Die Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 90 und 205 nSv/h. Dies ist vor allem durch Unterschiede in der natürlichen Strahlung bedingt. Einerseits hängt sie von Art und Zusammensetzung des Bodens ab, andererseits nimmt die Intensität der kosmischen Strahlung mit der Höhe zu. Der künstliche Beitrag durch den Tschernobylausfall und die Atombombentests ist heute praktisch vernachlässigbar.

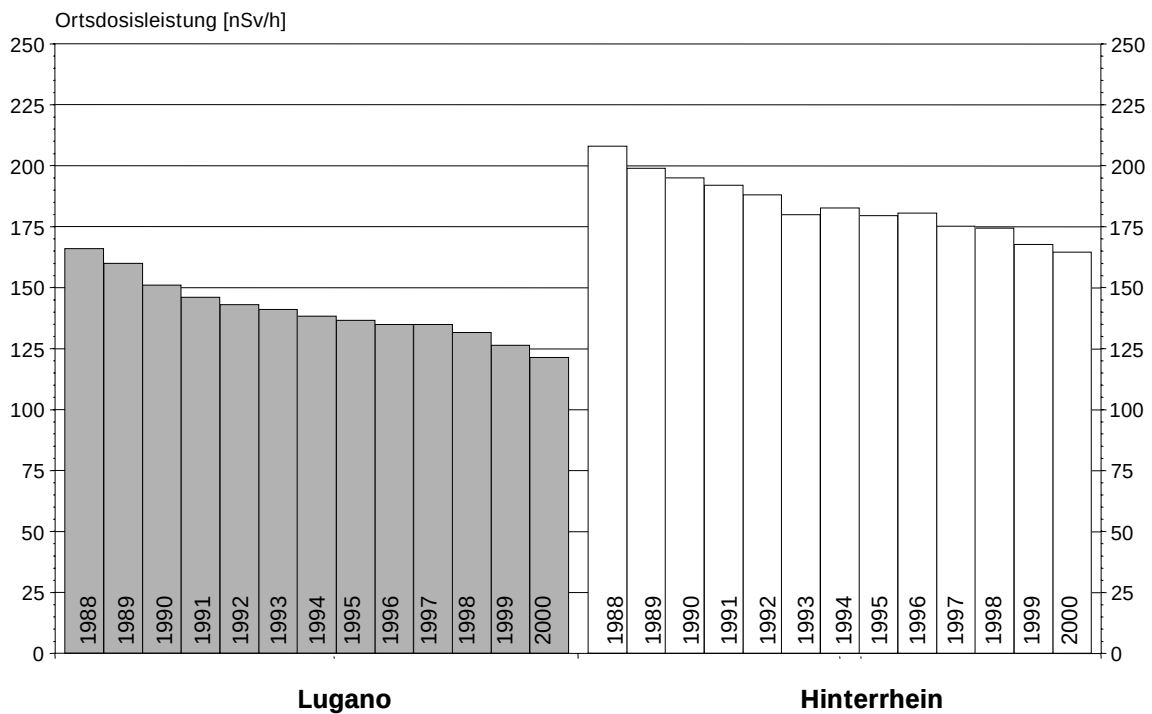


Fig. 4: Verlauf der Erfahrungswerte der Stationen Lugano und Hinterrhein für die Periode 1988 - 2000 (unter Berücksichtigung des unterschiedlichen Eigennulleffekts der Sonden). Stationen in Gebieten, die von radioaktiven Niederschlägen nach dem Unfall in Tschernobyl stark betroffen waren, zeigen eine kontinuierliche Abnahme der Ortsdosisleistung. Diese Abnahme entspricht der Reduktion des künstlichen Anteils der Strahlung (bedingt durch den radioaktiven Zerfall und das Eindringen der langlebigen Radionuklide in tiefere Bodenschichten).

3. Externe Strahlung

3.1. Mesures in situ et exposition externe

Ch. Murith, A. Gurtner	Section de surveillance de la radioactivité, SUER/OFSP Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG
M. Schibli	Division principale de la sécurité des installations nucléaires DSN, 5232 VILLIGEN-HSK
F. Byrde	Laboratoire AC, 3700 SPIEZ
P. Froidevaux	Institut universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

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. La spectrométrie gamma directe (in situ) est par contre une méthode appropriée à l'estimation rapide de la contribution individuelle des radionucléides gamma naturels et artificiels à l'exposition du public. D'autre part, les résultats des mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons de sol sont fortement conditionnés par la représentativité, la qualité et les différentes étapes de traitement du prélèvement. L'information ponctuelle qui en résulte s'oriente avant tout sur la mise en évidence de traces et de radionucléides émetteurs alpha et bêta et ne renseigne pas sur l'exposition ambiante. C'est pourquoi les laboratoires mobiles de l'OFSP (SUER-Fribourg), de la DSN (Villigen), du laboratoire AC (Spiez) et de l'IRA (Lausanne) exploitent la spectrométrie gamma in situ pour apprécier de manière sensible et réaliste l'impact moyen des contaminations sur l'exposition ambiante dans un site par rapport au fond naturel et à ses fluctuations. Ces examens portent en priorité sur le voisinage des installations nucléaires (KKB, KKG, KKL, KKM, PSI, CERN) et sur le suivi de la contamination rémanente ^{137}Cs issu des essais nucléaires et de Tchernobyl. Même si cette contamination reste plus importante au Tessin et localement dans le massif alpin par rapport au Plateau Suisse, les résultats in situ 2000 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public. Sur le plan international 2000 a été marqué par l'engagement

de l'OFSP dans la qualification in situ du LMRE (Laboratoire de Mesure de la Radioactivité de l'Environnement) de l'IPSN lors d'une campagne de mesures dans le massif du Mercantour ainsi que par la participation de l'OFSP à la campagne de mesures dans le Nord-Cotentin.

3.1.1 Méthodologie in situ

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ en Suisse se base sur les recommandations ICRU [1]. L'exposition ambiante naturelle s'obtient par sommation de la part ionisante cosmique dépendant de l'altitude du site et des composantes locales du rayonnement terrestre (^{40}K , séries ^{238}U et ^{232}Th), calculées à partir des spectres gamma pour une distribution homogène de ces radionucléides primordiaux dans le sol. En soustrayant l'exposition ambiante d'origine naturelle ainsi calculée de l'exposition ambiante globale mesurée simultanément sur le site à l'aide d'une chambre à ionisation, on peut estimer la contribution artificielle correspondante. L'atout de cette démarche est de permettre d'estimer d'éventuelles contributions artificielles hors du domaine d'énergie de la mesure (par exemple rayonnement direct) et de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des contaminations du sol.

3.1.2 Mesures in situ en Suisse

Les niveaux des concentrations des radionucléides identifiés par spectrométrie gamma in situ et leur contribution respective à l'exposition ambiante

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

(descendants compris) sont indiqués (fig. 1) pour les sites suisses examinés en 2000.

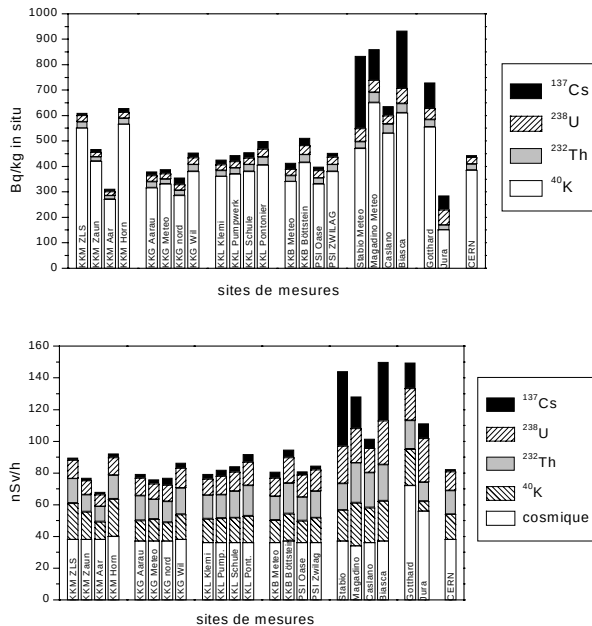


Figure 1: Concentrations in situ des radionucléides naturels et artificiels et contributions individuelles au débit d'exposition ambiante pour une distribution homogène.

Un contrôle de qualité des résultats synthétisés dans la figure 1 s'obtient par confrontation du débit d'exposition calculé à partir du spectre in situ avec celui mesuré à l'aide d'une chambre d'ionisation compte tenu du rayonnement cosmique (Fig.2). Une différence calcul/mesure $< \pm 10\%$ atteste que les résultats traduisent bien la réalité. Un rapport $< 10\%$ peut s'expliquer par une contribution qui sort du domaine d'énergie (40 keV à 2 MeV) de la mesure spectrométrique. Comme le montre la figure 2, c'est le cas dans le site KKM "Zaun", où le défaut de débit d'exposition de près de 50 nSv/h peut être attribué au rayonnement direct (^{16}N). Un rapport $> 10\%$ traduit que l'hypothèse d'une distribution homogène pour le ^{137}Cs surestime d'autant plus sa contribution au débit d'exposition qu'il est distribué en surface. Comme l'indique également la figure 2, c'est le cas dans les sites du Tessin de Stabio et de Biasca, où des traces de ^{134}Cs (0,5 – 2 Bq/kg) de Tchernobyl sont encore décelables. Cela confirme la bonne sensibilité de la méthode, qui a aussi permis la mise en évidence des traces de ^{60}Co (0,5 Bq/kg) dans un site du voisinage KKM ou d' ^{41}Ar (0,6 Bq/m³) dans l'enceinte du CERN.

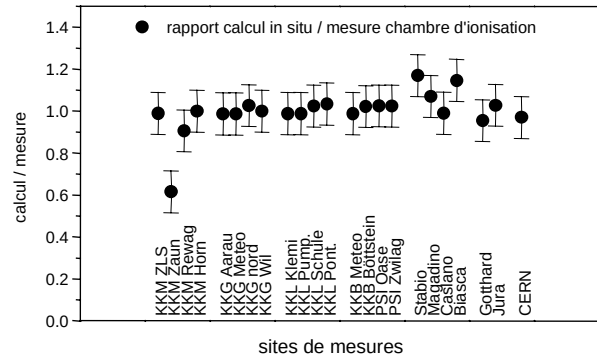


Figure 2: Rapport du débit d'exposition calculé à partir des mesures de spectrométrie à celui mesuré à l'aide d'une chambre d'ionisation compte tenu du rayonnement cosmique.

3.1.3 Mesures in situ à l'étranger

Mesures in situ dans le massif du Mercantour

Le Laboratoire de Mesure de la Radioactivité de l'Environnement (LMRE) de l'Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire (IPSN) s'est référé à l'OFSP pour la qualification de la procédure de mesurage in situ. Dans ce cadre des intercomparaisons ont été réalisées: elles ont porté sur la mesure du bruit de fond dans le tunnel du Fréjus ainsi que sur des mesures dans la zone atelier du Mercantour au col de la Lombarde près d'Isola 2000. Les résultats des mesures de l'OFSP font l'objet des fig. 3 et 4.

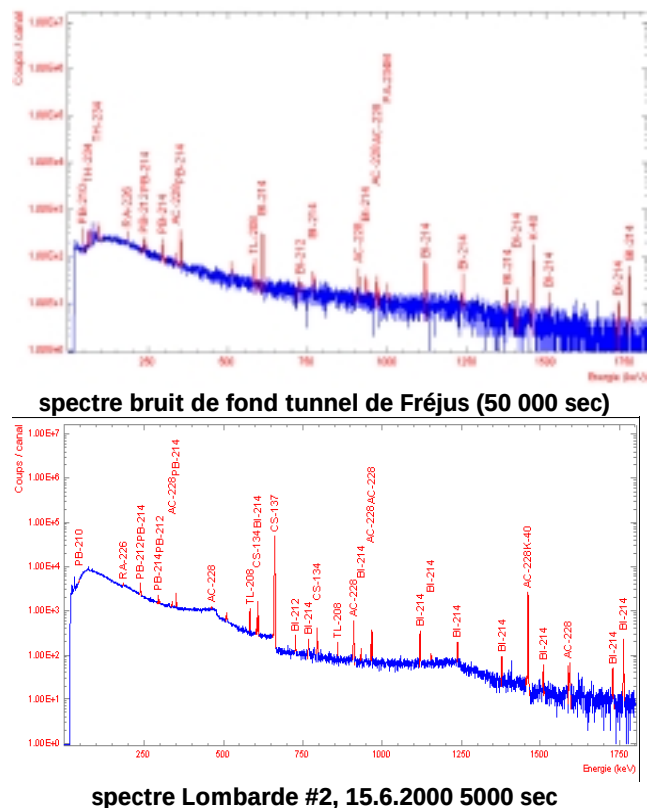


Figure 3: Spectre de bruit de fond (Tunnel de Fréjus) et d'une mesure in situ au col de la Lombarde

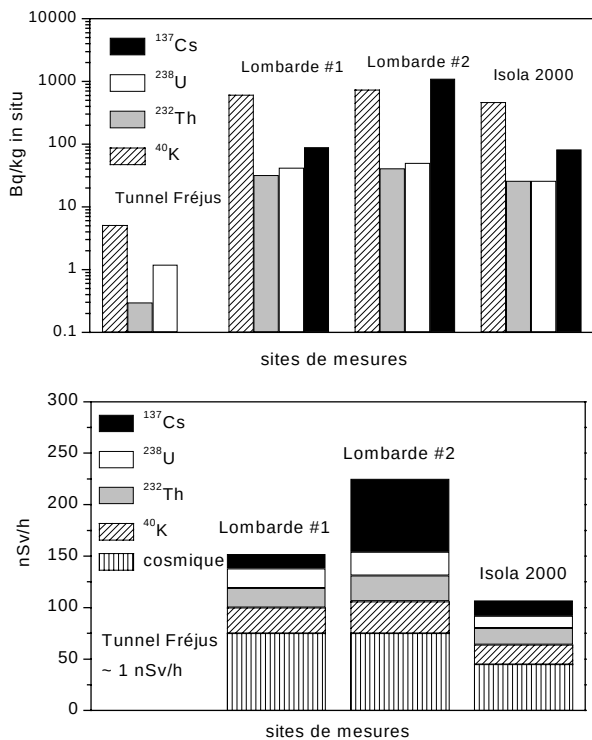


Figure 4: Résultats des mesures de bruit de fond (Tunnel du Fréjus) et des examens in situ au col de la Lombarde et à Isola 2000

Dans le tunnel du Fréjus, la confrontation du débit d'exposition calculé ($^{40}\text{K} + ^{232}\text{Th} + ^{238}\text{U} = 0.2 + 0.2 + 0.6 = 1\text{nSv/h}$) avec la mesure globale avec la sonde "Automess" $\sim 1\text{nSv/h}$ confirme que la composante cosmique est quasi nulle dans ce laboratoire souterrain. Comme le montre la figure 3, on constate en moyenne sur le site Lombarde #2 une concentration accrue en ^{137}Cs . Sa contribution au débit d'exposition ambiante a été déterminée en soustrayant les contributions naturelles au débit d'exposition global mesuré sur le site. Elle s'explique par l'existence de points chauds en ^{137}Cs dans cette zone d'étude et correspond en terme de débit d'exposition à 1 m du sol à la composante cosmique accrue à cette altitude ($\sim 2200\text{ m}$). Une estimation en terme de dépôt moyen sur le champ de vision du détecteur aboutit aux valeurs suivantes: Lombarde #1 et Isola 2000 ($\sim 15'000\text{ Bq/m}^2\text{ }^{137}\text{Cs}$) et Lombarde #2 ($\sim 60'000\text{ Bq/m}^2$). En tenant compte du rapport $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ voisin de 150 à la date de mesure, le ^{134}Cs détecté à Lombarde #2; ($6.6 \pm 0.6\text{ Bq/kg}$ in situ) permet d'estimer que les retombées de Tchernobyl contribuent pour près 90 % à la contamination ^{137}Cs . Sur les 1100 Bq/kg in situ, 100 Bq/kg proviennent des essais nucléaires. Cette contribution élevée par rapport aux 2 autres sites, où il n'est presque plus possible de distinguer la part Tchernobyl de la part essais nucléaires, montre aussi une accumulation très favorable des anciennes contaminations dans ce bassin versant confirmée par les analyses de sol en laboratoire, dont la figure 5 présente les résultats pour le ^{240}Pu

et ^{241}Am traceurs des essais nucléaires. On comprend l'intérêt de cette zone atelier de l'IPSN, pour l'étude de la situation hydrogéologique locale afin de mieux expliquer la migration des radioéléments par des mesures dans l'eau de ruissellement et de source.

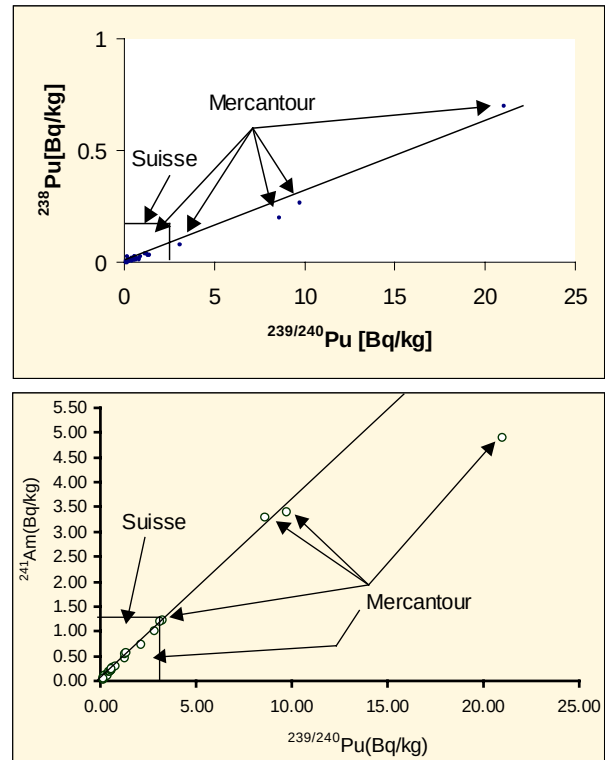


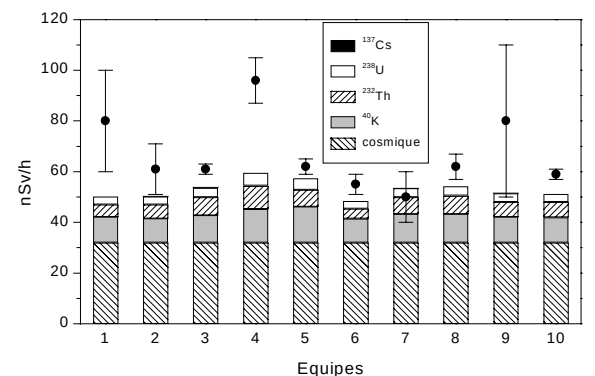
Figure 5: Comparaison des rapports isotopiques Pu et Am (mesures IRA Lausanne)

Dans certains des échantillons mesurés, l'activité en plutonium et en américium est particulièrement élevée, dépassant même les 20 Bq/kg . La comparaison avec les valeurs relevées en Suisse montre qu'un seul point se trouve en dehors des droites indiquant la contamination par les essais nucléaires. Il s'agit du point dont l'activité en plutonium est la plus élevée de tous les échantillons. Il est difficile d'expliquer la présence de telles activités dans ces sols si l'on ne bénéficie pas d'un aperçu de la situation géologique des endroits prélevés. En effet, il est presque certain que la présence de "hot spots" (également identifiés par la mesure de ^{137}Cs) est due à un lessivage intense du bassin versant, avec accumulation des radioéléments en aval. Il serait intéressant de procéder à la mesure du plutonium, de l'américium, du ^{137}Cs et du ^{90}Sr dans l'eau de ruissellement et de source, afin d'avoir une meilleure idée de la migration des radioéléments. La différence observée entre la mesure et la droite représentant la contamination par les essais d'armes atomiques pour l'échantillon en question pourrait s'expliquer par un comportement différent de l'américium par rapport au plutonium. En effet, si le plutonium est plus facilement transporté par lessivage que l'américium, il va se retrouver en

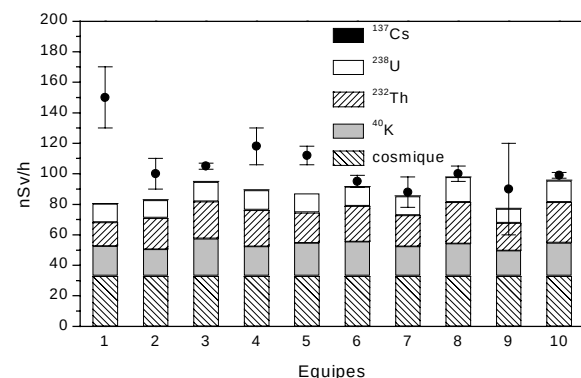
excès en aval par rapport à l'américium. Pour ce point, le rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ correspond parfaitement au rapport attendu pour la contamination provenant des essais atomiques.

Mesures in situ dans le Nord Cotentin

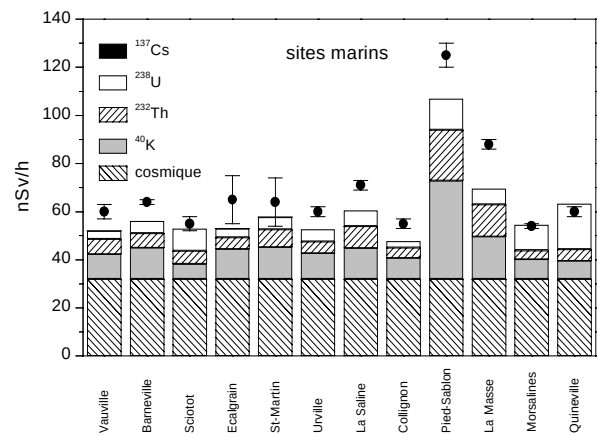
L'OFSP participe depuis 1999 aux travaux du Groupe Radioécologie Nord Cotentin (GRNC). Dans ce cadre, les contacts établis avec des parties prenantes locales comme le collectif des "Mères en colère" et la CSPI ont abouti à l'organisation d'une campagne internationale de mesures in situ en octobre 2000 dans une région sous l'influence des rejets d'installations nucléaires, en particulier l'usine de retraitement de COGEMA. Outre le volet technique de cette expérience, les "Mères en colère" ont pris l'initiative de favoriser largement l'aspect sociologique de cette campagne par un échange très étroit entre les scientifiques et la population, en particulier les familles hôtes et les écoles. Les enseignements préliminaires de cette première se sont avérés très concluants. L'aperçu des résultats de la figure 6 ne concerne que les mesures in situ dont l'objectif était de dresser un état de référence sur les contributions individuelles à l'exposition externe du public sur les plages et les sites terrestres proposés à l'examen des équipes de mesures. Les mesures de la campagne d'échantillonnage sont en cours et leurs résultats seront intégrés dans un rapport final (octobre 2001) sur cet événement.



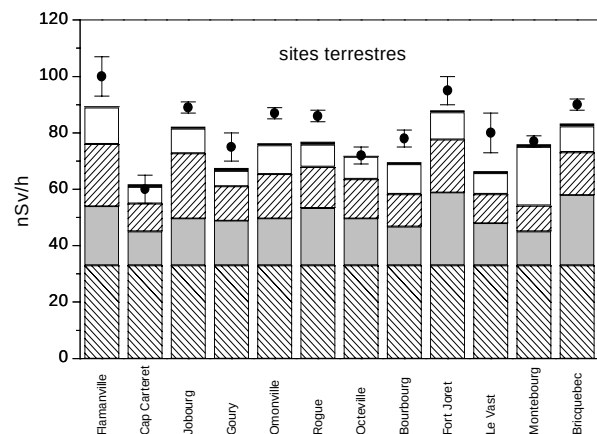
a) Intercomparaison sur la plage, Anse de Vauville



b) Intercomparaison au château de Flamanville



c) Mesures dans les sites marins



d) Mesures dans les sites terrestres

Figures 6a-d: Résultats des intercomparaisons et des mesures de couverture géographique dans le Nord Cotentin 2000

La comparaison de la moyenne et de l'écart-type montre une meilleure cohérence pour la reconstitution par spectrométrie gamma in situ 53.0 ± 3.4 nSv/h dans le site marin (Anse de Vauville) et 88.6 ± 6.8 nSv/h dans le site terrestre (château de Flamanville), que pour le débit d'exposition mesuré (1 cercle avec barre d'erreur = débit d'exposition mesurée) 66.6 ± 14.1 nSv/h (Anse de Vauville) et 105.7 ± 18.1 nSv/h (château de Flamanville). Le manque d'harmonisation des appareils utilisés (chambre d'ionisation, scintillateur NaI, tube GM...) et de leur étalonnage en énergie respectif explique ces différences significatives pour cette mesure souvent prise comme référence, même si l'on constate une cohérence satisfaisante des valeurs chambre d'ionisation et la sonde Automess. Le rapport moyen entre les débits d'exposition calculés à ceux mesurés de l'ordre de 10 à 20% peut s'expliquer par le fait que le sable et les sols (saturés en eau) lors des mesures ont une densité plus élevée (1.8 à 2 g/cm³) que la densité moyenne de 1.6 g/cm³ du modèle de distribution homogène utilisé par les participants.

3.1.4 Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2000 ont permis de caractériser les sites d'études du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Leur champ d'application a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses), d'ordre radioécologique (suivi des contaminations ^{137}Cs du fallout et de Tchernobyl) et d'ordre sociologique (réponse à la demande de parties prenantes locales dans le Nord Cotentin). Les résultats ont permis de distinguer les composantes naturelles et artificielles de la radioactivité gamma et de s'assurer de la consistance de l'information acquise par confrontation du débit d'exposition calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation. Les écarts supérieurs à $\pm 10\%$ ont fait l'objet d'une clarification. Les radionucléides naturels montrent des différences régionales significatives liées aux particularités géologiques locales. Les contaminations artificielles se résument essentiellement au ^{137}Cs avec des variations significatives avant tout liées aux retombées de Tchernobyl et à leur migration influencée en particulier par la pluviométrie, l'hydrologie et l'utilisation locale des sols. Le tableau suivant indique les domaines des concentrations in situ mesurées en 2000.

En conclusion, les mesures de spectrométrie gamma in situ ont montré que du point de vue de l'exposition externe 1m au-dessus des surfaces examinées en 2000, les contributions naturelles prédominent. La contribution artificielle maximale a été enregistrée dans la zone atelier du Mercantour avec près de 100 nSv/h. L'exposition qui en résulte 1m au-dessus du sol n'excède pas 1 μSv même pour un séjour annuel permanent dans cette zone favorable à l'accumulation du ^{137}Cs . En comparaison l'exposition d'origine naturelle incombant pour moitié au rayonnement des radionucléides primordiaux et pour moitié au rayonnement cosmique entraîne pour un séjour permanent dans cette zone 1.4 μSv .

Par conséquent, l'ensemble des mesures in situ réalisées en 2000 par l'OFSP n'ont signalé aucune contribution artificielle à l'exposition externe du public qui dépasse les limites prescrites dans l'Ordonnance sur la Radioprotection. Dans la plupart des sites cette contribution artificielle ne représente même que quelques pour-cent de la contribution naturelle enregistrée.

L'équipe de mesure de l'OFSP tient à remercier toutes les personnes en Suisse comme en France, qui ont favorisé le bon déroulement de nos différentes campagnes de mesures in situ 2000.

Domaine des concentrations in situ pour les campagnes de mesures de l'OFSP, 2000

Bq/kg in situ	^{40}K	^{228}Ac (série ^{232}Th)	^{214}Bi (série ^{238}U)	^{137}Cs
Suisse	150 - 750	16 - 42	16 - 60	6 - 300
Mercantour	470 - 750	26 - 39	27 - 49	80 - 1100
Nord Cotentin: terrestre	210 - 600	15 - 45	12 - 45	1.5 - 7.5
Nord Cotentin: plages	150 - 980	5 - 35	5 - 28	< 0.5 - 1.5

9.3. Abwasserreinigungsanlagen (ARA) und Kehrlichtverbrennungsanlagen (KVA) 2000.

H. Völkle Sektion Überwachung der Radioaktivität
BAG, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Stadt	Labor	Anlage	Isotop	Anzahl	Wertebereich	Median	Maximum
			(Angaben in Bq/l)				
Basel	KL-BS	ARA	¹³¹ I	65	< 1	---	1
			³ H	65	1 - 446	4	446
		KVA ¹⁾	³ H	270	41 – 210'000	730	210'000
		Abwasser Kantonsspital BS ¹⁾	¹³¹ I	30	1 - 61	10	61
Bern	AC-Lab/ SUER	ARA	¹³¹ I	52	< 2	---	2
			³ H ²⁾	6	4 – 6.9	---	6.9
		KVA ¹⁾	³ H	35	200 - 1500	480	1500
Biel	SUER	ARA	³ H	54	23 - 1770	40	1770
La Ch-de-Fonds	EAWAG	ARA	³ H	12	57 - 800	550	800
Lausanne	IRA	ARA	¹³¹ I	52	< 0.7	---	0.7
			³ H	12	< 3	---	3
Zürich	EAWAG	ARA	¹³¹ I	52	bis 4.4	< 2	4.4

1) Stichproben sonst Sammelproben

2) nur erstes Halbjahr

Kommentar:

Proben vom Ausfluss der Abwasserreinigungsanlagen (ARA) der grösseren Agglomerationen der Schweiz werden auf ¹³¹I und ³H untersucht. Erstes stammt aus medizinischen Anwendungen bei Therapie und Diagnose von Schilddrüsenerkrankungen in Spitälern, das letztere entweder aus der Leuchtfarbenindustrie (Herstellung von Uhren und Tritium-Gas-Leuchtquellen) z.T. aber auch aus dem Haushaltkehrlicht (entsorgte Uhren) und von Industrieabfällen. Vor allem die erhöhten Tritiumwerte im Rauchgaswaschwasser von einigen Kehrlichtverbrennungsanlagen (KVA) sind vermutlich auf mit dem Haushaltkehrlicht entsorgte Uhren mit Tritium-Leuchtziffern zurückzuführen. Gemäss Mitteilung von Dr. A. Scholtis vom Amt für

Umwelt des Kantons Thurgau wurden auch in Stichproben der KVA Weinfelden Tritium-Werte bis 2300 Bq/l festgestellt. Da im Einzugsgebiet dieser KVA kein Tritium-verarbeitender Betrieb bekannt ist, kann es sich nur um das Tritium von entsorgten Uhren handeln. Als Immissionsgrenzwerte gemäss StSV für öffentlich zugängliche Gewässer (gilt also nicht für das Rauchgaswaschwasser) gelten für Tritium 12'000 Bq/l und für ¹³¹I 10 Bq/l. Diese Werte wurden 2000 nicht überschritten. Bei der Verwendung von Tritium bei der Leuchtfarbe von Uhren ist jedoch (gemäss Angaben der Suva) eine abnehmende Tendenz festzustellen: Jährlicher Verbrauch von ³H-Leuchtfarbe in der Schweiz: 1996: 903 TBq, 1997: 812 TBq, 1998: 628 TBq, 1999: 362 TBq, 2000: 254 TBq.

10. Verschiedenes

10.1 Wissenswertes zum Thema "Abgereichertes Uran" (DU)

M. Burger ²⁾, M. Haldimann ¹⁾, E. Schmid ²⁾, H. Völkle ³⁾, O. Zoller ¹⁾

1) Facheinheit Lebensmittel und Gebrauchsgegenstände, BAG, 3003 BERN

2) Fachsektion Physik, Labor Spiez, VBS, 3700 SPIEZ

3) Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, 1700 FRIBOURG

10.1.1 Was ist abgereichertes Uran – Depleted Uranium (DU) und wozu wird es verwendet ?

Uran ist ein natürliches, schwach radioaktives Isotop bzw. Element, dass überall im Boden und Gestein in geringen - in gewissen Erzen auch in höheren - Konzentration, vorkommt. Es besteht aus den drei Isotopen ^{238}U , ^{234}U und ^{235}U mit den Halbwertszeiten 4.47 Mia, 0.245 Mio und 704 Mio Jahren. ^{238}U macht mit 99.28 % den grössten Anteil aus. Uran kommt in geringen Mengen auch in der Luft, im Wasser und der menschlichen Nahrung vor. Von den drei genannten Isotopen ist nur das ^{235}U - sein Anteil beträgt 0.711 % des U_{nat} - durch langsamen Neutronen spaltbar und damit in Kernwaffen und in der Kernenergie nutzbar; es muss dazu angereichert werden. Bei diesem Prozess fallen grosse Mengen an abgereichertem Uran an (Depleted Uranium = DU) mit noch etwa 0.2 Prozent ^{235}U , das gegenüber dem U_{nat} um etwa 40 % weniger radioaktiv ist, da auch der Anteil von ^{234}U verringert ist. Es steht praktisch kostenlos zur Verfügung. Auch aus der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Brennelementen fällt DU an. In diesem Fall kann DU auch Spuren von ^{239}Pu (im Bereich ppb bis ppt = 10^{-9} bis 10^{-12}) und andere Uran-Nuklide enthalten (^{232}U , ^{233}U und ^{236}U).

Uran in metallischer Form hat eine sehr hohe Dichte - mehr als das anderhalbfache von Blei - und ist wie dieses und andere Schwermetalle giftig. Als Metall ist es eher weich, kann aber durch Beimischung von geringen Mengen von Titan und Molybdän so sehr gehärtet werden, dass es sich für Geschosse von sehr hoher Durchschlagskraft eignet. Diese sind wesentlich billiger als Projektilen aus Wolfram-Karbid. Die Wirkung von Urangeschossen beruht darauf, dass ein stab- oder pfeilförmiges Teil aus DU mit hoher Wucht auf ein Ziel auftrifft. Es durchdringt so Panzerplatten und der Uranaustaub, der pyrophor ist, entzündet sich infolge der beim Einschlag auftretenden hohen Temperaturen. DU wird auch für Panzerplatten in Kampfpanzern und als Gegengewicht in Flugzeugen oder als Kiel für Segelschiffe verwendet.

Nachgewiesen werden kann DU über die Beta-Strahlung seiner Tochternuklide.

10.1.2 Welches sind die gesundheitlichen Risiken durch DU ?

Gesundheitliche Auswirkungen von Uran können sowohl radiologisch wie auch chemisch toxikologischer Natur sein. Die radiologisch toxikologischen sind allerdings infolge der sehr geringen Radioaktivität von DU eher unbedeutend, die chemisch toxikologischen betreffen nach bisherigen Erfahrungen am ehesten die Nieren. Akute oder subakute Effekte sind allerdings bei oraler Aufnahme im Form von Uranyl erst bei Dosen von deutlich über 0.1 mg/kg Körpergewicht zu erwarten. Es sind vier Belastungspfade bekannt: **Externe Bestrahlung** durch Teile aus DU die sich über längere Zeit in der Nähe des Körper befinden; Inkorporation durch **Inhalation** von Uranaustaub, **Ingestion** von mit DU kontaminiertem Trinkwasser oder Nahrung oder Inkorporation von Uranaustaub in Form von Mikropartikeln oder von DUSplittern durch **Wundkontamination**. Da DU vor allem ein Alpha-Strahler ist und die Geschosse von einer Aluminiumschicht umhüllt sind, ist die externe Strahlendosis auch bei längerer Exposition unbedeutend. Bei der chronischen Inhalation von Uranaustaub besteht, wie man aus den Studien an Minenarbeitern weiss, ein gewisses Risiko auf Lungenkrebs und Krebs des oberen Bronchialtraktes. Ein signifikanter Anstieg dieser Erkrankungen durch Uranaustaub konnte in diesen Studien nicht nachgewiesen werden. Die hohe Lungenkrebsrate im Uranbergbau geht auf den hohen Radongehalt der Grubenluft zurück! Inhaliertes DU liegt meist als Oxyd vor. Grössere Partikel gelangen aus dem Bronchialbereich in den Magen-Darm-Trakt, kleinere Partikel können direkt in die Blutbahn gelangen.

10.1.3 Wie kann die Inkorporation von DU überprüft werden ?

Bei einer unfallbedingten einmaligen Inkorporation von Uran (Inhalation als Staub oder Kontamination

einer Wunde) wird die aufgenommene Uranmenge aus der Analyse von Urinproben hergeleitet. Der Urangelhalt des Urins nimmt zuerst mit einer Halbwertszeit von etwa 1.6 Tagen, später mit einer solchen von rund 20 Tagen ab. Bei oraler Aufnahme wird dagegen nur etwa 1 Prozent resorbiert.

10.1.4 Wie gross ist die durchschnittliche Belastung der Bevölkerung mit Uran ?

Gemäss dem UNSCEAR-Report 2000 [8] liegt die normale Uran-Aufnahme der Bevölkerung über die Nahrung im Bereich von 0.005 bis 0.1 Bq/Tag, entsprechend 0.5 bis 10 µg/Tag, was im Durchschnitt etwa 0.25 µSv/Jahr ergibt. Der durchschnittliche Gehalt des Körpers liegt bei etwa 90 µg U (Angaben der WHO). Die Uran-Ausscheidung über den Urin bei unbelasteten Personen liegt im Bereich von 1 bis 100 ng/Tag mit einem Mittel von etwa 10 ng/Tag da im Gleichgewicht von der oralen Aufnahme nur etwa 1 Prozent resorbiert wird. Im Durchschnitt zeigen ältere Personen eine höhere Ausscheidung [5].

10.1.5 Welche Personen wurden in der Schweiz auf DU-Inkorporation untersucht und was ergaben die Resultate ?

In der Schweiz wurden folgende Personen auf Uraninkorporation untersucht: SWISSCOY-Soldaten und Helfer auf freiwilliger Basis sowie - auf Anfrage des UNHCR - Mitarbeiter des UNHCR aus dem Kosovo. Das Kollektiv der SWISSCOY umfasst bisher 42 Personen und ergab eine mittlere Urankonzentration von 8 ng/l (Bereich 1 – 48 ng/l), entsprechend einer täglichen Ausscheidung von 13 ng/Tag (2 – 96 ng/Tag). Das Kollektiv des UNHCR umfasste 63 Personen und - obwohl es sich dabei um Probanden der lokalen Bevölkerung handelte - lagen die Werte eher noch tiefer:nämlich bei 6 ng/l (1 – 46 ng/l), respektive 7 ng/Tag (1 – 25 ng/Tag). Diese Messungen wurden mittels Massenspektrometrie (ICP-MS) im Bundesamt für Gesundheit durchgeführt und durch radiometrische Messverfahren (Alpha-Spektrometrie nach radiochemischer Abtrennung) im Institut universitaire de Radiophysique appliquée in Lausanne (IRA) überprüft. Wasserproben aus dem Kosovo ergaben 14 bis 1400 ng U/l. Untersuchungen von Urinproben beim deutschen Heereskontingent der KFOR ergaben im Mittel 19 ng/Tag bei der Einsatztruppe und 12 ng/Tag bei der Kontrollgruppe [5]. Alle diese Werte liegen im Schwankungsbereich der natürlichen Urangelhalte.

10.1.6 Wurden in der Schweiz Schiessversuche mit DU gemacht ?

In der Schweiz wurden vor mehr als 30 Jahren an drei Orten Schiessversuche mit DU-haltiger Munition durchgeführt : Ochsenboden SZ und Oerlikon (beide ehemalige Oerlion-Bührle) und Genf (ehemalige Hispano-Suiza). Die Messungen auf dem Schiessgelände des Ochsenbodens und von Depo-niematerial des abgebrochenen Schiesskanals in Oerlikon zeigten keine erhöhten Urangelhalte. Spuren von abgereichertem Uran wurden in einem der beiden Schiesskanäle in Genf gefunden. Der Schiesskanal wurde inzwischen gereinigt.

10.1.7 Einige Quellenangaben

- [1] WRENN M.E., SINGH N.P., RUTH H., RALLISON M.L. AND BURLEIGH D.P.: Gastrointestinal absorption of soluble uranium from drinking water by man. Radiat. Prot. Dosim. 26 (1989) pp.119-122.
- [2] E. SCHMID, CH. WIRZ: Depleted Uranium. Hintergrundinformation des AC-Laboratorium Spiez, Gruppe Rüstung, VBSJanuar 2000.
- [3] NAOMI H. HARLEY et al.: RAND-Report: Depleted Uranium; National Defense Research Institute, USA.
- [4] UNEP/UNCHS Balkans Task Force (BTF): The potential effects on humans and the environment arising from possible use of depleted uranium during the 1999 Kosovo conflict. A Preliminary Assessment. Oct. 1999.
- [5] P. ROTH, E. WERNER, H.G. PARETZKE: Untersuchungen zur Uranausscheidung im Urin. GSF-Bericht 3/01, Januar 2001,. Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Strahlenschutz, Neuherberg/D.
- [6] Health Risk Assessment consultation No. 26-MF-7555-00D: Depleted Uranium: Human Exposure Assessment and Health Risks by the Office of the Special Assistant to the secretary of Defense for Gulf War Illness, Leesburg Pike, USA.
- [7] FRANK J. HOOPER, KATHERINE S. SQUIBB, ELIOT L. SIEGEL, KATHLEEN MCPHAUL and JAMES P. KEOGH: Elevated Urine Uranium Excretion by Soldiers with retained Uranium Shrapnel, in Health Physics 77/5 (1999) pp. 512-519.
- [8] UNSCEAR 2000: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources and Effects of Ionizing Radiation; United Nations, New York, 2000)
- [9] E. BOSSHARD, B. ZIMMERLI and CH. CHLATTER: Uranium in the Diet: Risk Assessment of its Nephro- and Radiotoxicity

10.2. Campagne 2000 auprès des laboratoires de mesure de la radioactivité dans l'environnement

M. Décombaz, J.-C. Gostely, J.-J. Gostely, G. Triscone, M. Leresche

Institut universitaire de radiophysique appliquée, 1007 LAUSANNE

10.2.1 Description

En collaboration avec l'Office fédéral de métrologie et d'accréditation (METAS) et la Section de surveillance de la radioactivité (SUER), l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (IRA) a organisé en été 2000 une intercomparaison associée à un service d'étalonnage à l'intention des laboratoires mesurant la radioactivité de l'environnement en Suisse.

Cette opération avait pour but de favoriser la cohérence des mesures d'activité par spectrométrie gamma en fournissant aux laboratoires intéressés une solution radioactive de référence leur permettant de contrôler l'étalonnage de leur équipement. Les participants ont reçu le produit au mois de juin et étaient invités à livrer le résultat de leur mesure à fin septembre ; après quoi seulement leur étaient communiqués le certificat d'étalonnage avec les activités certifiées ainsi que des recommandations concernant les paramètres nucléaires et la correction des effets dus aux sommations. Ainsi cette campagne peut-elle être aussi considérée comme une intercomparaison.

La solution distribuée contenait un mélange des six nucléides suivants : ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{139}Ce , ^{137}Cs , ^{88}Y et ^{60}Co , avec une concentration radioactive variable selon le nucléide et voisine de quelques Bq.g^{-1} . Ces nucléides présentent neuf émissions gamma principales comprises entre 88 et 1836 keV. L'incertitude-type de la concentration radioactive de référence est échelonnée entre 0.20% (^{60}Co) et 0.55% (^{109}Cd).

10.2.2 Résultats

Sur les 19 laboratoires contactés, 18 ont répondu favorablement, auxquels il faut ajouter le laboratoire italien de métrologie des rayonnements ionisants (Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti, Roma). Certains participants ont utilisé plusieurs détecteurs ou géométries de comptage et ainsi fourni plus d'une valeur ; ces valeurs ont été combinées, de sorte qu'il y a en définitive six valeurs de concentration par laboratoire (une par nucléide), soit 114 résultats.

Le rapport R de la concentration mesurée (par le participant) à la concentration de référence (déterminée à l'IRA), ou sous une autre forme la déviation $(R-1)$ exprimée en %, permet une première évaluation des résultats ; ces rapports sont représentés dans la figure 1 (les participants sont identifiés par le numéro de leur échantillon) avec une incertitude élargie $2s_R$ ($k=2$). Si l'on ne considère que les laboratoires suisses, 71 valeurs (soit le 66% des 108 résultats) ont une déviation inférieure à 5%, et 90 (83%) une déviation inférieure à 10%.

La déviation normée, définie par le rapport $u = |R-1| / s_R$ entre la valeur absolue de la déviation $|R-1|$ et son incertitude-type s_R , fournit une autre évaluation du résultat : elle permet d'apprécier si l'incertitude indiquée est réaliste ; dans ce contexte, on admettra que lorsque $u < 2$, R ne diffère pas significativement de l'unité. Si l'on exclut l'INMRI, dans 44% des cas (48 résultats), u est inférieur à 2 ; cela correspond, dans la figure 1, aux valeurs de R pour lesquelles la barre d'erreur a une intersection avec l'axe $R = 1$.

10.2.3 Conclusions

Le fait que dans deux tiers des cas, l'écart entre la valeur mesurée et la valeur de référence soit inférieur à 5%, et dans plus de huit cas sur dix inférieur à 10%, est jugé comme très positif, même si le problème de mesure (la matrice source étant une solution aqueuse) pouvait être tenu pour relativement simple. Les résultats pour lesquels cet écart est supérieur à 10% devraient donner lieu à une investigation et à une action corrective.

En revanche, dans plus de la moitié des cas, la valeur mesurée diffère probablement de manière significative de la valeur de référence, en d'autres termes, l'incertitude de mesure est sous-estimée. Il convient donc, de façon générale, d'attribuer plus d'importance à l'évaluation de l'incertitude de mesure.

Le rapport complet peut être obtenu à l'adresse suivante : marc.decombaz@epfl.ch.

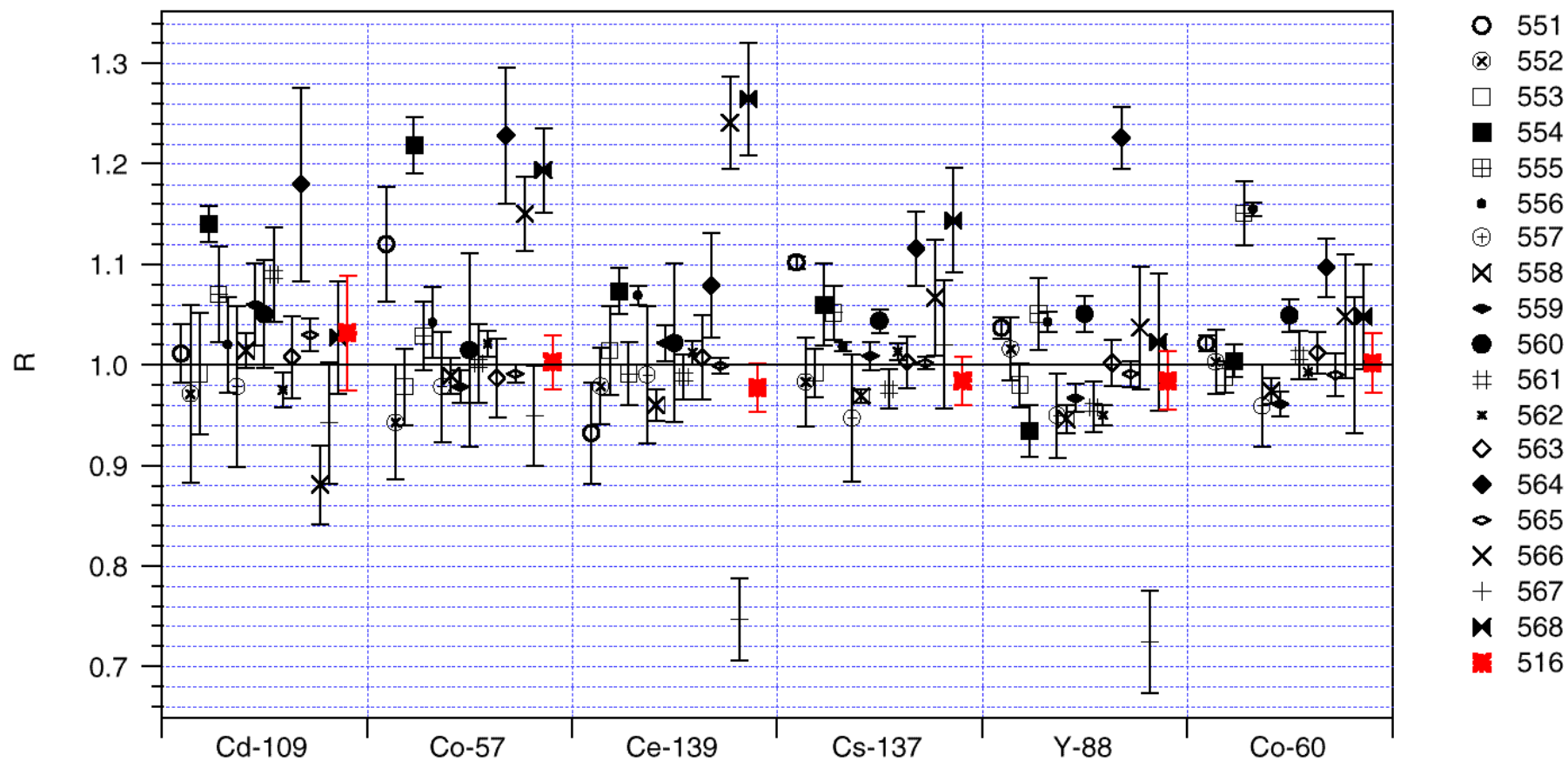


Fig. 1: Distribution des résultats de la campagne IRA- SUER 2000 auprès des laboratoires de surveillance de la radioactivité : 6 valeurs par laboratoire (une pour chaque nucléide), 18 laboratoires suisses (nos 551- 568), un laboratoire étranger (Istituto Nazionale di Metrologia delle Radiazioni Ionizzanti, Centro Ricerche Casaccia, no 516), soit 114 valeurs. R est le rapport de la concentration radioactive mesurée par le laboratoire à la concentration de référence; l'incertitude représentée est l'incertitude élargie ($k = 2$). Les valeurs pour lesquelles la barre de l'incertitude ne touche pas l'axe $R = 1$ sont considérées comme (probablement) significativement différentes de la valeur de référence.