



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

2003

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

Juni 2004

Redaktionsteam

Prof. Dr. H. Völkle, Madame Dr. S. Estier, Myriam Gobet et André Gurtner

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

3-905235-44-7

Druckauflage

2200 Ex.



Avant Propos

Rayonnements ionisants et radioactivité sont surveillés par l'Office fédéral de la santé publique. Ces mesures assurent que la population soit préservée de toute irradiation inadmissible. 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 surveillance se réfère 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). Ces limites permettent d'exclure, en l'état des connaissances actuelles, une mise en danger de la santé de la population.

La dose annuelle de la population suisse, estimée en moyenne à 4 mSv (milli-Sievert), provient essentiellement des sources d'origine naturelle: radon 1.8 mSv, exposition externe 0.8 mSv et radionucléides naturels dans le corps 0.35 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. Mis à part les valeurs accrues de radon dans certaines habitations et un échantillon de lait du Tessin, les limites ont été respectées en 2003.

En moyenne la population suisse a été préservée en 2003 - aussi dans les régions avec des concentrations de 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 1 à 2 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.

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

Prof. Dr. H. Völkle, Division de Radioprotection,
Office fédéral de la santé publique

Vorwort

Das Bundesamt für Gesundheit überwacht ionisierende Strahlung und Radioaktivität in der Umwelt. Mit diesen Messungen soll sichergestellt werden, dass die Bevölkerung keiner unzulässigen Bestrahlung ausgesetzt ist. Überwacht werden Luft, Niederschläge, 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. Massgebend für die Beurteilung der Ergebnisse sind die Immissions- und Dosisgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung (StSV) und für die Lebensmittel die Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV). Diese Limiten garantieren, dass nach heutigem Wissensstand eine Gefährdung der Bevölkerung ausgeschlossen werden kann.

Die durchschnittliche Jahresdosis der Bevölkerung von insgesamt 4 mSv (milli-Sievert) stammt weitgehend aus natürlichen Quellen mit den Hauptbeiträgen Radon: 1.8 mSv, externe Bestrahlung: 0.8 mSv sowie Radionuklide im Körper: 0.35 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. Ausser den schon früher gemeldeten erhöhten Radonkonzentrationen in einigen Wohnräumen und einer Milchprobe aus dem Tessin waren die Limiten auch 2003 eingehalten.

Die Schweizer Bevölkerung war 2003 - auch in Gebieten mit erhöhter ¹³⁷Caesium-Belastung oder bei extremem Konsumverhalten - keiner unzulässigen Bestrahlung ausgesetzt. Nach wie vor sind in etwa 1 bis 2 Prozent der bisher in der Schweiz untersuchten Häuser die Bewohner einer zu hohen Strahlendosis durch das natürliche Radon ausgesetzt.

Allen Laboratorien und Amtsstellen sei für ihre wertvolle Mitarbeit beim Ausführen des Messprogrammes und bei der Zusammenstellung des Berichtes herzlich gedankt.

Prof. Dr. H. Völkle, Abteilung Strahlenschutz,
Bundesamt für Gesundheit

A

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2003: 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⁾

In diesem Kapitel sind die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung in der Umwelt von 2003 zusammengefasst:

- 1) Umweltradioaktivität,
- 2) externe Strahlung,
- 3) Strahlendosen.

Sowohl beim Messprogramm, wie auch bei der Wahl der Probenahmestellen und Analyseverfahren wird auf genügend Redundanz geachtet, um alle Quellen natürlicher und künstlicher Radioaktivität zu erfassen, unter Berücksichtigung der wichtigsten Transport- und Anreicherungsverfahren in der Umwelt. Die Überwachung geht daher über ein reines Monitoringprogramm hinaus und umfasst auch transdisziplinäre Projekte. Bezugsgrössen für die Bewertung der Ergebnisse sind die Dosis- und Immissionsgrenzwerte der Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV) von 1994 und die Toleranz- und Grenzwerte für Lebensmittel der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV).

Die Berechnung der Strahlendosen der Bevölkerung basiert auf den Dosisfaktoren der StSV, diese stützen sich auf die Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP). Sie gelten für Personen mit durchschnittlichen Lebens- und Ernährungsgewohnheiten.

Für Bestrahlungen, die nicht gleichmässig über den ganzen Körper verteilt sind, empfiehlt die ICRP Strahlenrisiko-Faktoren für die verschiedenen menschlichen Organe. Diese berücksichtigen:

- 1) Tod durch Krebserkrankung,
- 2) Verminderung der Lebenserwartung (vorzeitiger Tod) als Folge einer Krankheit,
- 3) Verminderung der Lebensqualität infolge einer Krebserkrankung,
- 4) genetisch bedingte Leiden.

Diese Risikofaktoren basieren hauptsächlich auf den Untersuchungen an den Überlebenden der Atombombenabwürfe auf Hiroshima und Nagasaki. Sie setzen voraus, dass die Strahlenschädigungen linear 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, die zu Erkrankungen führen können. Es ist sinnvoll, 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⁾

Künstliche Radionuklide in der Luft wie ¹³⁷Cs (unter 0.01 mBq/m³), ²³⁹Pu und ²⁴¹Am sind - wenn überhaupt - nur in Spuren nachweisbar. So wurden beim CERN in einigen Wochen Spuren von ²⁴Na und ¹³¹I (0.0002% bzw. 0.00004% des Immissionsgrenzwertes für Luft der StSV) von dessen Beschleunigern festgestellt. ⁸⁵Kr aus der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoff (in Europa die Anlagen La Hague/F und Sellafield/UK) ergab bei einem Grundpegel von 1.4 Bq/m³ überlagerte Erhöhungen bis 1.8 Bq/m³. Tritium (³H) weist in der Nahumgebung von Betrieben, die dieses Nuklid verarbeiten, in der Luftfeuchte bis rund 20 Bq/m³ auf, das ist rund ein Prozent des Immissionsgrenzwertes gemäss StSV. Das aus 11 Stationen bestehende automatische Überwachungsnetz RADAIR für die Radioaktivität der Luft funktionierte auch 2003 ohne grössere Ausfälle. Die natürlichen Radionuklide ⁷Be resp. ²¹⁰Pb zeigten 1 – 8 resp. 0.1 – 2 mBq/m³.

Der Hauptteil der Radioaktivität der Luft - vor allem im Hausinnern - besteht aus dem natürlichen Edelgas **Radon** ³⁾. Dieses dringt vorwiegend aus dem

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 A6.

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

³⁾ Radon siehe: [Kap. 2]

Bauuntergrund, entsprechend dessen Gasdurchlässigkeit, in die Gebäude ein. Baumaterialien und Wasser führen dagegen in der Schweiz nicht zu erhöhten Radonkonzentrationen. Die radioaktiven Tochternuklide des Radon können durch ihre Alphastrahlung Lungenkrebs auslösen. Die Schweizer Radon-Datenbank enthält Messwerte aus rund 47'000 Häusern, insgesamt 91'000 Messwerte, davon 53'500 aus bewohnten Räumen. In 2059 der untersuchten Wohnräume ist (ohne die bereits sanierten Gebäude) der Richtwert (400 Bq/m^3) und in 611 der Grenzwert ($1'000 \text{ Bq/m}^3$) überschritten. Regionen mit einem Mittelwert über 200 Bq/m^3 oder mit mindestens einer Grenzwertüberschreitung werden als "Radongebiete" bezeichnet. Die Radonkarte der Schweiz ist fast vollständig. Nach Korrektur bezüglich Stockwerk und regionaler Bevölkerungsverteilung ergibt sich für bewohnte Räume ein arithmetisches Mittel von 75 Bq/m^3 . Erhöhte Radonkonzentrationen treten vor allem in den Kantonen Graubünden, Tessin, Neuenburg und Jura auf, vereinzelt auch im Mittelland. Häuser mit erhöhten Radonwerten - in der Schweiz sind es einige Tausend - werden mit bautechnischen Massnahmen saniert. Solche wurden in einigen Gebäuden (Priorität Schulen und Kindergärten) bereits durchgeführt.

1.2 Niederschläge ⁴⁾

In den Niederschlägen dominiert **Tritium** (^3H) mit heute noch wenigen Bq/l, im Einflussbereich von Industriebetrieben und Kernanlagen bis 30 Bq/l . Dessen durch die kosmische Strahlung erzeugter natürlicher Anteil beträgt wenige Zehntel Bq/l. In unmittelbarer Nähe von Tritium-verarbeitenden Betrieben oder Kehrlichtverbrennungsanlagen wurden bis gegen 1600 Bq/l gemessen. Der Immissionsgrenzwert für öffentliche Gewässer beträgt gemäss StSV $12'000 \text{ Bq/l}$; der Toleranzwert für Trinkwasser gemäss FIV $1'000 \text{ Bq/l}$.

Bei den weiteren **künstlichen Radionukliden** wurden vereinzelt Spuren von ^{137}Cs von wenigen mBq/l festgestellt. Das natürliche, durch die kosmische Strahlung erzeugte ^7Be lag zwischen 0.1 und 3 Bq/l .

1.3 Gewässer

In den Flüssen beträgt der **Tritiumgehalt** in der Regel ebenfalls wenige Bq/l. Ausnahmen bildeten die Aare bei Brugg und der Rhein unterhalb Basel, wo im Frühling 20 bzw. 8 Bq/l festgestellt wurde, was auf Abgaben Tritiumhaltiger Abwässer aus dem KKW Gösgen, allerdings im Rahmen der erlaubten Limiten, zurückzuführen ist (siehe Seite B.8.0.1). In den industrialisierten Regionen ist ein Einfluss lokaler Emittenten zu erkennen. Die

Tritiumimmissionen aus der Uhrenindustrie in der Region La Chaux-de-Fonds haben weiter abgenommen, dies einerseits weil die Verwendung von Tritium für Leuchtziffern bei Uhren deutlich zurückgegangen ist und andererseits weil Tritium-haltige Abfälle eingesammelt werden und damit weniger unkontrolliert in die regionale Kehrlichtverbrennungsanlage gelangen. So lag der Tritium-Gehalt 2003 im Doubs meist unter 10 Bq/l , in wenigen Fällen bis 15 Bq/l .

In Monatssammelproben aus den Flüssen Aare, Rhein, Rhone und Ticino lag die künstliche Radioaktivität 2003 ausser jener von Tritium unter 7 mBq/l . Oberhalb Kernanlagen ist als künstliches Radionuklid nur ^{137}Cs vom Fallout und von Tschernobyl festgestellt worden ⁵⁾, unterhalb auch Spuren von ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn und ^{137}Cs bis 1.8, 3, 1.3 bzw. 0.4 mBq/l .

Sedimentproben aus den Flüssen unterhalb der Kernanlagen erlauben die flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke (^{54}Mn : bis 28 Bq/kg , ^{65}Zn bis 9 Bq/kg , ^{60}Co : bis 130 Bq/kg , ^{58}Co : bis 18 Bq/kg und ^{137}Cs : bis 43 Bq/kg) und den Eintrag durch den Reaktorunfall Tschernobyl zu bilanzieren ⁶⁾.

Abwässer der **Kläranlagen** der grösseren Agglomerationen weisen vereinzelt Spuren von ^{131}I aus der Nuklearmedizin auf (bis 6 Bq/l), sowie Tritium bis gegen 1600 Bq/l (La Chaux-de-Fonds), letzteres aus industriellen Anwendungen oder von Tritium-Uhren oder – Tritium-haltigen Abfällen, die in den Kehrlicht gelangen. Bei der ARA La Chaux-de-Fonds hat der Tritiumabfluss in den letzten Jahren stetig abgenommen und betrug 2003 (wie im Vorjahr) noch 1.9 TBq , während er 1990 42 TBq betrug. 2003 wurden im einzigen Betrieb der Stadt La Chaux-de-Fonds noch $3.3 \text{ TBq } ^3\text{H}$ verarbeitet ⁷⁾.

Rauchgaswaschwässer aus **Kehrlichtverbrennungsanlagen** zeigten dagegen vereinzelt sehr hohe Tritium-Werte: Basel: bis $570'000 \text{ Bq/l}$, Biel: bis 800 Bq/l , und La-Chaux-de-Fonds: bis $750'000 \text{ Bq/l}$. Bei den vereinzelt Tritium-Spitzen aus der Kehrlichtverbrennungsanlage Basel konnte trotz intensiver Abklärungen in Zusammenarbeit mit dem Kantonalen Laboratorium der Verursacher nicht ausfindig gemacht werden. Diese Abgaben sind jedoch, in Anbetracht der grossen Verdünnung im Rhein radiologisch nicht relevant. Bei den Abgaben aus La-Chaux-de-Fonds war die Ursache die kontrollierte und vom BAG bewilligte Verbrennung Tritium-haltiger Abfälle im Verlauf des Jahres 2003.

⁵⁾ siehe: [Kap. 4.2 und 4.4]

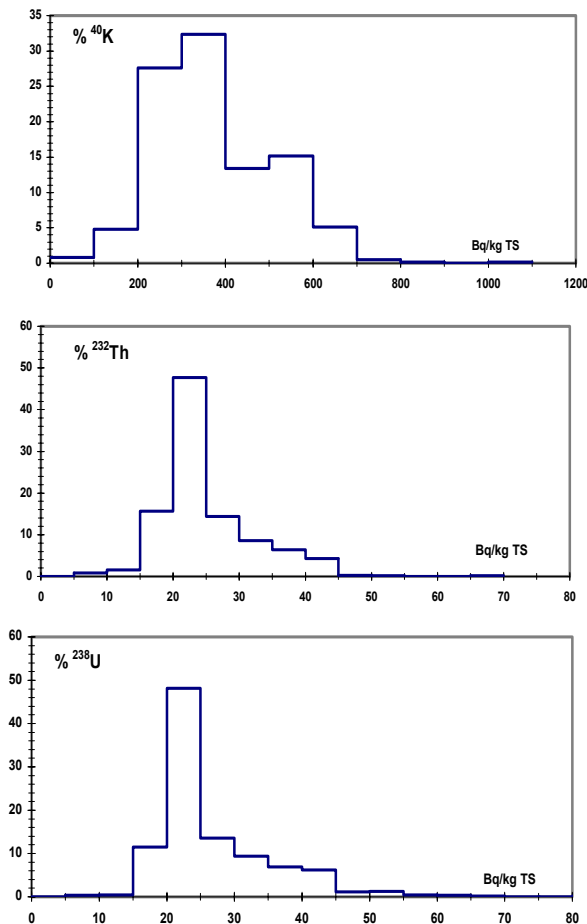
⁶⁾ siehe: [Kap. 4.2, 4.4 und 4.5]

⁷⁾ siehe: [Kap. 4.1, 4.2 und 9.1]; Tritiumverarbeitung in der Uhrenindustrie siehe Seite B.9.1.3

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

1.4 Erdboden ⁸⁾

Im Erdboden, einem guten Integrator für sämtliche Ablagerungen aus der Luft, variieren die natürlichen Zerfallsreihen von Uran (15-70 Bq/kg TS; Median 24 Bq/kg TS) und Thorium (10-50 Bq/kg TS; Median 23 Bq/kg TS) je nach geologischem Untergrund, beim ebenfalls natürlichen ⁴⁰K (100-1000 Bq/kg TS; Median 350 Bq/kg TS) spielt auch die Verwendung von Kalidünger eine Rolle.



Figur 1: Häufigkeitsverteilung der ⁴⁰K-, ²²⁸U- und der ²³²Th-Messwerte in Bq/kg TS im Erdboden aus 627 in-situ-Messungen der Jahre 1986 – 1990 (bestimmt aus den γ -Linien von ²¹⁴Pb resp. ²²⁸Ac).

Die künstlichen Radionuklide zeigen regionale Unterschiede, die mit den Ablagerungen aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen und dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammenhängen. 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 das Tessin und die Bündner Südtäler, in geringerem Ausmass auch der Jura und Teile der Nordostschweiz. In den Alpen und Südalpen sind die Werte von ¹³⁷Cs (bis 710 Bq/kg TS =

Trockensubstanz) und ⁹⁰Sr (bis 37 Bq/kg TS) immer noch höher als im Mittelland. Ein Einfluss der Emissionen der Kernanlagen konnte im Boden nicht festgestellt werden. Bei den künstlichen Alphastrahlern ergaben ²³⁹⁺²⁴⁰Pu 0.2 bis 4 und ²⁴¹Am 0.07 bis 1.4 Bq/kg TS wobei die Messwerte im Mittelland tiefer sind als jene von Jura und Alpen. Das Verhältnis von ²⁴¹Am/²³⁹⁺²⁴⁰Pu betrug 0.33.

1.5 Pflanzen und Lebensmittel ⁹⁾

In **Gras-** und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ⁴⁰K. Künstliche Radionuklide wie ¹³⁷Cs oder ⁹⁰Sr vom Reaktorunfall Tschernobyl bzw. den Kernwaffen-Versuchen welche 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 20 Bq/kg T.S. für ¹³⁷Cs im Tessin und bis 50 bzw. 14 Bq/kg T.S. für ⁹⁰Sr im Tessin bzw. in den Alpen. Bei der **Kuhmilch** lag der ¹³⁷Cs-Gehalt (ausser im Tessin mit einem Maximum von 25 Bq/l; Toleranzwert: 10 Bq/l) durchwegs unter der Nachweisgrenze von 1 bis 2 Bq/l. Der ⁹⁰Sr-Gehalt betrug im Mittelland und Jura zwischen 0.04 und 0.06 Bq/l, in den Alpen zwischen 0.13 und 0.44 und im Tessin zwischen 0.12 und 0.62 Bq/l. Elf **Getreideproben** ergaben für ¹³⁷Cs weniger als 0.6 und für ⁹⁰Sr zwischen 0.1 und 0.3 Bq/kg.

Bei den einheimischen **Pilzen** zeigen nach wie vor Röhrlinge und Zigeunerpilze geringfügig erhöhte Werte bis rund 270 Bq ¹³⁷Cs pro kg Frischgewicht mit abnehmender Tendenz. Es lagen keine Messwerte über dem Toleranzwert von 600 Bq/kg. Dies trifft auch zu für die importierten Pilze, deren ¹³⁷Cs-Werte bei maximal 500 Bq/kg lagen (Pfifferlinge). Für Pilzimporte aus Osteuropa wird nach wie vor ein Radioaktivitätszertifikat verlangt.

Importiertes und einheimisches **Wild** ergab noch Werte bis 123 Bq/kg ¹³⁷Cs (Gems) bzw. bis 293 Bq/kg (Wildschwein). Messungen an **"Hirschtrüffeln"** von acht Standorten in der ganzen Schweiz ergaben ¹³⁷Cs-Werte bis 20'000 Bq/kg und bestätigen die regionale Verteilung des Cs-Ausfalles nach dem Unfall Tschernobyl mit einem Maximum im Tessin siehe [Kap. 5.2]. Diese Pilze, die das Caesium extrem anreichern sind zwar für den Menschen ungeniessbar jedoch bei den Wildschweinen sehr beliebt und sind für die z.T. noch erhöhten Cs-Werte in diesen Tieren verantwortlich. Bei 10 Proben von **Haustieren** aus dem Tessin (Rinder, Ziegen) lag der ¹³⁷Cs-Gehalt bei 4 bis 112 Bq/kg.

⁸⁾ Erdboden siehe: [Kap. 4.3 und 7.2]

⁹⁾ Gras bzw. Lebensmittel siehe: [Kap. 4.3 bzw. 5.1]; Trinkwasser Graubünden: siehe: [Kap. 4.5]

1.6 Kohlenstoff-14 in Pflanzen ¹⁰⁾

¹⁴C wird bei der Assimilation von Kohlensäure von den Pflanzen aus der Luft während der Wachstumsphase aufgenommen. Gegenüber dem natürlichen, durch die kosmische Strahlung erzeugten ¹⁴C führten die Kernwaffenversuche in den 60er-Jahren zu einer Verdoppelung. Dieser Anteil beträgt heute noch etwa 74 % und wird an einer Referenzstation in der Nähe von Bern gemessen. Baumblätter aus der Umgebung der Kernreaktoren ergaben zusätzliche, maximale Erhöhungen von 164 % beim KKL, 50 % beim KKG, 35 % beim PSI, 29 % beim Verbrennungssofen Valorec in Basel, 128 % auf dem ehemaligen Sandoz-Gelände und 80 % in der Umgebung der Firma Roche. Der durch die kosmische Strahlung erzeugte natürliche ¹⁴C-Anteil in Pflanzen beträgt 227 Bq/kg C und führt zu 0.013 mSv pro Jahr. Eine zusätzliche ¹⁴C-Aktivität in Lebensmitteln von 100 % führt zu einer zusätzlichen jährlichen Dosis im micro-Sv Bereich.

1.7 Radionuklide im menschlichen Körper ¹¹⁾

Ganzkörpermessungen und ⁹⁰Sr-Bestimmungen an Milchzähnen und Wirbelknochen erfassen die Aufnahme von Radionukliden über die Nahrung. Ganzkörpermessungen an Personen aus Basel ergaben ¹³⁷Cs-Aktivitäten bis 29 Bq bei den Frauen und bis 58 Bq bei den Männern; jene aus Genf lagen alle unter 10 Bq. Von den 674 Personen die am PSI im Rahmen der Personenüberwachung gemessen wurden, lag der Maximalwert bei 500 Bq, wobei jedoch 98 Prozent unter der Erkennungsgrenze von 60 Bq lagen. Das natürliche ⁴⁰K beträgt bei den Frauen rund 3200 Bq und bei den Männern rund 4500 Bq. In menschlichen Wirbelknochen betrug der Medianwert des ⁹⁰Sr-Gehaltes 0.04 Bq/g Ca, jener von Milchzähnen 0.03 Bq/g Ca.

2. Dosen aus externen Strahlenquellen

2.1 Natürliche Strahlung

Die Hauptbeiträge zur externen Strahlenexposition sind die terrestrische und die 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 80 nSv/h, und variiert zwischen 50 nSv/h und etwa 200 nSv/h. Im Hausinnern ist die Dosis infolge der natürlichen Radionuklide in Baustoffen etwa 10 Prozent höher als im Freien.

¹⁰⁾ ¹⁴C-Messungen siehe: [Kap. 7.1]

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

¹²⁾ siehe: [Kap. 3.4]; Kosmische Strahlung siehe auch Jahresbericht 1999 [Kap. 10.3]:

http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

2.2 Künstliche Radioaktivität

Der radioaktive Ausfall nach dem Reaktorunfall Tschernobyl vom April 1986 und den oberirdischen Kernwaffenversuchen tragen - mit Ausnahme des Tessins, wo sie noch bis maximal 60 nSv/h ausmachen - heute nur noch wenige Prozente zur externen Dosisleistung bei ¹³⁾.

Die automatische Überwachung der Ortsdosen im Freien an 58 Stationen im ganzen Lande erfolgt mit dem Überwachungsnetz NADAM siehe: [Kap. 3.2]. Die Daten können auf dem Internet abgefragt werden (s. *Messungen / Aktuelle Messwerte*):

<https://www.naz.ch/baradio.html>. In der Nahumgebung der KKW besteht ebenfalls ein automatisches Überwachungsnetz für die Ortsdosen. Die Daten dieses MADUK-Systems sind ebenfalls auf den Internet verfügbar:

http://maduk.hsk.psi.ch/scripts/db4web_c.exe/maduk/messwerte/main.mth

An einigen Stellen an der Umzäunung der Kernkraftwerke Mühleberg und Leibstadt (¹⁶N-Strahlung aus dem Siedewasserreaktor), des PSI und des CERN treten zeitweise infolge Direktstrahlung bis einige 100 nSv/h (Limite 5 mSv/a entsprechend 570 nSv/h) auf. Da sich Personen jedoch nur kurze Zeit an diesen Stellen aufhalten, sind die daraus resultierenden Personendosen unbedeutend ¹⁴⁾.

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 Auswertprogramm erstellt danach eine Strahlenkarte des beflogenen Gebietes. Mit diesem Messgerät, dessen Einsatz von der NAZ koordiniert wird, kann nach einem Unfall rasch die Karte eines kontaminierten Gebietes erstellt werden; es kann auch zur Suche nach verloren Strahlenquellen eingesetzt werden.

Im Berichtsjahr wurden Messflüge in der Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen und Mühleberg durchgeführt. Die Resultate zeigten keine erhöhte Radioaktivität im Vergleich zu früheren Jahren. Einzig die nach oben nicht abgeschirmte ¹⁶N-Strahlung aus dem Maschinenhaus des KKW Mühleberg war messbar. Diese, sowie das in Spuren feststellbare ⁶⁰Co führen jedoch nicht zu nennenswerten Personendosen. Bei gemeinsamen Messübungen mit einer österreichischen Partnerorganisation

¹³⁾ Dosismessungen siehe: [Kap. 3.1, 3.2 und 3.4]

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

¹⁵⁾ Zur Aeroradiometrie siehe: [Kap. 3.3]; siehe auch <http://www.hsk.psi.ch/far/>

wurde in zwei Gebieten in der Nähe von Klagenfurt/A die Suche nach ausgelegten radioaktiven Strahlenquellen geübt.

3. Strahlendosen der Bevölkerung

3.1 Natürliche und kosmische Strahlung

Radon (^{222}Rn) und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen ergeben den grössten Beitrag zur Strahlendosis (etwa 40%). Dieses ist von seiner Entstehung her zwar natürlich, die erhöhten Konzentrationen im Hausinnern sind jedoch zivilisationsbedingt. Die in der Schweiz bis 2003 durchgeführten Erhebungen in rund 47'000 Häusern ergeben ein gewichtetes arithmetisches Mittel von 75 Bq/m³. Unter der Annahme einer Aufenthaltsdauer im Wohnbereich bzw. am Arbeitsplatz von 7000 bzw. 2000 Stunden pro Jahr und den Dosisfaktoren $2.44 \cdot 10^{-6}$ bzw. $3.17 \cdot 10^{-6}$ mSv pro Bq/m³ und Stunde¹⁶⁾ erhält man für die Schweizer Bevölkerung eine durchschnittliche Radondosis von rund 1.8 mSv pro Jahr. Bei 1 bis 2 Prozent der Bevölkerung liegt die Dosis über 10 mSv pro Jahr, bei 0.2 Prozent über 25 mSv pro Jahr. Gemäss konservativen Schätzungen dürfte Radon 5 bis 10 Prozent der Lungenkrebstodesfälle verursachen siehe: [Kap. 2].

Natürliche Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den Körper und führen durchschnittlich zu rund 0.35 mSv, wobei ^{40}K rund 0.2 mSv ausmacht. Der Rest kommt von den Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen Uran und Thorium sowie von den kosmogenen Radionukliden Tritium, ^{14}C , ^7Be etc. siehe: [Kap. 5.1].

Natürliche Radionuklide im Boden tragen auch zur externen Strahlenexposition 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 siehe: [Kap. 3.4].

3.2. Dosen durch künstliche Radioaktivität

Bei den Dosen aus **externen Strahlenquellen** stammt der grösste Teil von medizinischen Anwendungen sowie aus der beruflichen Strahlenexposition in Kernkraftwerken, Industrien, Handel, öffentlichem Dienst, Forschung und Medizin und den sogenannten "Kleinquellen". Die letzteren sind

Konsumgüter und Gebrauchsgegenstände, die geringe Mengen an Radioaktivität enthalten. 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.

Tabelle 1:
Natürliche Strahlenquellen (mSv/Jahr)

Quelle	Mittel	Wertebereich
terrestrische Radionuklide	0.45 ¹⁷⁾	0.15 – 1.0
kosmische Strahlung	0.35	0.3 - 0.6
Radionuklide im Körper	0.35 ¹⁸⁾	0.2 – 0.5
Radon im Wohnbereich	1.8	0.3 – über 20 ¹⁹⁾
Summe	3	1 bis über 20

Tabelle 2:
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 0.006
Berufliche Strahlenexposition	65'907 beruflich strahlenexponierte Personen ²³⁾	0.07	< 20 98.1. % <1

¹⁷⁾ davon kosmische Strahlung auf 300 m 0.35 mSv/Jahr. Ein Flug Schweiz-Nordamerika ergibt zusätzlich 0.04 mSv; Fluggesellschaften und Vielflieger erhalten zusätzlich etwa 3 mSv/Jahr; siehe auch Jahresbericht 1999: Kap. 10.3: http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

¹⁸⁾ davon in micro-Sv pro Jahr: ^{40}K = 200; ^{87}Rb = 6; ^3H , ^7Be , ^{14}C und ^{22}Na zusammen rund 13; U, Th und Ra = 40; ^{210}Pb + ^{210}Bi + ^{210}Po = 90 micro-Sv/Jahr

¹⁹⁾ bei 1 bis 2 % der Bevölkerung über 10 mSv und bei 0.2 % über 25 mSv pro Jahr.

²⁰⁾ Erhebung IRA/BAG 1996-99; siehe Jahresbericht 1999: Kap. 10.1; http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

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, ^{210}Po im Zigarettenrauch, etc.

²³⁾ in KKW, Medizin, Forschung, Industrie und öffentlichen Diensten. Quelle: Dosimetriebericht BAG 2003, siehe auch: <http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/dosimetrie/pdf/2003-df.pdf>

¹⁶⁾ vergleiche Jahresbericht 1993 Seite B.2.3

Die Dosen durch **interne Strahlenexposition** werden durch künstliche Radionuklide - hauptsächlich ^{137}Cs und ^{90}Sr - in der Nahrung verursacht. Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergaben Dosen durch inkorporiertes ^{137}Cs von weniger als 1 micro-Sv pro Jahr.

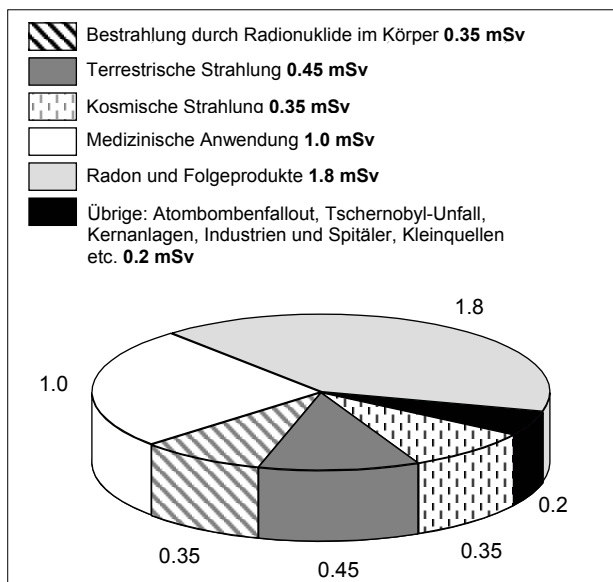
Gesamthaft beträgt die Strahlendosis durch **künstliche Radioaktivität** - ohne Medizin und Kleinquellen - für die Mehrheit der Schweizer Bevölkerung 0.01 bis 0.05, in Einzelfällen bis 0.1 mSv pro Jahr. Für die Auswirkungen des **Unfalles Tschernobyl** siehe:

<http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/cherno2003.pdf>

Tabelle 3:
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 Mineralwasser	1l/Tag mit 1 Bq/l (= GW)	0.08
^{14}C im Gemüse	200 g Gemüse pro Tag aus Nähe der RSVA Basel ²⁴⁾	0.002
^3H im Regenwasser als Trinkwasser verwendet	2.2 l/Tag aus Umgebung eines tritiumverarbeitenden Betriebes (1000 Bq/l)	0.01
^{137}Cs im Erdboden im Tessin	Arbeiten während eines Jahres in einem Feld mit der höchsten Cs-Belastung im Tessin	0.1
Direktstrahlung (Umgebung eines KKW)	1 Std/Tag am Zaun des KKW	0.1

(GW=Grenzwert bzw. TW=Toleranzwert nach FIV)



Figur 2:
Durchschnittliche Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung in mSv/Jahr (Summe: 4 mSv/Jahr):

Tabelle 4:
Präfixe und ihre Bedeutung

fBq	femto	10^{-15}	kBq	kilo	10^3
pBq	pico	10^{-12}	MBq	Mega	10^6
nBq	nano	10^{-9}	GBq	Giga	10^9
μBq	micro	10^{-6}	TBq	Tera	10^{12}
mBq	milli	10^{-3}	PBq	Peta	10^{15}

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 dieser Seite angegeben. Früher wurde die Einheit Curie (Ci) verwendet, mit $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ bzw. $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Um das **Strahlenrisiko** der Bevölkerung zu bewerten, wird die **effektive Dosis (E)** 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 w_R*). Für die effektive Dosis werden die Einzeldosen aller bestrahlten Organe, gewichtet mit ihrer Strahlenempfindlichkeit summiert (*Gewebewichtungsfaktoren w_T*). Dies liefert eine theoretische Ganzkörperdosis, die das gleiche Strahlenrisiko verursacht, wie die einzelnen Organdosen. Die einzelnen Zwischenstufen, Energiedosis D, Äquivalentdosis H, 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 Gesundheitsrisiko darstellt. Radioaktive Stoffe dürfen nur kontrolliert an die Umwelt abgegeben werden, wobei von der Bewilligungsbehörde Abgabelimits festgelegt werden. Diese sind beispielsweise bei den Kernanlagen so gewählt, dass keine Person in der Nahumgebung eine zusätzliche Dosis von mehr als 0.2 mSv pro Jahr erhalten kann (Quellenbezogener Dosisrichtwert gemäss Art 7 der StSV). Für Radongas gilt ein Grenzwert für Wohn- und Aufenthaltsräume von 1000 Bq/m^3 . Bei Überschreiten dieser Grenzwerte sind die Gebäude zu sanieren. Bei Neu- oder Umbauten soll ein Richtwert von 400 Bq/m^3 nicht überschritten werden.

²⁴⁾ Regionale Sondermüll-Verbrennungsanlage Basel-Stadt

A

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse pour 2003 : 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 2003

- 1) radioactivité de l'environnement;
- 2) exposition externe;
- 3) doses de rayonnement pour la population.

Afin de recenser avec suffisamment de précision les sources naturelles et artificielles de radioactivité, ainsi que les phénomènes régissant leur transfert et leur accumulation dans l'environnement, les programmes de mesures, les points de prélèvements et les méthodes d'analyse sont choisis et mis en oeuvre avec le plus grand soin. La surveillance de la radioactivité dépasse donc les simples contrôles de routine et comprend également des projets de recherche transdisciplinaires. Les grandeurs de référence pour l'évaluation des résultats sont les valeurs limites de doses et d'immission de l'Ordonnance suisse de 1994 sur la Radioprotection (ORaP) et, pour les denrées alimentaires, les valeurs limites et de tolérance de l'Ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). L'évaluation des doses de rayonnement à la population repose sur les modèles et les facteurs de dose de l'ORaP, qui se basent dans ses grandes lignes sur les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) et s'appliquent 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, de tenir compte des facteurs de risque suivants:

- 1) mort due au cancer;
- 2) réduction de l'espérance de vie (mort prématurée) suite à une maladie;
- 3) réduction de la qualité de vie suite à un cancer;
- 4) 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 à la dose 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 à ceux qui génèrent 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 rayonnement) mesurées dans certaines 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⁾

Dans l'air, on ne rencontre tout au plus que des traces des radionucléides artificiels tels que ¹³⁷Cs (moins de 0.01 mBq/m³), ²³⁹Pu et ²⁴¹Am. Des traces de ²⁴Na et de ¹³¹I (0.0002 % resp. 0.00004 % des valeurs limites d'immission pour l'air selon ORaP) ont été mesurées dans les environs immédiats du CERN, provenant des accélérateurs. Ces dernières années, le ⁸⁵Kr, issu du retraitement du combustible nucléaire (en Europe: La Hague/F et Sellafield/GB), montre une tendance à la hausse avec une concentration moyenne de 1.4 Bq/m³ net des pointes à 1.8 Bq/m³. En ce qui concerne le

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 A.13

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

tritium (^3H), des concentrations maximales d'environ 20 Bq/m³ ont été mesurées dans l'humidité de l'air à proximité des entreprises qui l'utilisent, ce qui correspond à 1 % de la limite d'immission admise selon l'ORaP. En 2003, le système automatique de surveillance de la radioactivité dans l'air (RADAIR) avec ses 11 stations a relevé des valeurs de 1 - 8 et de 0.1 - 2 mBq/m³ pour les radionucléides ^7Be et ^{210}Pb respectivement.

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⁾ qui pénètre dans les bâtiments principalement par le sol, en fonction de sa perméabilité au gaz. Par contre, les matériaux de construction et l'eau n'induisent pas de plus fortes concentrations de radon en Suisse. Par leur rayonnement alpha, les produits de filiation du radon peuvent provoquer le cancer du poumon. La banque de données suisse sur le radon contient, à ce jour, des mesures de 47'000 bâtiments (91'000 mesures dont 53'500 dans des locaux habités). La valeur directrice (400 Bq/m³) est dépassée dans 2'059 et la valeur-limite (1'000 Bq/m³) dans 611 habitations, sans compter les bâtiments déjà assainis. Les régions accusant une valeur moyenne de plus de 200 Bq/m³ ou enregistrant au moins un dépassement de la valeur-limite sont appelées « région radon ». La moyenne arithmétique dans les habitations suisses (corrigée par étage et pondérée en fonction de la population par région) est de 75 Bq/m³. On trouve des concentrations de radon plus élevées principalement dans les cantons des Grisons, du Tessin, de Neuchâtel et du Jura, comme aussi, ponctuellement, sur le Plateau. Les maisons d'habitation présentant des valeurs élevées de radon – il y en a quelques milliers en Suisse – sont assainies avec des mesures de technique de construction. De telles mesures ont déjà été réalisées dans certains bâtiments, à commencer par des écoles et des jardins d'enfants.

1.2. Précipitations ⁴⁾

Dans les précipitations, c'est le **tritium** (^3H) qui domine, avec quelques Bq/l aujourd'hui, et jusqu'à 30 Bq/l dans le rayon d'influence d'entreprises industrielles ou d'installations nucléaires. Alors que la part naturelle de tritium, d'origine cosmique, est de quelques dixièmes de Bq/l, on constate des concentrations à concurrence de 1'600 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 pu-

blic. Pour l'eau potable, la valeur de tolérance selon l'OSEC est de 1'000 Bq/l.

D'autres **radionucléides artificiels**, comme le ^{137}Cs , ont donné pour chaque mesure mensuelle des traces de quelques mBq/l. Le ^7Be naturel généré par rayonnement cosmique atteint entre 0.1 et 3 Bq/l.

1.3. Systèmes aquatiques

La **teneur en tritium** dans les rivières s'élève également à quelques Bq/l, à l'exception de l'Aare près de Brugg et du Rhin en aval de Bâle, où une valeur de 20 et 8 Bq/l respectivement a été mesurée au printemps – ce qui ne constitue toutefois pas un dépassement des valeurs limites – en raison de rejets plus importants d'eau contenant du tritium par la centrale nucléaire de Gösgen (voir page B.8.0.1). Dans les régions industrielles, une faible influence de sources d'émission locales est perceptible. Les immissions de tritium de l'industrie horlogère dans la région de la Chaux-de-Fonds ont diminué ces dernières années, d'une part en raison du moindre emploi du tritium pour les cadrans lumineux de montre et d'autre part, parce que les déchets contenant du tritium sont désormais collectés séparément et parviennent moins souvent à l'usine d'incinération régionale. Dans le Doubs, la teneur en tritium était le plus souvent inférieure à 10 Bq/l ; dans de rares cas, des valeurs jusqu'à 15 Bq/l ont été mesurées.

Les échantillons d'eau prélevés dans l'Aare, le Rhin, le Rhône et le Ticino n'ont révélé en 2003, à l'exception du tritium, aucune radioactivité artificielle supérieure à 7 mBq/l. En amont des centrales nucléaires, on a relevé, comme seul radionucléide artificiel, du ^{137}Cs provenant des retombées des essais nucléaires (fallout) et de Tchernobyl ⁵⁾; en aval, des traces de ^{58}Co : 1.8 mBq/l, ^{60}Co : 3 mBq/l, ^{137}Cs : 0.4 mBq/l et de ^{65}Zn : 1.3 mBq/l.

Des analyses de **sédiments** effectuées dans les rivières en aval des centrales nucléaires et dans le lac de Lugano ont permis de dresser le bilan des rejets liquides des centrales nucléaires (^{54}Mn : jusqu'à 28 Bq/kg; ^{65}Zn : jusqu'à 9 Bq/kg; ^{60}Co : jusqu'à 130 Bq/kg) ^{58}Co : jusqu'à 18 Bq/kg et ^{137}Cs : jusqu'à 43 Bq/kg) et de la contribution de l'accident du réacteur de Tchernobyl ⁶⁾.

Les eaux de rejet des **stations d'épuration** des grandes agglomérations ont présenté dans certains cas des traces de ^{131}I , attribuables à la médecine nucléaire (< 6 Bq/l), ainsi que du tritium (jusqu'à 1600 Bq/l), provenant d'applications industriel-

³⁾ Radon [chap. 2]

⁴⁾ Pluie [chap. 4.1, 7.1 et 9.1]

⁵⁾ [chap. 4.2 et 4.4]

⁶⁾ [chap. 4.2, 4.4 et 4.5]

les ou de montres au tritium jetées dans les ordures ménagères. A la STEP de la Chaux-de-Fonds, les rejets de tritium ont constamment diminué ces dernières années; en 2003, ils s'élevaient encore à 1.9 TBq/année (en 1990: 42 TBq). En 2003, 3.3 TBq de ^3H ont été traités dans les entreprises de la ville ⁷⁾.

Par contre, des valeurs très élevées de tritium ont été mesurées par endroits dans les eaux de lavage des gaz de fumée issues de quelques **usines d'incinération des déchets** : jusqu'à 570'000 Bq/l à Bâle ; 800 Bq/l à Bienne et 750'000 Bq/l à la Chaux-de-Fonds. L'origine des pointes de tritium à Bâle n'a pu être éclaircie en dépit d'une enquête approfondie menée en collaboration avec le laboratoire cantonal. Cela dit, vu la forte dilution dans le Rhin, ces émissions sont insignifiantes du point de vue radiologique. A la Chaux-de-Fonds, les fortes émissions provenaient de l'incinération de déchets contenant du tritium, autorisée par l'OFSP, dans le courant de l'année 2003.

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 (15-70 Bq/kg matière sèche MS; valeur médiane 24 Bq/kg MS) et du thorium (10-50 Bq/kg MS; valeur médiane 23 Bq/kg MS) varient en fonction de la géologie alors que pour le ^{40}K (100-1000 Bq/kg MS; valeur médiane 350 Bq/kg MS), 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. 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. Les valeurs de ^{137}Cs (jusqu'à 710 Bq/kg MS) et de ^{90}Sr (jusqu'à 37 Bq/kg MS) demeurent plus importantes dans les Alpes et au sud des Alpes que sur le Plateau. On n'a constaté aucune influence des émissions des centrales nucléaires. En ce qui concerne les rayonnements alpha artificiels, on a mesuré 0.2 à 4 $^{239/240}\text{Pu}$ et 0.07 à 1.4 ^{241}Am Bq/kg MS, avec des valeurs plus faibles sur le Plateau

que dans le Jura et les Alpes. En moyenne, le rapport $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ était de 0.33.

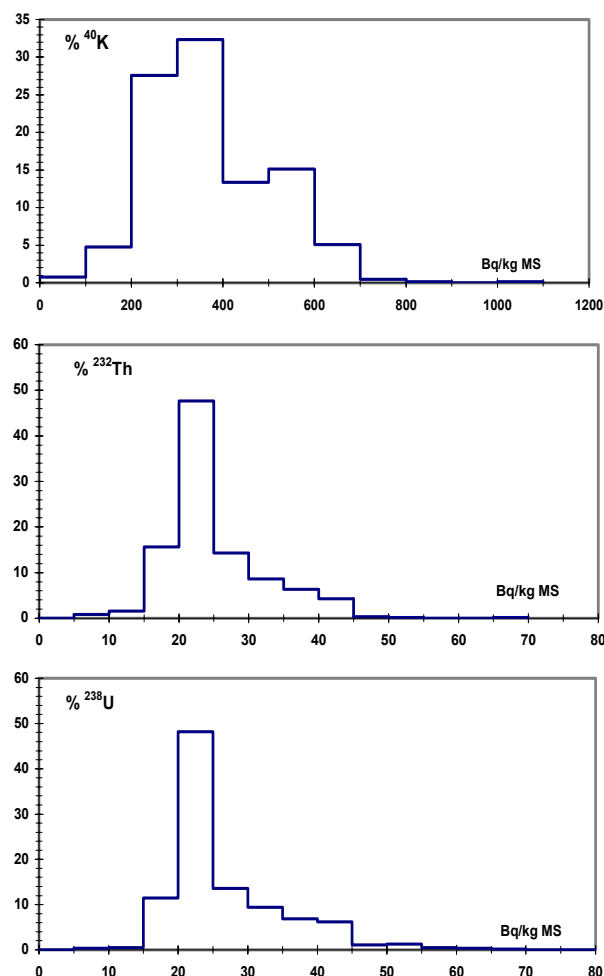


Figure 1
Répartition des valeurs de ^{40}K , ^{238}U et ^{232}Th dans le sol (627 mesures in situ entre 1986 et 1990; déterminées sur la base des lignes γ du ^{214}Bi de l' ^{228}Ac).

1.5. Végétaux et aliments ⁹⁾

Dans les échantillons d'**herbe** et d'aliments, c'est le ^{40}K naturel qui domine. Les radionucléides artificiels tels que le ^{137}Cs et le ^{90}Sr , provenant respectivement de l'accident de Tchernobyl et des essais nucléaires atmosphériques, et qui sont transférés dans les plantes par les racines, ne se trouvent plus que sous forme de traces. 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 jusqu'à 20 Bq/kg MS pour le ^{137}Cs au Tessin et des valeurs de ^{90}Sr pouvant atteindre 14 et 50 Bq/kg MS dans les Alpes et au Tessin respectivement. Pour le **lait de vache**, la teneur en ^{137}Cs était partout inférieure à 1-2 Bq/l, sauf au Tessin avec un maximum de 25 Bq/l (valeur de tolérance : 10 Bq/l). Pour ce qui est du ^{90}Sr , des valeurs comprises entre 0.04 et 0.06 Bq/l ont été

⁷⁾ [chap. 4.1, 4.2 et 9.1]; voir p. B.9.1.3, utilisation du tritium dans l'industrie horlogère

⁸⁾ sol [chap. 4.3 et 7.2]

⁹⁾ herbe et denrées alimentaires [chap. 4.3 et 5.1] ; eau potable GR [chap. 4.5]

mesurées sur le Plateau et dans le Jura, entre 0.13 et 0.44 dans les Alpes et entre 0.12 et 0.62 Bq/l au Tessin. Les treize échantillons de **céréales** ont révélé moins de 0.6 Bq/kg pour le ^{137}Cs , et entre 0.1 et 0.3 Bq/kg pour le ^{90}Sr .

Pour **les champignons** indigènes, ce sont encore les bolets bais et les pholiotas qui accusent partiellement des valeurs plus élevées (jusqu'à 270 Bq par kg de champignons frais), mais avec une légère tendance à la baisse. Aucune valeur dépassant la limite de tolérance de 600 Bq/kg n'a été relevée. C'est le cas également pour les champignons importés, avec une valeur maximale de 500 Bq/kg ^{137}Cs (pieds de mouton). Un certificat de radioactivité demeure obligatoire pour les champignons importés.

Pour **le gibier** importé et indigène, des concentrations maximales de ^{137}Cs de 123 Bq/kg (chamois) et 293 Bq/kg (sanglier) ont été enregistrées. Les mesures faites sur des « **truffes du cerf** » en huit endroits de Suisse, ont mis évidence jusqu'à 20'000 Bq/kg ^{137}Cs et confirment la répartition régionale des retombées de Cs après l'accident de Tchernobyl, avec un maximum au Tessin [chap. 5.2]. Non comestibles pour l'homme, ces champignons qui ont comme propriété d'accumuler très fortement le césium sont très appréciés des sangliers, ce qui explique en partie les concentrations encore élevées de Cs mesurées dans ces bêtes. Sur les dix échantillons d'**animaux domestiques** du Tessin (boeufs, chèvres), on a relevé une teneur en ^{137}Cs entre 4 et 112 Bq/kg.

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 74 % environ; elle est mesurée à la station de référence près de Berne. Les feuillages analysés à proximité des réacteurs accusent des augmentations maximales de 164 % à Leibstadt, 50 % à Gösgen, 35 % à l'IPS, 29 % à l'usine d'incinération Valorec à Bâle, 128 % sur l'ancien terrain industriel de SANDOZ et 80 % près de ROCHE. La part naturelle de ^{14}C dans les plantes, due au rayonnement cosmique, est de 227 Bq/kg C, produisant une dose de 0.013 mSv par année. Une activité supplémentaire de ^{14}C de 100 % induit une dose hypothétique maximale (effective) de l'ordre du micro-Sv par an.

1.7. Radioactivité dans le corps humain ¹¹⁾

Les mesures du corps entier ainsi que les analyses de ^{90}Sr dans les dents de lait et les vertèbres permettent d'évaluer la quantité de radionucléides incorporés avec la nourriture. Les mesures du corps entier d'habitants de Bâle ont révélé une activité maximale de ^{137}Cs de 29 Bq chez les femmes et de 58 Bq chez les hommes; ces valeurs étaient toutes inférieures à 10 Bq dans l'échantillon genevois. Pour les 674 personnes mesurées à l'IPS dans le cadre de la surveillance des personnes, la valeur maximale était de 500 Bq, mais avec 98 % se situant sous la limite de détection (60 Bq). Le ^{40}K naturel est demeuré constant à 3200 Bq chez les femmes et 4500 Bq chez les hommes. Dans les vertèbres et les dents de lait, la teneur en ^{90}Sr était de 0.04 et 0.03 Bq/g Ca respectivement.

2. Doses d'irradiation externe

2.1. Rayonnement naturel

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

En Suisse, le débit de dose moyen en plein air est voisin de 80 nSv/h, avec des valeurs comprises entre 50 et 200 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.

2.2. Radioactivité artificielle

La contribution rémanente de l'accident de Tchernobyl d'avril 1986 et des essais nucléaires des années 60 ne représente actuellement plus que quelques pour-cent de l'exposition externe globale, à l'exception du Tessin où elle atteint aujourd'hui encore 30 nSv/h ¹³⁾.

La surveillance automatique des doses en plein air est effectuée par le réseau NADAM via 58 stations dans tout le pays [chap. 3.2]. Les données peuvent être consultées sur l'Internet (www.naz.ch/baradio.html, sous *Messungen / Aktuelle Messwerte*). A proximité des centrales nucléaires, il existe également un réseau de surveillance (MADUK) pour les do-

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.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

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

ses locales. Les données de ce système sont également disponibles sur l'Internet (http://maduk.hsk.psi.ch/scripts/db4web_c.exe/maduk/messwerte/main.mth)

Des endroits limitrophes des centrales nucléaires de Mühleberg et Leibstadt (rayonnement ^{16}N du réacteur à eau bouillante), de l'IPS et du CERN montrent une influence du rayonnement direct de ces installations de quelques 100 nSv/h (valeur limite 5 mSv/an, soit 570 nSv/h). Compte tenu du séjour restreint de personnes dans ces endroits, les doses de rayonnements sont insignifiantes ¹⁴⁾.

2.3. Aéroradiométrie ¹⁵⁾

Des mesures sont effectuées chaque année, dans des régions sélectionnées, à bord d'un hélicoptère de l'armée 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. L'instrument de mesure, dont l'utilisation est coordonnée par la Centrale nationale d'alarme (CENAL), permet d'établir rapidement une carte d'une région contaminée suite à un accident; il peut aussi servir à trouver des sources de rayonnement perdues.

En 2003, les secteurs mesurés ont été le voisinage des centrales nucléaires de Gösgen et Mühleberg. Les mesures n'ont pas établi une augmentation de la radioactivité comparée aux années précédentes. Seul a été mesuré un rayonnement ^{16}N , non blindé par le haut, émanant de la salle des machines de la centrale de Mühleberg. Mais ce rayonnement ainsi que les traces de ^{60}Co n'induisent que des doses de rayonnement insignifiantes pour les personnes.

Dans le cadre d'un exercice de mesure mené avec une organisation partenaire autrichienne, on a exercé la détection de sources de radioactivité dans deux régions proches de Klagenfurt/A.

3. Irradiation de la population

3.1. Radioactivité naturelle et rayonnement cosmique

La contribution majeure (environ 40 %) à la dose d'irradiation de la population provient du radon (^{222}Rn) 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 2003 en Suisse dans environ 47'000 habitations indiquent une moyenne arithmétique corri-

gée de 75 Bq/m³. Le calcul de la dose se base sur un séjour moyen de 7'000 heures par an dans l'habitation et de 2'000 heures par an à la place de travail. Pour des facteurs de dose de $2.44 \cdot 10^{-6}$ et $3.17 \cdot 10^{-6}$ mSv respectivement par Bq/m³ et par heure ¹⁶⁾, on arrive à une dose de radon moyenne de 1.8 mSv par année pour l'ensemble de la population. Pour 1 à 2 % de la population, la dose est de 10 mSv par année, pour 0.2 %, de 25 mSv par année. Selon des estimations conservatrices, le radon pourrait être responsable de 5 à 10 % des cas mortels de cancer des poumons [chap. 2].

Les radionucléides naturels parviennent aussi dans notre corps avec la nourriture et occasionnent des doses annuelles moyennes de l'ordre de 0.35 mSv dont 0.2 sont à mettre sur le compte du ^{40}K . Le reste provient des nucléides des séries d'uranium et de thorium ainsi que des radionucléides d'origine cosmique tritium, ^{14}C , ^7Be , etc. [chap. 5.1].

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 [chap. 3.4].

3.2. Doses induites par la civilisation

La part prépondérante des **rayonnements externes** provient d'applications médicales et de l'exposition professionnelle aux rayons dans les centrales nucléaires, l'industrie, le commerce, les services publics, la recherche et la médecine, ainsi que des sources dites faibles (biens de consommation et objets courants contenant de faibles doses de radioactivité). 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 ^{137}Cs consécutif à l'accident de Tchernobyl. Les centrales nucléaires suisses, l'IPS et le CERN n'y contribuent pas de façon significative.

¹⁴⁾ centrales nucléaires [chap. 8.3]

¹⁵⁾ aéroradiométrie [chap. 3.3]

¹⁶⁾ Rapport 1993, p. B.2.3

Tableau 1
Sources de rayonnement naturel (mSv/an)

Source	Moyenne	Domaine
Radionucléides terrestres	0.45 ¹⁷⁾	0.15 - 1.0
Rayonnement cosmique	0.35	0.3 – 0.6
Radionucléides dans le corps	0.35 ¹⁸⁾	0.2 - 0.5
Habitations (radon)	1.8	0.3 - plus de 20 ¹⁹⁾
Somme	3	1 à plus de 20

Tableau 2
Sources de rayonnement artificiel (mSv/an)

Source		Moyenne	Domaine
Médecine	Diagnostic par rayons X ²⁰⁾	1	0 – 30
	Médecine nucléaire ²¹⁾	0.04	0 – 80
"Sources faibles"	Objets et biens de consommation contenant des substances radioactives ²²⁾	0.1	0 - ?
Radioactivité artificielle à large échelle	Tchernobyl	0.01	jusqu'à 0.5
	Retombées d'essais nucléaires	< 0.01	
	⁸⁵ Kr de retraitement	0.02	
Immissions radioactives	Entreprises et centrales nucléaires	≈ 0	jusqu'à 0.006
Exposition professionnelle	65'907 personnes professionnellement exposées ²³⁾	0.07	< 20 ^{*)} (98% < 1)

*) une valeur entre 20 et 50

¹⁷⁾ Dont rayonnement cosmique: 300 m 0.35 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 micro-Sv par an: ⁴⁰K = 200; ⁸⁷Rb = 6; ³H; ⁷Be; ¹⁴C et ²²Na = ensemble 13. U, Th et Ra = 40; ²¹⁰Pb + ²¹⁰Bi + ²¹⁰Po = 90 micro-Sv/an.

¹⁹⁾ Plus de 10 mSv/an et plus de 25 mSv/an pour 1 à 2 % et 0.2% respectivement de la population.

²⁰⁾ Sondage 1996/99 de l'IRA/OFSP [1999; 10.1]
<http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/dosimetrie/pdf/2003-df.pdf>

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 administrations publiques. Source: rapport dosimétrie de l'OFSP 2003, voir aussi
<http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/dosimetrie/pdf/2003-df.pdf>

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 inférieures à 1 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.

Pour les effets de l'**accident de Tchernobyl**, voir:
<http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/cherno2003.pdf>

Tableau 3
Quelques exemples (mSv/an)

¹³⁷ Cs dans le lait	1 l/jour avec 10 Bq/l (=VT)	0.05
¹³⁷ Cs dans les champignons	200 g/semaine avec 600 Bq/kg (VT)	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 la station d'incinération de Bâle (SVA) ²⁴⁾	0.002
³ H dans l'eau de pluie (utilisée comme eau potable)	2.2 l/jour à 1000 Bq/l (des environs d'une entreprise traitant du tritium)	0.01
¹³⁷ Cs dans le sol au Tessin	Travail pendant une année dans un champ à la plus forte concentration de Cs	0.1
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)

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

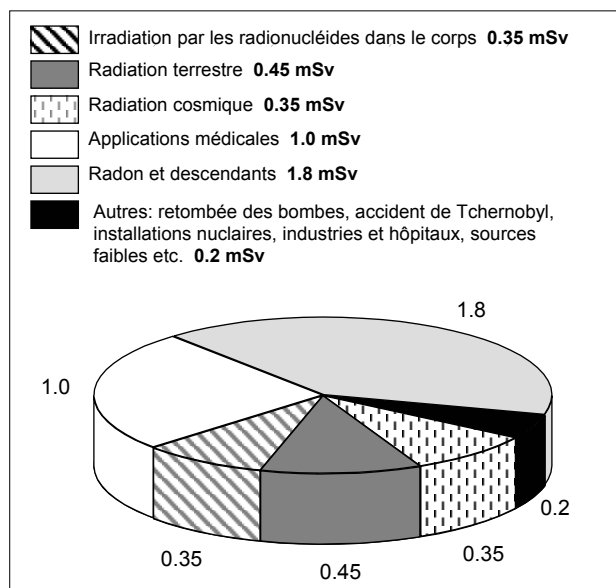


Figure 2
Contributions moyennes à l'exposition au rayonnement de la population suisse (dose globale: 4 mSv/an)

Préfixes et leurs significations

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

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

4. Définitions, unités et prescriptions

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 utilisent 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 pour la santé. 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 2003: Summary

H. Völkle

Environmental Radioactivity Section (SUER)
Swiss Federal Office of Public Health, Chemin du Musée 3, CH-1700 FRIBOURG
(For further information: Tel. +41 (0)26 300 9161; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Summary ¹⁾

This Part of the Report (Part A) summarises the results obtained from monitoring radioactivity in the environment in 2003:

- 1) Radioactivity in the environment,
- 2) External radiation,
- 3) Radiation doses.

In deciding on the programme of measurements, the sampling stations and the analytical techniques, due consideration is given to adequate redundancy in order to satisfy the objective of including all sources of natural and artificial radiation and of considering the most important transport and enrichment processes in the environment. What is involved is thus more than a straightforward monitoring programme, since it includes interdisciplinary research projects too. The reference parameters for assessing the results are the dose and ambient air-concentration limits as laid down in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance (StSV, Strahlenschutzverordnung) of 1994 and the tolerance and limit values for food laid down in the Swiss Federal Ordinance on Food Contents and Contaminants ("FIV", Fremd- und Inhaltsstoffverordnung).

The calculation of the population's radiation doses is based on the models and dose factors contained in the Radiological Protection Ordinance, which are based, in turn, on the recommendations of the International Commission for Radiological Protection (ICRP) and apply 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 over the whole body: radiation-risk factors are established for the various irradiated human organs. These take into account:

- 1) death through cancer,
- 2) reduction in life expectancy (premature death) as a consequence of a disease,
- 3) reduction in the quality of life as the consequence of cancer,
- 4) sufferings with genetic causes.

These risk factors have been 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 linearly 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 even small doses can cause cell damage that may lead to illnesses. 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⁾

Artificial radionuclides in the atmosphere, such as ¹³⁷Cs (less than 0.01 mBq/m³), ²³⁹Pu and ²⁴¹Am, are only detectable at trace levels (if at all). At CERN, for instance, traces of ²⁴Na and ¹³¹I (0.0002% and 0.00004% of the limits for the air according to the StSV) from its accelerators were detected during a number of weeks. ⁸⁵Kr from the reprocessing of nuclear fuel (in the European facilities of La Hague in France and Sellafield in the United Kingdom) resulted in increases of up to 1.8 Bq/m³ on top of a basic background level of 1.4 Bq/m³. Tritium (³H)

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 (this part) are in round brackets. **Units** are listed on page A.27.

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

reaches values of up to approximately 20 Bq/m³ in atmospheric moisture in the near vicinity of plant processing this nuclide (which is approximately 1% of the limit value for ambient concentrations laid down in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance). RADAIR, the automatic monitoring network for radioactivity in the atmosphere, which is comprised of eleven stations, functioned once again throughout 2003 without any major downtime. The naturally occurring radionuclides ⁷Be and ²¹⁰Pb showed values of 1–8 and 0.1–2 mBq/m³ respectively.

In the air (especially inside buildings) the principal component of radioactivity comes from the natural inert gas **radon**³⁾. Most of this penetrates the buildings from the subsoil, depending on how permeable it is. On the contrary, neither building materials nor water lead to increased radon concentrations in Switzerland. Radon's radioactive decay nuclides may trigger lung cancer through their alpha radiation. The Swiss radon database now contains measurements from some 47 000 residential buildings (with a total of 91 000 measurements, 53 500 of them in rooms regularly occupied). In 2059 regularly occupied rooms the measurements exceeded the guideline value (400 Bq/m³) and in 611 of them they exceeded the limit value (1000 Bq/m³). The term "radon-affected areas" is applied to all regions with a mean value greater than 200 Bq/m³ or a single measurement in excess of the limit value. Switzerland now has a nearly complete radon map of the whole of its territory. Once corrections have been made to account for different floors in buildings and regional population concentrations, the resulting arithmetical mean for Switzerland as a whole is 75 Bq/m³. Higher radon concentrations occur especially in the cantons of Graubünden (Grisons), Ticino (Tessin), Neuchâtel (Neuenburg) and Jura, with isolated occurrences in the Swiss Mittelland too. Dwellings with elevated radon values (a few thousand taking Switzerland as a whole) have remedial engineering work performed on them. Such work has already been carried out on a number of other buildings too, and schools and kindergartens have been treated as priorities.

1.2 Precipitation⁴⁾

In precipitation, it is **tritium** (³H) that predominates and today it still has a few Bq/l, reaching a maximum of 30 Bq/l in areas affected by industrial operations and nuclear facilities. Its 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

just short of 1600 Bq/l were recorded. For water to which the public has access, the ambient concentration limit 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.

Amongst the other **artificial radionuclides**, isolated traces of ¹³⁷Cs were determined with values of a few mBq/l. Naturally-occurring ⁷Be, which is produced by cosmic radiation, stood at between 0.1 and 3 Bq/l.

1.3 Aquatic systems

The **tritium content** of rivers is also generally only a few Bq/l. There were two exceptions affecting the River Aare near Brugg and the River Rhine downstream of Basel, where values of 20 and 8 Bq/l respectively were determined in the spring. These were due to discharges of waste water containing tritium from the nuclear power station in Gösgen, but were still within its permitted limits (see page B.8.0.1). In the industrialised regions, there is a detectable effect from local emitters. Tritium pollution from the clock and watch industry in and around La Chaux-de-Fonds has continued to decline. One reason for this is that much less tritium is now used for fluorescent clock numerals, and another is that waste containing tritium is now collected, and less of it thus makes its uncontrolled way into the regional waste-incineration facilities. In 2003 the tritium concentration in the River was generally below 10 Bq/l, rising in a few cases to 15 Bq/l.

In aggregate monthly samples taken from the rivers Aare, Rhine, Rhone and Ticino, the level of artificial radioactivity in 2003 (excluding tritium) was less than 7 mBq/l. Upstream of the nuclear installations, the only artificial radionuclide to be detected was ¹³⁷Cs from fallout and Chernobyl⁵⁾, whereas downstream of them there were also traces of ⁵⁸Co, ⁶⁰Co and ¹³⁷Cs up to 1.8, 3, 1.3 and 0.4 mBq/l respectively.

Sediment samples taken from the rivers downstream of the nuclear installations make it possible to draw up a balance of the liquid discharges from the nuclear-power stations (⁵⁴Mn: up to 28 Bq/kg, ⁶⁵Zn up to 9 Bq/kg, ⁶⁰Co: up to 130 Bq/kg, ⁵⁸Co: up to 18 Bq/kg and ¹³⁷Cs: up to 43 Bq/kg) as well as the contribution due to the Chernobyl reactor accident⁶⁾.

³⁾ For radon, see: [section 2]

⁴⁾ For precipitation, see: [sections 4.1, 7.1 and 9.1.]

⁵⁾ See: [sections 4.2 and 4.4]

⁶⁾ See: [sections 4.2, 4.4 and 4.5]

Effluents from the **sewage works** serving the larger conurbations show isolated traces of ^{131}I from nuclear medicine (of up to 6 Bq/l) and also tritium values of up to just under 1600 Bq/l (La Chaux-de-Fonds); this latter is derived from industrial applications, tritium clocks and watches and miscellaneous waste containing tritium disposed of as general waste. At the waste-incineration facility in La Chaux-de-Fonds the amount of tritium discharged has declined steadily in recent years, but remained at 1.9 TBq in 2003 (the same as 2002), whereas back in 1990 it was still as high as 42 TBq. In 2003 3.3 TBq of ^3H were processed by the last facility using tritium in the town of La Chaux-de-Fonds ⁷⁾.

On the other hand, there were a few isolated instances of very high tritium values in the waste water from flue-gas scrubbers in **waste-incineration facilities**: Basel: up to 570 000 Bq/l, Bienne (Biel): up to 800 Bq/l, and La-Chaux-de-Fonds: up to 750 000 Bq/l. It was not possible to establish the polluter responsible for the occasional peak emissions in Basel, despite intensive investigations with the cooperation of the Cantonal Laboratory. However, such figures are not radiologically significant, given the extensive dilution that occurs in the River Rhine. The emissions from La-Chaux-de-Fonds in 2003 were caused by the controlled incineration of waste containing tritium, for which the FOPH had granted authorization.

1.4 Soil ⁸⁾

In the soil, which is a good integrator for all airborne deposits, the natural decay series of uranium (15-70 Bq/kg dry matter; median 24 Bq/kg dry matter) and thorium (10-50 Bq/kg dry matter; median 23 Bq/kg dry matter) vary according to the geological substrate. In the case of ^{40}K (100-1000 Bq/kg dry matter; median 350 Bq/kg dry matter), which is also a naturally-occurring isotope, the application of potassium fertilisers also plays a part.

The artificial radionuclides display regional differences, linked to the fallout from the atmospheric nuclear-weapons tests and the Chernobyl reactor accident. It is noticeable that the Chernobyl component is less evenly distributed than the fallout component, which is explained by the differing amounts of precipitation at the time of that accident. The more 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. The values of ^{137}Cs (up to 460 Bq/kg of dry matter) and ^{90}Sr (up to

37 Bq/kg of dry matter) are still higher in the Central and Southern Alps than in the Swiss Mittelland. No evidence was found of the soil being affected by the nuclear installations. Amongst the artificial alpha sources, $^{239+240}\text{Pu}$ caused between 0.02 and 4 Bq/kg dry matter and ^{241}Am between 0.07 and 1.4 Bq/kg dry matter, with the values measured in the Swiss Mittelland being lower than those in the Jura and Alps. The $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ ratio was 0.33.

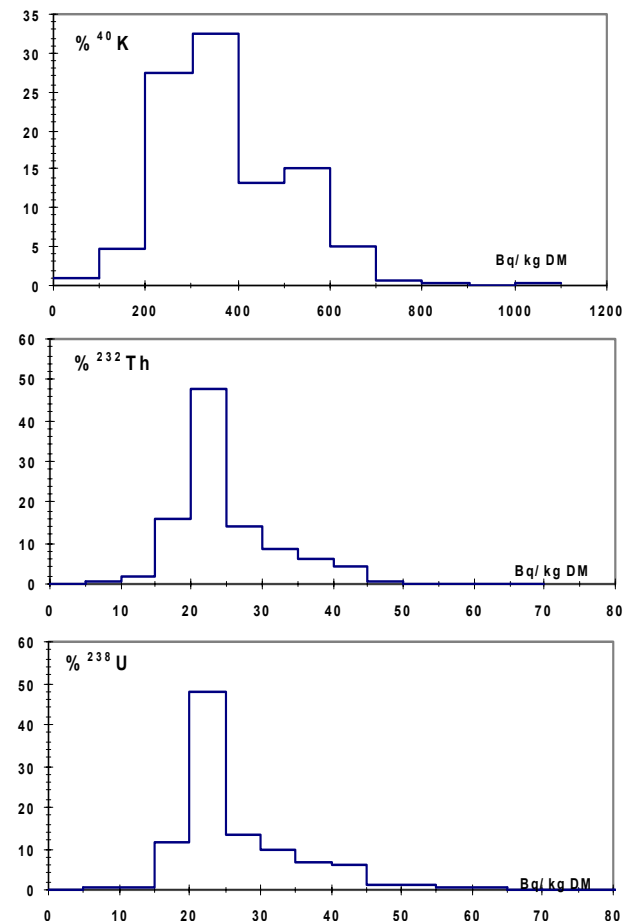


Figure 1

Frequency distribution of the ^{40}K , ^{238}U and ^{232}Th measurements in Bq/kg dry matter (DM) in the soil from 627 *in-situ* measurements performed over the years 1986-1990 (using the γ lines of ^{214}Bi and of ^{228}Ac).

The artificial radionuclides display regional differences, linked to the fallout from the atmospheric nuclear-weapons tests and the Chernobyl reactor accident. It is noticeable that the Chernobyl component is less evenly distributed than the fallout component, which is explained by the differing amounts of precipitation at the time of that accident. The more 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. The values of ^{137}Cs (up to 710 Bq/kg of dry matter) and ^{90}Sr (up to 37 Bq/kg of dry matter) are still higher in the

⁷⁾ See: [sections 4.1, 4.2 and 9.1]; see page B.9.1.3, tritium in the watch industry

⁸⁾ For soil, see: [sections. 4.3 and 7.2]

Central and Southern Alps than in the Swiss Mittelland. No evidence was found of the soil being affected by the nuclear installations. Amongst the artificial alpha sources, $^{239+240}\text{Pu}$ caused between 0.02 and 4 Bq/kg dry matter and ^{241}Am between 0.07 and 1.4 Bq/kg dry matter, with the values measured in the Swiss Mittelland being lower than those in the Jura and Alps. The $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ ratio was 0.33.

1.5 Plants and food ⁹⁾

In samples of **grass** and foodstuffs, it is the naturally-occurring ^{40}K that predominates. Artificial radionuclides, such as ^{137}Cs or ^{90}Sr from the Chernobyl reactor accident and/or the nuclear-weapons tests, which 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 20 Bq/kg dry matter for ^{137}Cs in Ticino and up to 50 or 14 Bq/kg dry matter for ^{90}Sr in Ticino and the Alps respectively. In **cows' milk**, the ^{137}Cs content was consistently below the 1-2 Bq/l limit of detectability (with the exception of Ticino, with a maximum of 25 Bq/l; tolerance value: 10 Bq/l). The ^{90}Sr content in the Swiss Mittelland and Jura was between 0.04 and 0.06 Bq/l, in the Alps between 0.13 and 0.44 and in Ticino between 0.12 and 0.62 Bq/l. Eleven **samples of cereals** yielded values of less than 0.6 Bq/kg for ^{137}Cs and between 0.1 and 0.3 Bq/kg for ^{90}Sr .

Amongst indigenous **fungi**, boletes and gypsy mushrooms sometimes still show somewhat higher values of up to approximately 270 Bq/kg fresh weight, although with a downwards trend. None of the samples exceeded the tolerance value of 600 Bq/kg. This also applies to imported fungi, whose ^{137}Cs values reached a maximum of 500 Bq/kg (yellow chanterelle). Switzerland continues to require radioactivity certificates for imported fungi.

The measurements made on imported and domestic **venison** still produced ^{137}Cs values of up to 123 Bq/kg (chamois) and 239 Bq/kg (wild boar). Measurements made on **Elaphomyces granulatus** (the so-called "deer truffle") in eight locations all over Switzerland resulted in ^{137}Cs values of up to 20 000 Bq/kg and confirm the regional distribution of the caesium fallout following the Chernobyl reactor accident [section 5.2]. This species of truffle, which has an extreme propensity to accumulate caesium, is admittedly inedible for humans, but wild boars

are extremely fond of it, and it is responsible for the partially still elevated caesium values in these animals. In ten samples taken from **domesticated animals** in Ticino (cattle, goats), the ^{137}Cs level was in the range of 4 to 112 Bq/kg.

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 of ^{14}C compared with naturally occurring isotope produced by cosmic radiation. Today, its share is still around 74‰ and is measured at a reference station just outside of Berne. Foliage from trees in the vicinity of the CERN reactor showed additional maximum increases of 164‰ at Leibstadt nuclear power station, 50‰ at Gösgen nuclear power station, 35‰ at the Paul Scherrer Institute (PSI), 29‰ at the Valorec incinerator in Basel, 128‰ on land formerly occupied by Sandoz and 80‰ near to the Roche company. 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. An additional ^{14}C activity of 100‰ in food leads to an additional annual dose of roughly one micro-sievert.

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 on people in Basel showed ^{137}Cs activity of up to 29 Bq in women and up to 58 Bq in men. All the measurements made in Geneva were below 10 Bq. Amongst the 674 individuals at the PSI who were measured as part of the personnel monitoring programme, the maximum value was around 500 Bq, whilst 98% of them were below the detection limit of 60 Bq. The naturally occurring ^{40}K amounts to around 3200 Bq in the women and 4500 Bq in the men. In human vertebrae, the median value for ^{90}Sr content was 0.04 Bq/g Ca, and in milk teeth it was 0.03 Bq/g Ca.

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 arises from natural radionuclides in the soil and in building materials; the second depends on altitude above sea-level, since it is

⁹⁾ For grass and food respectively, see: [sections 4.3 or 5.1];
For Graubünden drinking water, see: [section 4.5]

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

¹¹⁾ For radionuclides in the human body, see: [sections 6.1 and 6.2]

attenuated through the atmospheric layer that shrouds the Earth¹²⁾.

The mean outdoor dose rate in Switzerland is around 80 nSv/h and varies within a range of 50 and approximately 200 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 nSv/h¹³⁾.

The automatic monitoring of outdoor doses is performed at 58 stations throughout the country via a monitoring network known as NADAM [Section 3.2]. The data is made publicly available on the Internet (see *Monitoring / Measured values*): <https://www.naz.ch/baradio.html>.

In the near vicinity of the nuclear power stations there is also an automatic monitoring network for local doses. The data from this system (called MADUK) is also made public in the Internet: http://maduk.hsk.psi.ch/scripts/db4web_c.exe/maduk/messwerte/main.mth

There are a few places right next to the perimeter fences around the nuclear power stations in Mühleberg and Leibstadt (¹⁶N 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 (Limit 5 mSv/year corresponding to 570 nSv/h). Since people spend so little time in such locations, the resultant individual doses are insignificant¹⁴⁾.

2.3 Aerial radiometry¹⁵⁾

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. Using this device, whose deployment is coordinated by the National Emergency Operations

Centre (NEOC), it is possible to produce a map of contaminated territory quickly after an accident; it can also be used to look for any radiation sources that have been lost.

The areas surveyed from the air in 2003 were the neighbourhoods of the nuclear power stations in Gösgen and Mühleberg. The results showed no increase in radioactivity compared with earlier years. The only detectable radiation was ¹⁶N from the turbine room of the Mühleberg nuclear power station, which is not screened upwards. Neither this nor the ⁶⁰Co, which is detectable at trace levels, lead to significant individual doses. A joint measuring exercise with an Austrian partner organization near Klagenfurt involved searching for two deposited radioactive sources of radiation.

3. Population's radiation doses

3.1 Natural and cosmic radiation

The biggest single radiation-dose contribution (around 40%) comes from radon (²²²Rn) 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 47 000 residential buildings in Switzerland up until the year 2003 resulted in a weighted arithmetical mean of 75 Bq/m³. 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*10⁻⁶ and 3.17*10⁻⁶ mSv per Bq/m³ per hour for these two places respectively¹⁶⁾, then the resulting mean radon dose for the Swiss population is 1.8 mSv/a. For about 1–2% of the population the dose stands at over 10 mSv/a and for 0.2% of it at over 25 mSv/a. According to conservative estimates, radon is likely to be responsible for 5-10% of Switzerland's lung-cancer deaths [Chapter 2].

Naturally occurring radionuclides also make their way into the body in food and lead to mean annual doses of around 0.35 mSv, with ⁴⁰K accounting for about 0.2 mSv. The rest comes from the nuclides of the natural decay series of uranium and thorium as well as from the cosmogenic radionuclides, tritium, ¹⁴C, ⁷Be, etc. [Section 5.1].

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

¹²⁾ See: [section 3.4];
for cosmic radiation, see also the 1999 annual report
[section 10.3]:
http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

¹³⁾ For dose measurements, see: [sections 3.1, 3.2 and 3.4]

¹⁴⁾ For measurements in the vicinities of the nuclear facilities,
see: [section 8.3]

¹⁵⁾ For aerial radiometry, see: [section 3.3]

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

the range of 0.35 to approximately 0.8 mSv/a. 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/a. Inside dwellings, the dose is roughly 10% higher than outdoors. The total annual dose from natural sources is around 3 mSv. [Section 3.4].

3.2. Doses due to artificial radioactivity

The contribution to the **external radiation dose** comes mainly from medical applications and exposure to radiation at the place of work in nuclear power stations, industries, trades and crafts, public services, research and medicine and also from so-called "minor sources". This latter category includes consumer and utilitarian goods that contain minute amounts of radioactivity. It is not possible to give more than 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/a. This large scatter band is a consequence of the regional differences in the ^{137}Cs deposits following the Chernobyl reactor accident. The Swiss nuclear power stations, the PSI and CERN do not make any significant contribution.

The **internal radiation doses** come mainly from artificial radionuclides (principally from ^{137}Cs and ^{90}Sr) in food. Whole-body measurements made on school classes showed doses of incorporated ^{137}Cs of less than 1 microsievert per annum.

For the majority of people living in Switzerland, the annual radiation dose 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.

Information about the effects of the **Chernobyl accident** is published at:

<http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/cherno2003.pdf>

Table 1

Natural radiation sources (mSv/a)

Source	Mean	Value range
Terrestrial radionuclides	0.45 ¹⁷⁾	0.15 – 1.0
Cosmic radiation	0.35	0.3 - 0.6
Radionuclides in the human body	0.35 ¹⁸⁾	0.2 – 0.5
Radon in the home	1.8	0.3 – > 20 ¹⁹⁾
Total	3	1 - > 20

Table 2

Artificial radiation sources (mSv/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 radio-activity spread over vast areas	Chernobyl	0.01	Up to 0.5
	Nuclear-weapons fallout	< 0.01	
	^{85}Kr from reprocessing	0.02	
Radioactive ambient concentrations	Industrial operations and nuclear installations	≈ 0	Up to 0.006
Exposure to radiation at the workplace	65 907 individuals exposed to radiation on account of their occupation ²³⁾	0.07	< 20 98. % <1

¹⁷⁾ Including 0.35 mSv p.a. due to cosmic radiation at an altitude of 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/a. on top of this; cf. 1999 Annual Report [section 10.3]:

http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

¹⁸⁾ Including the following in mSv/a: ^{40}K = 200; ^{87}Rb = 6; ^3H , ^7Be , ^{14}C and ^{22}Na together approx. 13; U, Th and Ra = 40; ^{210}Pb + ^{210}Bi + ^{210}Po = 90

¹⁹⁾ In excess of 10 mSv/a for 1 to 2 % of the population and in excess of 25 mSv/a for 0.2% of the population.

²⁰⁾ IRA/FOPH survey 1996-99; cf. 1999 Annual Report [section 10.1]:

http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

²¹⁾ 1989/90 survey by J. Roth, cantonal hospital, 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, ^{210}Po in cigarette smoke, etc.

²³⁾ In nuclear power stations, medicine, research, industry and public services. Source: FOPH Dosimetry Report for 2003. See also:

<http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/dosimetrie/pdf/2003-df.pdf>

Table 3
Selected examples (mSv/a)

¹³⁷ Cs in milk	1 l/day with 10 Bq/l (= TV)	0.05
¹³⁷ Cs in wild fungi	200 g/week with 600 Bq/kg (=TV)	0.09
²²⁶ Ra in mineral water	1 l/day with 1 Bq/l (= LV)	0.08
¹⁴ C in vegetables	200 g vegetables per day from the neighbourhood of the hazardous-waste incineration plant in Basel ²⁴⁾	0.002
³ H in rainwater used as drinking water	2.2 l/day from the neighbourhood of a tritium-processing plant (1000 Bq/l)	0.01
¹³⁷ Cs in the soil in Ticino	Work during a whole year in a field with the maximum caesium burden in Ticino	0.1
Direct radiation (vicinity of a nuclear power station)	1 hour/day at the perimeter fence of a nuclear power station	0.1

(LV =Limit value; TV = Tolerance value, as laid down in "FIV", the Swiss Federal Ordinance on Food Contents and Contaminants)

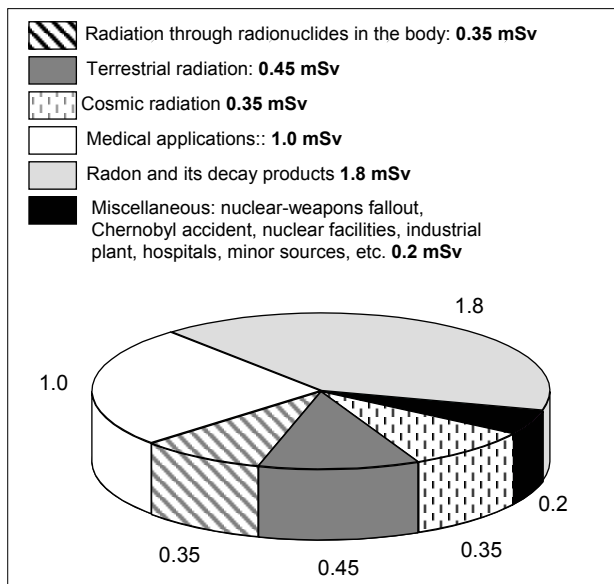


Figure 2
Mean radiation exposure of the Swiss population in mSv/a (Total: 4 mSv/a)

Prefixes and their meaning

fBq	femto	10 ⁻¹⁵	kBq	kilo	10 ³
pBq	pico	10 ⁻¹²	MBq	Mega	10 ⁶
nBq	nano	10 ⁻⁹	GBq	Giga	10 ⁹
μBq	micro	10 ⁻⁶	TBq	Tera	10 ¹²
mBq	milli	10 ⁻³	PBq	Peta	10 ¹⁵

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 (E)** is determined in millisieverts (mSv) or microsieverts (μSv). 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, w_R*). 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, w_T*). 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, D, equivalent dose, H), 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 concentrations 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, represent a health 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 (source-related dose as laid down in Article 7 of the Ordinance). For radon gas, the maximum value applicable to residential accommodation and other buildings in which people congregate is 1000 Bq/m³. If these maxima are 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.

²⁴⁾ Regional hazardous-waste incineration plant Basel-Stadt

A

Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera nel 2003: 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 presenta un riassunto degli esiti della sorveglianza della radioattività ambientale nel 2003:

- 1) radioattività ambientale
- 2) radiazione esterna
- 3) dosi d'irradiazione.

L'impostazione del programma di misura e la scelta dei punti di prelievo e dei procedimenti d'analisi sono stati effettuati avendo cura di ottenere dati sufficientemente ridondanti per poter rilevare tutte le fonti naturali e artificiali di radioattività e tenere conto dei principali modi di trasporto e di arricchimento nell'ambiente. La sorveglianza va quindi oltre il semplice monitoraggio ed include anche progetti interdisciplinari. Il quadro di riferimento per la valutazione dei risultati è costituito dai limiti di dose e d'immissione fissati nell'Ordinanza federale sulla radioprotezione (OraP) del 1994, nonché dai valori limite e di tolleranza dell'Ordinanza sulle sostanze estranee e sui componenti nelle derrate alimentari (OEC).

Il calcolo delle dosi d'irradiazione della popolazione si basa sui fattori di dose indicati nell'OraP. Tali fattori si rifanno alle raccomandazioni della Commissione internazionale di radioprotezione (ICRP) e sono riferiti a persone con abitudini alimentari e di vita corrispondenti alla media.

Se l'irradiazione non è ripartita uniformemente sull'intero organismo, la ICRP raccomanda di applicare fattori di rischio, riferiti ai diversi organi, che tengono in considerazione:

- 1) i casi di decesso per cancro,
- 2) la riduzione, dovuta a malattia, della speranza di vita (morte prematura),
- 3) il deterioramento della qualità di vita a causa del cancro e
- 4) le affezioni dovute a malformazioni genetiche.

I fattori di rischio proposti sono stati calcolati tenendo conto soprattutto delle ricerche svolte su superstiti dei bombardamenti atomici di Hiroshima e Nagasaki e partendo dall'ipotesi che il danno dovuto all'irradiazione aumenti linearmente in funzione della 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 e possono perciò causare malattie. È dunque ragionevole sommare tali danni a quelli che insorgono comunque spontaneamente e sono all'origine dei casi di cancro spontaneo.

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⁾

Nell'aria non sono più accertabili che tracce (e a volte neppure queste) di radionuclidi artificiali come il ¹³⁷Cs (meno di 0.01 mBq/m³), il ²³⁹Pu e l'²⁴¹Am. Tracce di ²⁴Na e di ¹³¹I (0.0002% risp. 0.00004% del valore limite) erano riscontrabili, ad esempio, per alcune settimane nei pressi del CERN; si tratta di radionuclidi provenienti dagli acceleratori dell'istituto. La radioattività derivante dalla rigenerazione di combustibile nucleare (impianti di rigenerazione si trovano, in Europa, a la Hague/F e a Sellafield/UK) ha causato aumenti della concentrazione di ⁸⁵Kr fino a 1.8 Bq/m³ su un livello di base di 1.4 Bq/m³. Nell'umidità dell'aria circostante le aziende di lavorazione del tritio si riscontrano fino a circa 20 Bq/m³ di tale radionuclide. Questa concentrazione corrisponde all'1% circa del valore limite d'immissione secondo l'ORaP. RADAIR, la rete automatica composta da 11 stazioni di sorveglianza della radioattività nell'aria, ha funzionato senza intoppi di rilievo anche nel 2003. Per il radionuclide naturale

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 A.20.

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

^7Be sono state misurate concentrazioni comprese tra 1 e 8 mBq/m³, per il ^{210}Pb tra 0.1 e 2 mBq/m³.

La componente principale della radioattività nell'aria – particolarmente all'interno delle case – è costituita dal gas nobile **radon** ³⁾ che penetra negli edifici prevalentemente dal terreno di fondazione in quantità dipendente dalla permeabilità di quest'ultimo. I materiali di costruzione e l'acqua non sono invece all'origine, in Svizzera, di concentrazioni elevate di radon. I discendenti radioattivi del radon emettono radiazioni alfa che possono causare il cancro polmonare. Nella banca svizzera dei dati sul radon sono registrati gli esiti di misure svolte in circa 47'000 case (91'000 misure in tutto, di cui 53'500 in locali abitati). In 2059 locali abitati, la concentrazione di radon supera il valore operativo di 400 Bq/m³, in 611 il valore limite di 1000 Bq/m³ (gli edifici già risanati non sono inclusi in queste cifre). Le regioni dove la concentrazione media è superiore a 200 Bq/m³ o dov'è stato misurato almeno un valore superiore al limite sono dette "aree a concentrazione di radon". La cartina della Svizzera con indicazione della concentrazione di radon nelle diverse regioni è ormai quasi completa. La media aritmetica della concentrazione di radon nei locali abitati della Svizzera – normalizzata per il piano e ponderata secondo la densità della popolazione nella regione – è di 75 Bq/m³. Concentrazioni elevate si ritrovano soprattutto nei Cantoni Grigioni, Ticino, Neuchâtel e Giura, ma sono stati accertati singoli casi anche nell'Altopiano. Alcune migliaia di case presentano valori elevati di radon e vengono risanate con provvedimenti di tecnica edilizia. Questi provvedimenti sono già stati attuati in una parte degli edifici; la precedenza è stata accordata a scuole e asili.

1.2 Precipitazioni ⁴⁾

La concentrazione del radionuclide predominante nelle precipitazioni, il **tritio** (^3H), si è ormai ridotta a pochi Bq/l, tranne che nelle aree influenzate da aziende industriali o da impianti nucleari, dove si riscontrano ancora valori fino a 30 Bq/l. Il tritio naturale, proveniente dalla radiazione cosmica, vi contribuisce con pochi decimi di Bq/l. Nelle immediate vicinanze di aziende di lavorazione del tritio o di impianti d'incenerimento si sono misurati valori fino a circa 1600 Bq/l. Conformemente all'ORaP, il limite d'immissione del tritio nelle acque pubblicamente accessibili è di 12'000 Bq; il valore di tolleranza per le acque potabili secondo l'OEC è di 1000 Bq/l.

Per quanto riguarda gli altri **radionuclidi artificiali**, sono state accertate, in alcuni casi tracce di ^{137}Cs di pochi mBq/l. La concentrazione del ^7Be , prove-

niente dalla radiazione cosmica naturale, è compresa tra 0.1 e 3 Bq/l.

1.3 Acque

L'acqua fiumana presenta anch'essa **un contenuto di tritio** di pochi Bq/l. Fanno eccezione l'Aar presso Brugg e il Reno a valle di Basilea, dove in primavera sono state rilevate concentrazioni di 20, rispettivamente 8 Bq/l, dovute all'emanazione di acque di scolo contenenti tritio dalla centrale nucleare di Gösgen. Tali emanazioni non superano tuttavia i limiti consentiti (vedi pagina B.8.0.1). Nelle regioni industrializzate, si osserva un influsso di emittenti locali. Le immissioni di tritio provenienti dall'industria orologiera nella regione di La Chaux-de-Fonds sono ulteriormente calate. Da un lato, infatti, la quantità di tritio impiegata per la produzione di orologi con cifre luminescenti si è nettamente ridotta; d'altro lato, le scorie contenenti tritio vengono raccolte e pervengono quindi più raramente incontrollate all'impianto regionale d'incenerimento dei rifiuti. Nel 2003, il contenuto di tritio nelle acque del Doubs è risultato generalmente inferiore a 10 Bq/l, con rare oscillazioni fino a 15 Bq/l.

Se si esclude il tritio, la radioattività artificiale riscontrata nel 2003 nei campioni mensili prelevati dalle acque dell'Aar, del Reno, del Rodano e del Ticino era inferiore a 7 mBq/l. A monte degli impianti nucleari, l'unico radionuclide artificiale accertato è stato il ^{137}Cs proveniente dalle ricadute degli esperimenti con armi nucleari e dall'incidente di Cernobil ⁵⁾, mentre a valle si sono riscontrate tracce di ^{58}Co fino a 1.8 mBq/l, ^{60}Co fino a 3 mBq/l, ^{65}Zn fino a 1.3 mBq/l e ^{137}Cs fino a 0.4 mBq/l.

Campioni prelevati nei **sedimenti fiumani** a valle degli impianti nucleari consentono di allestire un bilancio delle emanazioni liquide delle centrali nucleari (^{54}Mn fino a 28 Bq/kg, ^{65}Zn fino a 9 Bq/kg, ^{60}Co fino a 130 Bq/kg, ^{58}Co fino a 18 Bq/kg e ^{137}Cs fino a 43 Bq/kg) e dell'apporto dell'incidente nel reattore di Cernobil ⁶⁾.

In alcuni casi, nelle acque di scolo degli **impianti di depurazione** delle grandi agglomerazioni si ritrovano tracce (fino a 6 Bq/l) dello ^{131}I usato per la medicina nucleare e concentrazioni di tritio fino a 1600 Bq/l (La Chaux-de-Fonds). Queste ultime provengono da applicazioni industriali o da orologi e altri oggetti contenenti tritio inclusi nei rifiuti domestici. Nel corso degli ultimi anni, il deflusso di tritio dall'impianto di depurazione delle acque di LaChaux-de-Fonds è costantemente diminuito, portandosi da 42 TBq nel 1999 a 1,9 TBq nel 2002

³⁾ Radon v. [cap. 2]

⁴⁾ Pioggia v. [cap. 4.1, 7.1. e 9.1.]

⁵⁾ v. [cap. 4.2 e 4.4]

⁶⁾ v. [cap. 4.2, 4.4 e 4.5]

e 2003. Nel 2003, 3,3 TBq di tritio sono stati lavorati nell'unica azienda della città di La Chaux-de-Fonds ⁷⁾.

Le concentrazioni di tritio nelle acque provenienti dal gorgogliatore di lavaggio del gas combusto negli **impianti d'incenerimento dei rifiuti** sono invece risultate in parte assai elevate: fino a 570'000 Bq/l a Basilea, fino a 800 Bq/l a Bienne e fino a 750'000 Bq/l a La-Chaux-de-Fonds. Neppure le intense ricerche svolte in cooperazione con il laboratorio cantonale di Basilea hanno consentito di individuare l'origine delle occasionali punte di massima concentrazione di tritio nell'inceneritore di Basilea. Considerata la forte diluizione delle acque nel Reno, queste emanazioni non sono tuttavia rilevanti dal punto di vista radiologico. Le emanazioni costatate a La-Chaux-de-Fonds provengono dall'incenerimento di scorie contenenti tritio nel corso del 2003; si tratta di un processo controllato, svolto con il consenso dell'UFSP.

1.4 Suolo ⁸⁾

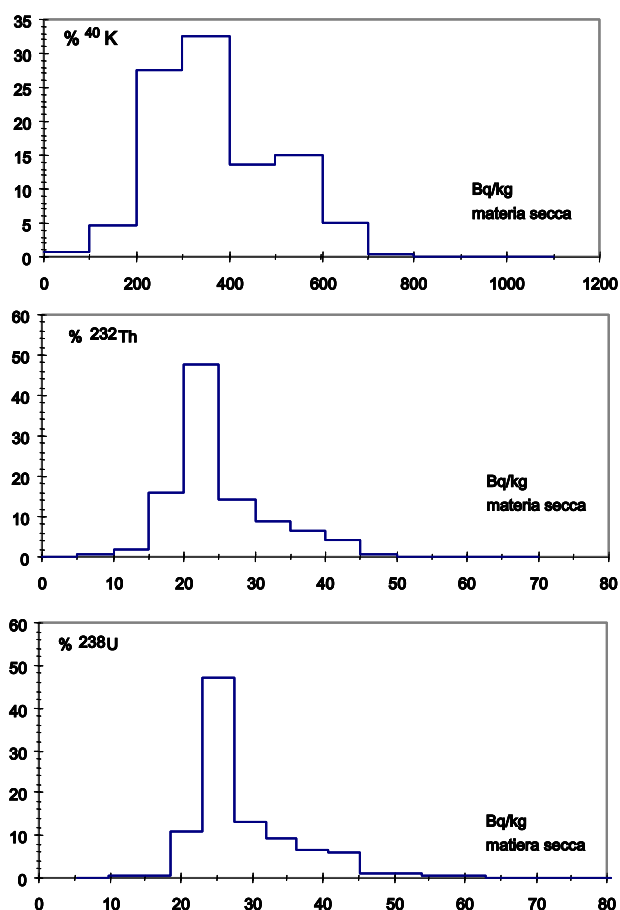


Figura 1

Distribuzione di frequenza delle concentrazioni di ^{40}K , ^{238}U e ^{232}Th nel suolo, in Bq/kg di materia secca, rilevate in 627 misure sul posto nel corso di tre anni tra il 1986 e il 1990 (calcolato delle linee γ del ^{214}Bi e ^{228}Ac).

⁷⁾ v. [cap. 4.1, 4.2 e 9.1]; utilizzazione del tritio nell'industria orologeria v. p. B.9.1.3.

⁸⁾ Suolo v. [cap. 4.3 e 7.2]

Nel suolo, un buon integratore di tutti i sedimenti dell'aria, la concentrazione dei radionuclidi naturali delle catene di decadimento dell'urano (15 a 70 Bq/kg di materia secca, valore mediano 24 Bq/kg) e del torio (10 a 50 Bq/kg di materia secca, valore mediano 23 Bq/kg) varia a seconda della struttura geologica del sottosuolo; quella del ^{40}K (100 a 1000 Bq/kg di materia secca, valore mediano 350 Bq/kg), anch'esso naturale, dipende inoltre dall'impiego di concimi potassici.

La concentrazione di radionuclidi artificiali è soggetta a differenze regionali dovute all'ineguale sedimentazione della radioattività proveniente dalle esplosioni in superficie di armi nucleari e dall'incidente nel reattore di Cernobil. 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. Nella regione alpina e a sud delle Alpi, la concentrazione del ^{137}Cs (fino a 710 Bq/kg di materia secca) e dello ^{90}Sr (fino a 37 Bq/kg di materia secca) è tuttora superiore ai valori riscontrati nell'Altopiano. Nel suolo non si sono riscontrati influssi delle emissioni di centrali nucleari. Per quanto riguarda gli emettitori alfa, si sono misurati da 0.2 a 4 Bq/kg di materia secca di $^{239+240}\text{Pu}$ e da 0.07 a 1.4 Bq/kg di ^{241}Am , con valori inferiori nell'Altopiano rispetto al Giura e alle Alpi. Il rapporto $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ è pari a 0.33.

1.5 Piante e derrate alimentari ⁹⁾

Nei campioni di **erba** e di derrate alimentari prelevati predomina il ^{40}K , di origine naturale. Radionuclidi artificiali come il ^{137}Cs (proveniente dall'incidente nel reattore di Cernobil) e lo ^{90}Sr (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 corrisponde a quella nel suolo, con massimi di 20 Bq/kg di materia secca per quanto riguarda il ^{137}Cs in Ticino, nonché di 50 Bq/kg di materia secca per lo ^{90}Sr in Ticino e 14 Bq/kg nelle Alpi. Il contenuto di ^{137}Cs nel **latte di vacca** è risultato sempre inferiore al minimo accertabile di 1 a 2 Bq/l, tranne che in Ticino, dove si è registrato un massimo di 25 Bq/l (valore di tolleranza 10 Bq/l). Nell'Altopiano e nel Giura, il contenuto di ^{90}Sr era compreso tra 0.04 e 0.06 Bq/l, nelle Alpi tra 0.13 e 0.44 Bq/l e tra 0.12 e 0.62 Bq/l in Ticino. In 11 campioni di **cereali** si sono misurati

⁹⁾ Erba e derrate alimentari v. [cap. 4.3 e 5.1]; acqua potabile nei Grigioni v. [cap. 4.5]

valori inferiori a 0.6 Bq/kg per il ^{137}Cs e tra 0.1 e 0.3 Bq/kg per lo ^{90}Sr .

Tra i **funghi** di provenienza svizzera, boleti e agarici rugosi presentano tuttora valori leggermente elevati – fino a 270 Bq/kg di funghi freschi – con tendenza tuttavia decrescente. Non sono state misurate concentrazioni superiori al valore di tolleranza di 600 Bq/kg. Questo vale anche per i funghi importati, nei quali la concentrazione ^{137}Cs ha raggiunto al massimo 500 Bq/kg (gallinacci). Per l'importazione di funghi è tuttora richiesto un certificato di non-radioattività.

La **selvaggina** domestica e importata presenta ancora concentrazioni di ^{137}Cs fino a 123 Bq/kg per il camoscio e 293 Bq/kg per il cinghiale. Dalle misure svolte in 8 punti ripartiti su tutta la Svizzera per determinare la concentrazione del ^{137}Cs nel "**tartufo dei cervi**" (*elaphomyces*) sono risultati valori fino a 20 000 Bq/kg con un massimo in Ticino che riconferma la ripartizione regionale delle ricadute di Cernobil (v. [cap. 5.2.]). I tartufi dei cervi, funghi che presentano una predisposizione estrema all'accumulazione del cesio, sono incommestibili per gli uomini, ma prelibati per i cinghiali e costituiscono una delle cause delle elevate concentrazioni di Cs misurate nella carne di questi animali. Il contenuto di Cs misurato in Ticino su 10 campioni di **animali domestici** (bovini, capre) era compreso tra 4 e 112 Bq/kg.

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 svolti con armi nucleari hanno causato un raddoppiamento della concentrazione di ^{14}C rispetto al suo livello naturale, derivante dalla radiazione cosmica. Fino ad oggi, tale quota, misurata in una stazione di riferimento nei pressi di Berna, si è ridotta al 74 per mille. Le foglie prelevate da alberi nelle vicinanze di reattori nucleari presentavano inoltre concentrazioni supplementari massime del 164 per mille presso la centrale nucleare di Leibstadt, del 50 per mille presso quella di Gösgen, del 35 per mille presso l'PSI, del 29 per mille presso l'inceneritore Valorec a Basilea, del 128 per mille sul terreno appartenente in passato alla Sandoz e dell'80 per mille nei pressi della Roche. Il contenuto naturale, derivante dalla radiazione cosmica, di ^{14}C nelle piante è di 227 Bq/kg C e causa una dose di 0.013 mSv/anno. Un raddoppiamento della radioattività dovuta al ^{14}C nei prodotti alimentari causa un incremento annuale della dose d'irradiazione dell'ordine dei micro Sv.

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. La radioattività del ^{137}Cs registrata con misure del corpo intero a Basilea ammonta a 29 Bq al massimo per le donne e 58 Bq per gli uomini; a Ginevra, tutti i valori erano inferiori a 10 Bq. Il valore massimo misurato in occasione dei controlli a cui sono state sottoposte 674 persone presso l'PSI è stato di 500 Bq. Il 98 per cento delle persone controllate presentava tuttavia valori inferiori ai 60 Bq che costituiscono il limite dell'accettabile. La concentrazione del ^{40}K , di origine naturale ammonta a circa 3200 Bq nell'organismo delle donne e a 4500 Bq in quello degli uomini. Nelle vertebre umane è stato misurato un contenuto di ^{90}Sr pari a 0.04 Bq/g Ca (valore mediano), nei denti di latte di 0.03 Bq/g Ca.

2. Dosi d'irradiazione esterna

2.1 Radiazione naturale

L'esposizione a radiazioni esterne deriva principalmente 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 80 nSv/h, con valori compresi tra 50 e circa 200 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 può tuttora raggiungere valori fino a 60 nSv/h.

La sorveglianza automatica delle dosi ambiente all'aperto in 58 stazioni ripartite in tutto il Paese avviene attraverso la rete NADAM (v. [cap. 3.2]). I risultati sono reperibili su Internet, in tedesco all'indirizzo <https://www.naz.ch/baradio.html> (*Messungen / Aktuelle Messwerte*) e in francese all'indirizzo <https://www.naz.ch/fra/baradio.html> (*mesures, valeurs actuelles*). In prossimità delle centrali nucleari

¹⁰⁾ Misure del ^{14}C v. [cap. 7.1]

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

¹²⁾ v. [cap. 3.4]; per la radiazione cosmica v. inoltre Rapporto annuale 1999 [cap. 10.3]:
http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

¹³⁾ Misure della dose v. [cap. 3.1, 3.2 e 3.4]

è invece in funzione la rete automatica di sorveglianza delle dosi ambiente MADUK, i cui esiti sono pubblicati (in tedesco) su Internet all'indirizzo: http://maduk.hsk.psi.ch/scripts/db4web_c.exe/maduk/messwerte/main.mth

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 (valore limite: 5 mSv/anno dunque 570 nSv/h). Poiché nessuno si trattiene tuttavia a lungo in questi luoghi, le dosi individuali che ne derivano sono irrilevanti ¹⁴⁾.

2.3 Aeroradiometria ¹⁵⁾

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. In caso d'incidente, questo strumento di misura, il cui impiego è coordinato dalla CENAL, permette di allestire rapidamente la cartina della regione contaminata. È inoltre possibile impiegarlo per ricercare fonti radioattive che sono andate perse.

Nell'anno in rassegna sono stati effettuati voli di misurazione nei dintorni delle centrali nucleari di Gösgen e di Mühleberg. Non ne sono risultate concentrazioni della radioattività più elevate che negli anni precedenti. L'unica radiazione misurabile è stata quella dell' ^{16}N proveniente dalla sala macchine della CN di Mühleberg, non isolata verso l'alto. Né questa radiazione, né le tracce accertabili di ^{60}Co causano tuttavia dosi individuali degne di nota. Esercitazioni svolte in comune con le organizzazioni austriache corrispondenti in due regioni nei pressi di Klagenfurt/A, hanno consentito di praticare la ricerca di fonti radioattive.

3. Dosi d'irradiazione della popolazione

3.1 Radioattività naturale e radiazione cosmica

Il radon (^{222}Rn) e i prodotti del suo decadimento nei locali d'abitazione e di lavoro causano il contributo più importante alla dose d'irradiazione (40% circa). In sé, si tratta di radionuclidi di origine naturale. Le concentrazioni elevate all'interno degli edifici sono tuttavia dovute all'attività umana. In media aritme-

tica, la concentrazione ponderata risultante dalle misure svolte entro il 2003 in circa 47'000 case si aggira sui 75 Bq/m³. 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/m³ ¹⁶⁾, si ottiene per la popolazione svizzera una dose media d'irradiazione dovuta al radon di 1.8 mSv/anno. Un numero di persone compreso tra l'1 e il 2 per cento della popolazione subisce una dose annua superiore a 10 mSv, lo 0.2 per cento una dose annua superiore a 25 mSv. Secondo stime conservative, il radon sarebbe all'origine del 5 a 10 per cento dei casi di decesso per cancro ai polmoni (v. [cap. 2]).

Radionuclidi naturali penetrano inoltre nell'organismo umano attraverso l'alimentazione, causandovi in media una dose annuale di circa 0.35 mSv, di cui circa 0.2 mSv sono dovuti al ^{40}K . Il resto proviene dai radionuclidi delle catene di decadimento naturali dell'urano e del torio, nonché da quelli di origine cosmica: tritio, ^{14}C , ^7Be , ecc. (v. [cap. 5.1]).

Alle radiazioni esterne si aggiunge il contributo dei radionuclidi che si trovano 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/anno a Locarno, 0.4 a Zurigo e 0.75 a St. Moritz. La dose d'irradiazione in casa è del 10 per cento circa superiore a quella all'aperto. La dose annuale complessiva derivante da fonti naturali ammonta a circa 3 mSv (v. [cap. 3.4]).

3.2. Dosi d'irradiazione da fonti artificiali

Il maggior contributo antropogeno alla dose d'irradiazione da **fonti radioattive esterne** deriva dalle applicazioni mediche, nonché dall'esposizione a radiazioni per motivi professionali nelle centrali nucleari, nell'industria, nel commercio, nei servizi pubblici, nella ricerca e nella medicina e dalle cosiddette "fonti minori". Queste ultime sono oggetti d'uso e beni di consumo contenenti sostanze radioattive in piccole quantità. Il contributo dei radionuclidi artificiali nel suolo non può essere indicato che approssimativamente. Conformemente a ipotesi conservative, si tratta, in caso di permanenza duratura all'aperto, di una dose compresa tra 0.01 e 0.5 mSv/anno. L'ampio margine di variazione è una conseguenza delle differenze regionali della sedimentazione del ^{137}Cs dopo l'incidente nel reat-

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

¹⁵⁾ Aeroradiometria v. [cap. 3.3]; <http://www.hsk.psi.ch/far/>

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

tore di Cernobil. I contributi delle centrali nucleari svizzere, dell'PSI e del CERN non sono di rilievo.

Tabella 1

Fonti radioattive naturali (mSv/anno)

Fonte	Media	Margine di variazione
radionuclidi terrestri	0.45 ¹⁷⁾	0.15 – 1.0
radiazione cosmica	0.35	0.3 - 0.6
radionuclidi nell'organismo umano	0.35 ¹⁸⁾	0.2 – 0.5
radon nei locali abitati	1.8	da 0,3 a oltre 20 ¹⁹⁾
Totale	3	da 1 a oltre 20

Tabella 2

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	fino 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 0,006
Esposizione a radiazioni per motivi professionali	65 907 persone professionalmente esposte ²³⁾	0.07	< 20

¹⁷⁾ di cui 0,35 mSv/anno dovuti alla radiazione cosmica a 300 m di 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.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

¹⁸⁾ di cui (in micro-Sv/anno): ⁴⁰K = 200; ⁸⁷Rb = 6; ³H, ⁷Be, ¹⁴C und ²²Na insieme circa 13; U, Th e Ra = 40; ²¹⁰Pb + ²¹⁰Bi + ²¹⁰Po = 90

¹⁹⁾ oltre 10 mSv/anno per l'1 a 2 % della popolazione e oltre 25 mSv/anno per lo 0,2%.

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

http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

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 2003; v inoltre <http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/dosimetrie/pdf/2003-df.pdf>

La dose derivante dall'**esposizione a radiazioni interne** è causata principalmente da 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 è inferiore a 1 µSv/anno.

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. Sugli effetti dell'**incidente di Cernobil** cfr.:

http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_d.pdf

(in tedesco) o

http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/env1999_f.pdf

(in francese).

Tabella 3

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 di ortaggi coltivati nelle vicinanze dell'impianto regionale 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
¹³⁷ Cs nel suolo in Ticino	1 anno di lavoro in un campo con la massima concentrazione di Cs in Ticino	0.1
Irradiazione di retta (dintorni di una centrale nucleare)	1 h/giorno presso il recinto della centrale nucleare	0.1

* secondo l'OEC

4. Definizioni, unità di misura e norme legali

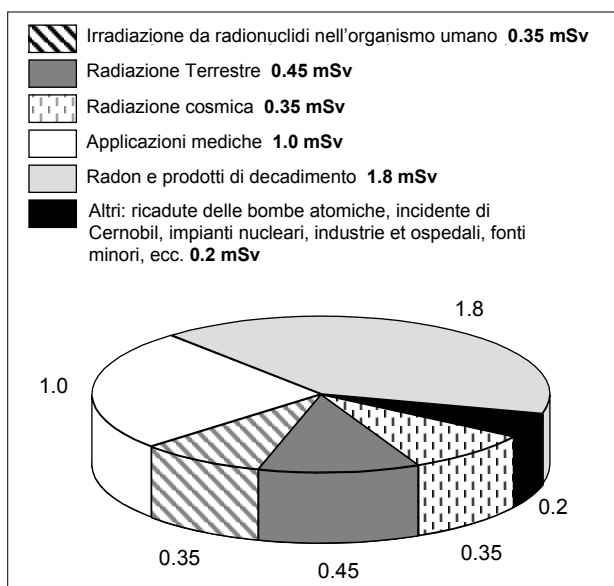


Figura 2
Esposizione a radiazioni della popolazione svizzera in media, in mSv/anno (totale: 4 mSv/anno)

Prefissi delle unità di misura

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

kBq	chilo	10^3
MBq	mega	10^6
GBq	giga	10^9
TBq	tera	10^{12}
PBq	peta	10^{15}

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 precedente. 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 (E)** in mSv o μSv . 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 w_R*). Sommando le dosi di ogni organo, ponderate con un fattore riferito alla sensibilità di quest'ultimo alle radiazioni (*fattore di ponderazione del tessuto w_T*), 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 D, equivalente di dose H) 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 bevesse 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 per la salute. 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 aggiuntiva superiore a 0,2 mSv all'anno (valore operativo di dose riferito alla sorgente secondo l'art. 7 ORaP). 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. DIE ÜBERWACHUNG DER UMWELTRADIOAKTIVITÄT IN DER SCHWEIZ

H. Völkle

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

Zusammenfassung

Grundsätze und Zielsetzungen des Überwachungsprogrammes werden dargelegt sowie Kriterien für die Auswahl von Probenahmestellen und Messverfahren, wie auch der Bezug zur Schweizer Gesetzgebung und internationalen Empfehlungen. Das Bundesamt für Gesundheit koordiniert das Messprogramm, sammelt und bewertet die Ergebnisse und veröffentlicht diese in jährliche Berichten. Die Zusammenarbeit verschiedener Institutionen von Bund, Kantonen und Hochschulen nutzt Synergien und gemeinsame Interessen.

1.1 Veranlassung und Ziel der Überwachung

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

1.2 Gesetzliche Vorgaben

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

1.3 Grundsätze der Überwachung

Die Anforderungen für ein Messprogramm hängen von der Zielsetzung ab. Ein **Monitoringprogramm** soll in erster Linie feststellen, ob vorgegebene Immissionsgrenzwerte eingehalten sind. Eine "verdachtsorientierte" Stichprobenerhebung dort wo mit den grössten Immissionen bzw. den grössten radiologischen Auswirkung gerechnet wird, genügt meist dieser Zielsetzung. Ein **Umweltmessprogramm** soll für die gewählte Messgrösse für bestimmte Gebiet und Zeitintervalle die tatsächlichen Werte und deren örtliche und zeitliche Variationen ermitteln. Hier sollen die Probenahmen nach statistischen Kriterien vorgenommen werden, wobei eine grössere Empfindlichkeit gefordert werden als beim Monitoringprogramm, damit daraus die Strahlendosen hergeleitet werden können. **Wissenschaftliche Programme** dienen der Überprüfung radioökologischer Modelle und der Bestimmung von Modellparametern. Hier sind statistische Gesichtspunkte bei der Wahl der Proben zu berücksichtigen und die Messempfindlichkeit soll die Verifikation der dem Modell zugrundegelegten Hypothesen ermöglichen bzw. die Bestimmung der Modellparameter.

Die Radioaktivitätsüberwachung hat folgende Ziele:

- 1) Verfolgen der grossräumig verbreiteten, natürlichen und künstlichen Radioaktivität um Veränderungen, Akkumulationen und Trends frühzeitig zu erkennen;
- 2) die Überwachung der Umgebung von Kernanlagen und Betrieben, die radioaktive Stoffe verwenden;
- 3) die Ermittlung der Strahlendosen der Bevölkerung und ihrer zeitlichen und räumlichen Variationen.

Die folgenden Aspekte sind bei der Auswahl der Messstellen massgebend:

- 1) Menge und Zusammensetzung der Emissionen bei Normalbetrieb und Störfällen;
- 2) Ausbreitungsbedingungen in Luft und Wasser, Transportvorgänge in der Umwelt;
- 3) Geländestruktur,
- 4) Bevölkerungsverteilung,
- 5) Erzeugte landwirtschaftliche Produkte.

Die folgenden Kriterien sind bei der Auswahl der Probenahme- und Messverfahren zu berücksichtigen:

- 1) **Empfindlichkeit** des Verfahrens; daraus leiten sich die erforderlichen Nachweisgrenzen ab;
- 2) **Spezifität** des Verfahren bezüglich bestimmter Nuklide oder Emissionspfade;
- 3) **Unterscheidbarkeit** zwischen Immissionen eines Betriebes und einer Vorbelastung aus einer anderen Immissionsquelle, bzw. durch den natürlichen Untergrund;
- 4) **Räumliches** oder **zeitliches** Auflösungsvermögen (etwa Stunden-, Tages-, Monats- oder Jahreswerte; oder: Milch einer Kuh, eines Hofes, eines Dorfes oder einer Region);
- 5) **Aufwand**: Kosten, erforderliche Qualifikation der Mitarbeiter;
- 6) **Ortsfeste** oder **mobile** Probenahme- oder Messstellen (erstere zur Erfassung langfristiger Veränderungen und Einflüsse an einer Stelle, letztere bei Stör- und Unfällen entsprechend den momentanen Ausbreitungsbedingungen);
- 7) **Schnelligkeit** einer Probenahme- oder Messmethode;
- 8) Bedarf an **vor-Ort-Messungen** (z.B. durch automatische Überwachungsnetze mit Datenfernübertragung wie NADAM, MADUK oder RADAIR).

1.4 Organisation und Zusammenarbeit

Die Organisation und die nationale Zusammenarbeit erfolgt nach folgenden Grundsätzen:

- 1) Vorhandene fachliche Kompetenz und Messkapazität, sowie gemeinsame Interessen und Synergien ausnutzen (s. Tab. 2);
- 2) Zusammenarbeit mit allen Stellen beim Bund, den Hochschulen, Forschungsinstituten, die entsprechende Kompetenzen und Messkapazität haben;
- 3) Regeln der Zusammenarbeit in Verträgen, Übereinkommen und Abmachungen;
- 4) Koordination des Messprogrammes durch das Bundesamt für Gesundheit: Festlegen des Überwachungsprogrammes, Sammeln, Auswerten und Veröffentlichen der Daten [1], Veranlassen von Massnahmen im Bedarfsfall;
- 5) Regelmässige Meldung der Daten durch die Laboratorien,
- 6) Sofortige Meldung von erhöhten Messwerten, Überschreitung von Immissions-, Toleranz- oder Grenzwerten;
- 7) Bereitstellen einer nationalen, elektronischen Datenbank zur Erfassung aller Daten;
- 8) Anwendung von Zertifizierung und Akkreditierung als QM-Massnahmen (s. Kap. 1.5);

- 9) Bei erhöhter Radioaktivität, wenn Schutzmassnahmen für die Bevölkerung erforderlich sind, kommen die Nationale Alarmzentrale (NAZ) und die Einsatzorganisation für erhöhte Radioaktivität zum Zug.

Die Kompetenzzentren für die wichtigsten Überwachungsbereiche sind in Tabelle 2 aufgelistet.

1.5 QM-Massnahmen

Akkreditierung, Zertifizierung und Notifizierung dienen als QM-Massnahmen der Kompetenzfeststellung eines Laboratoriums um dessen Zuverlässigkeit, die Qualität und Richtigkeit der Analysenergebnisse und der daraus gewonnen Informationen sicherzustellen. Ergänzende Massnahmen sind die Vereinheitlichung von Probenahme- und Messverfahren (s. [4] bis [7]) sowie die regelmässige Teilnahme der Laboratorien an Ringversuchen und Vergleichsmessungen.

Bei der **Zertifizierung** nach ISO 9001 wird geprüft und in einem Zertifikat bestätigt, dass ein Unternehmen oder einzelne Bereiche desselben, konform ist zu bestimmten (international anerkannten) Anforderungen oder Normen. Der Prozess «Umweltüberwachung» der Abteilung Strahlenschutz des Bundesamtes für Gesundheit wurde im Sommer 2001 entsprechend zertifiziert. Als Ziele dieses Prozesses sind:

- 1) Die «Produkte» (Berichte, Publikationen, Auskunftsmöglichkeiten) sind bekannt,
- 2) Die «Kunden» wissen, dass eine umfassende Überwachung durch kompetente und neutrale Stellen durchgeführt wird und wo sie Auskünfte über Radioaktivität und Strahlung erhalten;
- 3) die beteiligten Laboratorien sind akkreditiert und liefern glaubwürdige Resultate;
- 4) die Daten werden fristgerecht gesammelt, verarbeitet interpretiert und veröffentlicht;
- 5) bei erhöhten Messwerten oder Ereignissen mit Radioaktivität wird rasch gehandelt.

Bei der Bewertung der Überwachung (Erfolgskenngrössen) werden folgende Kriterien angewendet:

- 1) Einhaltung des Überwachungsprogrammes,
- 2) fristgerechte Erfassung und Veröffentlichung der Daten,
- 3) Brauchbarkeit und Glaubwürdigkeit der Daten,
- 4) Öffentlichkeit und Medien nutzen die Auskunftsmöglichkeiten beim BAG und den Zugang zu den Informationen auf dem Internet.

Bei der **Akkreditierung** nach ISO 17'025 wird geprüft, ob ein Laboratorium die fachliche Kompetenz hat, bestimmte Untersuchungen (gemäss Geltungsbereich) nach gegebenen Kriterien durchzuführen und ob die Produkte (Messergebnisse) vorgegebenen Qualitätsanforderungen genügen. Sie wird durch eine staatliche Stelle erteilt, in der Schweiz beispielsweise durch das Bundesamt für Messwesen und Akkreditierung METAS (<http://www.metas.ch>).

- 1) Sie ermöglicht eine verbesserte, gegenseitige Akzeptanz der Untersuchungsbefunde, insbesondere privater Auftragnehmer gegenüber dem nationalen und internationalen Bereich, da sie die Eignung des Labors zur Durchführung solcher Analysen dokumentiert;
- 2) Sie gibt klare Regelungen im Bezug auf die Zuständigkeit, Rechte und Pflichten der Mitarbeiter;
- 3) Alle Verfahren und Abläufe (Prozesse) sind eindeutig festgelegt;
- 4) Aufgrund der geregelten Dokumentation können Daten und Informationen schneller aufgefunden werden;
- 5) Diese erhöhte Transparenz fördert Sicherheit und Vertrauen in die eigene Arbeit bei den Mitarbeitern; erleichtert die Einarbeitung neuer Mitarbeiter im allgemeinen Arbeitsablauf und in den Analysemethoden, die einfache Vertretung der Mitarbeiter untereinander und den Wiedereinstieg in länger nicht verwendete Methoden;
- 6) Sie ermöglicht durch Optimierung der Abläufe einen kontinuierlichen Verbesserungsprozess;
- 7) Sie ermöglicht eine bessere Kompatibilität mit Regelwerken und Normen;
- 8) Sie fördert die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse, die internationale Anerkennung und Vergleichbarkeit der Verfahren und Resultate sowie die juristische Belastbarkeit der Befunde;
- 9) Sie kann Voraussetzung sein für behördliche Genehmigungen.

Mit wenigen Ausnahmen sind in der Schweiz alle an der Überwachung der Umweltradioaktivität beteiligten Laboratorien akkreditiert.

1.6 Labordatenbank « ENVIRA »

Das BAG, das gemäss Strahlenschutzverordnung mit der Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt beauftragt ist, hat 2003 ein Projekt zur zentralen, elektronischen Erfassung aller Radioaktivitätsdaten gestartet. Die wichtigsten Grundsätze sind die folgenden:

- 1) Verarbeitete Daten: Lebensmittel, Gras, Boden, Luft, Regen, Wasser;
- 2) Beteiligte Laboratorien: SUER, Labor Spiez, IRA, EAWAG, PSI, Kantonale Laboratorien,

- 3) Grundsatz: Alle Daten werden in einer zentralen Datenbank erfassen,
- 4) Die Datenübermittlung soll beschleunigt werden;
- 5) Es sollen im Normalfall wie im Ereignisfall die gleichen Datenwege benutzt werden;
- 6) Alle beteiligten Labors haben Zugriff zu den Daten;
- 7) Die Archivierung und Sicherung der Daten soll garantiert werden;
- 8) Ständiger Datenaustausch mit der NAZ.

1.7 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen

- 1) **SUER**: Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit, Chemin du Musée 3, CH-1700 Fribourg
- 2) **RADAI**: Automatisches Netz zur Überwachung der Radioaktivität der Luft: 11 Alpha-Beta-Monitore, 2 Jod-Monitore, 1 nuklidspezifischer Monitor
- 3) **Uni BE**: Physikalisches Institut, Abteilung Klima- und Umwelphysik Universität Bern
- 4) **ETH-Z**: Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik der Eidg. Technischen Hochschule Zürich
- 5) **IRA**: Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Lausanne
- 6) **Labor Spiez**: Fachsektion Physik, Labor Spiez, Gruppe Rüstung, VBS, Spiez
- 7) **EAWAG**: Gruppe Radioaktive Tracer, Abt. SURF der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf
- 8) **Institut Forel**: Universität Genf, Versoix
- 9) **CHYN**: Centre d'Hydrogéologie der Universität Neuenburg
- 10) **Kantonale Laboratorien**: Kantonale Lebensmittelkontrolle
- 11) **PSI**: Abteilung Strahlenschutz, Sicherheit und Entsorgung, Paul Scherrer Institut, Villigen-PSI
- 12) **NAZ**: Nationale Alarmzentrale, GS-VBS, Zürich
- 13) **NADAM**: Automatisches nationales Dosiswarnnetz bestehend aus 58 Stationen
- 14) **HSK**: Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Villigen-PSI
- 15) **MADUK**: Automatisches Dosiswarnnetz für die Umgebung der Kernanlagen, bestehend aus je 12 bis 18 Stationen pro Kernkraftwerk
- 16) **Kantonsspital BS**, Abteilung für Radiologische Physik, Kantonsspital Basel-Stadt
- 17) **Kantonsspital GE**, Division de médecine nucléaire, Hôpital Universitaire Cantonal Genève
- 18) **Suva**: Bereich Physik, Abteilung Arbeitssicherheit, Suva, Luzern

- 19) **BAG-SAB:** Sektion Aufsicht und Bewilligungen, Bundesamt für Gesundheit, Bern
- 20) **BAG-FRn:** Fachstelle Radon, Bundesamt für Gesundheit, Bern

1.8 Quellenangaben

- [1] Jahresberichte des BAG: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz:
<http://www.bag.admin.ch/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>
- [2] Schweizerisches Strahlenschutzgesetz (StSG) vom 22. März 1991:
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_50.html und Strahlenschutzverordnung (StSV) vom 22. Juni 1994:
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_501.html
- [3] Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html
- [4] Messanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt; BMU Bonn, Gustav Fischer-Verlag
- [5] Environmental Measurement Laboratory (EML) Procedures Manual, US Dep. of Energy, New York, Ausgabe Nov. 1990-92
- [5a] Environmental Measurement Laboratory (EML) Procedures Manual, US Dep. of Energy, New York, Ausgabe Februar 1997:
<http://www.eml.doe.gov/publications/procman>
- [6] Fachverband für Strahlenschutz: Empfehlungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität; Lose-Blatt-Sammlung: Grundsätze, Messprogramme, Empfehlungen zur Probenahme und Messung; Nachweisgrenzen, Berichterstattung etc.:
<http://www.fs.fzk.de/arbkreise/aku/StartseiteLBS.pdf>
- [7] Empfehlungen der EU zur Überwachung der Umweltradioaktivität: COMMISSION RECOMMENDATION of 8 June 2000 on the application of Article 36 of the Euratom Treaty concerning the Monitoring of the levels of radioactivity in the environment for the purpose of assessing the exposure of the population as a whole (Document C(2000) 1299, 2000/473/Euratom).
- [8] H. Völke: Die Radioaktivität der Atmosphäre, StrahlenschutzPRAXIS 4/2001, pp. 74-78.

Tabelle 1

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

Radionuklid bzw. Radionuklidgruppe	Toleranzwert Bq/kg	Grenzwert Bq/kg			
	alle Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	flüssige Lebensmittel	Säuglingsanfangsnahrung	Lebensmittel von geringer Bedeutung
Tritium	1'000	10'000	10'000	3'000	100'000
Kohlenstoff-14	200	10'000	10'000	1'000	100'000
Strontiumisotope	1	750	125	75	7'500
Iodisotope	10	2'000	500	150	20'000
künstliche Alphastrahler (z.B. ^{239}Pu , ^{241}Am)	0.1	80	20	1	800
Radionuklide der Uran- und Thoriumreihen: • Gruppe I: ^{224}Ra , ^{228}Th , ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U	---	50	10	10	500
• Gruppe II: ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{231}Pa	---	5 (**)	1	1	50
Übrige Radionuklide (z.B. ^{134}Cs , ^{137}Cs , jedoch ohne ^{40}K)	10 (*)	1'250	1'000	400	12'500

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg (^{134}Cs und ^{137}Cs zusammen)

(**) Grenzwert für Meerestiere: 150 Bq/kg (gilt insbesondere für ^{210}Po)

Tabelle 2

Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	überwacht wird:	Kompetenzzentren:
Atmosphäre	- Aerosole, Niederschläge - ¹⁴ C, Edelgase - Aeroradiometrie	- SUER ¹⁾ inkl. RADAIR ²⁾ - Uni Bern ³⁾ - PSI ¹¹⁾ (früher ETH-Z ⁴⁾), NAZ ¹²⁾
Deposition	- Boden, Bewuchs, in-situ - ⁹⁰ Sr- und Alpha-Messung	- SUER ¹⁾ , IRA ⁵⁾ und Labor Spiez ⁶⁾
Aquatisches Milieu	- Gewässer, Fische, Sedimente - Grund- und Quellwasser, Deponien	- EAWAG ⁷⁾ , Institut Forel ⁸⁾ , Labor Spiez ⁶⁾ - CHYN ⁹⁾
Lebensmittel	- Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.	- Kantonale Laboratorien ¹⁰⁾
Dosis	- γ- und n-Dosen - automatische Dosiswarnnetze	- PSI ¹¹⁾ , IRA ⁵⁾ - NAZ ¹²⁾ , NADAM ¹³⁾ , HSK ¹⁴⁾ , MADUK ¹⁵⁾
menschlicher Körper	- Ganzkörpermessungen - ⁹⁰ Sr in Knochen und Zähnen	- PSI ¹¹⁾ , Kantonsspitäler Basel ¹⁶⁾ , Genf ¹⁷⁾ - IRA ⁵⁾
Kernanlagen	- Emissionen, Umgebung	- HSK ¹⁴⁾ , SUER ¹⁾
Betriebe	- Emissionen, Umgebung	- Suva ¹⁸⁾ , SUER ¹⁾
Spitäler	- Emissionen	- BAG-SAB ¹⁹⁾
Radon	- Radon in Häusern und im Boden	- BAG-FRA ²⁰⁾ , SUER ¹⁾

¹⁾ ... ¹⁹⁾ Liste der Abkürzungen s. Schluss des Beitrages

Tabelle 3

Das Messprogramm im Überblick

Expositionspfade	Probenahmestellen	Proben und Messung
Ortsdosen (externe Gamma-Strahlung)	- automatische Überwachung der Ortsdosen: landesweit mit NADAM und in der Umgebung der KKW mit MADUK - TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN)	- NADAM: 58 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz) - MADUK: je 12-18 Stellen Betrieb durch die HSK - TLD (γ-Komponente) und n-Dosis (PSI, CERN)
in-situ- Messung	- Umgebung der Kernanlagen - ganze Schweiz nach speziellem Programm	- direkte vor-Ort-Messung des γ-Spektrums - Bestimmung des Radionuklidgehaltes des Bodens und deren Beiträge zur Ortsdosis
Luft	- 12 Aerosolsammler: ca. 40 m³/h - 5 High-Volume-Sampler: ca. 700 m³/h - RADAIR: Aerosolwarnnetz 11 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung siehe auch: [8] - ⁸⁵Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfrauoch	- Aerosolsammler und High-Volume-Sampler: kontinuierlich Sammlung auf Aerosolfiltern mit γ-Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs: 1 μBq/m³ bzw. 0.1 μBq/m³ - RADAIR: 11 Stationen α/β-Messung (FHT-59S), 3 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)
Niederschläge	- Regensammlerstationen an 9 Standorten inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien	- Regensammler mit Trichtern von 1 m² Fläche, wöchentlich γ-Spektrometrie der Rückstand; Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs: 10 mBq/l (monatliche Probe) - An 12 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.
aquatisches Milieu	- Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW - bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen	- γ und α-Spektrometrie - Tritium-Messung
Erde	- 30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite - inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN	- Erdschicht 0-5 cm für ⁹⁰Sr-Bestimmung und γ-Spektrometrie und z.T. α-Spektrometrie
Bewuchs (Gras, Pflanzen)	- gleiche Stellen wie Erdboden - Baumblätter aus Umgebung KKW, Kehrlichtverbrennungsanlage Basel und Referenzstation	- Gras zweimal jährlich; γ-Spektrometrie und ⁹⁰Sr - Baumblätter ¹⁴C-Bestimmung (jährlich)
Milch	- gleiche Regionen wie Erde und Gras	- γ-Spektrometrie und ⁹⁰Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben
andere Lebensmittel	- Getreidemischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW - Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc.	- γ-Spektrometrie - ⁹⁰Sr-Bestimmung
menschlicher Körper	- Schulklassen Genf und Basel - Mitarbeiter PSI - Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden	- Ganzkörpermessungen in den Spitälern Basel und Genf und am PSI - ⁹⁰Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	- Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc. - Kläranlagen der Agglomerationen - Sickerwässer von Deponien	- Abluftfilter, Abgas etc. - Abwässer aus Spitälern, Deponien, Kehrlichtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen - γ, α- und ⁹⁰Sr-Messung

Tabelle 4 Routine-Überwachungsprogramm für die Umweltradioaktivität

Probe Messung	Region	Anzahl Stellen	Mess- ung	Häufig- keit	Probe	Messung	Beschreibung	erreichte Nachweisgrenze
Luft	Schweiz	58	kDm	kM	EGDI	EGDI	NADAM: Automatisches Dosiswarnnetz, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich	---
	Umg. KKW	12 - 18	kDm	kM	EGDI	EHDl	MADUK: Automatisches Dosiswarnnetz in der Umgebung der Kernkraftwerke, Betrieb durch die Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK)	---
	Umg. KKW	20 - 30	kS+pM	M	EGD	EGD	TLD und Neutronen-Dosimeter in der Umgebung der KKW	---
	Schweiz	10+1 ^{*)}	kDm	kS	Aerosole	GA, GB, kB	RADAIr: Automatic Warnnetz für die Radioaktivität der Aerosole: 11 α/β -Monitore (FHT-59S), Betrieb durch die SUEr	Alarme (kB): 1, 5 and 30 Bq/m ³
	Schweiz	3	kDm	kS	Gasförmiges Jod	GeR	RADAIr: Automatic Warnnetz für das gasförmige Radiojod: 3 Jod-Monitore (FHT-1700); Betrieb durch die SUEr	---
	Schweiz + Umg. KKW	12	kS+pM	M	Aerosole	GeR	Aerosolsammler ($\approx 40 \text{ m}^3/\text{h}$), Messung der Filter mittels Gamma-Spektrometrie im Labor	¹³⁷ Cs: 1 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$
	Schweiz	5	kS+pM	2W	Aerosole	GeR	Hochvolumen-Aerosolsammler ($\approx 600 \text{ m}^3/\text{h}$), Messung der Filter mittels Gamma-Spektrometrie im Labor	¹³⁷ Cs: 0.1 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$
	BE+Alpen ^{*)}	2	kS+pM	M	Luft	⁸⁶ Kr	durch Beta-Messung	---
	Schweiz + Umg. KKW	12	kS+pM	W	Regenwasser	GeR, T	Regensammler mit 1 m ² Fläche; GER mittels Ge-Gamma-Spektrometrie der eingedampften Proben	¹³⁷ Cs: 10 mBq/l *M
	Umg. Ind.	8	kS+pM	W	Regenwasser	T	kleine Regensammler	0.5 Bq/l
in-situ	Schweiz + Umg. KKW	10 - 20	St ^{*)} pM	J	Feld-Spektrometrie	γ -Spektrum	mehrere Stellen in der Umgebung jedes KKW sowie weitere Stellen in der ganzen Schweiz zur Bestimmung der Aktivität im oder auf dem Erdboden	---
Aqua- tisches Milieu	Schweiz + Umg. KKW	16	kS+pM	W	Oberflächenwasser	GeR, T	GER mittels Ge-Gamma-Spektrometrie der eingedampften Proben	¹³⁷ Cs: 10 mBq/l T = 0.5 Bq/l
Trink- wasser	Umg. KKW	4	kS+pM	HJ	Grundwasser, Sedi- mente, Fische, Wasserpflanzen	GeR, T	verschiedene Messverfahren	¹³⁷ Cs: 10 mBq/l T = 0.5 Bq/l
Erboden	Schweiz	50	kS+pM	HJ	Trinkwasser	GeR, NR, T	Zusammenarbeit mit dem Centre d'Hydrogéologie der Universität Neuenburg (CHYN) und weiteren Stellen	¹³⁷ Cs: 10 mBq/l T = 0.5 Bq/l
Pflanzen	Schweiz + Umg. KKW	30	St+pM	J	Erboden (Schicht 0 – 5 cm) ⁺⁺⁾	GeR, K, Sr, AeR	Bodenschicht 0-5 cm; GeR mittels Ge-Gamma-Spektrometrie; Sr-Bestimmung mittels radiochemischer Analyse, AeR mittels radiochemischer Analyse	¹³⁷ Cs: 1 Bq/kg
Baum- blätter	Schweiz + Umg. KKW	33	St+pM	HJ	Gras	GeR, Sr	gleiche Stellen wie Erdproben, GeG mittels Ge-Gamma-Spektrometrie, ; Sr-Bestimmung mittels radiochemischer Analyse	¹³⁷ Cs: 1 Bq/kg
Lebens- mittel ^{*)}	Schweiz + Umg. KKW	30	St+pM	J	Baumblätter	¹⁴ C	¹⁴ C-Bestimmung mit Beta-Counter (Uni Bern) oder mittels AMS (ETHZ)	---
menschl. Körper	Schweiz + Umg. KKW	26	St+pM	HJ	Milch	GeR, K, Sr	gleiche Stellen wie Erdproben, GeG mittels Ge-Gamma-Spektrometrie; Sr-Bestimmung mittels radiochemischer Analyse	¹³⁷ Cs: 1 Bq/kg
	Schweiz + Umg. KKW	10	St+pM	J	Getreide	GeR, Sr	GeR mittels Ge-Gamma-Spektrometrie; Sr mittels radiochemischer Analyse	¹³⁷ Cs: 1 Bq/kg
	Schweiz	20-40	St+pM	J	menschlicher Körper Wirbelknochen und Milchzähne	Cs, K, Sr	Ganzkörpermessungen mit Antropospektrometer (Kantonsspital BS und GE) Sr-Bestimmung mittels radiochemischer Analyse	---

Legende:

Ind = Industrien; **kS** = kontinuierliche Sammlung; **kM** = kontinuierliche Messung; **St** = Stichproben; **pM** = periodische Messung; **KDm** = kontinuierliche Direktemessung; **EGDI** = Externe Gamma Dosisleistung mit GM-Zählrohr; **EGD** = Externe Gamma Dosis mittels TLD; **GeR** = Gamma emittierende Radionuklide mittels Ge-Gammaspektrometrie; **Sr** = ⁹⁰Sr mit radiochemischer Analyse; **AeR** = Alpha emittierende Radionuklide mittels radiochemischer Analyse; **GA** = Gesamt-Alpha Aktivität; **GB** = Gesamt-Beta Aktivität; **kB** = künstliche Beta Aktivität mit dem Alpha Beta Pseudo-Koinzidenz-Difference-Verfahren; **T** = Tritium durch Liquid Szintillations-Messung; **W** = Wöchentlich; **M** = Monatlich; **HJ** = Halb-Jährlich; **J** = Jährlich; ***)** eine im Forstentum Liechtenstein; ***)** in der Hochalpine Forschungsstation Junfraujoch auf 3400 m; ***)** weitere Lebensmittel (Wild, Pilze, Importwaren, etc.) nach Bedarf um speziellem Programm; **++)** bei Bedarf auch tiefere Schichten.

Tabelle 5 Technische Daten der bestehenden Systeme für die Überwachung der Atmosphäre

Überwacher Parameter	n=	Sammel- dauer	Menge	Messung	Datenfern- übertra- gung	Nachweis- grenze	Empfind- lichkeit	Schnellig- keit (4)
Aerosole								
MobLuSa: mobile Aerosol/Jod-Sammler, stationiert bei den Laboratorien (1)	12	30 min.	40 l/min.	γ	nein	γ : 1 Bq/m ³	sehr gering	kurz: 1 - 2 h
FWP: kleine Aerosolsammler: Fribourg, Villigen, Morges, Saignelégier, Stein, Romanshorn, Weissfluhjoch, Locarno, KKM, KKG, KKL; Messung der Filter bei Bedarf im Labor	12	1 Woche	40-50 m ³ /h	γ	nein	γ : 1 - 3 μ Bq/m ³	hoch	lang: 150-300 h
RADAIR: Alpha/Beta-Monitor: Fribourg, La Chaux-de-Fonds, Genf-CERN, Sitten, Jungfrau-joch, Bellinzona, Weissfluhjoch-Davos, Vaduz, Güttingen, Villigen-PSI, Basel	11	kont. Sammlung	10 m ³ /h	α/β	ja	β : 0.5 Bq/m ³ (5)	gering	kurz: 30 min
RADAIR: nuklidspezifischer Monitor: Fribourg	1	kont. Sammlung	18 m ³ /h	γ	ja (lokal)	γ : 10 mBq/m ³	gering	kurz: 2 h
HVS: High-Volume-Sampler: Oberschrot, Genf-CERN, Mte-Ceneri, Güttingen, Klingnau	5	1 Woche	400-600 m ³ /h	γ	nein	γ : 0.1 - 0.3 μ Bq/m ³	sehr hoch	lang: 150 - 300 h
HF: Höhenflugfilter, Probenahme in 10-15 km (gemäss Einsatzkonzept) (2)	2	Stichprobe	1000-2000 m ³	γ	nein		hoch	mittel: 24 h
Gase								
RADAIR: Jod-Monitor: Fribourg, Bellinzona, Villigen-PSI	3	kont. Sammlung	5 m ³ /h	γ	ja	Jod: 0.5 Bq/m ³	gering	kurz: 30 min.
Edelgase: ⁸⁵ Kr (3) (Universität Bern)	1	Stichprobe	---	β	nein		hoch	≈ Wochen
¹⁴C in Baumblättern (3) (Uni Bern, ETH-Z)	1	Stichprobe	---	β od. ICP-MS	nein		hoch	≈ Wochen
Niederschläge								
Regensammler: Fribourg, Valsainte, Cernier, Locarno, Davos, KKM, KKG, KKL, KKB	9	1 Woche	1 m ² Fläche	γ	nein	γ : 20 mBq/l*Mo	hoch	monatlich

(1) nur für Notfalleinsatz

(4) Zeit ab Sammelbeginn bis Resultat vorliegt

(2) ab 2004 Einsatzbereit für Notfälle sowie 6 Sammelflüge pro Jahr

(5) Drei Alarmschwellen: 1, 5 und 30 Bq/m³

(3) Universität Bern und oder ETHZ

9.2 Emissionen der Spitäler

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz

H. Völkle

Sektion Überwachung der Radioaktivität, 1700 FRIBOURG

R. Linder

Sektion Aufsicht und Bewilligungen, 3003 BERN

Zusammenfassung

Gemäss dem Trend der vergangenen Jahre hat der Verbrauch an I-131 zu therapeutischen Zwecken leicht zugenommen. Der Verbrauch anderer Nuklide zu therapeutischen Zwecken blieb hingegen etwa konstant. Die rückläufige Verwendung von Nukliden bekannter Anwendungen werden zum Teil durch neue Anwendungen mit anderen Nukliden kompensiert. Die Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser aus den Abwasserkontrollanlagen der Therapiepatientenzimmer ist nach einer Erhöhung in den letzten Jahren wieder auf das tiefe Niveau des Jahres 2000 zurückgefallen. Diese Abnahme zeigt, dass die Bemühungen zur Reduktion der Abgaben an die Umwelt erfolgreich waren.

9.2.1 Ausgangslage

Spitäler und Rntgeninstitute, die offene radioaktive Strahlenquellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren, melden den Umsatz, den Zweck der Applikation, sowie die Abgabemenge an die Umwelt dem BAG anlässlich einer jährlich durchgeführten Erhebung.

9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden

¹³¹I, das zur Schilddrsentherapie verwendet wird, kann den Patienten bis zu einer Aktivität von 200 MBq ambulant verabreicht werden. Bei höheren Aktivitäten werden die Patienten mindestens für die ersten 48 Stunden in speziellen Therapiezimmern isoliert. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziell dafür vorgesehenen Abwasser-

kontrollanlagen gesammelt und erst nach dem Abklingen unterhalb der bewilligten Abgaberate an die Umwelt (Abwasser) abgegeben.

Andere Radionuklide werden den Patienten bei rheumatischen Erkrankungen zur Entzündungshemmung und Schmerzlinderung in Gelenke gespritzt oder bei Patienten mit einer Tumorerkrankung zur Schmerzlinderung verwendet. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation und applizierter Aktivität.

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 berschreiten. Die in der Praxis bewilligte Abgabelimite für Jod-131 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 ¹³¹I über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (Bsp.⁹⁰Y) wird dieser Anteil in ¹³¹I quivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivitt miteinbezogen. Die bewilligten maximalen Abgaberationen wurden in keinem Betrieb überschritten.

Tabelle 1

Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2003 in GBq

Ort / Spital	¹³¹ I amb.	¹³¹ I stat.	⁸⁹ Sr	³² P	¹⁸⁶ Re	¹⁶⁹ Er	⁹⁰ Y	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu
Aarau, Kantonsspital	2,79				0,30		2,22		
Baden, Kantonsspital	4,37	184,37					0,19	21,50	
Basel, Kantonsspital		387,54			1,44		1783,77	2,44	436,34
Basel, Claraspital	0,60				0,04				
Bellinzona, San Giovanni	11,55	121,20			0,56		1,48	27,60	
Bern, Insel	0,74	768,00		0,50	1,10	0,63	5,78	9,00	
Biel, Klinik Linde	3,33						0,19		
Brig, Kantonsspital	3,63								
Bruderholz, Kantonsspital					1,43				
Chur, Kantonsspital	2,10	79,60	3,70			0,04	0,74		
Frauenfeld, Kantonsspital	0,50		0,75				0,19		
Freiburg, Hopital Cantonal		49,49			22,80			2,10	
Genf, Hopital Cantonal	31,60	242,00			0,22		1,04	23,00	
Grenolier, Clinique Grenolier			0,29						
La Chaux-de-Fonds, Hôpital					0,15	0,26	0,19		
Lausanne, Dr. Rosselet	6,10								
Lausanne, CIP	0,11								
Lausanne, Clinique la Source	1,67								
Lausanne, CHUV	0,37	256,79	0,14	0,56	0,89	0,11	2,22	47,65	
Liestal, Kantonsspital							0,37	6,80	
Lugano, Civico	8,73								
Luzern, Kantonsspital	4,18				0,19	0,04	3,55	6,50	
Luzern, St. Anna	11,51								
Luzern, Marugg	0,56								
Mendrisio, Beta Vergine	8,20								
Münsterlingen, Kantonsspital	4,50	106,36			0,59	0,02	2,04	9,05	
Schaffhausen, Kantonsspital					4,28	0,19	1,78		
Schlieren, Limmattalspital	1,60								
Sion, Hopital Cantonal	1,85	53,46		0,19	4,28		0,74		
Sion, CIV, Dr. Sidani							0,22		
Solothurn, Bürgerspital	3,96	5,58			0,19		1,11	2,60	
St.Gallen, Kantonsspital		331,69					3,52	2,00	
Vevey, Hôpital Providence			0,59						
Wetzikon, Dr.med.Schaub	4,85								
Winterthur, Kantonsspital		184,09			1,42	0,30	1,20	39,50	
Zürich, USZ		186,99		0,19	6,56	0,85	8,70		
Triemli, Zürich	4,87	140,60					0,41	21,01	
Zürich, Waid	2,75				1,75				
Zürich, Dr. Marbach					0,56	0,07	0,74		
Zürich, Dr. Trost							0,22		
Zürich, Hirslanden						0,06	3,19	28,90	
Schweiz gesamt	127,00	3097,75	5,48	1,43	48,70	2,57	1825,75	249,65	436,34

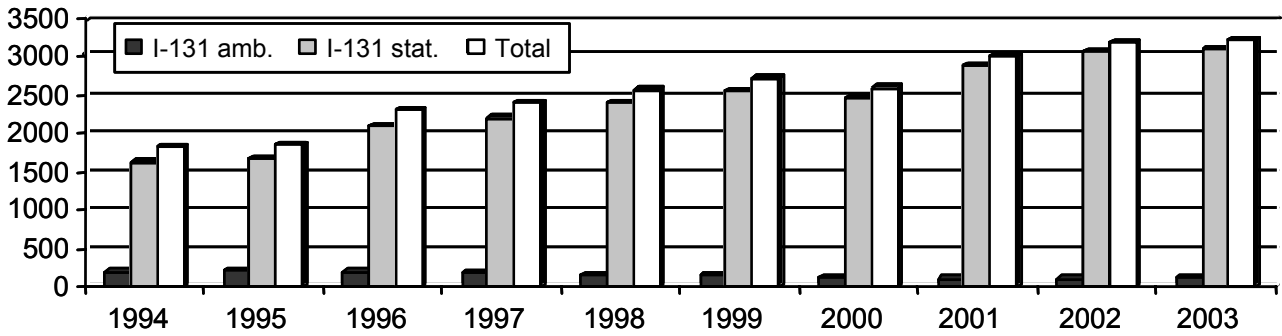
Tabelle 2

Abgabe von ¹³¹I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2003 in MBq/Jahr

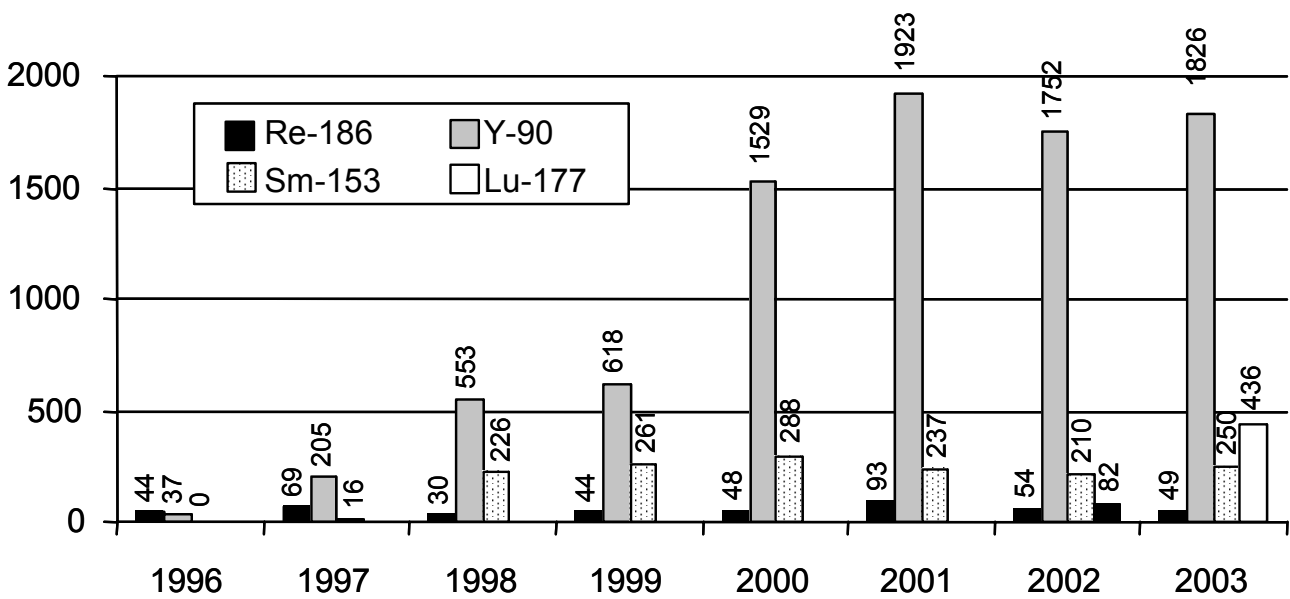
Ort	Baden	Basel	Bellinzona	Bern	Chur	Fribourg	Genf	Lausanne
Spital	KS	KS ¹⁾	S. Giovanni	Insel	KS	HC	HCG	CHUV
Jan.	0	188	0	368	1	0	218	22,3
Feb.	0,1	175	0	82	0	0	164	18,3
März	0	252	51	82	6,2	5,4	235	28
April	0,1	204	24	374	0	0	65	0
Mai	0,1	254	21	0	36,3	0	157	17,7
Juni	0,1	152	10	273	21,2	0,7	83	46,5
Juli	0,1	354	11	191	2,6	0	156	18,7
Aug.	0	260	0	90	0,1	5,5	78	0
Sept.	0,1	211	7	91	1	0	278	29,2
Okt.	0,1	245	0	183	0,4	0	424	35,2
Nov	0	202	6	190	20,1	3,6	341	16,4
Dez.	0	246	10	518	0	0	192	29
Total 2003	0,7	2743,0	140	2442,0	88,9	15,2	2391,0	261,3
Total 2002	0	3023,4	272,00	4699	180	13	1704	219
Total 2001	1,2	4003	255,00	2331	280,8	2,6	1812	263
Total 2000	1,2	3116,6	216,7	2017,0	196,5	9,2	1195,0	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
Bew. Abgabe pro Woche	22	100	12	370	16	16	77	30

¹⁾ inkl. Abgabe von Y-90 in I-131 Äquivalente umgerechnet

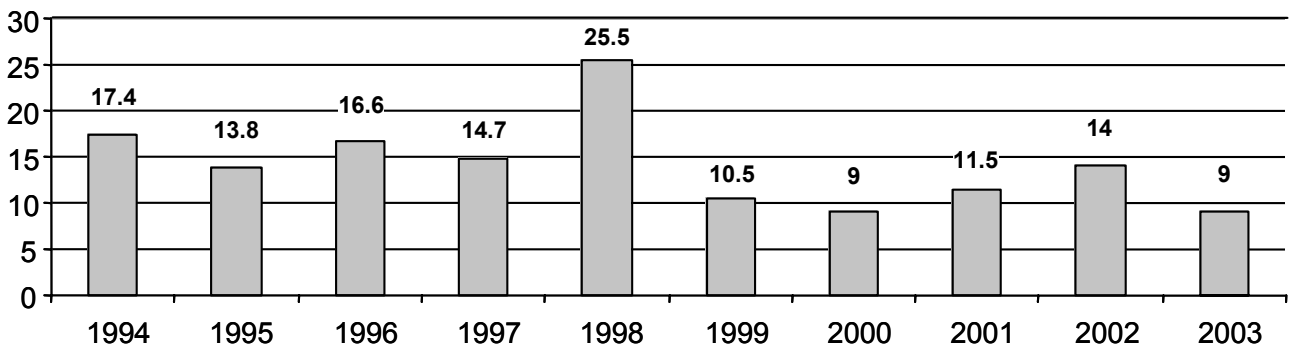
Ort	Münsterlingen	Sitten	Solothurn	St.Gallen	Winterthur	Zürich	Zürich	Total
Spital	KS	HC	Bürgerspital	KS	KS	USZ	Triemli	GBq/Jahr
Jan.	2,2	0	0	45,1	1	57	0	
Feb.	19,1	12,7	0	2,9	1	74	291	
März	31,8	0	0	0	0	19	205	
April	5,8	0	0	1,2	0	3	13	
Mai	0,7	9	0	3,8	1	10	31	
Juni	2,9	0	0	0,8	2	2	234	
Juli	0	4	0	3,6	10	23	146	
Aug.	6,7	0	0	2,5	36	0	124	
Sept.	3,5	25	0	2,1	27	170	308	
Okt.	0	41,8	0	27,3	0	149	361	
Nov	0,4	0	0	136,9	8	18	210	
Dez.	3	2,6	0	143	0	8	217	
Total 2003	76,1	95,1	0	369,2	86,0	533	2140	9,0
Total 2002	157,2	33	19,00	318	15	780	2536	14
Total 2001	215	39	22,2	592	0	636	1006	11,5
Total 2000	19,7	7,0	8,4	296,0	210,0	476,0	1022,0	9,0
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
Bew. Abgabe pro Woche	30	15	30	150	96	150	130	



Figur 1
Applikation von ^{131}I zu therapeutischen Zwecken 1994-2003 in GBq



Figur 2
Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq



Figur 3
Abgabe von ^{131}I ans Abwasser 1994-2003 in GBq

9. Industrien und Spitäler

9.1. Emissionen der Betriebe

R. Grunder und F. Danini

Suva, Abteilung Arbeitssicherheit, Bereich Physik/Strahlenschutz
Postfach 4358, 6002 LUZERN

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

1. Produktionsbetriebe

Total 2 Betriebe)

Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

Leuchtfarbe (^3H , ^{14}C , ^{147}Pm)

Tritiumgaslichtquellen (^3H)

Überspannungsableiter (^3H , ^{147}Pm)

Die Produktion der ^{241}Am Folien für die Ionisationsrauchmelder wurde 2003 eingestellt.

2. Leuchtfarbenbetriebe

(Total 7 Betriebe)

Die Tritiumleuchtfarbe wird manuell oder maschinell auf Zeigern und Zifferblättern von Uhren oder Instrumenten aufgetragen. Das Setzatelier in La Chaux-de-Fonds hat 2003 **3.3 TBq** Tritiumleuchtfarbe eingekauft bzw. verarbeitet.

3. Forschungsbetriebe

(Total 62 Betriebe)

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

4. Medizinisch analytische Laboratorien

(Total 31 Betriebe)

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

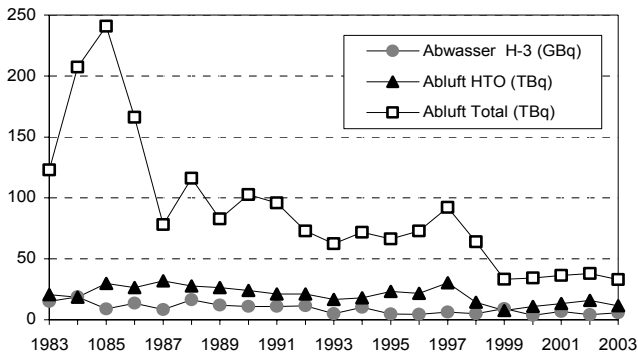
Tabelle 1

Einkauf radioaktiver Stoffe 1992 - 2003

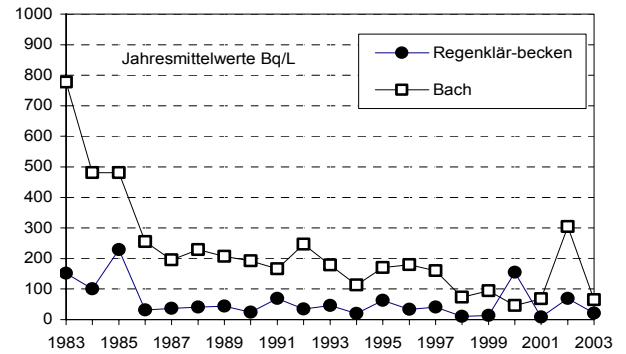
	Isotope	2003	2002	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	Einheit
Produktionsbetriebe	^3H	5.506	6.216	11.4	7.3	8.9	8.1	6.5	20.1	4.4	11.5	6.8	17.0	PBq
	^{14}C	0.84	0.04	0.3	0.2	0.1	0.3	0.1	0.4	0.3	0.2	1.5	3.9	TBq
	^{147}Pm	32.618	28	19.0	26.1	21.3	25.1		114.9	44.3	27.4	57.9	0.1	TBq
	^{241}Am	0	3.7	13.0	3.3	15.2	12.0	31.3	17.6	18.2	29.1	53.6	22.0	GBq
Leuchtfarbenbetriebe	^3H	18.78	37.95	155.0	253.8	361.8	628.0	812.0	903.2	934.0	760.0	800.0	1300.0	TBq
Forschungsbetriebe	^3H	4.3	15.4	18.1	9.7	4.9	11.7	6.8	14.2	2.8	8.3	1.3	6.1	TBq
	^{14}C	1552.8	1005	422.7	566.5	438.1	819.9	381.7	288.9	557.1	309.0	576.6	590.0	GBq
	^{32}P	6.4	28.5	30.2	45.3	36.3	56.2	76.9	84.3	72.8	93.0	85.2	110.0	GBq
	^{35}S	14.9	15.3	23.6	25.2	36.2	42.8	58.3	69.3	63.0	76.4	72.0	62.0	GBq
	^{45}Ca	0.06	0	0.3	1.2	1.5	1.5	1.9	0.9	0.6	1.1	1.7	1.8	GBq
	^{51}Cr	7.9	7.0	3.4	7.1	18.6	18.7	18.4	19.8	30.0	32.6	40.5	32.0	GBq
	^{125}I	27.2	18.7	3.4	22.2	32.9	41.7	53.6	50.5	55.1	44.4	55.0	170.0	GBq
Analytische Laboratorien	^{125}I	0.9	1.1	1.1	1.4	1.5	1.6	2.2	2.2	2.6	3.4	3.7	4.5	GBq
	^3H	0	1.1	19.7	0.0	3.0	5.3	3.9	4.2	5.2	71.3	17.4	38.0	MBq
	^{57}Co	5	3.4	3.7	16.1	17.2	20.4	30.4	33.0	63.5	98.1	110.0	140.0	MBq
	^{14}C	884.4	882.3	1498.0	2010.0	861.0	1246.0	443.8	104.0					MBq

Im Berichtsjahr 2003 haben alle Betriebe, auch die in der Tabelle 1 aufgeführten Produktionsbetriebe, die Abgabegrenzen eingehalten.

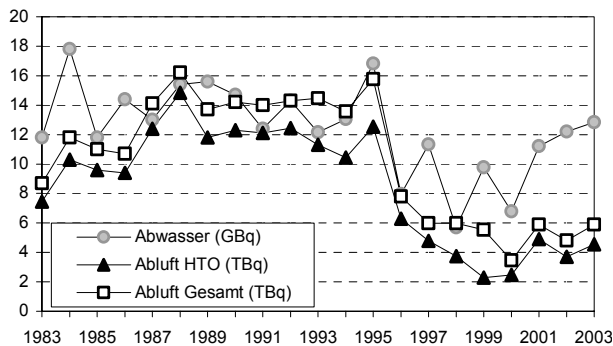
Bemerkungen zu den Tabellen und Figuren: Die Tritium-Messungen der Suva in der Umgebung der Firma RC Tritec AG, Teufen/AR und die Abgaben aller drei Tritium-Betriebe sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Messungen in der Umgebung werden von der Suva gemacht.



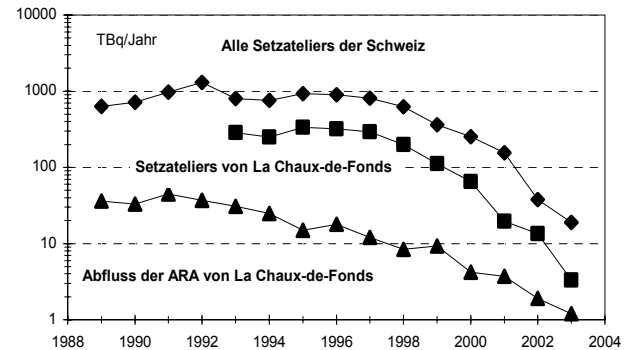
Figur 1a
mb-microtec AG, Niederwangen/BE: Jahreswerte der Emissionen



Figur 1c
RC-Tritec AG, Teufen/AR: Umgebungsüberwachung



Figur 1b
RC Tritec AG, Teufen/AR: Jahreswerte der Emissionen



Figur 2
Rekapitulation der Tritium-Verwendung in der Uhrenindustrie 1989 bis 2003: Dargestellt ist:
• Verbrauch in der Schweiz insgesamt
• Verbrauch in der Setzateliers von La Chaux-de-Fonds
• Jahresabfluss über die Kläranlage von La Chaux-de-Fonds.
Von Mitte der 90er-Jahre bis 2003 hat der Verbrauch um rund zwei Grössenordnungen abgenommen.

8.4. Rejets radioactifs et environnement du CERN

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

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

P. Vojtyla et D. Wittekind CERN SC, 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 Commission de Sûreté du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux Etats Hôtes, l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse. Dans ce rapport, les résultats de mesures concernent en particulier le territoire suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 2003 prouve que le fonctionnement des installations du CERN était sans conséquence radiologique sur l'environnement et la population. Le contrôle des émissions montre que les rejets effectifs se situent également en 2003 nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. Le CERN a bien respecté en 2003 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 10% de cette valeur, comme l'indique l'estimation pour le groupe critique, qui est de l'ordre de 0.03 mSv/an.

8.4.1. Objets de la surveillance

Les contrôles réalisés en 2003 par le CERN et de manière indépendante par les autorités de surveillance sont :

- 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 produit par le CERN (immission).

L'OFSP coordonne ses propres mesures, celles de l'Institut de Radiophysique Appliquée (IRA) ainsi

que celles de l'Institut F.-A. Forel de l'Université de Genève (rivière du Nant d'Avril).

8.4.2. Contrôle des émissions du CERN

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

Les résultats des mesures concernant les émissions de radioactivité dans l'air pour les points de rejet sur le Site de Meyrin sont présentés dans le tableau 1. 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 , ^{14}O , ^{15}O , ^{41}Ar). Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse sont présentés dans le tableau 2. Leur contribution à l'impact radiologique du CERN sur l'environnement est comme pour toutes les années précédentes tout à fait négligeable.

8.4.3. Contrôle des immissions du CERN

8.4.3.1. Mesures effectuées par le CERN

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

Les accélérateurs du CERN sont des sources de rayonnements diffusés. Pour leur contrôle en continu, des stations de moniteurs de site (PMSxx) sont installées sur les sites du CERN et dans l'environnement. Ils se composent d'une chambre à ionisation pour détecter des photons et des particules chargées (muons) et d'un rem-compteur pour mesurer les neutrons diffusés.

Pour s'assurer que l'influence radiologique des rejets du CERN reste négligeable dans son voisi-

nage, la Commission de Sûreté du CERN procède à des mesures de radioactivité sur des échantillons de toutes sortes pris à l'extérieur des sites de l'Organisation. Les aérosols dans l'air ambiant sont piégés sur des filtres en fibre de verre (PSAxx). Les eaux pluviales sont collectées sur le Site de Meyrin, en Suisse (PSP-M), et sur le Site de Prévessin, en France (PSP-P). Les eaux de rivières, les sédiments et les bryophytes dans

l'eau des rivières (R-xx) ainsi que les échantillons des eaux potables (TW-x) et souterraines (GW-xx) sont annuellement prélevés sur les sites du CERN et dans les villages autour du CERN. Enfin, le programme d'échantillonnage dans l'environnement est complété par des herbes et des produits agricoles y compris un échantillon de vin. Tous les échantillons sont ensuite analysés en laboratoire pour leur teneur en substances radioactives.

Tableau 1

Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'air par la ventilation en 2003.

Origine du rejet	Station	Air rejeté	¹¹ C, ¹³ N, ¹⁴ N, ¹⁵ O, ⁴¹ Ar	⁷ Be aérosol	Bêta aérosol	Tritium
		10 ⁶ m ³	TBq	MBq	MBq	GBq
Anneau principal PS	PMV174	265	1.10	40	1.5	2.1
TT10 injection PS-SPS	PMV11	292	3.7	112	3.8	11.3
TT60 extr. SPS-Ouest	PMV172	60	0.19	1.6	0.042	73
TT70 transfert, PS-SPS	PMV173	106	0.28	0.04	0.0	83
ISOLDE	PMV170	93	4.3	142	4.6	3.3
Evaporateur V0	V0	—	—	—	—	1.23
Site de Meyrin		815	9.6	295	10.0	174

Tableau 2

Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse en 2003.

Origine du rejet	Station	Quantité d'eau	Tritium	Bêta/gamma (²² Na)	Rejeté dans :
		10 ⁶ m ³	GBq	MBq	
Refroidissement du SPS	PMW62	0.15	0.17	12.9	Nant d'Avril
Site de Meyrin Sud-est	PMW101	2.1	5.8	24	Nant d'Avril
Site de Meyrin Nord-est	PMW102	0.44	0.20	0.79	Nant d'Avril
AD infiltration	PMW104	0.031	0.088	3.0	STEP Peney*)
Total vers la Suisse		2.7	6.3	41	

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

La figure 2 montre les doses nettes intégrées totales en mSv, ainsi que les contributions des rayonnements gamma et neutron à ces doses, telles qu'elles ont été mesurées par les moniteurs de rayonnements (PMS) tout autour des sites. Ces résultats sont cohérents avec ceux des contrôles effectués en 2003 par l'OFSP (voir Section 8.4.3.2).

L'influence des accélérateurs du CERN n'est visible que pendant le fonctionnement de ceux-ci au niveau de certaines stations de mesure, situées le long de la clôture du Site de Meyrin. Les mesures des moniteurs PMS118, PMS119, PMS120, et PMS121 sont influencées par la proximité de la zone expérimentale Ouest. Pour les moniteurs PMS122 et PMS123, l'influence de

l'accélérateur PS est visible. Le moniteur PMS163 est positionné le long de la clôture du nord du site à côté de la douane franco-suisse. Les doses nettes mesurées ne dépassent pas 7% de la limite pour les rayonnements diffusés fixée à 1.5 mSv/an [2].

Les seuls radioéléments de demi-vie longue identifiés dans l'air dans le cadre du programme de surveillance de routine et qui peuvent provenir du CERN sont le ⁷Be, le ²²Na et le ²⁴Na. Le ⁷Be est un radioélément d'une très faible toxicité radiologique qui est produit en grande quantité dans l'air des tunnels des accélérateurs à haute énergie lors de leur fonctionnement. Donc il peut servir comme un indicateur des rejets atmosphériques.

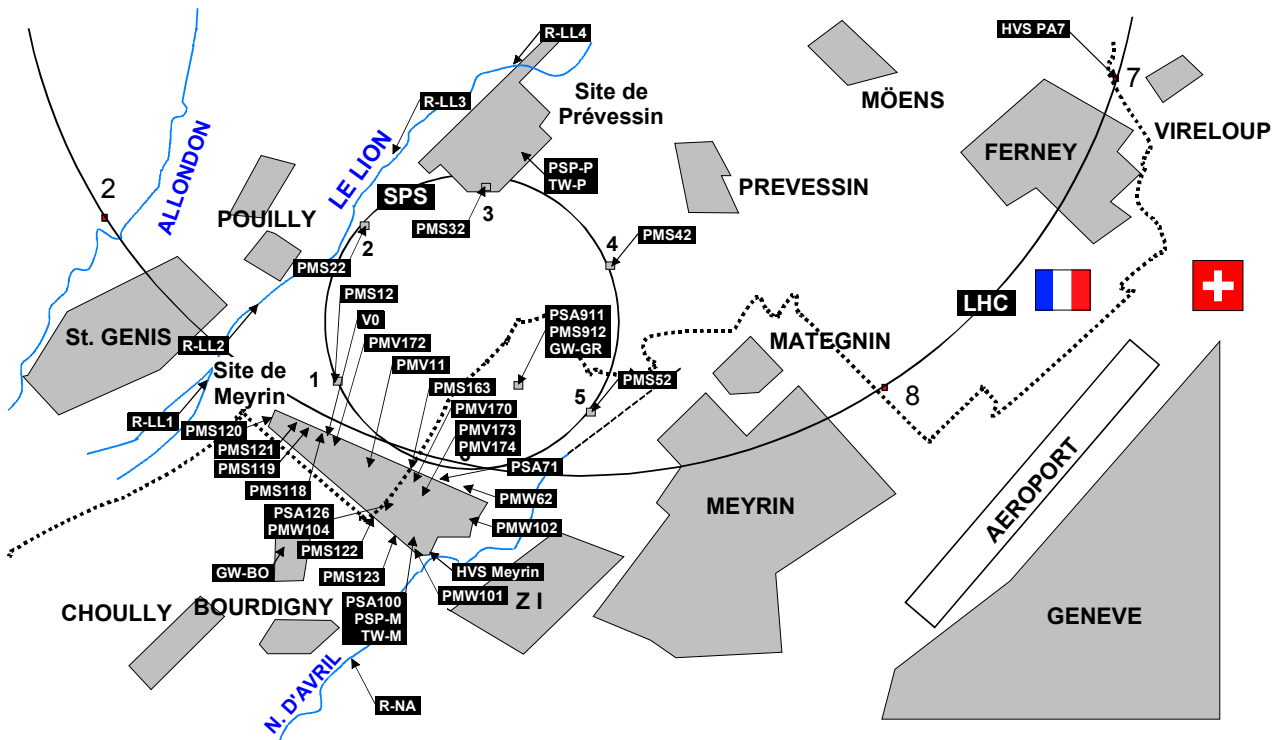


Figure 1

Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, l'implantation de l'anneau du Super synchrotron à proton (SPS) et du futur Grand collisionneur à hadrons (LHC) dans la région frontalière entre la France et la Suisse ainsi que les emplacements des stations de monitoring et des endroits d'échantillonnage.

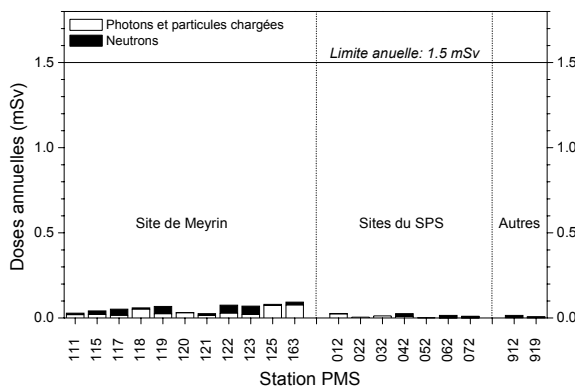


Figure 2

Doses nettes annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2003.

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

(dynamique de l'échange d'air entre la stratosphère, où la majorité du ^7Be naturel est produite, et la troposphère) et spatiales (remise en suspension par le vent ou par le trafic routier de l'aérosol déjà déposé au niveau du sol). Ces variations sont bien observables dans la figure 3.

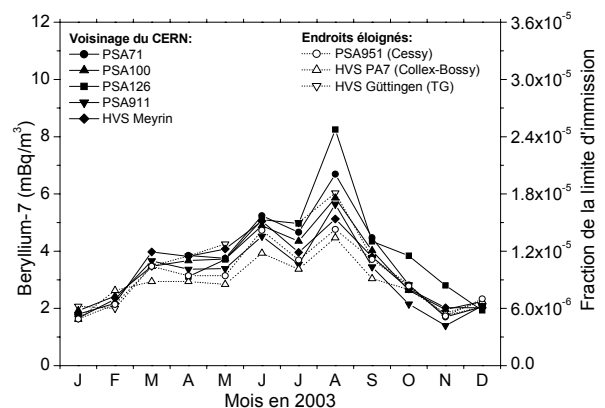


Figure 3

Activité du ^7Be dans les aérosols de 8 stations de mesure dont 5 au voisinage des points de rejet du CERN en 2003. Station de mesure PSA71 : Site du SPS BA-7. PSA100 : Site CERN de Meyrin. PSA126 : Proche du complexe PS. PSA911 : Près d'une ferme de Meyrin. HVS Meyrin, HVS Güttingen/TG : Echantillonneurs OFSP à haut débit sur le Site de Meyrin et à Güttingen/TG. PSA951 : Cessy, France. HVS PA7 : Echantillonneur CERN à haut débit près de Collex-Bossy/GE.

Il est impossible de distinguer l'effet des rejets du CERN des variations naturelles sauf pour la station PSA126 qui se trouve près du complexe de l'accélérateur PS au milieu du Site de Meyrin. Néanmoins, la contribution éventuelle du CERN aux valeurs mesurées à PSA126 ne dépasse pas 4 mBq/m^3 , soit environ 0.0012% de la limite d'immission suisse [3]. En août 2003, $30 \pm 20 \text{ } \mu\text{Bq/m}^3$ de ^{22}Na ont été mesurés sur les filtres de la station PSA126 (0.00023% de la limite d'immission suisse [3]). Comme le ^7Be , le ^{22}Na est produit dans l'atmosphère par les rayonnements cosmiques. Cette valeur témoigne des rejets du CERN, car les niveaux naturels du ^{22}Na dans l'air sont de quelques $\mu\text{Bq/m}^3$.

A part la radioactivité exclusivement naturelle, le seul radioélément montrant une activité notable dans les échantillons de sédiments et de mousse de la rivière Nant d'Avril est le ^7Be . Une contribution du CERN aux flux de ^7Be dans les rivières doit être faible et bien inférieure aux apports naturels [4]. Aucun autre radioélément provenant du CERN n'a été identifié dans le cadre du programme réglementaire de routine du CERN. Pourtant des mesures très sensibles de l'Institut F.-A. Forel ont décelé des traces de radioéléments provenant du CERN dans la rivière, mais en concentrations négligeables, celles-ci ne dépassant pas 0.12% (^{54}Mn dans les sédiments) des limites réglementaires [3, 4].

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

Comme le montre la figure 4, les contributions des activités du CERN à la dose efficace pour le groupe critique qui vit aux abords de l'Organisation correspondent à environ 3.1% de la dose externe due aux sources naturelles (rayonnements cosmiques et terrestres) mesurée dans des communes proches du CERN. En effet, la valeur annuelle de 0.025 mSv, dont 84% sont dus aux rayonnements ionisants directs surveillés en ligne, peut être comparée aux variations des doses naturelles qui sont de l'ordre de 0.2 mSv dans le bassin lémanique.

8.4.3.2. Mesures effectuées par l'OFSP

L'OFSP surveille l'environnement du CERN de manière indépendante par les mesures suivantes :

- Exposition ambiante (11 dosimètres à thermoluminescence évalués par l'IRA) et parcours

de mesures instantanées en 10 sites limitrophes du CERN et 10 sites de référence distants.

- Aérosols (mesure continue alpha/bêta de la station RADAIR avec compensation du rayonnement naturel et spectrométrie gamma hebdomadaire des filtres d'un collecteur à haut débit).
- Eaux du Rhône à Chancy (mesures tritium) et du Nant d'Avril (mesures spectrométriques de l'eau et des sédiments effectuées par l'Institut Forel).
- Sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) ainsi que végétaux et certains produits locaux (comme le ^3H dans le vin).

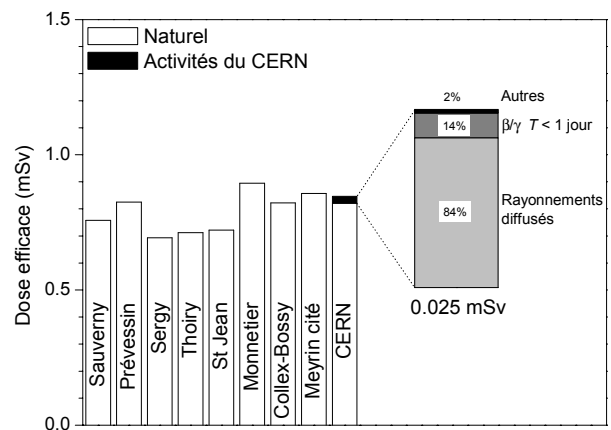


Figure 4

Contribution due 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. La contribution du CERN de 0.025 mSv doit être comparée à la valeur directrice de dose liée à la source de 0.3 mSv [1].

Mesures de l'exposition ambiante

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. Comme en 2002, les valeurs 2003 comprises entre 0.73 et 1.02 mSv sont dans le domaine habituel de l'exposition naturelle et de ses fluctuations (moyenne pour tous les sites : $0.85 \pm 0.09 \text{ mSv}$).

Les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation (figure 5) le 30.9.2003 ont confirmé ce constat. Les valeurs du débit d'exposition ambiante se sont échelonnées de 73 à 106 nSv/h ; en moyenne pour les sites limitrophes $89 \pm 7 \text{ nSv/h}$ et pour les sites distants $90 \pm 9 \text{ nSv/h}$.

Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance de l'air réalisée par l'OFSP en continu à la station du réseau d'alarme RADAIR n'a pas signalé d'anomalies en 2003. Les résultats des mesures hebdomadaires de bas niveau (fig. 6) basées sur le collecteur à haut débit sont conformes à ceux enregistrés dans les stations hors d'influence du CERN, où l'on constate la prédominance des radioéléments d'origine naturelle ^7Be et ^{210}Pb .

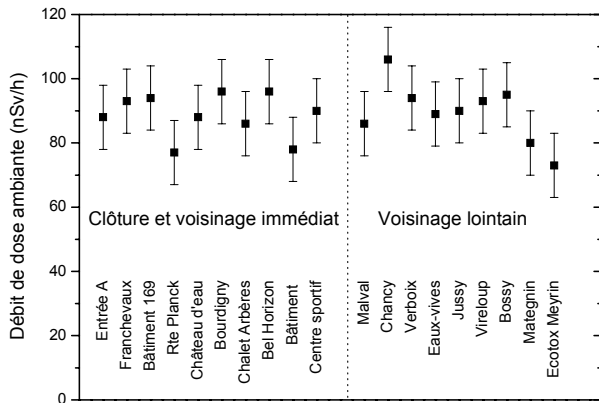


Figure 5

Mesures du débit de dose ambiante effectuées à l'aide d'une chambre d'ionisation AUTOMESS placée 1 m au-dessus du sol.

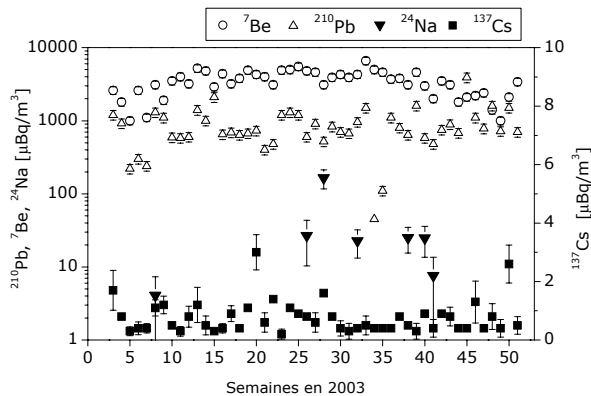


Figure 6

Mesures spectrométriques des aérosols collectés hebdomadairement à la station OFSP de haut débit au CERN.

Parmi les radioéléments d'origine artificielle, des traces de ^{137}Cs (valeur maximale de 0.003 mBq/m³) dues à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl ont été détectées à plusieurs reprises. Des injections de ^{24}Na (valeurs comprises entre 0.004 et 0.17 mBq/m³) et de ^{131}I (valeurs comprises entre 0.0004 et 0.001 mBq/m³) attribuables aux accélérateurs du CERN ont également été détectées sporadiquement. L'impact radiologique du ^{24}Na et de l' ^{131}I

est tout à fait négligeable, car les valeurs les plus élevées mesurées pour chacun de ces isotopes ne représentent qu'environ 0.0002%, resp. 0.00004% des limites d'immission suisse [3]. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite une méthode extrêmement sensible, comme celle mise en œuvre par l'OFSP.

Mesures dans le milieu terrestre

Les mesures de spectrométrie gamma in situ permettent de distinguer les contributions d'origine naturelle et artificielle à l'exposition externe du public. Les mesures 2003 n'ont pas indiqué d'apport artificiel ponctuel ou suite à une accumulation attribuable aux activités du CERN (fig. 7).

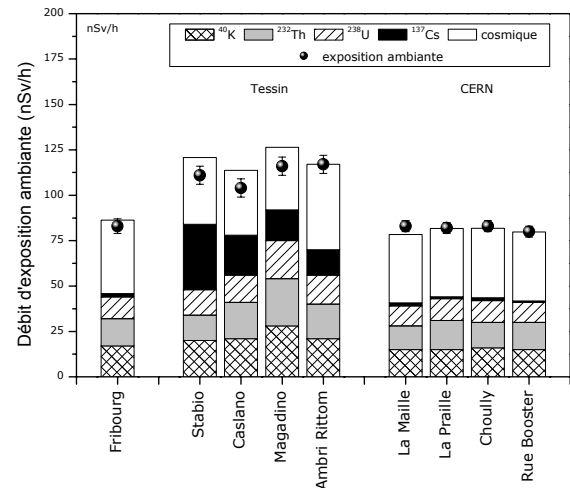


Figure 7

Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante dans les sites examinés par spectrométrie gamma in situ en 2003 (Fribourg, Tessin, CERN).

Ce constat est confirmé par les analyses en laboratoire sur les échantillons de sol, d'herbe et autres produits locaux. Les résultats sont typiques de ceux obtenus dans les échantillons comparables du Plateau suisse. Outre la détection permanente des radioéléments d'origine naturelle, dont les concentrations prédominent, on y détecte encore les traces des injections artificielles des essais nucléaires (Etats-Unis et l'Union soviétique) et dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl. A ce titre la figure 7 compare l'impact actuel de la contamination par le ^{137}Cs sur l'exposition ambiante à la station de référence de Fribourg et dans 4 sites du Tessin plus marqués par les retombées par rapport aux 4 sites du voisinage du CERN.

Mesures dans le milieu aquatique

Les concentrations du tritium dans les échantillons mensuels du Rhône à Chancy n'ont pas montré d'impact notable des installations du CERN (fig. 8). Les concentrations mesurées comprises entre 1 et 3 Bq/l sont conformes à la normale. La limite d'immission pour le tritium dans l'eau est 12'000 Bq/l [3].

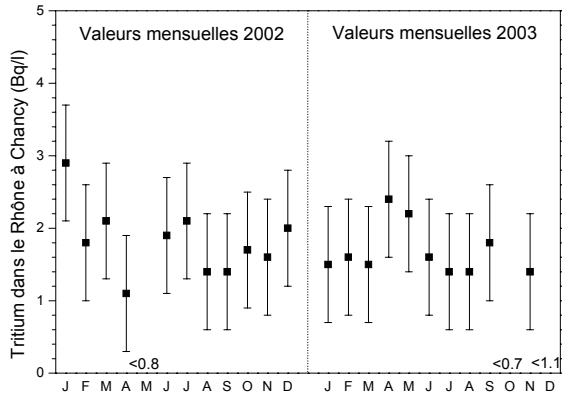


Figure 8

Suivi mensuel des concentrations de tritium dans le Rhône à Chancy en 2002 et 2003.

Le programme de surveillance du Nant d'Avril conduit par l'Institut F.-A. Forel à l'initiative de l'OFSP et du CERN depuis 1999 a été poursuivi. Les résultats des mesures spectrométriques des eaux et des sédiments effectués d'octobre 2002 à novembre 2003 ont montré que, comme les années précédentes, les radioéléments dominants sont le ^{40}K , les isotopes des séries primordiales (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th) et le ^7Be , tous d'origine naturelle, ainsi que le ^{137}Cs qui résulte de l'érosion des sols, contaminés par les essais nucléaires dans l'atmosphère (Etats-Unis et l'Union soviétique) et par l'accident de Tchernobyl. Trois radioéléments provenant du CERN sont toujours sporadiquement détectés dans les échantillons d'eau (^{22}Na , ^{65}Zn) et de sédiments (^{54}Mn). Par contre les isotopes du Cobalt (^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co) n'ont pas été détectés au cours de la période de surveillance [4]. Comme le montre la figure 9, les activités maximales mesurées dans les eaux et les sédiments du Nant d'Avril (fig. 9a) correspondent à de très faibles pourcentages des limites d'immission (fig. 9b).

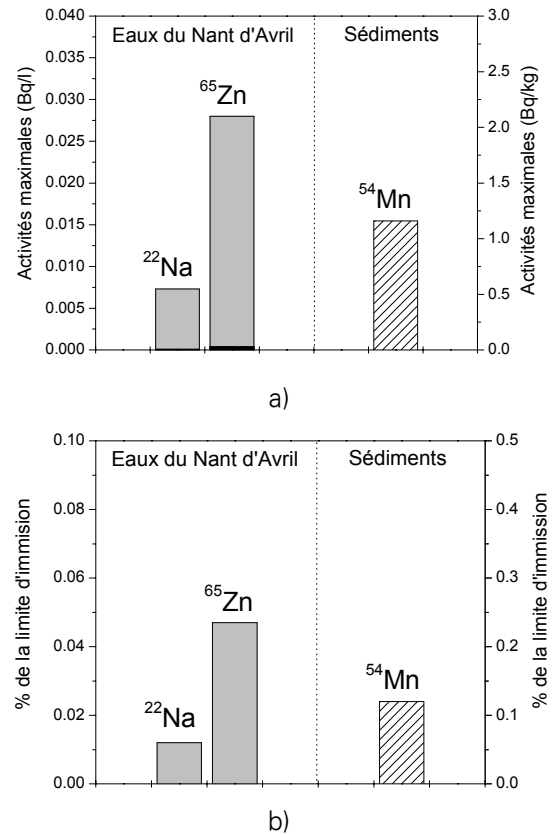


Figure 9

Activités maximales dans les eaux et les sédiments du Nant d'Avril a) et comparaison avec les limites d'immission b).

8.4.4. Conclusions

- L'ensemble des résultats des mesures du CERN et du contrôle indépendant de l'OFSP atteste que, en 2003, comme lors des années précédentes le CERN est resté bien en dessous de la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1].
- 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 radioéléments attribuables aux activités du CERN n'ont pas dépassé 0.12% 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 à partir des rayonnements ionisants et des rejets des radioéléments du Site de Meyrin, les doses efficaces ont été calculées à l'aide de la Directive HSK-R-41/d [5]. Le résultat de cet exercice présenté dans la figure 4 montre que l'impact radiologique sur

le groupe critique représente 0.025 mSv en 2003. La valeur correspondante en 2002 était de 0.029 mSv. Ces doses correspondent à environ 3.1% 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 F.-A. Forel ont confirmé que l'impact du CERN est très faible [4].

La radioactivité de l'environnement et les doses de rayonnements dans le voisinage du CERN ne se distinguent pas notablement de celles enregistrées dans les stations de référence non influencées par des accélérateurs. L'impact des activités du CERN est très faible. Sa mise en évidence passe par l'exploitation de techniques de prélèvements et de mesures très sensibles, qui sont des outils de radioécologie dépassant les performances du contrôle habituel. A l'image des examens in situ de la figure 7, les contributions d'origine naturelle prédominent. Les activités du CERN sont donc également restées en 2003 sans conséquence radiologique préjudiciable à l'environnement et à la population avoisinante.

8.4.5. Remerciements

Nous remercions les instituts intervenant dans le programme de mesure au voisinage du CERN, en particulier l'Institut de Radiophysique Appliquée à Lausanne ainsi que l'Institut F.-A. Forel à Versoix. Notre reconnaissance s'adresse également à toutes les personnes qui ont favorisé le bon déroulement de nos prélèvements et mesures dans le Canton de Genève et dans le Pays de Gex.

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] Manuel de Radioprotection 1996, CERN, (1996).
- [3] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2000), Annexe 3.
- [4] J.-L. Loizeau, V. Lopez et Ph. Arpagaus, Rapport No 4 sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Octobre 2002 – Novembre 2003, Institut F.-A. Forel (2003).
- [5] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (1997).

8.4.7. Glossaire

AD	Décélérateur d'antiprotons
ISOLDE	Isotope Separator On-Line Device
LHC	Grand collisionneur à hadrons (en construction)
PS	Synchrotron à protons
SPS	Super synchrotron à protons
TT10	Tunnel d'injection de faisceau du PS au SPS
TT60	Tunnel d'extraction de faisceau du SPS au hall expérimentale Ouest
TT70	Tunnel de transfert du PS au SPS
V0	Evaporateur de l'eau d'infiltration dans une ancienne zone cible du SPS

8.3. Les installations nucléaires et l'environnement

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

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

Résumé

Dans le but de préserver la santé de l'homme et l'environnement au voisinage des centrales nucléaires, l'OFSP poursuit depuis de longues années un programme de prélèvements et de mesures. Il commence au terme source par des analyses en phase de rejet sur des échantillons comparatifs avec l'exploitant et la DSN. En outre, les exploitants sont tenus de communiquer leurs rapports trimestriels à l'OFSP et à la DSN. Cette dernière met à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK de mesures en continu du débit de dose ambiante. L'ensemble de ces données fait également partie de l'examen critique de l'OFSP. Sous sa coordination la surveillance englobe aussi les propres mesures de l'Office, des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez (^{90}Sr dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aéroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne (^{14}C , ^3H et ^{85}Kr), de l'ETHZ (^{14}C) et du LfU (Baden-Württemberg), conformément au programme germano-suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. La prise en compte de tous ces examens permet l'estimation pertinente de l'impact des centrales nucléaires sur la population avoisinante et l'environnement. Pour l'année 2003, on peut conclure au respect par les exploitants des valeurs limites fixées dans la réglementation. La dose localement attribuable en 2003 à l'exploitation des centrales nucléaires suisses est inférieure à 0.01 mSv. Si l'on excepte la contribution du rayonnement direct en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg ainsi que les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt dans les trappes à sédiment), un impact mesurable des centrales nucléaires est difficile à mettre en évidence. C'est pourquoi, l'estimation de la dose au public repose avant tout sur le calcul à partir des émissions des installations. En effet les niveaux de radioactivité à la source permettent une détection aisée et plus exhaustive des radionucléides rejetés. Leur impact sur l'environnement et l'homme résulte ensuite de la modélisation de leur transfert basée sur des hypothèses conservatrices. En complément, les mesures dans l'environnement servent à vérifier ces modèles et à établir un bilan local réaliste de la radioactivité natu-

relle et artificielle. Si l'on excepte les traces des radionucléides spécifiques dans certains indicateurs environnementaux, les résultats obtenus en 2003 dans le voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de ceux relevés dans les sites hors de leur influence. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables se résument pratiquement aux radionucléides de longue période issus des essais nucléaires des années 60 (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ et ^{241}Am) et de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs) avec des niveaux variables selon les régions.

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. La spectrométrie γ permet de détecter et de quantifier la plupart des radionucléides naturels et artificiels présents dans des échantillons sans longues préparations (séparation chimique...) contrairement à la mesure des émetteurs α et β .

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 2003. Comme le confirme la confrontation des rejets effectifs avec les rejets autorisés (Chap. 8.1), les activités rejetées sont nettement inférieures aux limites réglementaires. En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur le public en termes de doses par rapport à la valeur limite liée à la source de 0.2 mSv.

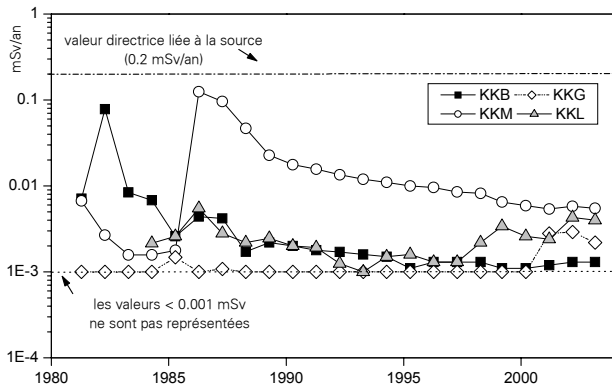


Figure 1
Dose reçue (calculée) sur la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales nucléaires pour chaque année de 1981 à 2003 (Données DSN).

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 effectuées par la DSN à la clôture des centrales (voir Chap. 8.2) ainsi que celles mises en œuvre par l'OFSP dans un voisinage plus étendu ont montré que toutes les installations nucléaires ont respecté la valeur limite de 5 mSv pour le rayonnement direct. La figure 2 représente les mesures de débit de dose ambiante effectuées par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m au-dessus du sol.

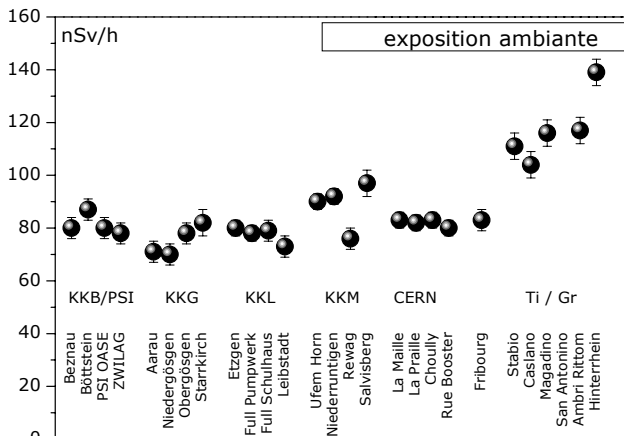


Figure 2
Contrôles du débit de dose ambiante effectués en 2003 par l'OFSP au voisinage des installations nucléaires à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol. Les valeurs obtenues au voisinage du CERN, à Fribourg et au Tessin sont représentées à titre comparatif.

Les résultats des mesures effectuées auprès du CERN, à Fribourg, au Tessin et dans les Grisons sont également représentés à titre comparatif. Cette figure montre que l'exposition ambiante au voisinage des installations nucléaires ne se distingue pas de manière significative de celle mesurée à Fribourg (site hors influence). Il est intéressant de

remarquer que les valeurs de débit de dose légèrement plus élevée mesurées sur trois sites des environs de la centrale de Mühleberg sont dues à une concentration plus élevée en ^{40}K (naturel) dans les sols en ces endroits (cf Figure 5). Les valeurs élevées enregistrées au sud des Alpes, sont essentiellement dues à la contamination rémanente en ^{137}Cs due à l'accident de Tchernobyl.

Mesures dans le milieu atmosphérique

Les mesures dans le milieu atmosphérique concernent l'analyse des précipitations et des aérosols de l'air par l'autorité de contrôle ainsi que des dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant. A l'exception de traces de ^{60}Co (0.9 micro-Bq/m³) et d' $^{110\text{m}}\text{Ag}$ (0.5 micro-Bq/m³) mises en évidence dans les filtres à aérosols provenant des environs de la centrale de Gösgen au mois de juin, 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. Notons que l'impact radiologique de ces traces est négligeable, puisque les valeurs mesurées pour chacun de ces isotopes représentent moins de 0.0001% des limites d'immission suisse.

La figure 3 montre le suivi mensuel des concentrations du ^3H , radionucléide directeur dans les précipitations, pour les stations de Full (BWR KKL), de Niederruntigen (BWR KKM) ainsi que de Niedergösgen (PWR KKG). La figure 4 illustre, quant à elle, le suivi mensuel des concentrations du ^3H dans les précipitations dans les stations de Beznau (PWR KKB), du PSI et du ZWILAG. Rappelons que ces trois stations se situent dans un rayon de quelques

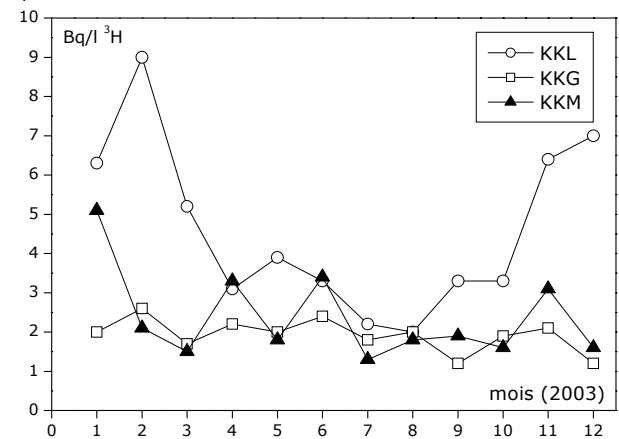


Figure 3
Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage des centrales nucléaires de Leibstadt, Gösgen et Mühleberg en 2003 (mesures mensuelles de l'OFSP).

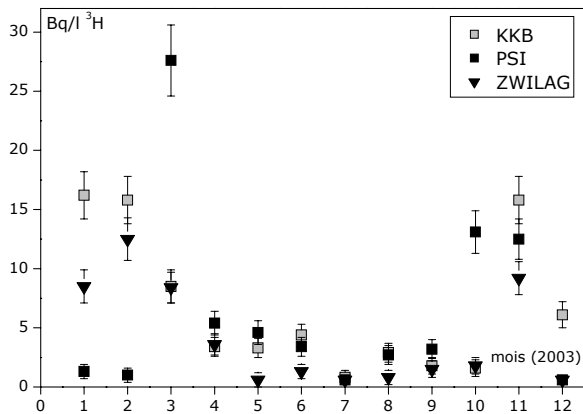


Figure 4
Suivi du tritium dans les précipitations au voisinage de la centrale nucléaire de Beznau, du PSI et du ZWILAG en 2003 (mesures mensuelles du PSI).

kilomètres seulement. Les valeurs plus élevées mesurées dans ces trois stations ainsi qu'à Leibstadt (également située dans un voisinage proche) en début et en fin d'année n'ont pour l'instant pas pu être expliquées, mais des investigations sont en cours. Notons que ces valeurs sont très inférieures aux limites.

Mesures dans le milieu terrestre

L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout examiné dans l'herbe, le sol, qui constitue un excellent intégrateur de pollution et permet de tenir compte des phénomènes d'accumulation à long terme et enfin dans les denrées alimentaires. A l'exception de traces (0.5 Bq/kg) de ⁶⁰Co détectées dans un échantillon de sol prélevé au voisinage de la centrale de Mühleberg, les résultats de ces examens sont conformes à ceux enregistrés dans les sites hors de l'influence des installations nucléaires. Ces résidus de ⁶⁰Co ne sont, par ailleurs, mesurables que dans les couches plus profondes du sol et proviennent des résines rejetées accidentellement en 1986. La figure 5 présente à titre d'exemple les concentrations de la contamination rémanente de ¹³⁷Cs dans les sols prélevés par l'OFSP en 2003. Ces valeurs témoignent des retombées de Tchernobyl et des essais nucléaires des années 60.

Afin de caractériser les sites du point de vue des contributions individuelles à l'exposition externe du public, l'OFSP procède depuis les années 80 à des mesures par spectrométrie gamma in situ. Les résultats correspondants (Chap. 3.1) montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites. Des mesures complémentaires se trouvent aux chapitres 4.3 et 7.2 en particulier sur les teneurs en Pu, Am et ⁹⁰Sr.

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 ¹⁴C, dont les résultats sont présentés au chapitre 7.1. Les doses qui en résultent par ingestion de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques μ Sv. L'intérêt des mesures ¹⁴C se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

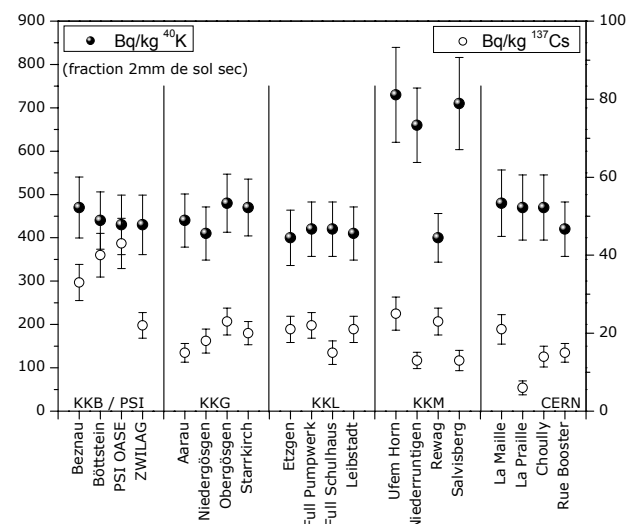


Figure 5
¹³⁷Cs et ⁴⁰K (naturel) dans les sols secs et tamisés (2mm) examinés par l'OFSP en 2003 (couche 0-5 cm).

Mesures dans le milieu aquatique

Les principaux résultats de l'examen des systèmes aquatiques sont présentés dans le chapitre 4.2. Dans l'eau l'impact des rejets liquides des installations nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt (⁵⁸Co provenant essentiellement de Beznau et ⁶⁰Co de Mühleberg) qui redonnent en partie l'image des activités rejetées. Par contre, pour le ¹³⁷Cs, il n'existe pas de corrélation entre les valeurs mesurées et les activités rejetées. Ce phénomène, déjà observé les années précédentes, s'explique par le fait que le ¹³⁷Cs mesuré provient essentiellement de la remobilisation des dépôts de Tchernobyl. Les mêmes isotopes ainsi que le ⁵⁴Mn et ⁶⁵Zn se retrouvent également dans les trappes à sédiments. Dans les poissons hormis le ⁴⁰K naturel et des traces de ¹³⁷Cs, 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 du Rhin (Weil/D) en aval de Leibstadt (dernière centrale nucléaire sur son cours en Suisse) n'ont rien montré d'anormal.

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

(site soustrait à la législation sur les installations nucléaires)

Deux prélèvements d'eau sont effectués au début et à la fin de chaque mois dans le bassin de contrôle (intérieur de la centrale) et la chambre de contrôle (regard de conduite, à proximité de la Broye) et envoyés à l'IRA. Les prélèvements de début et de fin de mois sont mélangés puis mesurés par spectrométrie γ . Aucun émetteur gamma artificiel n'a été détecté en 2003. Les résultats montrent en effet que les activités du ^{134}Cs , ^{60}Co et ^{137}Cs sont restées inférieures aux limites de détection de 0.3 à 0.4 Bq/l.

Les prélèvements mensuels de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont distillés puis le ^3H est mesuré par scintillation liquide. Des activités proches de 20 ± 4 Bq/l ont été mesurées dans tous les prélèvements, alors que l'activité de l'eau de référence (eau robinet IRA) ne dépasse pas 3 Bq/l.

Pour la mesure du ^{90}Sr , les prélèvements de deux mois de la chambre de contrôle et du bassin de contrôle sont réunis. Aucune mesure n'a révélé d'activité supérieure à la limite de détection de 5 mBq/l.

8.3.3 Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2003. 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 dosimétrique des installations en question n'a pas dépassé la valeur directrice de 0.2 mSv et s'est situé en 2003

entre 0.002 et 0.006 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 radiologique. 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'engendre 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

- **OFSP/DSN/PSI/CERN**

www.bag.admin.ch
www.hsk.psi.ch
www.cern.ch

- **France**

www.irs.org
www.sfrp.asso.fr
www.cea.fr
www.cogema.fr
www.edf.fr

- **Centrales nucléaires**

Gösgen (KKG): www.kkg.ch
Leibstadt (KKL): www.kkl.ch
Beznau (KKB): www.nok.ch
Mühleberg (KKM): www.bkw.ch

8.2. Ortsdosis und 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

Zusammenfassung

Die Ortsdosis respektive Ortsdosisleistung durch externe Strahlung wird in der Umgebung der Kernanlagen mit dem MADUK-Messnetz und mittels am Arealzaun positionierten Thermolumineszenzdosimetern (TLD) überwacht. Zusätzlich führt die HSK vierteljährlich stichprobenweise Dosisleistungsmessungen am Arealzaun sowie bei Bedarf spezielle Messkampagnen durch.

Das Messnetzes zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK) dient der permanenten Überwachung der externen Strahlung. Um das KKB und das PSI sind 17, beim KKG 16, beim KKL und KKM je 12 MADUK-Stationen in bis zu 5 km Abstand in Betrieb. Die MADUK-Stationen messen die Ortsdosisleistung, die ermittelten 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 der Figur 1 sind für das Berichtsjahr die Monatsmittelwerte mit den tiefsten und den höchsten Tagesmittelwerten aller MADUK-Sonden dargestellt. Sonden mit deutlich tieferem Messwertniveau stehen auf Gebäudedächern oder einem Untergrund mit geringem natürlichem Aktivitätsgehalt. Im Berichtsjahr sind keine sehr hohen Tagesmittelwerte festgestellt worden. Die im Sommer/Herbst etwas höher liegenden Tagesmaxima sind bedingt durch die lange Trockenheit und geringe Luftbewegungen, was zu einem signifikanten Anstieg der natürlichen Strahlenexposition am Boden führte. In Figur 2 sind am Beispiel der MADUK-Sonden des Messringes Leibstadt die Messwertverläufe der Tagesmittelwerte über den Zeitbereich 1999 bis 2003 dargestellt. Zwei sichtbare Veränderung ausserhalb der jahreszeitlichen Schwankungen sind erwähnenswert. Bei der Station L-05 wurde die Messsonde im März 2002 vom Dach des Kindergartengebäudes weg auf den natürlichen Erdboden verschoben. An der Station L-08 weist der im Oktober 2001 eingebrachte Messdetektor gegenüber dem ursprünglichen Detektor eine geringfügig tiefere Empfindlichkeit auf.

Die Kalibrierung aller MADUK-Sonden ist mittels einer radioaktiven Quelle überprüft und als in Ordnung beurteilt worden. Während vorher angemeldeten Kalibrierungsarbeiten an den NADAM-Sonden zeigten die nahe stehenden MADUK-Sonden in 7 Fällen erhöhte Messwerte. Wesentliche Datenausfälle entstanden bei den MADUK-Sonden M-08 in Marfeldingen (65 Std.) und M-11 in Golaten (108 Std.) wegen Gerätestörungen. Bei insgesamt 7 weiteren Stationen waren total 223 Std. Datenausfall wegen Störungen im Kommunikationsbereich der SWISSCOM zu verzeichnen.

Im Berichtsjahr wurden die Dosismessungen mit Thermolumineszenz-Dosimetern (TLD) in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI fortgeführt. Bei der routinemässig durchgeführten Analyse der Messergebnisse ergaben sich gegenüber den Erfahrungswerten beim Standort "Station Schwarloch, KKL" wie bereits im Vorjahr leicht erhöhte Quartalsdosiswerte, die auf eine baulich bedingte Verschiebung des Dosimeters zurückzuführen sind.

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

Beim KKM wurden am Zaun im Rahmen der stichprobenweise, vierteljährlich von der HSK durchgeführten Messungen Dosisleistungen zwischen 0.07 $\mu\text{Sv/h}$ (natürlicher Untergrund) und 0.40 $\mu\text{Sv/h}$ gemessen; der letztgenannte Wert ergibt nach Abzug des Untergrundes umgerechnet auf ein Jahr und unter Berücksichtigung der Betriebszeit eine Dosis von ca. 2.7 mSv. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD), die an mehreren Stellen am Zaun die Dosis messen, weisen demgegenüber für das Berichtsjahr einen Höchstwert von 2.4 mSv auf (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0.75 mSv).

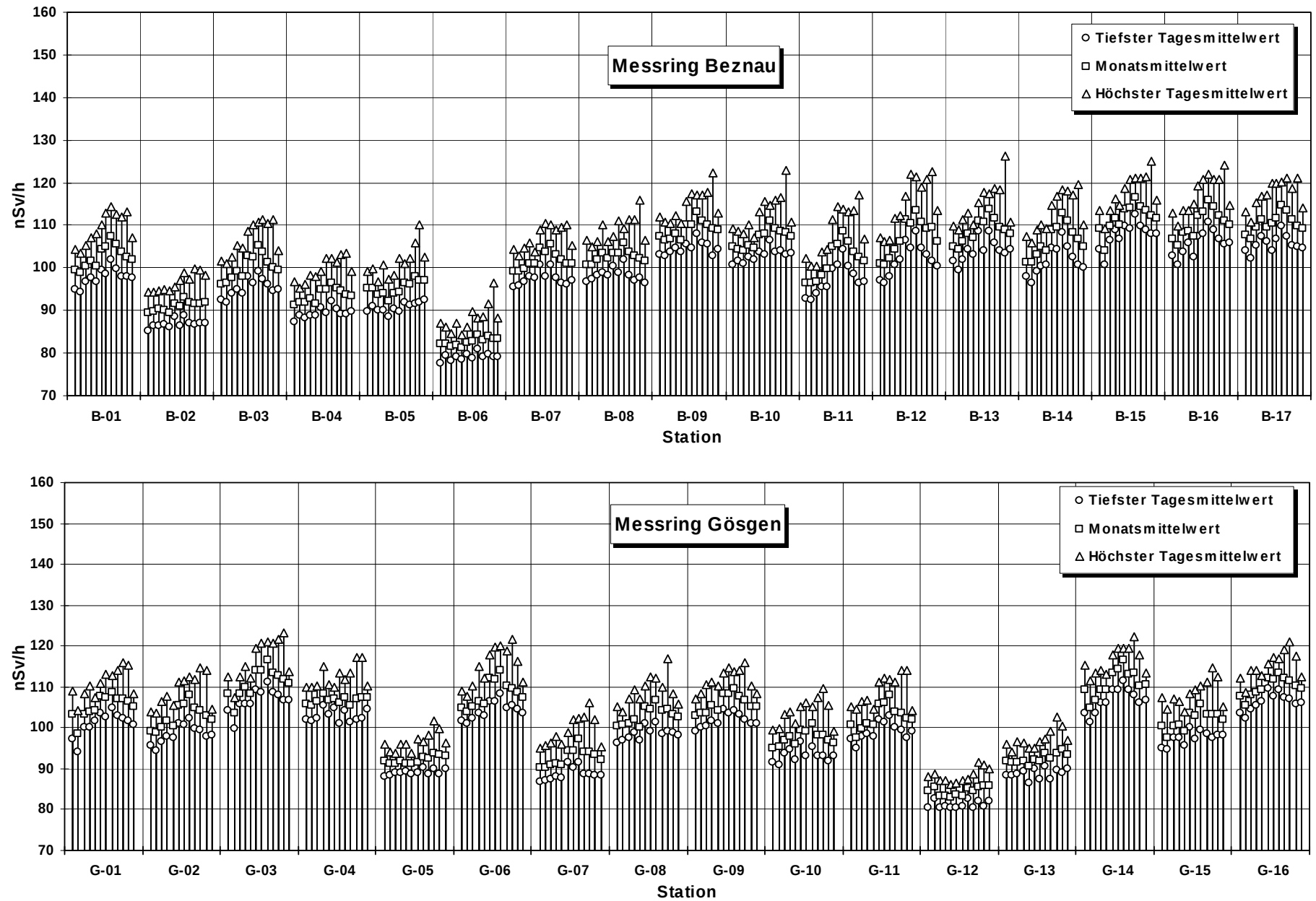
Beim KKL wurden im Rahmen der vierteljährlichen Stichproben der HSK während des Leistungsbetriebes am Zaun Ortsdosisleistungen zwischen 0.06 mSv/h (natürlicher Untergrund) und 0.28 μ Sv/h ermittelt. Dies entspricht nach Abzug des Untergrundes unter Berücksichtigung der Betriebszeit einer Dosis von ca. 1.8 mSv pro Jahr. Der vom KKL im Berichtsjahr ermittelte höchste Wert eines Thermolumineszenz-Dosimeters (TLD) am Zaun betrug demgegenüber 3.9 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0.7 mSv).

Im Jahr 2003 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun des Paul Scherrer Instituts (PSI) gemessene Wert 1.7 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0.6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt bei der Aktivlagerhalle am PSI-Ost.

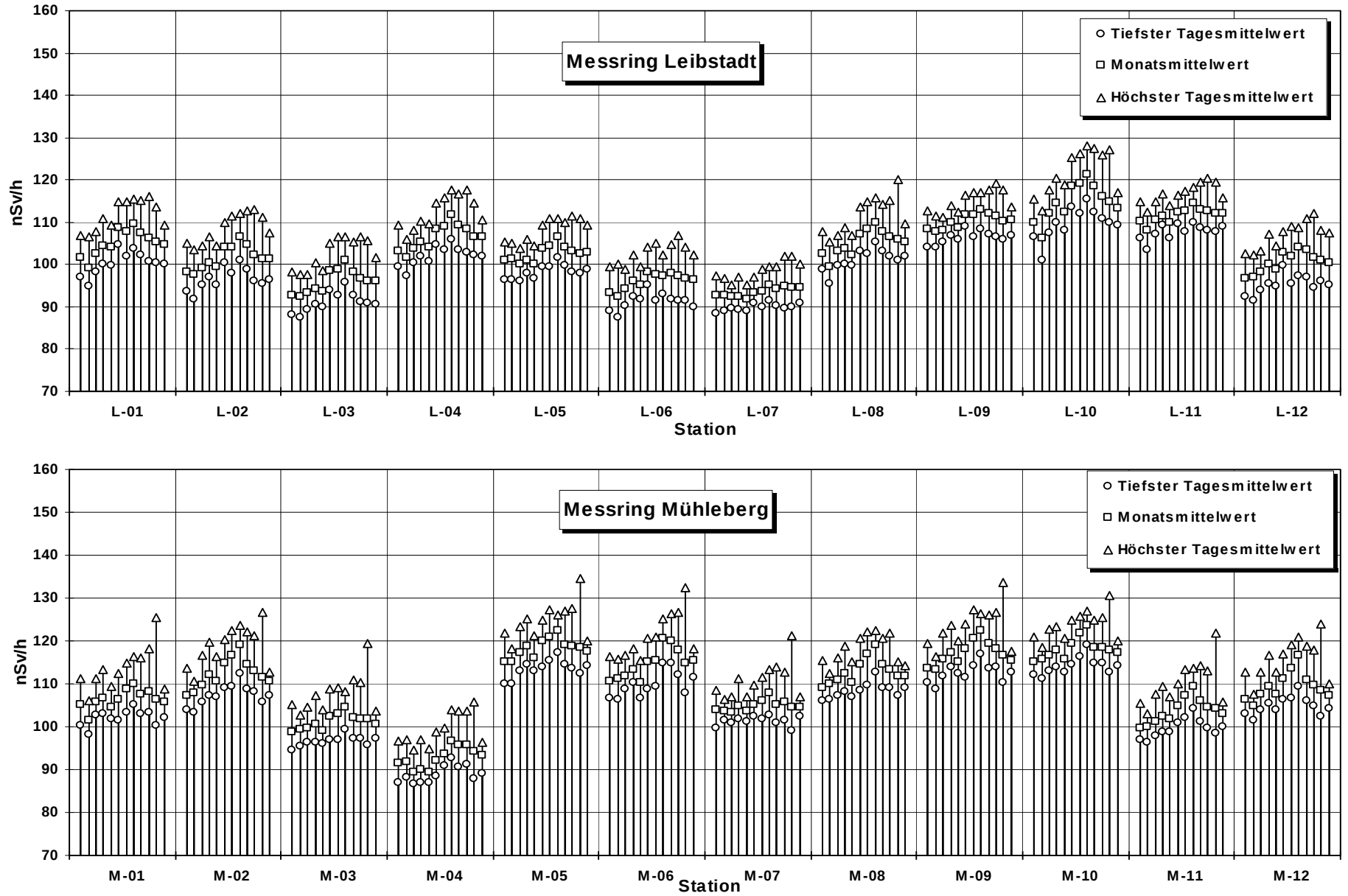
Beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) wurde am Zaun weder mittels TLD noch bei den vierteljährlichen, stichprobenweisen Messungen der HSK eine Erhöhung der Ortsdosis über den natürlichen Untergrund festgestellt.

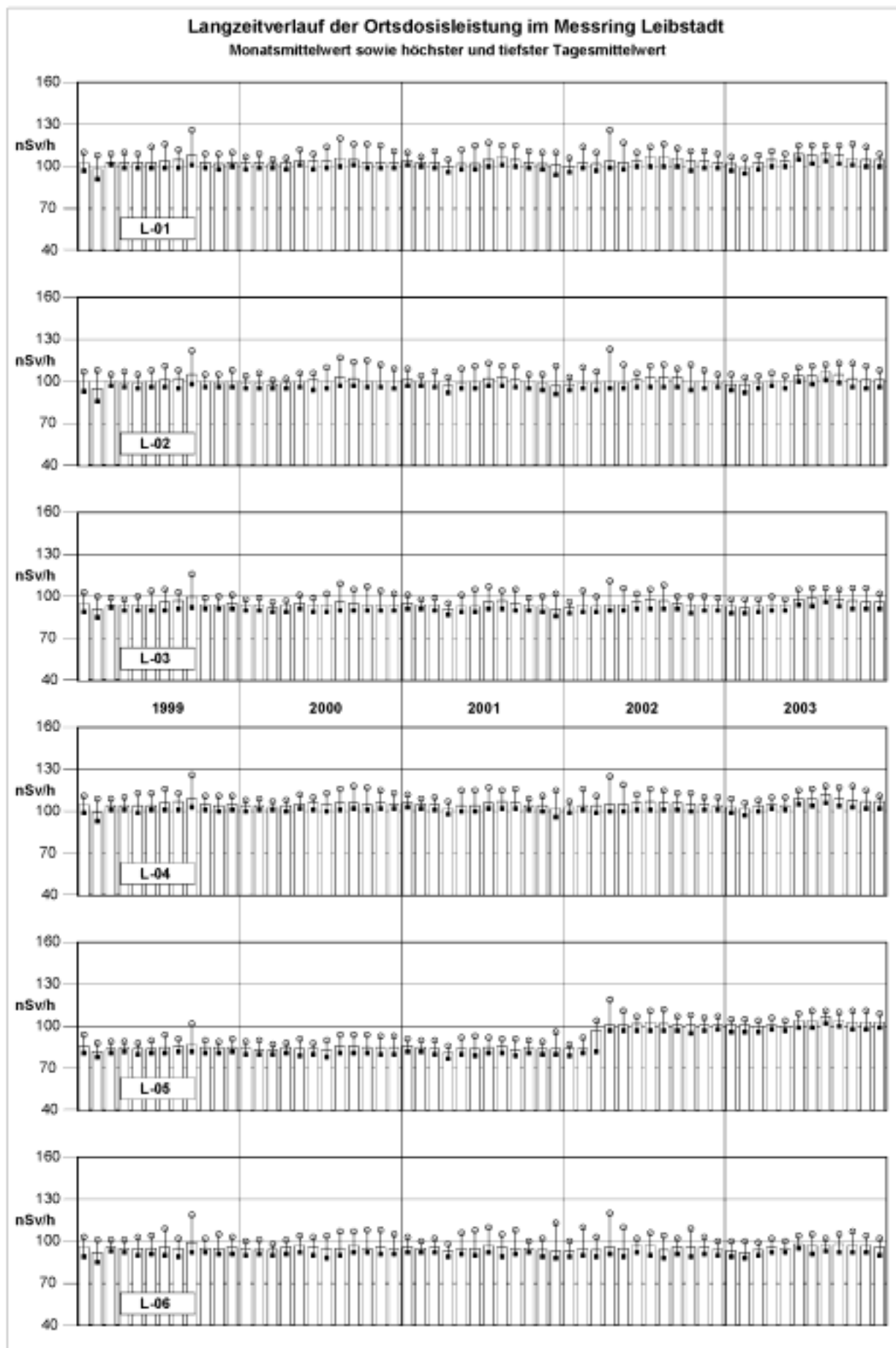
Die Immissionsgrenzwerte für die Direktstrahlung ausserhalb des Betriebsareals von 1 mSv pro Jahr für Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräume und von 5 mSv pro Jahr für andere Bereiche nach Art. 102 Absatz 3 der Strahlenschutzverordnung wurden auch im Berichtsjahr für alle Standorte (inkl. PSI und Zentralem Zwischenlager Würenlingen ZZL) eingehalten.

Figur 1 Dosisleistung an MADUK-Stationen im Jahr 2003

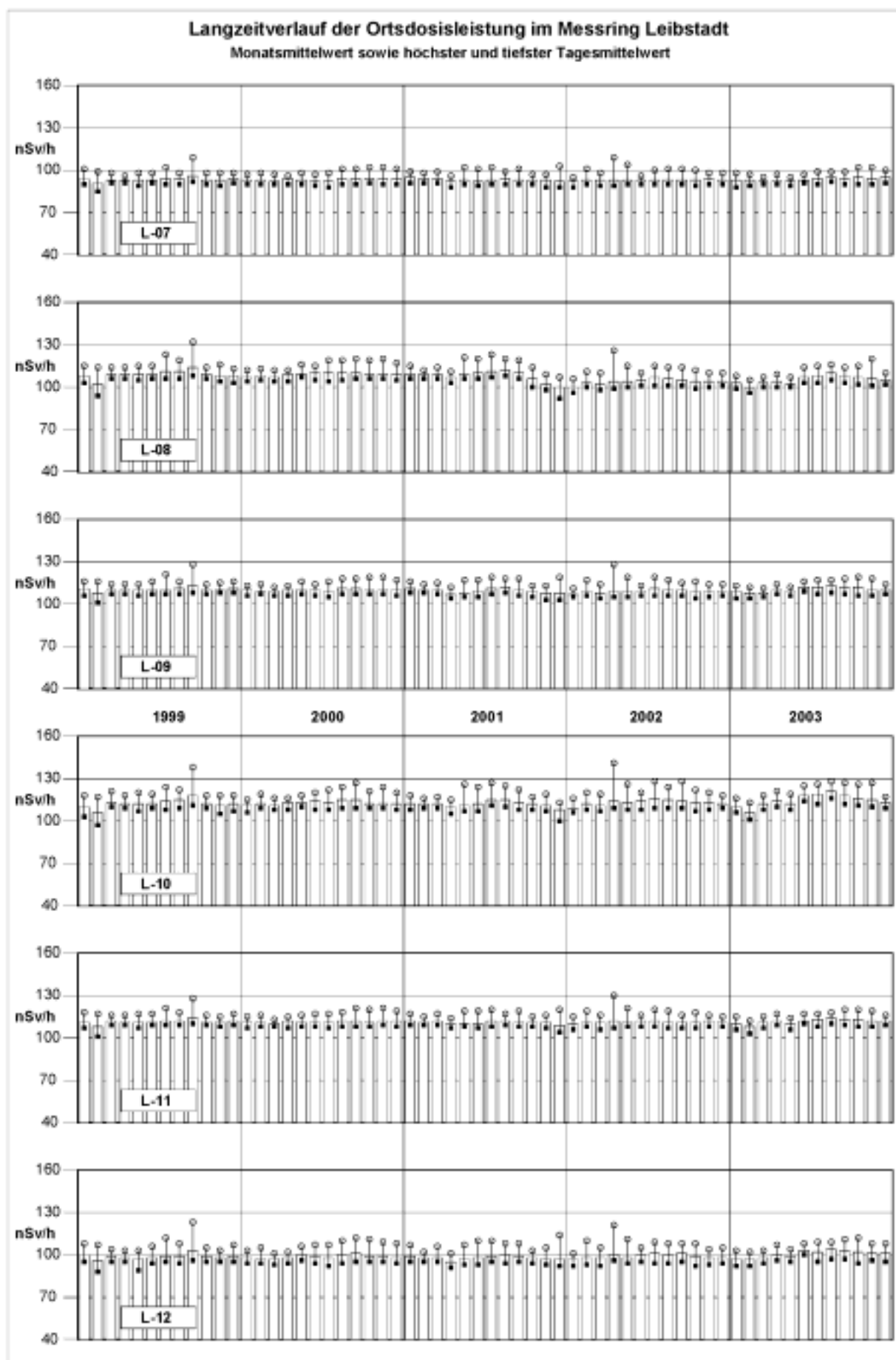


Figur 1 (Fortsetzung) Dosisleistung an MADUK-Stationen im Jahr 2003





Figur 2 Dosisleistung an den MADUK-Stationen in den Jahren 1999 - 2003



Figur 2 (Fortsetzung)

Dosisleistung an den MADUK-Stationen in den Jahren 1999 - 2003

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 Abgaben von Abluft und Abwasser der schweizerischen Kernkraftwerke sind in Figur 1 für die letzten fünf Jahre im Vergleich zu den Jahreslimiten dargestellt. Alle Kernkraftwerke haben die Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Tabelle 1a zeigt die gemessenen Abgabewerte sowie die unter ungünstigen Annahmen errechneten Personendosen für Erwachsene und Kleinkinder im Jahr 2003. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 1b zusammengestellt. Eine nuklidspezifische Aufschlüsselung der Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser ist in Tabelle 1c, mit der Abluft in den Tabellen 1d und 1e 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 150 Proben durch die Behörden kontrolliert. Dabei wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben stichprobenweise analysiert. Die Ergebnisse stimmen im Rahmen der Vorgaben überein und zeigen, dass die Abgabereglemente beachtet werden.

Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKB ungefähr 0.002 mSv, beim KKG 0.004 mSv, beim KKL 0.006 mSv und beim KKM ungefähr 0.006 mSv. Die berechneten Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung betrugen im Jahr 2003 somit einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.3 mSv pro Jahr.

Die HSK berücksichtigt bei den Dosisberechnungen die ^{14}C -Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der geringen übrigen Abgaben die Dosis bestimmen. Das radioaktive Kohlenstoffisotop ^{14}C entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die Abgaberate in den Kernkraftwerken ist primär von der Reaktorleistung, aber auch von weiteren Faktoren abhängig, die gegenwärtig in den Schweizer Kernkraftwerken vertieft untersucht werden. KKL führt schon seit längerer Zeit aus eigener Veranlassung ^{14}C Messungen durch. Mitte 1998 wurde das System zur Messung von ^{14}C

aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibriert, was dazu führte, dass die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas höher ist. KKG hat seit Ende 2001 ebenfalls Messungen der ^{14}C -Abgaben mit der Abluft durchgeführt. Diese der Beweissicherung dienenden Messungen wurden mit Ende des Berichtsjahres abgeschlossen. Für die Dosisberechnung wurden beim KKG die im Jahr 2003 gemessenen ^{14}C -Werte verwendet, wobei nur der als anorganisches Kohlendioxid (CO_2) abgegebene Anteil von ca. 1/3 der Gesamtabgabe dosisrelevant ist. Bei den beiden andern schweizerischen Kernkraftwerken werden bei der Dosisberechnung für die ^{14}C -Abgaben weiterhin Erfahrungswerte eingesetzt; zu deren Überprüfung sind Probenahmeeinrichtungen und Messgeräte in Betrieb genommen worden.

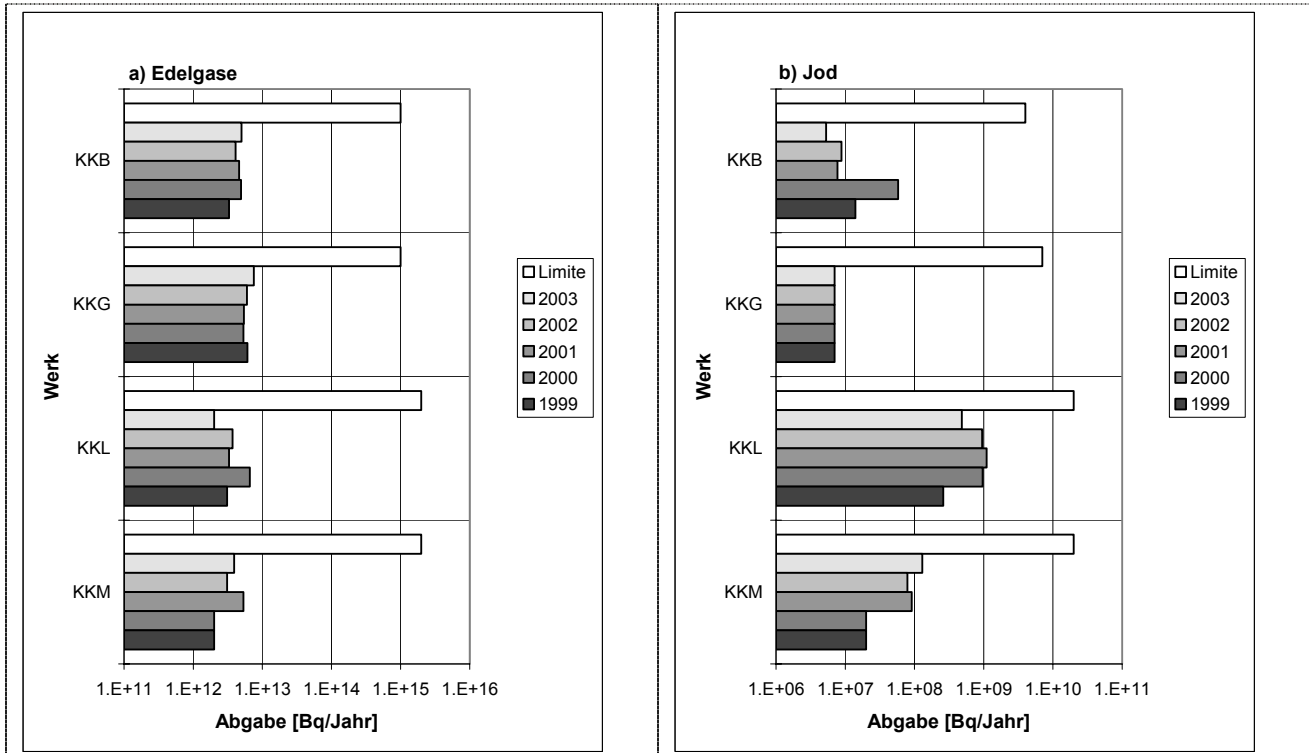
Bei der Bewertung der errechneten Dosiswerte gilt es zu beachten, dass diese unterhalb von 0,01 mSv liegen. Dosen in einer solchen Grössenordnung gelten gemäss Artikel 5 und Artikel 6 der Strahlenschutzverordnung in jedem Fall als gerechtfertigt und optimiert. Die Kernkraftwerke waren für die ordentlichen Revisionsarbeiten resp. Brennelementwechsel während folgender Perioden abgestellt: KKB I vom 10. Juni bis 20. Juni, KKB II vom 25. Juli bis 19. August, KKG vom 8. Juni bis 27. Juni, KKL vom 2. August bis zum 25. August und KKM vom 10. August bis 31. August 2003. KKM war zwecks Präventionsanlagenunterhalts auch vom 31.5.-7.6.03 abgestellt.

Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlagen als auch für die Gesamtanlage des PSI die aus den Abgaben resultierende Dosis in der Umgebung zu berechnen. Beim PSI errechnet die HSK eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.004 mSv. Der Betrieb der Verbrennungsanlage am PSI Ost, welche in den vergangenen Jahren ebenfalls einen kleinen Beitrag zur Gesamtdosis lieferte, wurde auf Anfang 2003 eingestellt. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich im PSI 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

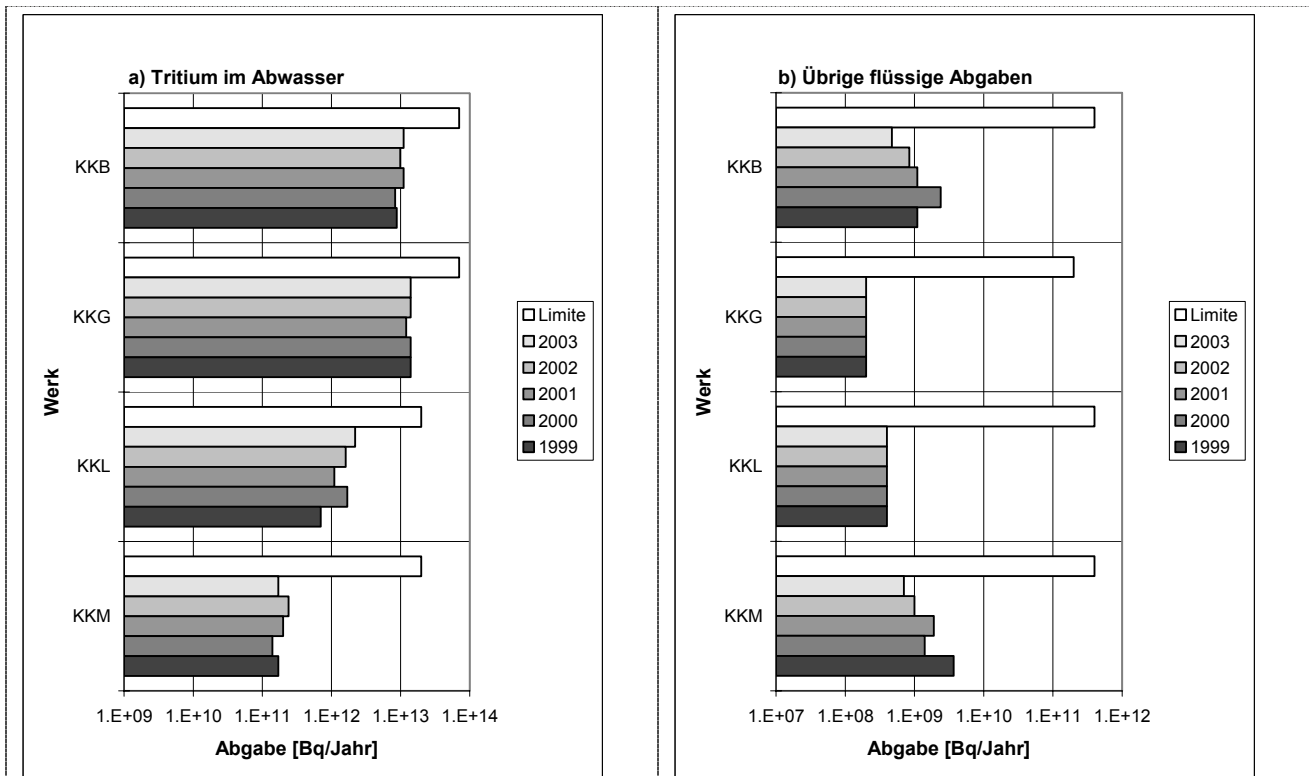
Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des Dosisanteils des PSI von 0,15 mSv pro Jahr am quellenbezogenen Dosisrichtwert des gemeinsamen Standortes PSI und ZZL liegt. Beim Zentralen Zwischenlager Würenlingen (ZZL) erfolgten im Berichtsjahr weitere Einlagerungen in

die Lagergebäude für hoch- und mittelaktive Abfälle und in das Hochregallager der Konditionieranlage. Dagegen wurden in der Konditionieranlage und in der Verbrennungsanlage noch keine radioaktiven Abfälle verarbeitet. Die gemessenen radioaktiven Abgaben an die Umwelt waren unbedeutend.

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 2003 und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. (Fussnoten auf Seite 8.1.8)

Anlage	Medium	Art der Abgaben ⁴	Abgabelimiten ¹ Bq/Jahr	Tatsächliche Abgaben ^{2,4} Äquivalentabgaben (Vergleich mit den Limiten)			Berechnete Jahresdosis ³	
				Bq/Jahr	Prozent der Limite	Bq/Jahr	Erwachsener mSv/Jahr	Kleinkind mSv/Jahr
KKB1 + KKB2	Abwasser (4100 m ³)	Nuklidgemisch Tritium)	4·10 ¹¹	4,7·10 ⁸	0.1%	1,2·10 ¹⁰	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 ¹³	1,1·10 ¹³	16%	1,1·10 ¹³	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 ¹⁵	5,0·10 ¹²	0.5%	4,8·10 ¹²	<0.001	<0.001
		Aerosole	6·10 ⁹	-	<0.1%	2,5·10 ⁵	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C	4·10 ⁹ - -	5,3·10 ⁶ - -	0.1% - -	5,3·10 ⁶ 4,0·10 ¹⁰	<0.001 0.0012	<0.001 0.0020
	Gesamt-dosis						0.0013	0.0022
KKM	Abwasser (5591 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	4·10 ¹¹	7,0·10 ⁸	0.2%	4,3·10 ⁹	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 ¹³	1,7·10 ¹¹	0.9%	1,7·10 ¹¹	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	3,9·10 ¹²	0.2%	2,3·10 ¹²	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 ¹⁰	-	<0.1%	1,1·10 ⁷	0.0047	0.0040
		Iod: ¹³¹ I Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C	2·10 ¹⁰ - -	1,3·10 ⁸ - -	0.7% - -	1,3·10 ⁸ 2·10 ¹¹	<0.001 <0.001	<0.001 0.0012
	Gesamt-dosis						0.0055	0.0053
KKG	Abwasser (7398 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	2·10 ¹¹	-	<0.1%	4,6·10 ⁷	<0.001	<0.001
		Tritium	7·10 ¹³	1,4·10 ¹³	20%	1,4·10 ¹³	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	1·10 ¹⁵	<7,5·10 ¹²	<0.8%	<6,5·10 ¹²	<0.001	<0.001
		Aerosole	1·10 ¹⁰	-	<0.1%	4,9·10 ⁴	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C	7·10 ⁹ - -	- - -	<0.1% - -	- 3,0·10 ¹¹	<0.001 0.0021	<0.001 0.0035
	Gesamt-dosis						0.0022	0.0037
KKL	Abwasser (15727 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	4·10 ¹¹	-	<0.1%	1,1·10 ⁸	<0.001	<0.001
		Tritium	2·10 ¹³	2,2·10 ¹²	11%	2,2·10 ¹²	<0.001	<0.001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	-	<0.1%	2,5·10 ¹²	<0.001	<0.001
		Aerosole	2·10 ¹⁰	3,5·10 ⁷	0.2%	3,5·10 ⁷	<0.001	<0.001
		Iod: ¹³¹ I Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C	2·10 ¹⁰ - -	4,8·10 ⁸ - -	2,4% - -	4,8·10 ⁸ 6,0·10 ¹¹	<0.001 0.0032	0.001 0.0054
	Gesamt-dosis						0.0033	0.0059

Tabelle 1b

Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2003 und der daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. (Fussnoten auf Seite 8.1.8)

	Hochkamin (PSI Ost)	Saphir, Proteus (PSI Ost)	Forschungs- labor Ost	C-Labor, Labor für radioaktive Abfälle Ost	Bundes- zwischen- lager	Zentrale Fortluftan- lage (PSI West)	Injektor I (PSI West)	Injektor II (PSI West)	C-Labor (PSI West)	Abwasser PSI (2411 m ³)	Gesamt- anlage des PSI
Abgaben im Abwasser^{2,4} [Bq]											
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.2·10 ⁷	2.2·10 ⁷
Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.3·10 ¹¹	3.3·10 ¹¹
Abgaben über die Abluft^{2,4} [Bq]											
Edelgase und andere Gase	4.9·10 ¹⁰	-	-	-	-	1.1·10 ¹⁴	1.0·10 ¹⁰	1.0·10 ¹⁰	-	-	1.1·10 ¹⁴
β/γ-Aerosole (ohne Iod, Halbwertszeit>8 Std)	4.6·10 ⁵	-	1.5·10 ⁴	-	-	1.3·10 ¹⁰	-	6.0·10 ⁶	3.2·10 ⁵	-	1.3·10 ¹⁰
α-Aerosole	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Iod (¹³¹ I-aeq.)	3.9·10 ⁸	-	2.4·10 ⁴	-	-	1.2·10 ⁷	-	6.3·10 ³	-	-	4.0·10 ⁸
Tritium (tritiertes Wasser, HTO)	3.8·10 ¹¹	9.6·10 ⁹	-	9.9·10 ¹⁰	1.4·10 ⁹	5.7·10 ¹¹	-	-	-	-	1.1·10 ¹²
Kohlenstoff (CO ₂): ¹⁴ C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jahresdosis³ [mSv/Jahr] für:											
Erwachsene	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	0.0035	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.004
Kleinkinder	0.0002	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	0.0036	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.004
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert¹	0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	2.4 %	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	<0.1 %	<3 %

Tabelle 1c

Flüssige Abgaben der Kernanlagen an die Aare oder den Rhein, 2003: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben ²⁾. (Fussnoten auf Seite 8.1.8)

Nuklid β/γ-Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
³ H	1.1·10 ¹³	1.4·10 ¹³	2.2·10 ¹²	1.7·10 ¹¹	3.3·10 ¹¹
⁷ Be					
²² Na					5.1·10 ⁶
²⁴ Na	2.9·10 ⁷				
³⁵ S					3.9·10 ⁶
⁵¹ Cr	4.1·10 ⁷			6.0·10 ⁷	
⁵⁴ Mn	1.2·10 ⁸		3.4·10 ⁶	5.4·10 ⁸	2.3·10 ⁵
⁵⁶ Mn					
⁵⁹ Fe	5.2·10 ⁶			1.7·10 ⁷	
⁵⁷ Co	7.8·10 ⁷				4.0·10 ⁴
⁵⁸ Co	9.3·10 ⁹	1.8·10 ⁵	2.3·10 ⁶	2.8·10 ⁸	4.8·10 ³
⁶⁰ Co	8.5·10 ⁸	7.5·10 ⁶	5.8·10 ⁷	2.4·10 ⁹	1.0·10 ⁷
⁶⁵ Zn	7.5·10 ⁵			2.3·10 ⁸	
⁸⁹ Sr	1.3·10 ⁷			3.3·10 ⁷	3.9·10 ³
⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y	4.4·10 ⁶			1.1·10 ⁷	
⁹⁵ Zr	1.9·10 ⁶			2.1·10 ⁶	
⁹⁷ Zr	3.7·10 ⁶				
⁹⁵ Nb	1.8·10 ⁷			5.9·10 ⁶	
⁹⁹ Mo	1.2·10 ⁶				
^{99m} Tc	7.8·10 ⁵			2.2·10 ⁵	
¹⁰³ Ru	9.7·10 ⁵				
^{115m} Cd					
^{110m} Ag	1.1·10 ⁸				
¹²² Sb	9.6·10 ⁶				
¹²⁴ Sb	3.3·10 ⁸	8.5·10 ⁶		5.5·10 ⁶	
¹²⁵ Sb	5.0·10 ⁸	2.0·10 ⁶		7.4·10 ⁶	1.4·10 ⁵
^{123m} Te		2.6·10 ⁷			
¹³² Te	5.8·10 ⁵	1.8·10 ⁶			
¹²⁵ I					7.1·10 ⁶
¹²⁶ I					
¹³¹ I	1.2·10 ⁷		9.8·10 ⁶	6.4·10 ⁵	5.0·10 ⁶
¹³³ I	2.4·10 ⁶				3.9·10 ⁴
¹³⁴ Cs	2.7·10 ⁷		8.2·10 ⁶	5.6·10 ⁶	4.4·10 ⁵
¹³⁶ Cs					
¹³⁷ Cs	2.4·10 ⁸		2.4·10 ⁷	6.9·10 ⁸	2.3·10 ⁷
¹³³ Ba					4.6·10 ⁴
¹⁴⁰ Ba	2.1·10 ⁷				
¹⁴⁰ La	1.8·10 ⁶				
¹⁴¹ Ce	1.4·10 ⁶		2.3·10 ⁶		
¹⁴³ Ce					
¹⁴⁴ Ce	3.0·10 ⁶				
¹⁵² Eu					7.2·10 ⁴
¹⁷⁷ Lu					1.3·10 ⁴
²³⁹ Np					
α-Strahler		<1,3·10 ⁵	4.6·10 ⁵	2.8·10 ⁵	
²¹⁰ Po					
^{234/238} U					1.1·10 ⁵
^{239/240} Pu					1.6·10 ⁶
²³⁸ Pu/ ²⁴¹ Am					4.5·10 ⁵
²⁴⁴ Cm					7.4·10 ³

Tabelle 1d

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2003: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben
Fussnoten auf Seite 8.1.8)

Nuklid β/γ -Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
Gase, Edelgase					
^3H			$1.6 \cdot 10^{12}$		$9.5 \cdot 10^{11}$
^{11}C					$2.1 \cdot 10^{13}$
^{14}C (CO_2)		$3.0 \cdot 10^{11}$	$6.0 \cdot 10^{11}$		
^{13}N					$2.1 \cdot 10^{13}$
^{15}O					$6.2 \cdot 10^{13}$
^{18}F					$7.2 \cdot 10^{11}$
^{41}Ar				$9.3 \cdot 10^9$	$4.0 \cdot 10^{12}$
^{85}Kr					$1.0 \cdot 10^{12}$
$^{85\text{m}}\text{Kr}$	$1.9 \cdot 10^{11}$			$3.0 \cdot 10^{11}$	$3.9 \cdot 10^9$
^{87}Kr				$1.9 \cdot 10^9$	$7.0 \cdot 10^9$
^{88}Kr				$2.5 \cdot 10^{11}$	$5.3 \cdot 10^9$
^{127}Xe					
$^{131\text{m}}\text{Xe}$				$2.2 \cdot 10^{10}$	
^{133}Xe	$2.1 \cdot 10^{12}$		$2.9 \cdot 10^{11}$	$8.2 \cdot 10^{11}$	
$^{133\text{m}}\text{Xe}$					
^{135}Xe	$2.3 \cdot 10^{12}$		$1.0 \cdot 10^{12}$	$7.9 \cdot 10^{10}$	
$^{135\text{m}}\text{Xe}$			$1.2 \cdot 10^{12}$	$1.6 \cdot 10^{11}$	
^{137}Xe				$1.0 \cdot 10^{11}$	
^{138}Xe				$4.8 \cdot 10^{11}$	
EG-Aequiv. ⁴⁾				$8.6 \cdot 10^{10}$	
EG: β -total		$<6.5 \cdot 10^{12}$			
Andere	$3.3 \cdot 10^{11}$				
Jod					
^{123}I					$3.4 \cdot 10^8$
^{124}I					$6.2 \cdot 10^6$
^{125}I					$4.3 \cdot 10^7$
^{126}I					$7.8 \cdot 10^6$
^{131}I	$5.3 \cdot 10^6$		$4.8 \cdot 10^8$	$1.3 \cdot 10^8$	$3.6 \cdot 10^8$
^{133}I	$2.4 \cdot 10^7$				

Tabelle 1e

Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2003. (Fortsetzung)

Nuklid β/γ -Aerosole	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
⁷ Be					$3.6 \cdot 10^5$
²² Na					$3.2 \cdot 10^5$
²⁴ Na					$2.7 \cdot 10^6$
³⁸ S					$3.4 \cdot 10^9$
³⁸ Cl					$1.2 \cdot 10^8$
³⁹ Cl					$3.9 \cdot 10^{10}$
⁵¹ Cr					$1.3 \cdot 10^4$
⁵⁴ Mn				$1.1 \cdot 10^5$	
⁵⁷ Co					
⁵⁸ Co	$6.2 \cdot 10^4$			$8.5 \cdot 10^4$	
⁶⁰ Co	$6.2 \cdot 10^4$	$5.9 \cdot 10^4$	$4.4 \cdot 10^4$	$1.6 \cdot 10^6$	$1.7 \cdot 10^6$
⁶⁵ Zn				$1.5 \cdot 10^5$	
⁶⁹ Ge					
⁷² As					$1.5 \cdot 10^5$
⁷³ As					$1.6 \cdot 10^5$
⁷⁵ Se					$4.1 \cdot 10^5$
⁷⁶ Br					$1.8 \cdot 10^7$
⁷⁷ Br					$1.1 \cdot 10^7$
⁸² Br					$6.0 \cdot 10^8$
⁹⁰ Sr					
^{99m} Tc					
¹⁰⁶ Ru/Rh					
^{108m} Ag					
^{110m} Ag					
^{123m} Te					$1.5 \cdot 10^3$
^{125m} Te					
¹²⁴ Sb					
¹²⁵ Sb	$6.2 \cdot 10^4$				
¹³¹ I			$2.1 \cdot 10^7$	$1.0 \cdot 10^6$	
¹³⁴ Cs					
¹³⁷ Cs	$6.2 \cdot 10^4$			$1.7 \cdot 10^6$	$2.3 \cdot 10^4$
¹⁴⁰ Ba			$1.4 \cdot 10^7$	$6.3 \cdot 10^6$	
¹⁴⁰ La			$1.1 \cdot 10^7$		
¹⁴¹ Ce					
¹⁸¹ Re					$4.7 \cdot 10^7$
¹⁸² Re					$1.3 \cdot 10^8$
¹⁸³ Re					$1.8 \cdot 10^6$
¹⁸² Os					
¹⁸³ Os					$1.8 \cdot 10^8$
^{183m} Os					$4.6 \cdot 10^8$
¹⁸⁵ Os					$9.9 \cdot 10^6$
¹⁹¹ Os					
¹⁹² Au					$2.1 \cdot 10^9$
¹⁹³ Au					$3.6 \cdot 10^8$
¹⁹² Hg					$1.1 \cdot 10^9$
^{193m} Hg					$2.6 \cdot 10^8$
¹⁹⁵ Hg					$7.9 \cdot 10^9$
^{195m} Hg					$1.1 \cdot 10^8$
^{197m} Hg					$1.2 \cdot 10^8$
²⁰³ Hg					$5.3 \cdot 10^6$
α-Aerosole	$<1 \cdot 10^5$	$5,8 \cdot 10^4$	$<2,3 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^5$	
²¹⁰ Po					

Fussnoten der Tabellen 1a-e

- 1) **Abgabelimiten** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden für die Kernkraftwerke so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) unter 0,2 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2000 direkt über den quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0,15 mSv/Jahr limitiert.
- 2) Die **Messung der Abgaben** erfolgt nach den Erfordernissen der Reglemente "für die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des..." jeweiligen Kernkraftwerkes resp. des 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 für Personen berechnet, die sich dauernd am kritischen Ort aufhalten, ihre gesamte Nahrung von diesem Ort beziehen und ihren gesamten Trinkwasserbedarf aus dem Fluss unterhalb der Anlage decken. Die Dosis wird mit den in der HSK-Richtlinie R-41 angegebenen Modellen und Parametern ermittelt. Dosiswerte kleiner als 0,001 mSv - entsprechend einer Dosis, die durch natürliche externe Strahlung in ca. zehn Stunden akkumuliert wird - werden in der Regel nicht angegeben. Beim PSI wird die Jahresdosis der Gesamtanlage als Summe über die Abgabestellen gebildet.
- 4) Bei der **Art der Abgaben** resp. den **Tatsächlichen Abgaben** ist folgendes zu präzisieren:
 - Abwasser:** Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-LE-Wert von 200 Bq/kg angegeben. Die LE-Werte für die einzelnen Nuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein LE-Wert von 200 Bq/kg entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Ingestions-Dosisfaktor von $5 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq. Die unnormierte Summe der Abwasserabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.
 - Edelgase:** Die Radioaktivität ist beim Vergleich mit den Abgabelimiten in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von $4 \cdot 4 \cdot 10^{-7}$ (Sv/Jahr)/(Bq/m³). Die unnormierte Summe der Edelgasabgaben ist in einer weiteren Spalte angegeben.
Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine β -total-Messung durchgeführt (siehe den Wert in Klammern); für die Äquivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% ¹³³Xe, 10% ¹³⁵Xe und 10% ⁸⁸Kr angenommen.
 - Gas:** Beim PSI handelt es sich dabei vorwiegend um die Nuklide ¹¹C, ¹³N, ¹⁵O und ⁴¹Ar. Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.
 - Aerosole:** Hier ist in jedem Fall die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.
Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar.
Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Strahlung der abgelagerten Aerosole, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist demgegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.
 - Iod:** Bei den Kernkraftwerken ist die Abgabe von ¹³¹I limitiert; somit ist bei den tatsächlichen Abgaben auch nur dieses Iod-Isotop angegeben. Beim PSI, bei dem andere Iod-Isotope in signifikanten Mengen abgegeben werden, ist die Abgabe als ¹³¹Iod-Äquivalent durch gewichtete Summation der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ¹³¹I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen. Für die Berechnung der Jahresdosis werden hingegen immer sämtliche verfügbaren Iod-Messungen verwendet, d.h. es ist beispielsweise für KKB auch der Beitrag von ¹³³I berücksichtigt.
 - Kohlenstoff ¹⁴C:** In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des ¹⁴C, der für die Dosis relevante ist, angegeben. Die für ¹⁴C angegebenen Werte basieren beim KKB und KKM auf Literaturangaben und in früheren Jahren durchgeführten Messungen, beim KKG und KKL auf aktuellen Messwerten, die höher sind als die in früheren Jahren angenommenen Werte.

8. Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen

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 2003 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul-Scherrer-Institut (PSI) und das am gleichen Standort domizilierte Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb der Jahres- und Kurzzeit-Abgabelimiten. Die aus den tatsächlichen Abgaben errechnete Strahlenexposition ist selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene und Kleinkinder weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwertes von 0.2 mSv pro Jahr.

*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 17, beim KKG 16 und beim KKL und KKM je 12 Ortsdosisleistungs-Messsonden in einem Abstand von bis zu ca. 5 km in Betrieb. Die Messwerte dieser MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die Zentrale übertragen und automatisch analysiert. Gegebenenfalls werden Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich signalisiert und automatisch dem HSK-Pikett gemeldet. Die im Berichtsjahr erkannten, nicht meteorologisch bedingten Abweichungen oder Ausfälle liessen*

sich mit in der Nähe der MADUK-Sonden durchgeführten Kalibrierungsarbeiten an NADAM-Sonden, mit Defekten bei der Sonderelektronik resp. Umbauten an MADUK-Sonden erklären.

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

Bei den luftgetragenen Stoffen 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 langjährige Messreihe der UNI-Bern von ^{14}C in Baumblättern der Umgebung der Kernkraftwerke wurde fortgesetzt.

Im aquatischen Milieu zeigten Wasser- und Sedimentproben Spuren von künstlichen Radionukliden, wie ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co und ^{134}Cs , welche aus den Abgaben der Kernanlagen stammen; zudem wurde auch ^{137}Cs festgestellt (vgl. 4.3).

In Lebensmitteln konnte keine Erhöhung von künstlichen Radionukliden gemessen werden, die auf erhöhte Abgaben der schweizerischen Kernanlagen schliessen lassen.

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

K. Friedrich Bénet, P. Froidevaux, T.Schmittler, F. Barraud, J.F. Valley

Institut de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

Les activités en plutonium et en américium ont été mesurées dans le sol, les filtres à air, l'eau et les sédiments pour assurer une surveillance de la radioactivité de l'environnement en Suisse. L'activité du sol (0-5 cm) en $^{239/240}\text{Pu}$ est comprise entre 0.1 et 4.0 Bq/kg de masse sèche (MS) et l'activité du ^{238}Pu est environ 30 fois plus petite. Les analyses ont déterminé que l'activité en américium est comprise entre 0.09 et 1.3 Bq/kg de masse sèche et représente environ 0.4 fois l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$. Ces rapports isotopiques ont clairement identifié la source de ces radioéléments en Suisse comme provenant des essais nucléaires entrepris dans les années soixante. Deux profils de sol (Marchairuz et Mollendruz) ont été analysés afin de décrire le transfert de plutonium et d'américium dans des sols calcaires du Jura. Dans ces sols non cultivés par l'agriculture, mais utilisés comme pâturage, l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$ et en ^{241}Am décroît avec la profondeur analysée. Toutefois un de ces profils présente une homogénéisation de l'activité sur l'ensemble de la profondeur prélevée. Les sédiments collectés dans les lacs et rivières en aval des centrales nucléaires suisses montrent un rapport d'activité $^{238}\text{Pu} / ^{239/249}\text{Pu}$ d'environ 0.037. Dans les eaux de rivières et de pluie, l'activité en plutonium la plus élevée mesurée était celle de la Venoge à Vufflens-la-Ville avec 54 mBq/m³. Les valeurs d'activité en $^{239/240}\text{Pu}$ déterminées dans les filtres à air de Fribourg et du Weissfluhjoch sont respectivement de 1.5 et 18 nBq/m³. L'activité en ^{241}Am dans les filtres à air du site du Weissfluhjoch montre une augmentation de l'activité depuis l'année 2000 jusqu'en 2002. En 2003 la valeur détectée a decru de moitié mais reste supérieure à celle attendue. Les activités mesurées sont très faibles, mais montrent l'utilisation de l'américium au niveau industriel (détecteurs, système anti-électrostatique, etc.).

Les rapports isotopiques déterminés indiquent encore l'impact des essais nucléaires dans l'environnement en Suisse.

7.2.1 Introduction

Le plutonium, l'américium et d'autres actinides ont été distribués dans l'environnement suite aux tests nucléaires, au retraitement de combustible, au fonctionnement des réacteurs et aux accidents [1,2]. Le plutonium se retrouve dans l'eau douce et dans les océans [3, 4], dans les sédiments [5, 6], dans les particules d'aérosol, dans les carottes des glaces polaires et dans l'eau des nappes phréatiques [7]. L'importance de la surveillance du plutonium et de l'américium dans l'environnement se justifie par leur radiotoxicité et leur longue longévité dans les systèmes biologiques, ce qui incite les chercheurs à comprendre la chimie de base des actinides, à en déterminer les concentrations environnementales, leur spéciation et leur répartition ainsi que leur mécanisme de transport.

Environ six tonnes de plutonium ont été déposées depuis les années cinquante dans l'environnement par l'homme. Le radioélément américium est généré par la désintégration du ^{241}Pu et a été également introduit d'une façon non uniforme dans l'environnement suite aux tests nucléaires, à l'utilisation civile de l'énergie nucléaire et aux différents accidents impliquant le nucléaire en général (Sellafield, Mayak, Palomares, Tchernobyl).

Le but de ce travail est d'évaluer tout d'abord la présence des radioéléments plutonium et américium dans l'environnement en Suisse, d'en attribuer l'origine et d'analyser leur comportement et leur devenir. Pour cela, des sols, des sédiments, de l'eau et des filtres à air ont été analysés. Deux profils de sols ont été prélevés, le premier au col du Marchairuz (Jura vaudois, profondeur 40 cm), le second au col du Mollendruz (Jura vaudois, profondeur 20 cm).

Tableau 1

Caractéristiques physiques du plutonium et de l'américium

Isotope	Période [ans]	émission
^{239}Pu	24131	Particule α
^{240}Pu	6569	Particule α
^{238}Pu	87.8	Particule α
^{241}Pu	14.35	Particule β
^{241}Am	482	Particule α et γ

7.2.2 Méthode

La méthode de séparation chimique utilisée en 2002 a été développée à partir de la méthode de EML et adaptée à l'utilisation de la digestion micro-onde d'échantillons. Elle consiste à séparer séquentiellement le plutonium et l'américium sur résines Dowex AG 1x2, TRU et TEVA et à électrodéposer les actinides sur disque d'acier [8]. Les sources sont ensuite mesurées sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS. La méthode a été testée lors

d'intercomparaisons organisées par l'AIEA et PROCORAD [9].

7.2.3 Plutonium et américium dans le sol, les sédiments, l'eau et l'air

Plutonium et américium dans les sols

Selon le plan de prélèvement 2003, les échantillons de sols ont été analysés pour en déterminer l'activité en plutonium et en américium, exprimée en Bq/kg de matière sèche. Les résultats sont présentés dans le Tableau 2.

Tableau 2

Plutonium et américium dans le sol en 2003 en Bq/kg mat. sèche (couche de 0-5 cm ou spécifiée)

Lieu	$^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$
Centrales nucléaires				
Mühleberg (BE)	0.25±0.02	0.09±0.008	0.03±0.012	0.36±0.05
Gösgen (SO) 0-5 cm	0.37±0.03	0.116±0.009	0.032±0.012	0.31±0.06
Leibstadt (AG); 0-5 cm	0.205±0.02	0.065±0.008	0.03±0.012	0.31±0.06
Beznau (AG); 0-5 cm	0.23±0.02	0.082±0.008	0.029±0.012	0.35±0.06
Sites en plaines:				
Lindau (ZH)	0.17±0.01	0.066±0.008	0.026±0.008	0.4±0.06
Fahrni (BE)	0.51±0.02	0.16±0.024	0.03±0.006	0.32±0.07
Arenenberg (TG)	0.15±0.02	0.06±0.02	0.026±0.008	0.40±0.07
Coire (GR)	0.50±0.03	0.093±0.012	0.034±0.01	0.19±0.05
Grangeneuve (FR)	0.43±0.03	0.152±0.014	0.027±0.01	0.35±0.04
Sites en altitude:				
Diesse (BE)	0.84±0.07	0.17±0.02	0.024±0.008	0.21±0.02
Studen (SZ) 0-5 cm	1.07±0.05	0.38±0.02	0.036±0.006	0.35±0.03
Studen (SZ) 5-10 cm	0.97±0.04	0.39±0.03	0.039±0.006	0.41±0.03
Studen (SZ) 10-15 cm	1.12±0.05	0.47±0.02	0.024±0.004	0.42±0.03
Ochsenboden (SZ) 0-5 cm	0.93±0.04	0.34±0.02	0.03±0.006	0.36±0.02
Chalchboden (SZ) 0-5 cm	2.07±0.08	0.79±0.04	0.024±0.004	0.38±0.02
Studen (SZ) 0-5 cm Ort	1.52±0.08	0.65±0.02	0.025±0.006	0.43±0.03
Studen (SZ) 5-10 cm Ort	1.4±0.05	0.48±0.08	0.027±0.004	0.35±0.06
Studen (SZ) 10-15 cm Ort	0.82±0.03	0.36±0.03	0.029±0.004	0.44±0.04
Gimmelwald (BE)	0.68±0.04	0.25±0.02	0.024±0.004	0.37±0.04
Allmendhübel (BE)	1.65±0.06	0.66±0.03	0.025±0.004	0.4±0.06
Davos (GR)	n.m.	1.3±0.07	n.m.	n.m.
Profils de sol:				
Lieu	$^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am	Rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$	Rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$
Marchairuz (VD), 0-5 cm	4.0±0.2	1.44±0.06	0.027±0.004	0.36±0.01
Marchairuz (VD), 5-10 cm	2.3±0.15	n.m.	0.032±0.008	n.m.
Marchairuz (VD), 10-15 cm	2.0±0.09	0.46±0.03	0.023±0.004	0.23±0.02
Marchairuz (VD), 15-20 cm	0.21±0.01	0.071±0.008	0.027±0.001	0.34±0.04
Marchairuz (VD), 20-30 cm	0.092±0.008	0.034±0.009	$^{238}\text{Pu} < \text{LD}$	0.373±0.1
Marchairuz (VD), 30-40 cm	0.04±0.006	n.m.	$^{238}\text{Pu} < \text{LD}$	n.m.
Mollendruz (VD), 0-5 cm	0.91±0.04	n.m.	0.026±0.003	n.m.
Mollendruz (VD), 5-10 cm	0.59±0.03	0.19±0.02	0.027±0.006	0.32±0.04
Mollendruz (VD), 10-15 cm	0.65±0.03	n.m.	0.032±0.006	n.m.
Mollendruz (VD), 15-20 cm	0.69±0.03	n.m.	0.029±0.006	n.m.

$^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu} = 0.35±0.02$ (moyenne suisse, n = 25)

$^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu} = 0.028±0.009$ (moyenne suisse, n = 25)

Les intervalles d'incertitude sur les rapports sont reportés en 2σ, pour un intervalle de 95%.

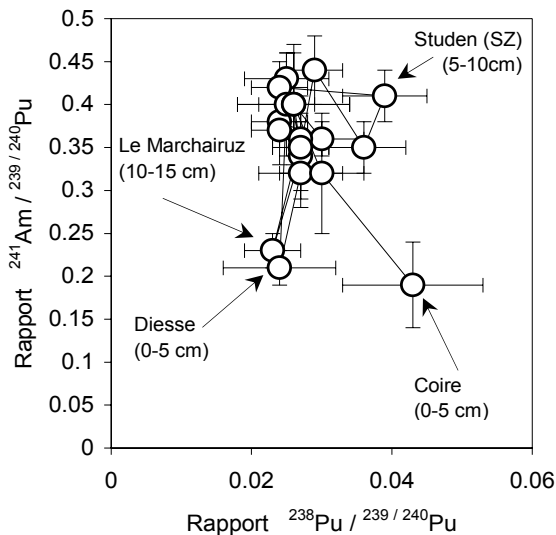


Figure 1

Analyse multi-variables des échantillons de sol mesurés pour les radioéléments ^{238}Pu , $^{239/240}\text{Pu}$ et ^{241}Am , en 2003. Les barres d'incertitude sur les rapports sont reportées en 2σ , pour un intervalle de confiance de 95%.

L'analyse multi-variable (Figure 1) montre que tous les échantillons sont centrés autour d'une valeur (0.34; 0.028). Ces données attribuent la contamination du sol suisse aux essais nucléaires réalisés dans les années soixante. Trois mesures (Diesse 0-5 cm, Coire 0-5 cm, Le Marchairuz 10-15 cm) ont donné des résultats légèrement différents de ceux attendus mais les autres mesures ont confirmé qu'une contamination n'était pas présente dans ces échantillons. Des mécanismes de migration différenciés peuvent être à l'origine de ces écarts. On constate qu'il est alors nécessaire de prélever l'ensemble du profil (profondeur jusqu'à 30-40 cm si possible) pour évaluer l'ensemble de la déposition.

En général on peut conclure que les sites en altitude ont été plus touchés par les dépositions radioactives que les sites en plaine. Cette situation de déposition des radionucléides est comparable aux valeurs moyennes déterminées pour l'Italie centrale: $^{239/240}\text{Pu} = 0.72 \pm 0.46$ Bq/kg, $^{238}\text{Pu} = 0.023 \pm 0.014$ Bq/kg et $^{241}\text{Am} = 0.241 \pm 0.165$ Bq/kg [10]. La déposition trouvée dans cette région correspond aux sites suisses d'altitude. Les rapports isotopiques pour le sol suisse correspondent tout à fait aux rapports isotopiques

déterminés par Michel et al. [11] pour la région de Cumbria en Angleterre ($^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu} = 0.04$ et $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu} = 0.37$). Mais une réelle contamination a toutefois été déterminée dans la même région, en aval de la centrale nucléaire de Sellafield [12] où on trouve une contamination du sol mille fois plus élevée qu'en Suisse, avec un rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ de 1.1 à 1.27.

Plutonium et américium dans les sédiments et dans l'eau

Pour déterminer l'impact d'une centrale nucléaire sur l'environnement on analyse des sédiments de surface en aval de ces centrales.

Aucune contamination provenant de rejets des centrales n'a pu être détectée lors des mesures effectuées en 2003 sur ces sédiments (Tableau 3). Les activités déterminées sont plus faibles que les valeurs moyennes européennes qui sont autour de 0.5 Bq/kg pour le plutonium et l'américium dans les sédiments [13]. Le rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ moyen suisse des sédiments est de 0.033 ± 0.013 et, est très proche de celui déterminé pour les sols de Suisse. Cette valeur ne reflète aucune contamination due aux centrales nucléaires suisses, mais caractérise des contaminations dues aux tests nucléaires des années soixante.

Le plan de surveillance de la radioactivité prévoit aussi des contrôles des eaux de fleuve, de rivière et de pluie. Pour cette raison deux eaux de pluie (Fribourg et Mühleberg), deux eaux de fleuve (Genève; eau de Rhône et Pratteln; eau du Rhin) et deux eaux de rivière (Venoge à l'Isle et Venoge à Vuflens-la-Ville) ont été analysées.

L'activité dans les eaux de pluie est due à la re-suspension de particules de sol sur lesquelles les actinides sont adsorbés. Dans l'eau des fleuves, l'activité représente des actinides adsorbés sur la partie sédimentaire en suspension ainsi que les actinides adsorbés sur les colloïdes organiques car l'eau n'est que grossièrement filtrée. Les activités en $^{239/240}\text{Pu}$ des eaux de pluie sont proches de celles obtenues par Montero et al. [14] (2 à 20 mBq/m³) pour une région du sud-ouest de l'Espagne.

Tableau 3

Concentration en plutonium et en américium dans les sédiments et dans l'eau en 2003

Emplacement	Période de prélèvement	Activité des sédiments [Bq/kg]			
		$^{239/240}\text{Pu}$	$^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$
Aval de Mühleberg					
Hagneck (sédiment)	01.01.03-31.12.03	0.17±0.01	0.031±0.014	0.064±0.011	0.38±0.14
Aval de Gösgen	01.01.03-31.12.03	0.26±0.02	0.035±0.012	0.093±0.009	0.35±0.04
Lac deKlingnau (sédiment)					
Aval de Leibstadt	01.01.03-31.12.03	0.21±0.02	0.018±0.008	n.m.	n.m.
Pratteln (sédiment)					
Activité de l'eau [mBq/m³]					
		$^{239/240}\text{Pu}$	Rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am	Rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$
Venoge à l'Isle	2003	16±2	^{238}Pu <LD	5.5±2.0	0.35±0.1
Venoge à Vufflens-la-Ville	2003	54±10	^{238}Pu <LD	16±6	0.3±0.1
Fribourg (eau de pluie)	2003	9±2	^{238}Pu <LD	5±1	0.59±0.12
Genève (Chancy) (eau du Rhône)	2003	25±2	^{238}Pu <LD	11±2	0.44±0.05
Mühleberg (eau de pluie)	2003	11±2	^{238}Pu <LD	3±0.8	0.23±0.06
Pratteln (eau Rhin)	2003	8.7±0.8	^{238}Pu <LD	5.1±0.9	0.59±0.15

Plutonium et américium dans l'air

La resuspension de ces radioéléments dans l'air a été déterminée pour surveiller les activités en plutonium et américium. Les filtres à air ont été analysés pour deux sites en plaine (Mühleberg et Fribourg), pour un site en montagne (Weissfluhjoch) et pour des filtres à haut débit de Klingnau. La durée du prélèvement s'étend sur une

période d'une année parce que l'activité de ces radioéléments dans l'air est très faible. Les résultats (Tableau 4 et Figure 2) montrent que les activités en $^{239/240}\text{Pu}$ et en ^{238}Pu sont très faibles, mais dépassent les limites de détection. Les valeurs de $^{239/240}\text{Pu}$ sont en bon accord avec les valeurs mesurées ($^{239/240}\text{Pu}$ = 0.53 à 8.1 nBq/m³) au sud de l'Allemagne par Rosner et Winkler [15].

Tableau 4

Concentration en plutonium et américium dans l'air

Emplacement	Activité [nBq/m ³]			
	$^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$
Fribourg	1.5±0.3	2.4±0.3	^{238}Pu <LD	1.5±0.3
Weissfluhjoch, 2002 octobre à décembre	3.1±1.0	54±6	^{238}Pu <LD	17±6
Weissfluhjoch, 2002, filtres en fibre de verre	11±4	18±6	^{238}Pu <LD	1.6±1.0
Weissfluhjoch, 2003 janvier à octobre 2003	18±3	113±8	^{238}Pu <LD	6.4±1.0
Mühleberg	n.m. ^{a)}	0.45±0.06	^{238}Pu <LD	n.m.

Pour Mühleberg et le filtre à air à haut débit de Klingnau nous n'avons pas pu donner un résultat parce que la source n'a pas pu être complètement décontaminée du polonium, ce qui empêche de déconvoluer proprement le spectre du plutonium.

Pour l'activité de l'américium du Weissfluhjoch, on constate une augmentation depuis l'année 2000 jusqu'en 2002 (Figure 2). Cette augmentation a probablement une origine industrielle (incinération des détecteurs de fumée). Les valeurs d'américium des filtres à air de la période de l'année 2003 montrent une diminution de moitié par rapport à l'année passée. Pour vérifier la non contamination

des filtres avant leur utilisation nous avons analysé les filtres non-exposés et nous n'avons détecté aucune contamination. Le site de prélèvement de Weissfluhjoch se situe à environ 30 km d'une station d'incinération de déchets et on soupçonne que cette station a peut-être incinéré des détecteurs de fumée.

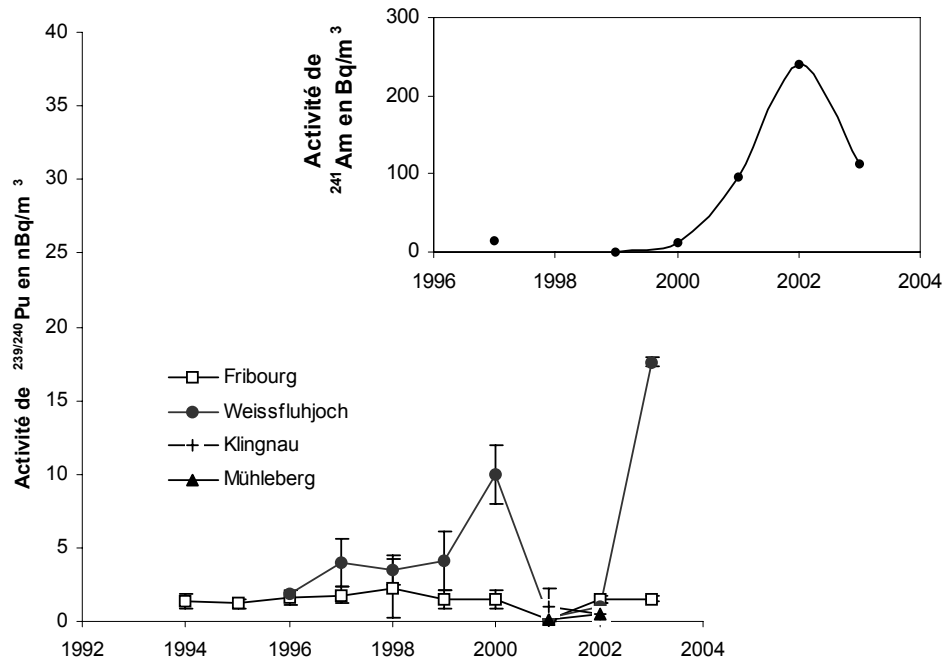


Figure 2

Activité en $^{239/240}\text{Pu}$ et en ^{241}Am des filtres à air en plaine et en montagne. Les barres d'incertitudes sur les valeurs sont reportées en 2σ , pour un intervalle de confiance de 95%.

La radioactivité mesurée sur les filtres à air provient essentiellement de la re-suspension. Ce mécanisme est responsable du transport des particules polluantes dans l'environnement. Ce processus est difficile à simuler car il dépend de nombreux paramètres. Ces paramètres sont spécifiques pour un endroit donné, parce que le régime des vents, leurs directions, leur intensité et leur fréquence, le type de sol, la taille des particules remises en suspension et leur vitesse de re-déposition sur le sol, l'activité surfacique de la déposition et l'âge de celle-ci dépendent du site géographique en question [16]. Pour construire un modèle de simulation on doit se baser sur un concept de balance de masse, représenté dans le schéma 1.

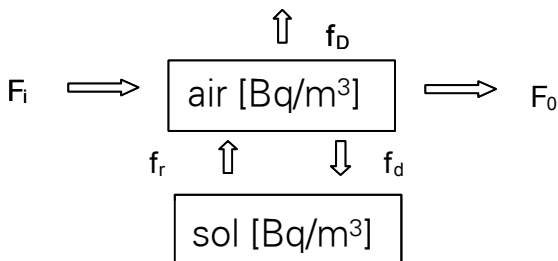


Schéma 1

Concept d'une balance de masse dans un compartiment du modèle de simulation de re-suspension.

L'activité F résultante tient compte de l'activité F_i qui entre dans un compartiment par unité de temps, l'activité F_o qui sort de ce compartiment, du flux de l'activité f_r remise en suspension, du flux de la déposition f_d et du flux d'activité f_D vers des couches supérieures de l'atmosphère. Un moyen simple d'estimer le facteur de la re-suspension est de calculer le rapport entre la concentration d'activité mesurée dans l'air, c_a , et la concentration d'activité dans le sol par unité de surface c_s :

$$RF_{\text{obs}} = [c_a]/[c_s]$$

Pour un type de sol correspondant à la Suisse, c'est-à-dire avec une forte couverture végétale et, souvent, une couche de neige protectrice, une valeur du facteur de re-suspension supérieur à $5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^{-1}$ indique une contamination postérieure aux retombées des tests d'armes probable [16]. Une telle valeur peut également signifier l'introduction directe dans l'atmosphère du radioélément en question. Dans le Tableau 5 nous avons calculé ces facteurs pour les différents sites et périodes de prélèvement. Les valeurs obtenues correspondent aux valeurs déterminées pour une région au sud de l'Allemagne [15] (valeurs entre $1.4 \cdot 10^{-10} \text{ m}^{-1}$ et $1.0 \cdot 10^{-11} \text{ m}^{-1}$). Ces valeurs n'indiquent aucune contamination, à l'exception de l'américium pour le site du Weissfluhjoch.

Tableau 5
Facteurs de re-suspension

Emplacement	facteur de resuspension $RF_{obs} [m^{-1}]$	
	$^{239/240}Pu$	^{241}Am
Fribourg	5.0×10^{-12}	1.6×10^{-11}
Weissfluhjoch, 2002 octobre à décembre	1.03×10^{-11}	3.6×10^{-10}
Weissfluhjoch, 2002, fibre de verre	3.7×10^{-11}	1.2×10^{-10}
Weissfluhjoch, 2003 janvier à octobre	6.0×10^{-11}	7.5×10^{-10}
Mühleberg	n.m.	3.0×10^{-12}

D'autre part le facteur de re-suspension ($RF_{obs} = 1.0 \times 10^{-9} m^{-1}$) pour l'américium de l'année passée (2002) au Weissfluhjoch indique clairement une contamination qui ne peut pas seulement résulter du phénomène de re-suspension de la déposition des essais nucléaires des années soixante. Ce fait implique qu'une autre source d'américium atmosphérique existe à proximité du site du Weissfluhjoch. L'évolution d'activité du ^{241}Am dans l'air sera suivie très précautionneusement, afin de déterminer l'origine de cette augmentation interpestive en américium.

7.2.4 Profils des sols

Profil d'activité au Marchairuz et au Mollendruz

Deux profils de sol dans le Jura vaudois (Marchairuz; 1385 m et Mollendruz; 1200 m) ont été analysés afin de déterminer la déposition atmosphérique en $^{238,239/240}Pu$ et ^{241}Am et leur migration dans le sol. Le profil du Marchairuz a été mesuré jusqu'à une profondeur de 40 cm, celui du Mollendruz jusqu'à 20 cm. Les valeurs des dépositions surfaciques en $^{239/240}Pu$ sont de $401 \pm 22 Bq/m^2$ et de $240 \pm 11 Bq/m^2$ et se calculent selon l'équation:

$$a_f = a_m \times \rho \times \Delta h$$

a_f = activité surfacique en $[Bq/m^2]$

a_m = activité massique en $[Bq/kg]$

ρ = masse volumique

Δh = épaisseur

Les sols du Jura montrent une déposition plus élevée en plutonium que les sites de plaine ou une valeur moyenne de $75 Bq/m^2$ a été déterminée. A ce titre ils sont plus représentatifs d'une situation de montagne.

Les résultats des ces deux études sont présentés dans le Tableau 1 et dans les Figures 3 et 4.

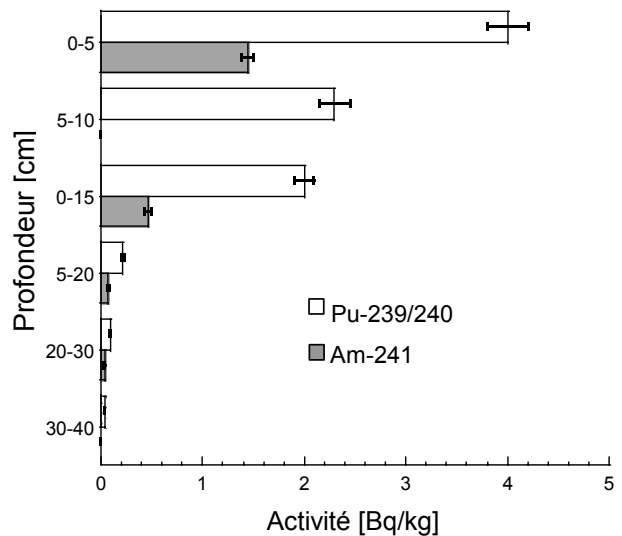


Figure 3

Profil de Marchairuz: activité en plutonium et en américium en fonction de la profondeur.

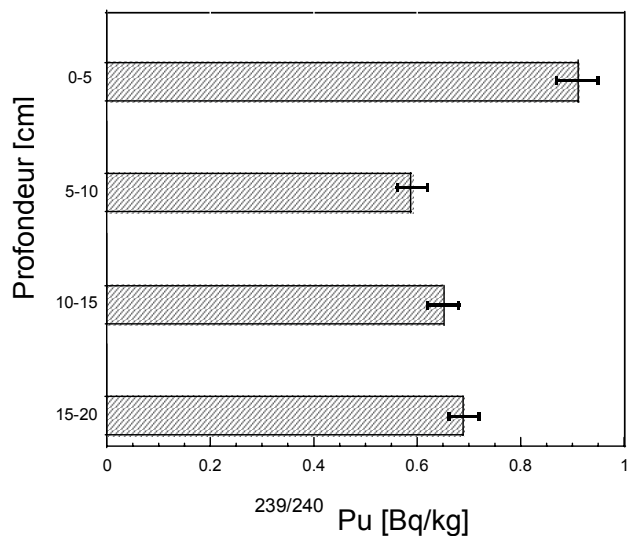


Figure 4

Profil de Mollendruz: activité en plutonium en fonction de la profondeur.

Le site du Marchairuz présente une situation assez classique, avec une migration du plutonium en profondeur correspondant à un mécanisme de diffusion (Figure 3). La situation est très différente sur le site saturé du col du Mollendruz (Figure 4), où les activités du plutonium sont homogènes sur l'ensemble du profil. La présence d'argile à partir de 30 cm empêche un écoulement des eaux dans l'aquifère et sature le profil en eau pendant de longues périodes. Un recyclage des radioéléments dans le sol entre la surface et les premiers 30 cm est ainsi possible dû à la présence du vecteur « eau ». Le sol étant également fortement organique (type tourbière) des acides humiques présents dans la fraction liquide du sol peuvent également participer à la mobilisation des radioéléments, en particulier le plutonium.

7.2.5 Conclusions

Les mesures des activités en $^{239/240}\text{Pu}$, ^{238}Pu et ^{241}Am ont été effectuées sur les échantillons présentés dans ce rapport. L'utilisation d'une analyse multi-variable permet de détecter une éventuelle contamination par une déposition postérieure aux retombées globales des essais d'armes atomiques. Toutes les valeurs obtenues en 2003 se regroupent autour des valeurs moyennes suisses de:

- $r(^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}) = 0.031 \pm 0.007$
- $r(^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}) = 0.37 \pm 0.04$

Les activités mesurées sont dues aux essais nucléaires des années soixante. L'analyse des filtres à air du Weissfluhjoch a permis de détecter une augmentation de ^{241}Am depuis 2000 jusqu'en 2003, dont l'origine est pour le moment encore incertaine, mais probablement l'incinération de détecteurs d'incendie dans des matériaux de construction. Une étude plus approfondie est envisagée pour répondre à cette interrogation. L'analyse de deux profils de sol du Jura vaudois montre que le plutonium migre de manière différenciée dans le sol en fonction des propriétés physico-chimiques de celui-ci.

Bibliographie

- [1] Taylor, D.M., 1995, Appl. Radiat. Isotopes 46, 1245
- [2] Pentreath, R.J., 1995, Appl. Radiat. Isotopes 46, 1279
- [3] Cornett, R.J., Eve, T., Docherty, A.E., Cooper, E.L., 1995, Appl. Radiat. Isotopes 46, 1239
- [4] Kershaw, P.J., Sampson, K.E., McCarthy, W., Scott, R.D.,
- [5] Buesseler, K.O., 1997, J. Environ. Radioact., 36, 69
- [6] Kershaw, P.J., Denoon, D.C., Woodhead, D.S., 1999, J. Environ. Radioact., 44, 191
- [7] Kersting, A.B., Efur, D.W., Finnegan, D.L., Rokop, D.J., Smith, D.K., Thompson, 1999, Nature, 56
- [8] Froidevaux, P., Geering, J.-J., Valley, J.-F., Plutonium and Americium in the Swiss Environment, Eichrom's users group meeting, Paris, 7th December 1998.
- [9] PROCORAD, Association for the Promotion of Quality Control of Analyses in Medical Radiobiology, Commissariat à l'Energie Atomique (CEA), Bureau du Conseiller Medical DRHRS/CM, 31-33 rue de la Fédération, 75752 Paris CEDEX 15 France.
- [10] Jia, G, Testa, C., Desideri, D, Guerra, F., Meli, M.A., Roselli, C., Belli, M.E., 1999, Health Physics, 77, 52-61.
- [11] Michel, H., Barci-Funel, G., Dalmasso, J., Ardisson, G., Appleby, P.G., Haworth, E., El-Daoushy, F., 2002, J. Environ. Radioact., 59, 127-137.
- [12] Coppelstone, D. Johnson, M.S., Jones, S.R., 2001, J. Environ. Radioact., 55, 93-108.
- [13] Warwick, P.E., Croudance, I.W., 2001, Oh, J.-S., Anal. Chem., 73, 3410-3416.
- [14] Montero, M.P., Sanchez, A.M., 2001, Appl. Radiation and Isotopes, 55, 97-102.
- [15] Rosner, G., Winkler, R., 2001, The Science of the Total Environment, 273, 11-25.
- [16] Garcia-Olivares, A., 1997, J. Environ. Radioact., 37, 101-114.

7. Messungen von Spezialnukliden

7.1. Tritium, Kohlenstoff-14 und Krypton-85 ¹⁾

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

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

F. Cartier und J. Löhle

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, 5232 VILLIGEN-HSK

H. Sartorius, C. Schlosser und S. Schmid

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

J. Eikenberg

Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN-PSI

Zusammenfassung

An den Referenzstationen betrug im Jahre 2003 der mittlere $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert ²⁾ in Blattproben noch 74%. Er stimmt mit dem kontinentalen, troposphärischen $^{14}\text{CO}_2$ Referenzwert, der auf dem Jungfrauoch bestimmt und bis 2002 publiziert wurde, überein. Dies zeigt, dass unsere Referenzstationen von fossilen CO_2 Quellen und von Emittenten künstlicher ^{14}C -Aktivität genügend weit entfernt sind.

Gegenüber dem Referenzwert zeigten Blattproben aus der Umgebung von ^{14}C Emittenten $\Delta^{14}\text{C}$ Erhöhungen wie in früheren Jahren. Die maximal im Jahr 2003 gemessenen Netto- $\Delta^{14}\text{C}$ Werte betrugen: 164‰ beim KKL, 50‰ beim KKG, 35‰ beim PSI, 29‰ beim Verbrennungsofen der VALOREC in Basel, 128‰ auf dem ehemaligen SANDOZ Gelände und 80‰ in der Umgebung der Firma ROCHE. In anderen Proben (z.B. Wurzeln, Holz verschiedenen Alters) wurden auch grössere Erhöhungen als in frischen Blattproben gemessen. Ein Teil der zusätzlichen Aktivität, die in Blattproben aus Basel gefunden wurde, liess sich abwaschen, wurde also nicht durch Assimilation von $^{14}\text{CO}_2$ in die Pflanzen eingebracht.

Mess- und Modellwerte wurden in der Umgebung des KKG verglichen. Die Übereinstimmung ist besser, wenn angenommen wird, dass der Aufbau der Blätter zum grössten Teil schon im Frühling abgeschlossen ist, dass also für die Ausbreitungs-

rechnung die Emissionen nur während der Wachstumsperiode berücksichtigt werden müssen.

Eine zusätzliche ^{14}C -Aktivität von 100‰ in Lebensmitteln führt nach UNSCEAR 1988 zu einer hypothetischen maximalen (effektiven) Dosis von ca. $1\mu\text{Sv/a}$. Alle Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivitäten, die in der Umgebung der Schweizer Kernkraftwerke und der lokalen Emissionsquellen in Basel gemessen wurden, betragen höchstens 200‰ und führen also zu zusätzlichen Dosen im μSv -Bereich. Dies fällt im Vergleich mit der natürlichen Strahlenbelastung der Bevölkerung nicht ins Gewicht (ca. 3 mSv/a).

Die ^{85}Kr Messungen in Wochenproben vom Jungfrauoch und von Stichproben in Bern zeigten einen troposphärischen Grundlevel von ca. $1,4\text{ Bq/m}^3$ und dazu überlagert Erhöhungen bis $1,8\text{ Bq/m}^3$, die auf Emissionen von europäischen Wiederaufbereitungsanlagen zurückgeführt werden können. Die Strahlendosis von ^{85}Kr (β -Dosis der Haut und γ -Dosis) ist vernachlässigbar.

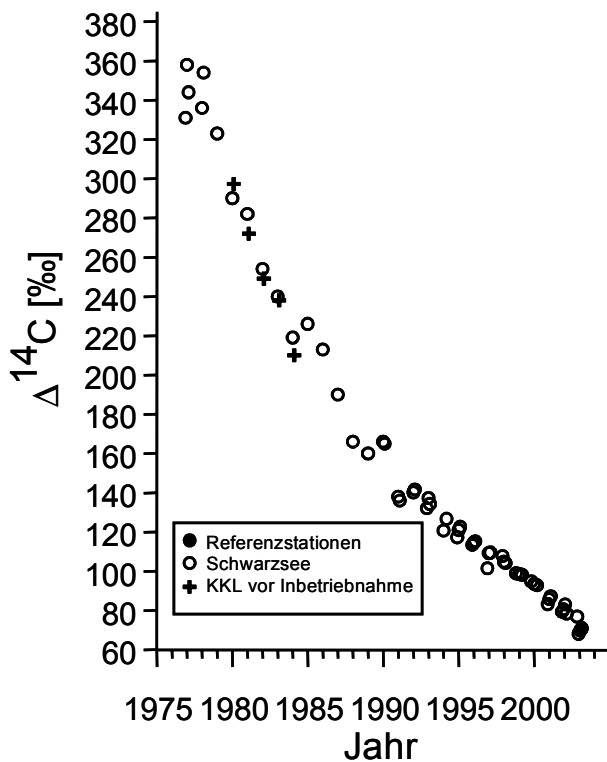
Die Bedeutung von ^{14}C - und ^{85}Kr -Messungen liegt also neben dem Strahlenschutz resp. der Überwachung primär darin, dass mit diesen Nukliden Umweltprozesse untersucht und besser verstanden werden können. Darunter fallen Bilanzen und Gleichgewichte, Ausbreitung und Verdünnung und Vergleiche zwischen Messungen und Modellrechnungen.

¹⁾ Die vorliegenden Überwachungsmessungen werden gemeinschaftlich finanziert durch das BAG, das PSI, die HSK und privatwirtschaftliche Partner (Novartis, Roche, Syngenta und Valorec, Basel). Das Radiokarbonlabor an der Universität Bern wird durch den Schweizerischen Nationalfonds unterstützt.

²⁾ Die Δ -Notation korrigiert mit Hilfe der gemessenen $\delta^{13}\text{C}$ -Werte die Isotopenfraktionierung durch die Pflanzen und gibt die relative ^{14}C -Aktivität der Probe (in ‰) an als Differenz zu einem zerfallskorrigierten Standard-Wert (Radiocarbon 19 (1977)355).

7.1.1 Kohlenstoff-14

Referenzstation



Figur 1

$\Delta^{14}\text{C}$ -Messresultate in Buchenblättern von den Referenzstationen

Die $\Delta^{14}\text{C}$ -Konzentration in Buchenblättern an den Referenzstationen auf dem Belpberg und am Schwarzsee betrug im Jahr 2003 noch 74‰ (Fig.1). Dies ist ein Mittelwert aus gesamthaft 10 Messungen, die $\Delta^{14}\text{C}$ Werte zwischen 65 und 78‰ ergaben; die 5 Blattproben wurden zwischen dem 27.4. und dem 16.11.2003 erhoben. Die zugehörigen $\delta^{13}\text{C}$ Werte liegen zwischen -28,5 und -33‰, je mit einem Fehler von 0,2‰. Die niedrigsten $\Delta^{14}\text{C}$ Werte aus der Umgebung vom KKW Gösgen (4 Proben) und von Basel (11 Proben) liegen im oben angegebenen Messintervall für die Referenzstationen. Auch 4 Proben aus der Umgebung des PSI / SIN / KKB, die am PSI gemessen wurden, ergaben $\Delta^{14}\text{C}$ Werte von 69 bis 71‰ (je ± 7 ‰).

Um nachzuweisen, dass beim Abwaschen (siehe Fig.11) keine ^{14}C -Aktivität durch die Lösungsmittel eingeschleppt wird, wurde eine Blattprobe von der Referenzstation dem gleichen Waschvorgang wie Proben mit hoher ^{14}C -Aktivität unterzogen; sie ergab einen $\Delta^{14}\text{C}$ Wert von 65‰.

Auf Vorschlag des BAG wurden auch Blattproben vom Schwarzsee (FR) erhoben. Die oben erwähnte Übereinstimmung der Messresultate von Schwarz-

see mit denen vom Belpberg und die schon früher gezeigte Übereinstimmung zwischen Belpberg und Längenberg erlauben den Schluss, dass an all diesen Standorten ungestörte troposphärische ^{14}C -Konzentrationen bestimmt werden können. Offenbar spielt der Eintrag von fossilem CO_2 (ohne ^{14}C -Aktivität) an diesen Referenzstationen keine signifikante Rolle; diese liegen auch genügend weit entfernt von ^{14}C -Emissionsquellen. I. Levin et al. haben kürzlich gezeigt, dass die $^{14}\text{CO}_2$ Messungen auf dem Jungfraujoch als kontinentale, atmosphärische Referenzwerte dienen können (Geophys. Res. Letters 30, 2003, 2194). Der für das Jahr 2002 in atmosphärischem CO_2 gemessene $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert beträgt 80‰, was mit dem $\Delta^{14}\text{C}$ in Baumblättern vom Belpberg wiederum sehr gut übereinstimmt.

Die kontinuierliche Abnahme des atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ -Gehaltes ist einerseits 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. Der steigende Anteil von fossilem CO_2 führt andererseits zu einer zusätzlichen Abnahme der ^{14}C -Aktivität. Dieser sogenannte "Suess-Effekt" spielt aber nicht nur global eine Rolle, sondern Abgaben von fossilem CO_2 aus Heizungen und Verkehr können auch lokal zu tieferen ^{14}C -Aktivitäten als an unbeeinflussten Referenzstationen führen. So wurden in der Stadt Basel an mehreren Standorten auch 2003 kleinere $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte als 74‰ gemessen (siehe Text zu Figur 8, und Figur 12 im BAG Bericht 2002, Seite B.7.6). Auch die im Auftrag des BAG durchgeführte ^{14}C Bestimmung in der Umgebung der KVA Thun zeigte diesen Verdünnungseffekt:

Tabelle 1

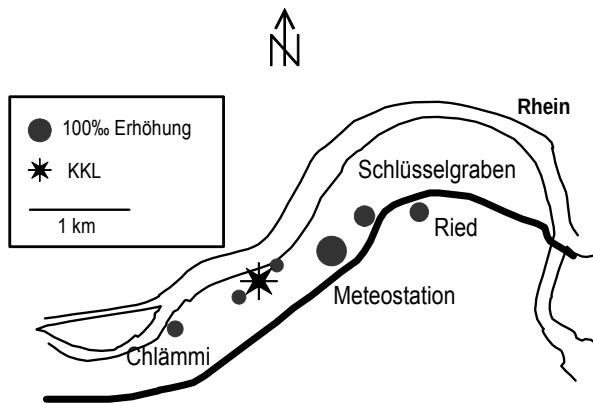
^{14}C -Aktivitäten im Umfeld der neuen Kehrichtverbrennungs-Anlage (KVA Thun) vor Inbetriebnahme

Standort	Distanz zur KVA	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\Delta^{14}\text{C}$ (‰)
T1 Lerchenfeld (Kirche) T1	W NW 640m	-29,5 $\pm$ 0,2	70,3 $\pm$ 2,6
T2 Rütlistr.23 (Kaserne)	SO 700m	-27,6 $\pm$ 0,2	51,9 $\pm$ 2,7
Schönastr. (Krematorium) T3	SO 1200m	-27,8 $\pm$ 0,2	59,2 $\pm$ 2,6

Bemerkenswert an diesen Messungen ist, dass die KVA zum Zeitpunkt der Probenahme (5.9.2003) noch gar nicht in Betrieb war; die fossilen Emissionen in der Stadt Thun (Verkehr, Heizung) sind als Ursache der Verdünnung anzusehen.

Die in den Figuren 2 bis 11 dargestellten Netto-Erhöhen sind die Abweichungen zu den oben erwähnten +74‰ an der Referenzstation.

7.1.2 KKL



Figur 2
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ in der Umgebung des Siedewasserreaktors Leibstadt (Die Kreisflächen sind proportional zur gemessenen Netto-Erhöhen).

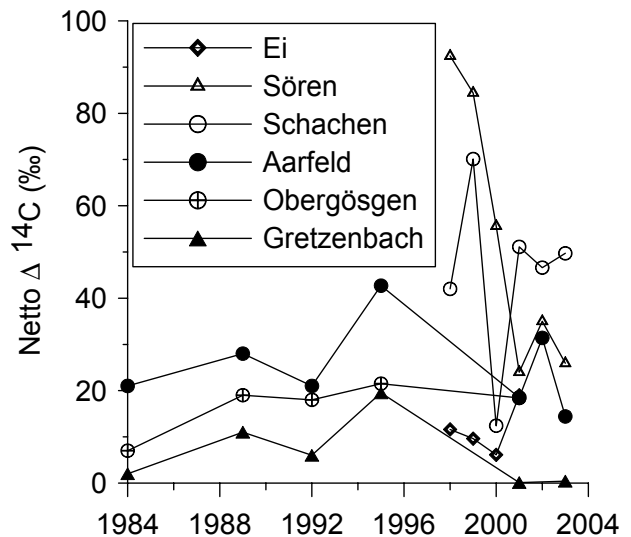
Das Langzeit-Überwachungsprogramm um KKL wurde in den beiden Hauptwindrichtungen an 6 Standorten fortgesetzt (Fig. 2). Die maximale Erhöhung wurde wie in den früheren Jahren in ca. 700m Entfernung vom Emissionsort in Nord-Östlicher Richtung am Standort "Meteostation" festgestellt. Sie betrug 164‰ mit einem statistischen Fehler von 4‰. An den andern 5 Standorten lagen die Erhöhungen – ebenso wie in früheren Jahren – zwischen 30 und 78‰. Bei der Interpretation der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte muss beachtet werden, dass vermutlich die zufälligen, lokalen Windverhältnisse während der Wachstumsperiode der Blätter für die grössten örtlichen und zeitlichen Variationen der Immissionen von Jahr zu Jahr verantwortlich sind.

7.1.3 KKG

4 Blattproben wurden am 26.4.2003 und 8 Proben wurden am 14. Juli erhoben. Je zwei Messresultate setzen die Langzeitreihe fort und sind in Figur 4 dargestellt. Man erkennt, dass die Netto - $\Delta^{14}\text{C}$ Werte im Jahre 2003 etwa gleich gross sind wie in früheren Jahren.

Weil das KKG jetzt die Emissionen von ^{14}C in CO_2 -Form, d.h. geeignet für die Assimilation durch die Bäume, zeitlich aufgelöst misst, wurde eine erste Probenahme nach dem Aufbau der Blätter durchgeführt (am 26.4.2003) und eine zweite im Sommer, wenn die Bäume die neu erzeugten, organischen Substanzen für das Folgejahr und als Reserve angelegt haben. Die von der HSK durchgeführten Modellrechnungen mit einer Integrationszeit bis

zum Probenahmedatum berücksichtigen nur die Wachstumsphase während des Tages (ohne Nächte) und sind als Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Konturen in Figur 4 dargestellt. Verwendet wurden die vom KKG bestimmten Emissionsraten von ca. 2×10^4 Bq/s. Zur Berechnung der in der Figur 4 auch angegebenen maximalen ^{14}C Konzentration am Hauptaufschlagspunkt wurde für die Frühlings-Proben ein Ausbreitungsfaktor von 7×10^{-7} und für die Sommerproben von $3,5 \times 10^{-7}$ s/m³ bestimmt.

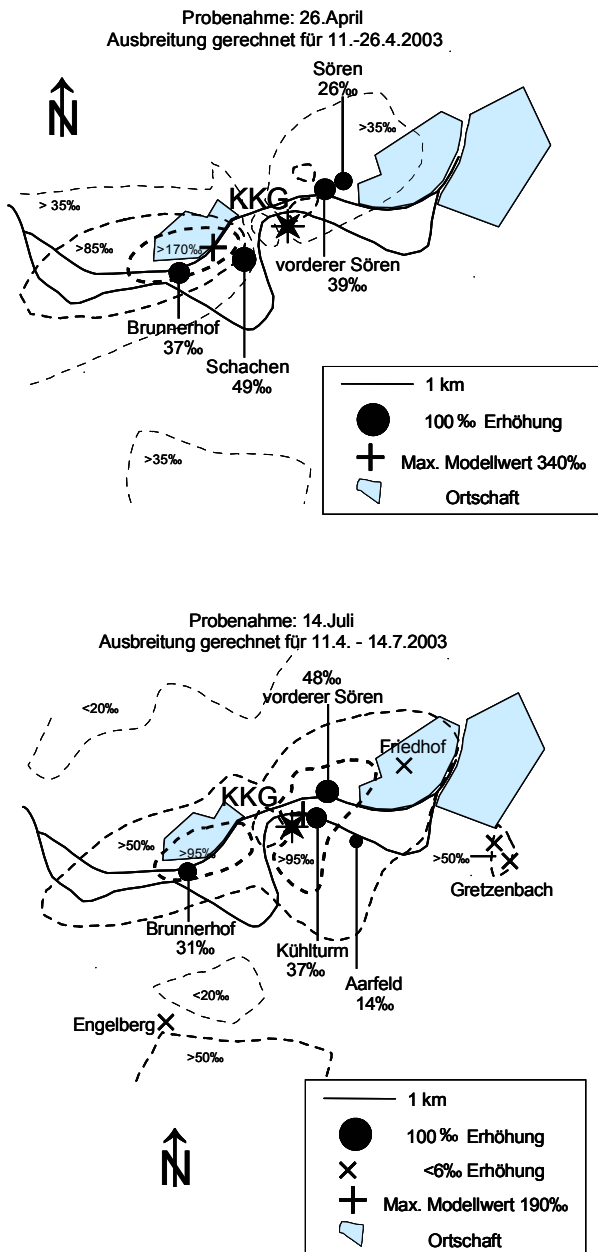


Figur 3
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ in der Umgebung des KKG (Standorte siehe Figur 4)

Aus Figur 4 ist ersichtlich, dass der Hauptaufschlagspunkt für die April-Periode im Westen und bis im Juli im Osten vom KKG erwartet wird. Wohl liegen die gemessenen höchsten Messwerte in der Hauptwindrichtung, aber die wiederholten Proben Brunnerhof und vorderer Sören zeigen keinen signifikanten Unterschied zwischen Frühlings- und Sommerprobe. Eine Erklärungsmöglichkeit dafür ist, dass die Blattsubstanz Ende April im Wesentlichen vorhanden ist und dass für beide Probenahmedaten die Integration bis Ende April massgebend ist. Damit stimmen auch die beiden im Sommer erhobenen Proben in Gretzenbach besser überein, für die beide weniger als 6‰ Erhöhung gemessen wurden, während die Modellrechnungen dort bis im Sommer eine signifikante Erhöhung voraussagen. Auch die kleine Erhöhung Aarfeld und der Basiswert in der Probe Friedhof passen besser für diese Annahme über den Blattaufbau im Frühling.

Die Messdaten der Proben Brunnerhof, Friedhof und Engelberg weisen darauf hin, dass die anhand des Ausbreitungsmodells mit den laufend erhobenen Wetterdaten und den Emissionsdaten berechneten Immissionswerte generell zu hoch sind. Der

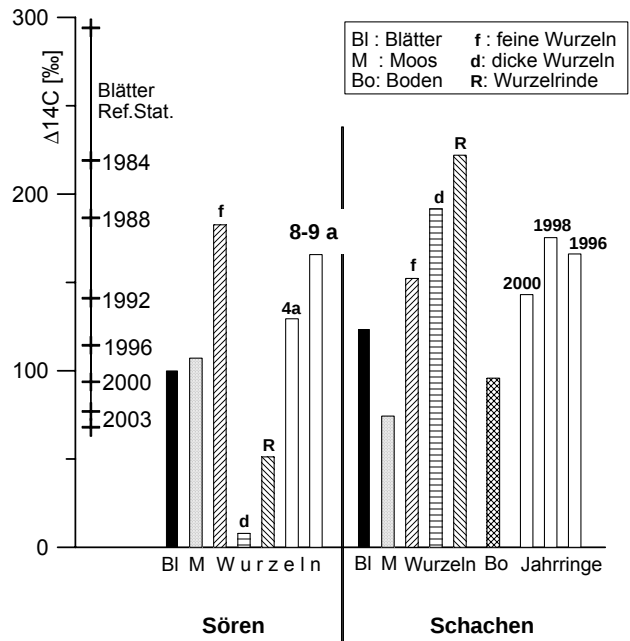
hauptsächliche Beitrag zu dieser Ungenauigkeit liegt im Ausbreitungsmodell und ist hier insbesondere in der Interpretation der Wetterdaten zu suchen.



Figur 4
Gemessene Netto $\Delta^{14}\text{C}$ Werte in der Umgebung des KKG für zwei Probenahmedaten und gerechnete Modellkonturen für die entsprechenden Integrationszeiten

An den Orten in den Hauptwindrichtungen, die bisher die grössten Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte zeigten (Sören und Schachen) wurden im April und im Juli 2003 neben den Baumblättern weitere Objekte genommen: Moos, Boden, Wurzeln und Äste mit datierbaren Jahrringen. In obiger Figur wird für die Wurzeln unterschieden zwischen feinen und dicken Wurzeln (f resp. d), deren Rinde (R) und Wurzeln

von jungen Pflanzen, deren Alter abgeschätzt werden kann (4 resp. 8-9 Jahre).

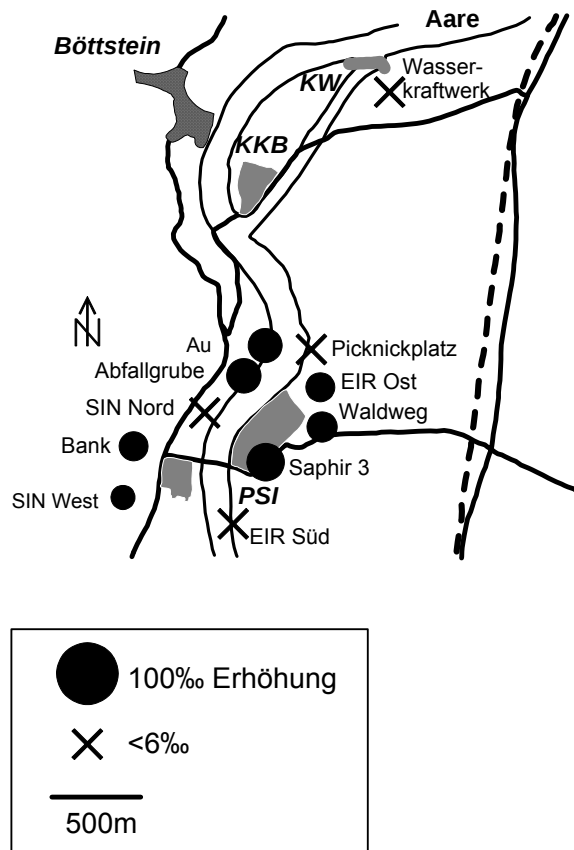


Figur 5
 $\Delta^{14}\text{C}$ Aktivität in verschiedenen Proben aus der Umgebung des KKG (2003). Als Vergleichsmassstab sind die Jahre angegeben, in denen Blätter von den Referenzstationen die betreffenden $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufwiesen.

In den meisten Proben führen die Emissionen des KKG zu ^{14}C -Erhöhungen gegenüber den Referenzstationen, insbesondere in den Blattproben, in den feinen Wurzeln, in den Wurzeln datierbarer Jungpflanzen, in den Holz-Jahrringen und in einer Moosprobe. Für die dicken Wurzeln und deren Rinde im Schachen können die Emissionen ebenfalls als Grund für die Erhöhung angesehen werden; es kann aber für diese Proben nicht ausgeschlossen werden, dass sie ca. 20-jährig sind. Die tiefen Messwerte für dicke Wurzeln und deren Rinde in Sören deuten auf ein noch höheres Alter hin.

Weitere Untersuchungen sind nötig, um die Prozesse in der Kette Baumblätter-Holz-Wurzeln-Boden besser zu verstehen; die in der Umgebung des KKG genommenen Proben an verschiedenen Objekten haben die Verständnislücken offengelegt (z.B. für eine Interpretation von Boden- und Moosproben Schachen und von weiteren Objekten; vorgesehen ist, die Vorgänge mit Hilfe der ^{14}C -Zeitreihen an den Referenzstationen zu untersuchen und parallel dazu die Anwendungen in der Umgebung von Emittenten zu fördern).

7.1.4 PSI und KKB

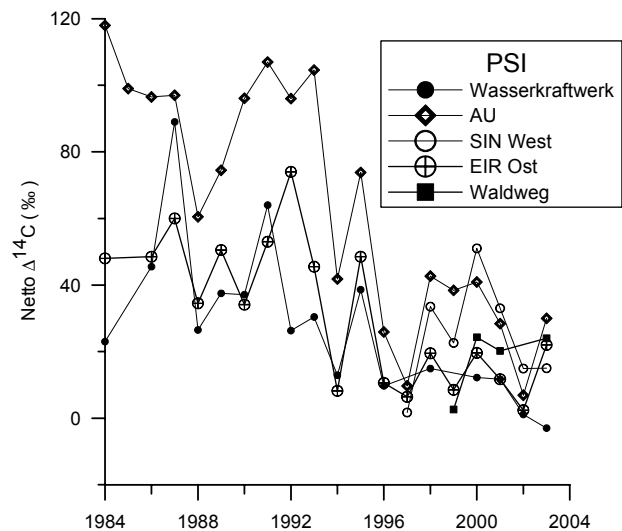


Figur 6
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung des PSI/KKB und des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen im Jahre 2003

Die ^{14}C -Aktivität wurde vom PSI mit der Liquid Szintillation Counting Technik bestimmt, während die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte an zwei Stichproben von der Abteilung KUP, Bern, gemessen wurden.

Relativ geringe Netto-Erhöhrungen traten in den Baumblättern wie in früheren Jahren in der Umgebung PSI/SIN und des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen auf und betrugen im Jahr 2003 maximal ca. 30‰, während in Nord-Osten des KKB und an 3 Standorten in der Umgebung des PSI ^{14}C -Aktivitäten gemessen wurden, die sich nicht signifikant von denen an den Referenzstationen unterscheiden (siehe Figur 1). Die Messunsicherheit der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte beträgt ca. 9‰.

Die Messungen an Baumblättern zeigten 2003 ähnliche Werte wie in den vergangenen 7 Jahren. Die beobachteten zeitlichen Variationen müssen nicht notwendigerweise mit variablen Emissionen erklärt werden; variable Windverhältnisse während der Wachstumsperiode der Blätter spielen sicher auch eine Rolle.



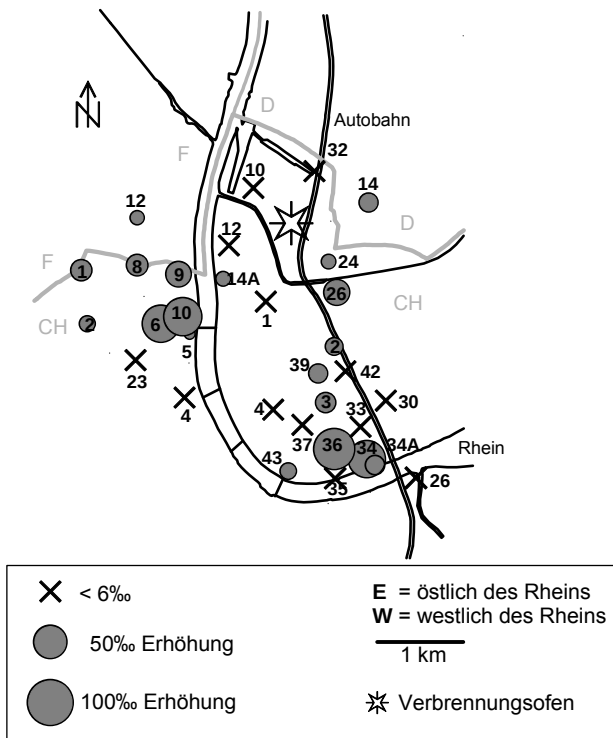
Figur 7
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aus der Umgebung des PSI / SIN, des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen und des KKB (Standorte: siehe Figur 6)

Die höheren Messwerte insbesondere am Standort Au in den Jahren 1993 und früher sind den Emissionen aus dem Forschungsreaktor Saphir zuzuschreiben. Die Quelle(n) der geringeren Erhöhungen seit 1994 ist (sind) nicht klar; in Frage kommen die Verbrennung ^{14}C -haltiger Abfälle am PSI und die am SIN durchgeführten Experimente.

7.1.5 Region Basel

Es sind deutlich drei Gebiete unterscheidbar: Die (kreisförmig beprobte) Umgebung des Verbrennungsofens RSMVA der Firma VALOREC AG, das westlich vom Rhein liegende Gebiet der ehemaligen Firma SANDOZ (Volaplatz) und das Gebiet der Firma ROCHE.

Für mehrere Standorte ergaben die Messungen $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte, die innerhalb von 2 Sigma mit den Werten der Referenzstationen übereinstimmen: 4 Proben in der Umgebung des RSMVA zwischen Rhein und Autobahn, 2 Proben südlich des SANDOZ Geländes und 6 Proben in der Umgebung der ROCHE. Bei 4 Proben ist ein Verdünnungseffekt der ^{14}C Konzentration mit fossilem CO_2 in Betracht zu ziehen, wobei davon 2 Proben (E-32 und W-26) in der Nähe der Autobahn liegen (siehe Kommentar zu Figur 1); die Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte dieser 4 Proben liegen zwischen -11 und -13‰.

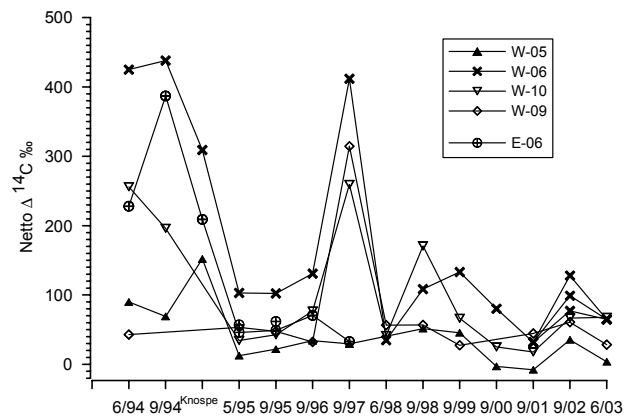


Figur 8
Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Basel, Juni 2003

In der Umgebung des Verbrennungsöfens RSMVA sind zwischen Rhein und Autobahn keine und östlich der Autobahn nur geringe Netto-Aktivitäten gemessen worden. Der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Wert von E-26 beträgt $29 \pm 4\text{‰}$, wobei diese Erhöhung auch von Emissionen aus Süden oder Westen stammen kann. Die Netto Erhöhungen in der Umgebung des RSMVA sind sehr gering, seitdem ^{14}C -haltige Abfälle nur noch nachts verbrannt werden.

Wie in den letzten Jahren wurden in Stichproben aus der Umgebung des Volaplatzes und der Firma ROCHE erhöhte ^{14}C -Aktivitäten gemessen. Maximal betrugen die Netto Erhöhungen im Jahre 2003 $68 \pm 3\text{‰}$ für W-10 und $65 \pm 3\text{‰}$ für W-06 resp. 64 ± 4 und $79 \pm 3\text{‰}$ für E-34 und E-36. Blattproben von 2 Bäumen vom Volaplatz (W-06), die im Jahre 2002 gefällt wurden, konnten erst im Berichtsjahr gemessen werden; ihre Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte betrugen 99 und 128‰.

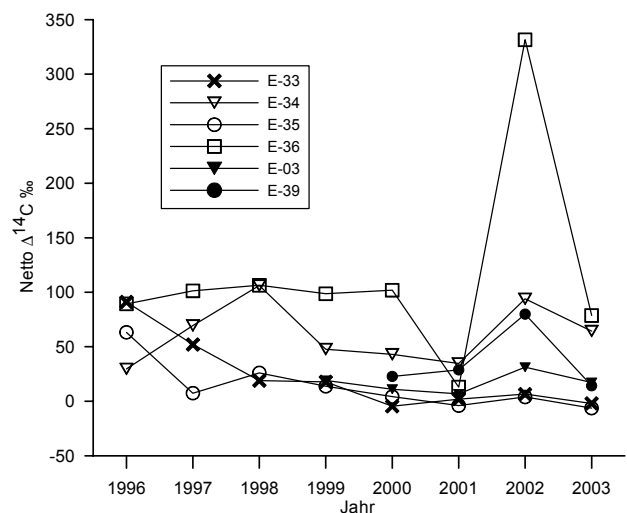
Die Messungen an 10 Stichproben in der Umgebung der ehemaligen Firma SANDOZ ergaben im Jahr 2003 ähnliche ^{14}C -Aktivitäten wie in den vorangehenden 6 Jahren. Die Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von W-04 und W-05 waren kleiner als 6‰, der Standort W-23 zeigte mit $-13 \pm 3\text{‰}$ eine Verdünnung mit fossilem CO_2 . Die maximale Erhöhung betrug im Jahre 2003 bei W-06 und W-10 je ca. $65 \pm 3\text{‰}$.



Figur 9
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte am Volaplatz (Standorte siehe Figur 8)

Die in der obigen Zeitreihe dargestellten hohen Messwerte des Jahres 1994 und Knospen 1995 gehen auf die Emissionen des alten Verbrennungsöfens K-224 bei der Dreirosenbrücke zurück, diejenigen des Jahres 1997 auf die Emissionen des neuen Ofens RSMVA, in welchem in den Jahren 1996 und 1997 auch tagsüber ^{14}C -haltige Abfälle verbrannt wurden.

Zur Erklärung der permanenten Erhöhung gegenüber der Referenzstation in den Jahren 1995, 1996 und 1998 bis 2003 muss eine lokale Quelle angenommen werden. Variationen dieser gemessenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte können mit unterschiedlicher Ausbreitung und Verdünnung oder/und mit variablen Emissionsraten dieser lokalen Quellen während der Wachstumsperiode der Blätter erklärt werden.

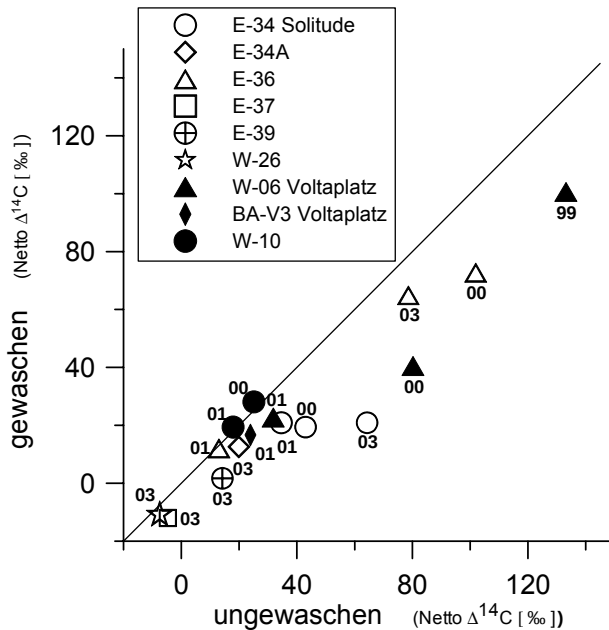


Figur 10
Zeitreihe der Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in der Umgebung ROCHE (Standorte siehe Figur 8)

Die Anzahl Proben im ROCHE Areal und dessen Umgebung wurden im Jahre 2003 erhöht (Figur 8). Bisherige Probenahmestandorte wurden aber beibehalten; die Zeitreihe zeigt dafür Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -

Werte in der gleichen Grössenordnung wie in den Jahren 1996 bis 2000 (Figur 10). Nach wie vor finden sich die grössten Erhöhungen am Standort E-36.

Die in Figur 8 dargestellte örtliche Verteilung lässt die Interpretation zu, dass im Jahre 2003 die Emissionen möglicherweise gegen Norden an einigen Standorten bis in 3 km Entfernung zu kleinen Erhöhungen führten.

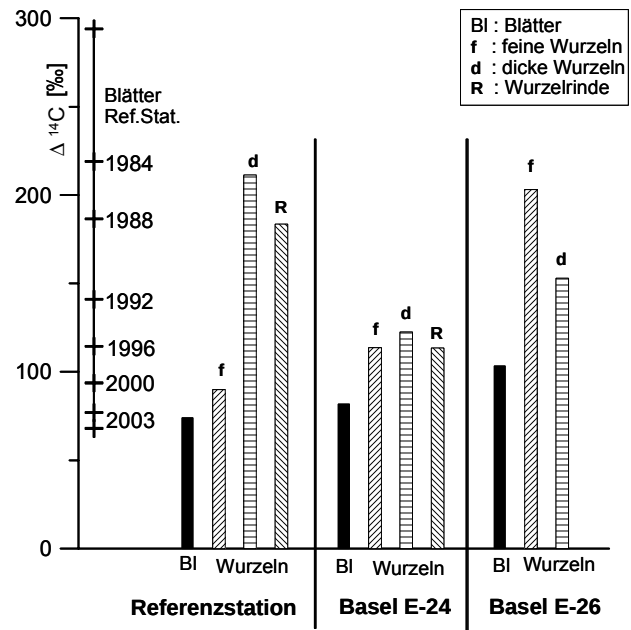


Figur 11
Resultate bisheriger Abwaschversuche von Blättern aus Basel (Voltaplatz und ROCHE Areal; Standorte: siehe Figur 8)

Die Frage ist offen, ob die in Basel gemessene zusätzliche ^{14}C -Aktivität in CO_2 Form (d.h. durch Assimilation) oder durch Ablagerung von vermutlich meist organischen Stoffen in resp. auf die Blätter gelangte. Deshalb wurden Doppelp Proben von Blättern vor dem Trocknen mit Ethanol (30%) sowie destilliertem Wasser oder nacheinander mit destilliertem Wasser, dann mit Dioxan und zuletzt mit Hexan gereinigt. Die gemessenen Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivitäten von Proben - gewaschenen und ungewaschenen - sind in obiger Figur verglichen, wobei alle in den Jahren 1999 bis 2003 erhaltenen Resultate dargestellt sind. Offene Symbole betreffen Proben aus dem ROCHE Areal, gefüllte das frühere SANDOZ Areal. Die Messunsicherheit der Netto-Aktivitäten betragen je 3 bis 4‰.

Die bisherigen Messresultate lassen keine eindeutigen Schlüsse zu; die Reduktion der gemessenen zusätzlichen Aktivität ist variabel. Beispielsweise liessen sich bei den Proben von den Standorten E-34 und E-36, die im Jahre 2003 genommen wurden, ca. 65% resp. weniger als 20% der Aktivität abwaschen. Auch am Standort W-06 (Voltaplatz)

zeigte eine Probe eine starke Reduktion der ^{14}C -Aktivität, nämlich um 50%, während bei der Probe aus dem Jahr 1999 die Aktivität nur um ca. 25% sank. Wieweit der abwaschbare Anteil vom Waschvorgang, vom Alter der Deposition oder von der Emission selbst abhängt, ist offen. Immerhin kann geschlossen werden, dass mindestens ein Teil der lokal abgegebenen ^{14}C -Aktivität nicht in CO_2 -Form erfolgt.



Figur 12
 $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte in Blättern und Wurzeln von verschiedenen Standorten (Probenahme 2003). Als Vergleichsmassstab sind die Jahre angegeben, in denen Blätter von den Referenzstationen die betreffenden $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte aufwiesen.

In Figur 12 sind $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte von drei verschiedenen Standorten dargestellt, an denen Baumblätter in den letzten Jahren (1999-2003) keine oder höchstens eine geringe zusätzliche Aktivität zeigten. Zu beachten ist, dass die ^{14}C -Aktivität in Baumblättern der Stationen E-24 und E-26 östlich des Verbrennungsofens RSMVA in den Jahren 1996 und 1997 mit Netto $\Delta^{14}\text{C}$ -Werten bis 250‰ deutlich erhöht waren, weil in dieser Zeit ^{14}C -haltige Abfälle auch tagsüber verbrannt wurden.

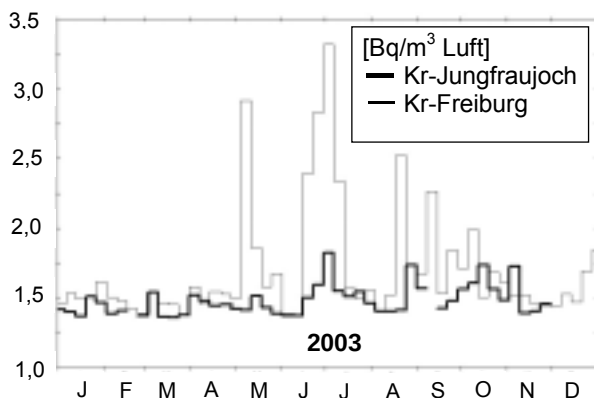
In Figur 12 ist auch ersichtlich, dass feine Wurzeln an allen Standorten eine grössere $\Delta^{14}\text{C}$ Aktivität besitzen als Baumblätter. Proben von feinen Wurzeln zeigten auch schon im Jahre 2002 höhere Werte: sie ergaben an allen drei Standorten Werte zwischen 110 und 150‰, vergleichbar zum Wert von E-24 für das Jahr 2003. Das daraus abgeleiteten Alter von 5 bis 10 Jahren für feine Wurzeln scheint aber aus biologischer Sicht zu hoch (BAG Bericht 2002, Seite B.7.8). Noch älter müssten die feinen Wurzeln mit einem $\Delta^{14}\text{C}$ Wert von 203‰ von E-26 sein (ca.15 Jahre). Allerdings "genügt" für

die feinen Wurzeln von E-26 auch ein mittleres Alter von ca. 6 Jahren, wenn man annimmt, dass ihr Kohlenstoff-Gehalt zu einem grossen Teil aus der Zeit der Tagesverbrennungen in RSMVA stammt.

Dicke Wurzeln und zugehörige Rinden enthielten an allen drei Standorten sowohl in Proben des Jahres 2003 wie auch 2002 deutlich höhere $\Delta^{14}\text{C}$ -Aktivitäten als Baumblätter. Ein durch Jahrringe bestimmtes, unabhängiges Alter der dicken Wurzelproben liegt noch nicht vor.

Organisches Material in Bodenproben wurde zum besseren Verständnis der Prozesse an der Referenzstation auf dem Belpberg, in Schachen (beim KKG) und am Standort E-24 auf ihre ^{14}C -Aktivität untersucht. Während die beiden ersten Proben sinnvolle $\Delta^{14}\text{C}$ Werte von 80 bis 96‰ ergaben, enthielt die Probe von E-24 vermutlich einen beträchtlichen Anteil von ganz altem oder anorganischem Kohlenstoff; ihr $\Delta^{14}\text{C}$ Wert beträgt nur 11‰.

7.1.2 Krypton-85



Figur 13

Gemessene ^{85}Kr -Aktivitäten in Luftproben, die während einer Woche auf dem Jungfrauoch (3500m) und Freiburg in Brsg. (200m) gesammelt wurden

Auch im Jahre 2003 wurde vom Bundesamt für Strahlenschutz, Abteilung Notfallschutz (Freiburg im Breisgau) die ^{85}Kr -Aktivität in Krypton-Proben (2-5ml) gemessen, die während jeweils einer Woche gesammelt wurden. In Figur 13 sind die Resultate für zwei Probenahme-Orte auf verschiedenen Höhen über Meer dargestellt. Der Grundwert der ^{85}Kr -Aktivität beträgt ca. 1.4 Bq/m³ Luft und zeigt eine steigende Tendenz. Die tiefsten Werte werden in Proben vom Jungfrauoch gemessen, was etwa dem Niveau der Troposphärenluft auf der Nordhalbkugel entspricht.

Die ^{85}Kr -Aktivität ist in der Luft deutlich höher als der Grundwert, wenn die Probenahmestation in eine noch schlecht verdünnte Abluftfahne von La

Hague oder Sellafield gerät. Es ist verständlich, dass die Spikes in Freiburg häufiger und höher auftreten als auf dem Jungfrauoch, weil in 3500m Höhe die Verdünnung von Abluft stärker ausfällt. Das unregelmässige Auftreten der Spikes hängt mit den variablen Emissionsraten und den wechselnden Windverhältnissen in Europa zusammen. Die erhöhten Werte im Juni/Juli konnten durch Rückwärts- und Vorwärts-Trajektorien auf Emissionen in Frankreich (La Hague) zurückgeführt werden.

Im Labor der Abteilung KUP wurde an Stichproben von Bern die ^{85}Kr -Aktivität gemessen, wobei das Krypton aus 10-20 l Luft abgetrennt wurde (ca. 10 μl Krypton). Der so ermittelte Grundwert von ca. 1.4 Bq/m³ stimmt innerhalb der Messunsicherheit mit demjenigen in Freiburg überein. Bei Amplitude (bis 3 Bq/m³) und zeitlichem Auftreten der Spikes bestehen hingegen Unterschiede. Dies liegt einerseits daran, dass die Messungen in Bern Momentaufnahmen entsprechen (Probenahme innerhalb Minuten statt einer Woche wie in Freiburg und Jungfrauoch) und andererseits an der unterschiedlichen geographischen Lage der Stationen. Aus dem jährlichen Anstieg des Grundwertes lässt sich eine Freisetzungsrates durch Wiederaufarbeitungsanlagen von 5×10^{17} Bq/Jahr abschätzen (BAG 2002).

7.1.3 Tritium

Die Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen weisen gegenüber dem Vorjahr geringfügige Unterschiede auf. Locarno liegt um 0.3 Bq/l tiefer und hat wieder den Wert von 2001 erreicht. Die Werte in Bern haben weiter abgenommen, dies wahrscheinlich wegen der Umstellungen in der Leuchtfarbenindustrie (persönliche Mitteilung Heinz Surbeck). Die übrigen Jahresmittel bewegen sich im Rahmen üblichen Streuereiches. Generell hat die Alpensüdseite die tiefsten Tritiumkonzentrationen, die lokal oder regional unkontaminierten Stationen der Alpennordseite liegen um etwa 0.3 Bq/l höher. Die Stationen Vaduz und Basel sind wie in den vergangenen Jahren dagegen lokal leicht kontaminiert. Die meisten Stationen haben 2003 einen deutlichen Jahresgang mit Sommermaxima und Winterminima.

Die mittleren Tritiumkonzentrationen im Flusswasser der Aare bei Brugg lassen sich in den letzten beiden Jahren wegen technischer Probleme bei der Probenentnahme nicht miteinander vergleichen. Im laufenden Jahr werden allerdings Wochenproben zur Verfügung stehen, um kurzzeitige Erhöhungen besser erfassen zu können.

Tabelle 2

Tritium-Resultate im Niederschlag: BAG Stationen 2003
(^3H in Bq/l, $\pm 0,1-0,2$)

	Basel	Bern	Grimsel	Guttannen	Meiringen
Jan	1.9	8.4 ± 0.3	1.1	1.0	1.2
Feb	1.5	4.5	1.4	1.4	1.1
Mar	1.5	3.2	1.4	1.5	1.9
Apr	2.0	3.7	1.4	1.5	1.4
Mai	1.8	3.0	1.5	1.5	1.5
Jun	1.9	3.1	2.2	1.8	2.6
Jul	1.6	3.0	1.7	1.5	1.7
Aug	1.6	3.4	1.3	1.1	1.6
Sep	2.0	5.1	1.1	1.4	1.6
Okt	1.6	3.6	1.1	1.1	1.1
Nov	1.5	5.6	0.8	1.0	1.1
Dec	1.2	3.6	1.1	1.1	1.0

Tabelle 3

Tritium-Resultate im Niederschlag: BAG Stationen und der Aare bei Brugg 2003 (^3H in Bq/l, $\pm 0,1-0,2$)

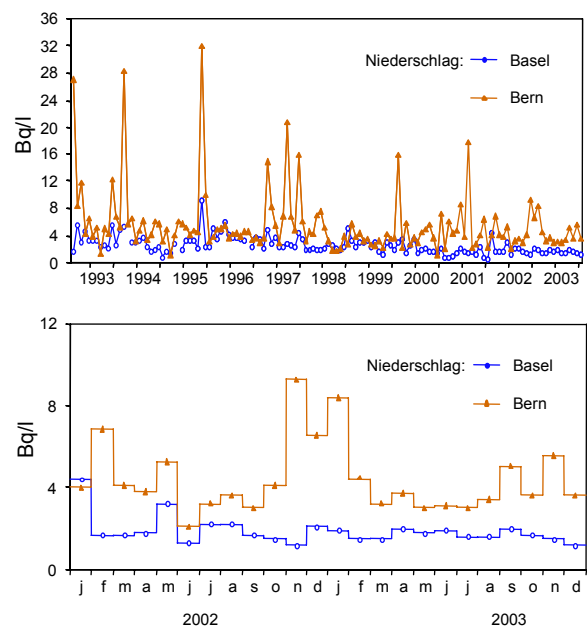
	Vaduz	Nyon	La Brévine	Locarno	Aare Brugg
Jan	0.9	1.1	1.1	0.4	2.0
Feb	0.9	0.9	2.5	k.N	2.4
Mar	1.4	1.5	1.4	k.N	19.2 ± 0.6
Apr	2.1	1.6	1.5	1.2	5.5
Mai	1.6	1.8	1.3	1.4	3.5
Jun	1.7	2.2	1.9	1.3	2.5
Jul	1.6	1.2	1.3	1.2	2.1
Aug	1.5	1.2	1.3	1.0	1.7
Sep	1.7	1.4	1.3	1.1	2.0
Okt	1.5	1.2	1.1	0.8	-
Nov	0.7	1.0	0.9	0.6	-
Dec	0.8	0.8	1.0	0.5	1.3

k.N = kein Niederschlag

Tabelle 4

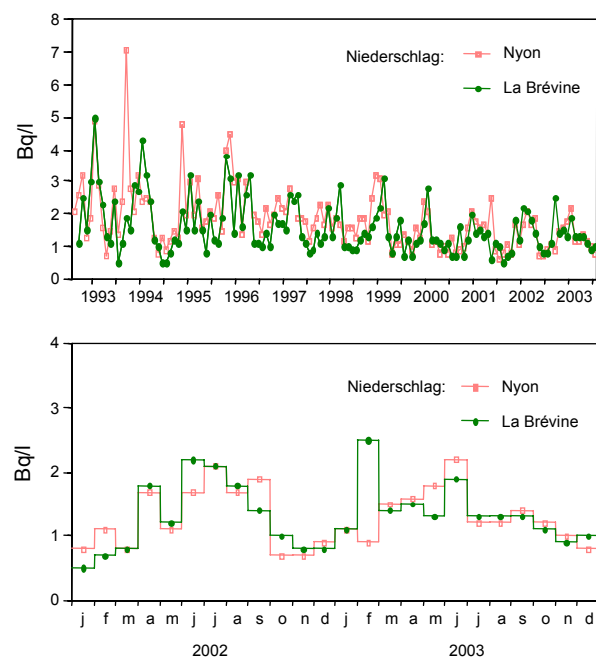
Vergleich der Jahresmittel der Tritium-Aktivität im Niederschlag an den BAG Stationen 2002 und 2003 (Bq/l)

Mittel	Basel	Bern	Grimsel
2003	1.7	3.9	1.3
2002	1.9	4.7	1.1
	Guttannen	Meiringen	Vaduz
2003	1.3	1.5	1.5
2002	1.2	1.3	1.5
	Nyon	La Brévine	Locarno
2003	1.3	1.3	0.9
2002	1.1	1.2	1.2
	Aare Brugg		
2003	4.2		
2002	2.2		



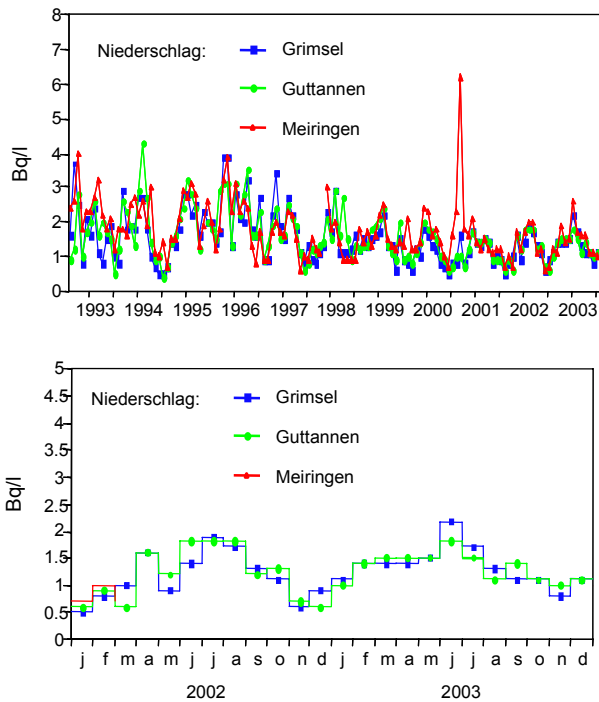
Figur 14

^3H -Aktivität im Niederschlag Nordschweiz und Mittelland

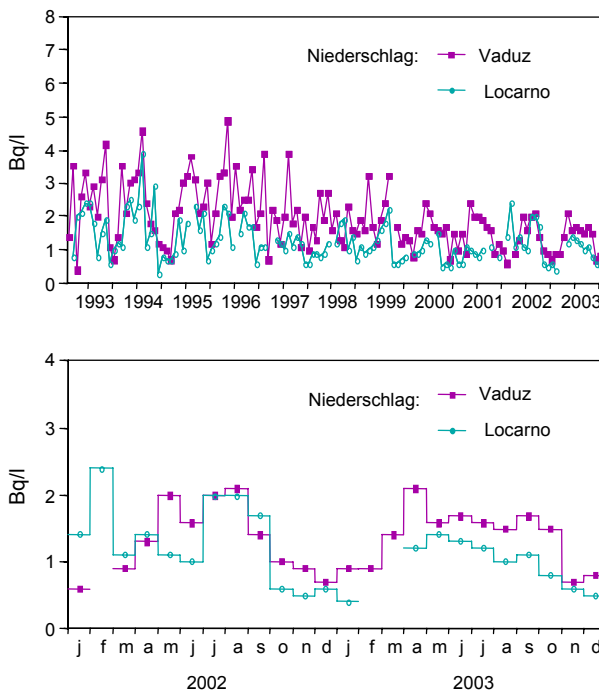


Figur 15

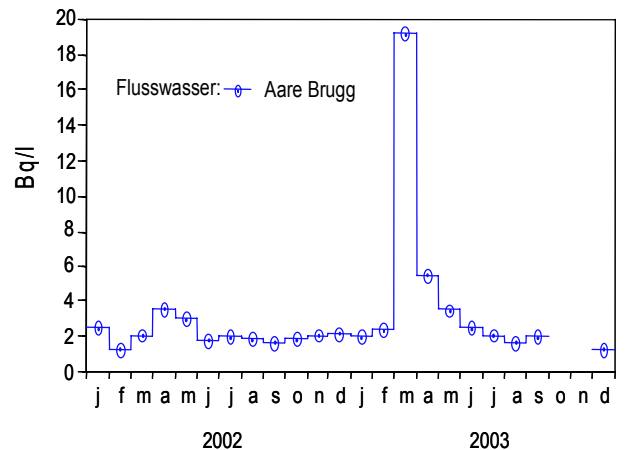
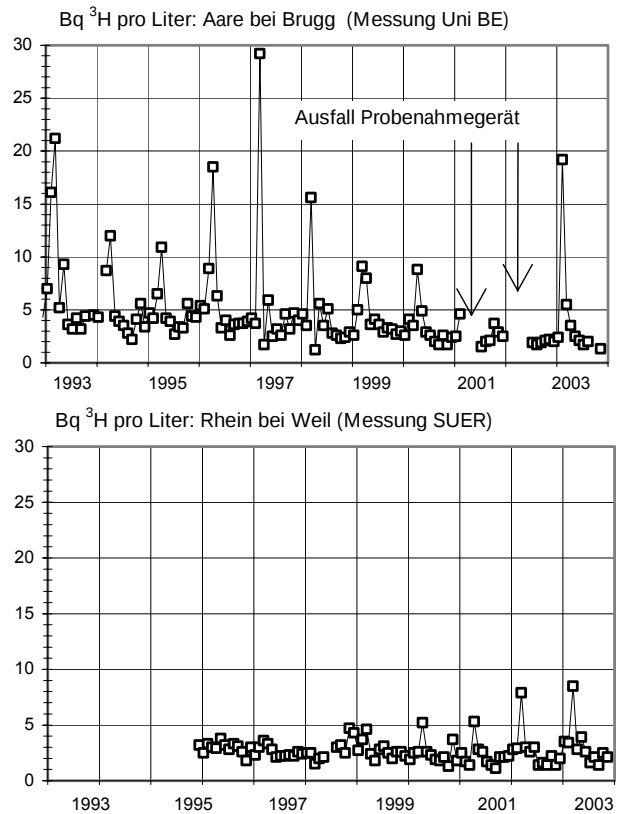
^3H -Aktivität im Niederschlag Westschweiz



Figur 16
 ^3H -Aktivität im Niederschlag Alpenraum (Berner Oberland)



Figur 17
 ^3H -Aktivität im Niederschlag Südschweiz und Lichtenstein



Figur 18
 ^3H -Aktivität im Flusswasser von Aare und Rhein

Verdankungen

Wir bedanken uns für die Mithilfe bei der Probenahme bei den Mitarbeitern der NOVARTIS, der ROCHE, des Kantonalen Labors Basel und bei den Hauswarten auf Jungfrauoch. Viel geholfen haben uns die Diskussionen mit Prof. Fritz Schweingruber, WSL, Birmensdorf und mit Prof. Urs Feller, Uni Bern.

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

P. Froidevaux, K. Friedrich-Bénet, T. Schmittler, F. Barraud, J.-F. Valley

Institut de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

Des mesures de la concentration en ^{90}Sr normalisée à la masse de calcium de l'échantillon (ci-après ^{90}Sr Bq/g Ca) ont été effectuées sur des échantillons de dents de lait et de vertèbres humaines. Pour ces deux types d'échantillons, la valeur de ce rapport approche 0.030 Bq/g Ca. L'évolution de ce rapport durant la période 1960-2001 pour les vertèbres montre un maximum vers 1968 avec une valeur moyenne pour la Suisse de 0.180. Une analyse des résultats obtenus sur des vertèbres et des dents de lait prélevées à Lausanne entre 1978 et 1996 montrent que les dents de lait contiennent 65% de plus d'activité que les vertèbres. Actuellement, le rapport ^{90}Sr Bq/g Ca dans les os et les dents de laits est pratiquement à l'équilibre avec celui présent dans le lait (0.046). Dans la plupart des aliments, le ^{40}K naturel (env. 45 Bq/g Ca dans le lait) domine par rapport aux traces de radioéléments artificiels.

6.2.1 Introduction

En Suisse, le ^{90}Sr présent dans l'environnement provient essentiellement des tests atmosphériques de bombes nucléaires et, dans une moindre mesure, du dépôt de Chernobyl. En tant que cation alcalino-terreux, le ^{90}Sr suit le calcium dans la chaîne alimentaire, en particulier dans les produits laitiers, avant de se déposer dans le squelette et les tissus calcifiés. Les dents sont une extension du squelette et accumulent les métaux stables et radioactifs dotés d'une affinité pour les os.

En Suisse l'attention fut portée très tôt sur le ^{90}Sr à cause de son potentiel radiotoxique. Dès les premiers tirs de bombes atomiques, un programme de surveillance a été mis en place par l'OFSP. Ce programme se poursuit encore actuellement, notamment parce que la Suisse possède cinq réacteurs nucléaires produisant 3350 MW d'énergie électrique.

Le choix des dents de lait comme échantillons lors d'une surveillance de la radioactivité de l'environnement se justifie par l'accumulation de strontium dans la couronne des dents de lait par le fœtus environ 6 mois avant la naissance et jusqu'à environ 6 mois après la naissance, par substitution du calcium dans l'hydroxyapatite de l'émail. Le ^{90}Sr

présent dans ces échantillons est ainsi très représentatif de celui présent dans la diète de la mère. Toutefois, la détermination du radiostrontium dans les dents de lait produit un résultat qui représente une situation antérieure de plusieurs années à la mesure. C'est donc une mesure utile lors de l'établissement de tendances (p.ex décroissance exponentielle depuis 1965) et à la reconstruction de dose mais qui n'est pas suffisante lors d'une surveillance de la chaîne alimentaire.

La détermination du ^{90}Sr dans les os humains est une méthode plus directe dans l'étude de la contamination de la chaîne alimentaire par cet élément. L'hydroxyapatite constitue environ 60 à 70 % de la masse osseuse (95 à 97 % pour l'émail des dents) [1]. Dans les corps vertébraux, le remplacement du calcium (donc du strontium) est beaucoup plus rapide (1 à deux ans) que dans les os compacts (e.g. fémur). Le rapport ^{90}Sr Bq/g Ca mesuré au moment du prélèvement est donc représentatif du même rapport présent dans la diète dans l'intervalle d'une à deux années précédant le prélèvement. Toutefois, ce genre d'échantillons ne peut être prélevé que post mortem par des institutions spécialisées.

Dans cette étude, les échantillons de dents ont été fournis par divers dentistes privés et cabinets dentaires scolaires. Les vertèbres ont été fournies par les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno.

6.2.2 Méthode

Dents de lait :

Le ^{90}Sr est déterminé par la mesure de son produit de filiation, ^{90}Y . Après dissolution des cendres (environ 6 dents par échantillon), une source de strontium est obtenue par précipitation du SrCO_3 suivie d'un passage sur une colonne d'échange de cations (AG 50 w x8), en présence de DCTA. Après un délai d'attente de 10 jours pour permettre la croissance de ^{90}Y , l'yttrium et le strontium sont séparés sur colonne d'échange d'ion et l'oxalate d'yttrium est précipité, filtré et compté dans un compteur proportionnel à flux de gaz.

Vertèbres :

Après dissolution des cendres et complexation de l'yttrium par l'acide dipicolinique, le complexe

anionique $[Y(dipic)_3]^{3-}$ est retenu sur une colonne anionique (AG 1x4) et élué par NaCl 1M. La source d'yttrium est obtenue par précipitation de l'oxalate et comptée comme précédemment.

Le contenu en calcium des cendres est déterminé par absorption atomique.

La limite de détection est de 3 mBq/g Ca pour les vertèbres et de 4 mBq/g Ca pour les dents de lait.

6.2.3 Résultats de la surveillance

Tableau 1

Strontium-90 dans les dents de lait prélevées en 2003

Lieu de prélèvement	⁹⁰ Sr		
	année de prélèvement	Année de naissance	Bq / g Ca
Lausanne	2003	1990	0.023±0.003
Lausanne	2003	1991	0.017±0.003
Lausanne	2003	1992	0.020±0.003
Tessin	2003	1988	0.040±0.005
Zürich	2003	1988	0.045±0.006
Zürich	2003	1992	< 0.01
Lausanne	2003	1987	0.035±0.004
Lausanne	2003	1990	0.029±0.004
Zürich	2003	1996	0.019±0.004
Tessin	2003	1988	0.043±0.007
Valais	2003	1989	0.035±0.006

Tableau 2

Strontium-90 dans les vertèbres de personnes décédées en 2003

Lieu de prélèvement	⁹⁰ Sr		
	année de prélèvement	Année de naissance	Bq / g Ca
Tessin	2003	1951, M	0.029±0.009
Tessin	2003	1928, M	0.048±0.010
Tessin	2003	1927, M	0.020±0.008
Tessin	2003	1938, F	0.021±0.008
Tessin	2003	1921, M	0.041±0.020
Tessin	2003	1939, M	0.036±0.010
Moyenne Tessin 2003			0.032±0.010
Lausanne	2003	1921, M	0.050±0.01
Lausanne	2003	1924, F	0.038±0.003
Lausanne	2003	1921, M	0.044±0.004
Lausanne	1966	Inconnu ^{a)}	0.212±0.023
Lausanne	2003	b)	0.032±0.004
Lausanne	2003	b)	0.040±0.007
Moyenne Lausanne 2003			0.040±0.010

a) Cette valeur a été obtenue sur un mélange d'os de personnes décédées en 1966 faisant partie de la bibliothèque d'échantillons de l'IRA, comme mesure de contrôle des activités. L'activité est recalculée à la date du décès.

b) Mélange de deux échantillons d'os de deux personnes décédées en 2003 (masse de l'échantillon unique insuffisante pour avoir une activité mesurable).

6.2.4 Discussion

L'activité moyenne en ⁹⁰Sr des os et des dents en 2003 est à nouveau très proche de 0.03 Bq/g Ca. Un rapport identique d'activité entre les os et les dents de lait montre que l'on se trouve actuellement dans une situation d'équilibre et ce même rapport se retrouve également dans la chaîne alimentaire, notamment dans le lait. En Suisse, la moyenne de ⁹⁰Sr Bq/g Ca dans le lait était en 2003

de 0.043±0.011 Bq/g Ca pour les sites de plaine (n=11). Dans les végétaux et le blé, ce rapport est environ dix fois supérieur (0.30 Bq/g Ca) mais l'apport en calcium au corps humain par ces aliments est nettement inférieur à celui des produits laitiers.

La figure 1 montre l'activité en ⁹⁰Sr des vertèbres en moyenne suisse depuis 1960. L'activité est

reportée en fonction de l'année de décès. Le maximum d'activité dans les vertèbres a été observé en 1967 et était de 0.180 Bq/g Ca soit une valeur inférieure de moitié à celle observées dans les dents au maximum de la contamination en ^{90}Sr (1963). Le décalage du maximum de l'activité de 1963 pour les dents vers 1967 pour les os semble également indiquer un intervalle de renouvellement du calcium dans les os poreux plus grand qu'une année et une fixation préférentielle du calcium par rapport au strontium.

La Figure 2 représente l'activité en ^{90}Sr des vertèbres prélevées entre 1978 et 1996 à Lausanne par rapport à l'activité en ^{90}Sr des dents de lait prélevées également à Lausanne durant la même période. Une corrélation très significative est obtenue ($r = 0.93$) mais la pente de 1.65 indique que les dents de lait contiennent 65% de plus d'activité que les vertèbres. Toutefois les dents de lait représentent un tissu calcifié en formation intra utérin et sur des nouveau-nés alors que le prélèvement de vertèbres s'effectue sur des personnes décédées à un âge souvent supérieur à 65 ans. L'incorporation du strontium dans les os prend place principalement par échange à la surface cristalline (apatite) de l'os. Plus le flux sanguin à la surface de l'os est grand, plus le remplacement du calcium par le strontium à la surface de l'os est efficace. Plusieurs facteurs peuvent affecter le renouvellement osseux à cet âge. Par exemple, le phénomène d'ostéoporose va dans le sens de la diminution de la densité osseuse, donc d'une diminution de la rétention du calcium et du strontium dans les os. De plus, le rapport Sr/Ca du plasma peut être modifié par rapport à celui de la diète par l'absorption de compléments de calcium (fluorure ou biphosphonates de calcium) utilisés dans le traitement de l'ostéoporose. Malgré ces désavantages, la détermination du ^{90}Sr dans les vertèbres humaines reste un excellent moyen de contrôler l'incorporation du ^{90}Sr dans le corps humain. Avec un rapport de 0.03 Bq/g Ca déterminé dans ce travail, le ^{90}Sr ne contribue pas de manière significative à la dose due à l'incorporation de radioéléments.

Suite à l'imposition du traité d'interdiction des essais atomiques dans l'atmosphère, l'activité en ^{90}Sr des dents de lait et des vertèbres a décliné de manière exponentielle, avec une période de 8.1 ± 2 ans pour les dents de lait et de 13 ± 2 ans pour les vertèbres. La différence de période peut s'expliquer par une plus grande réactivité de l'incorporation du ^{90}Sr dans les dents de lait aux variations de l'activité en ^{90}Sr de la chaîne alimentaire, en particulier des produits laitiers. Friedli et al [2] ont déterminé une période de décroissance du ^{90}Sr dans le lait en Suisse de 13 ans.

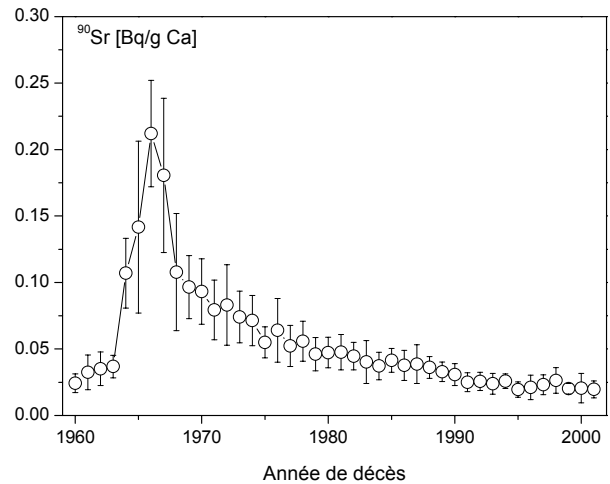


Figure 1
Activités moyenne en ^{90}Sr (Bq/g Ca) des vertèbres humaines prélevées entre 1960 et en Suisse.

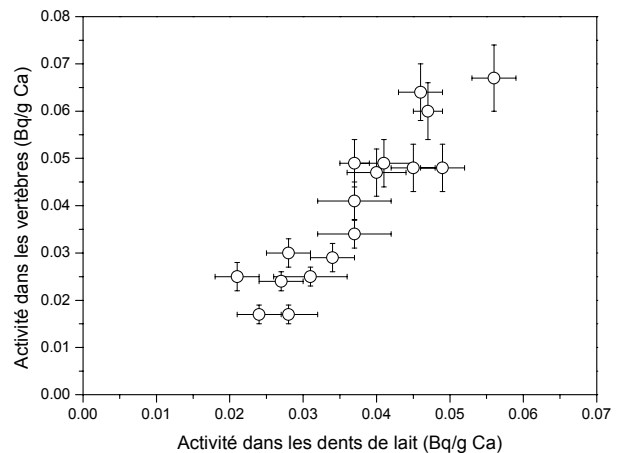


Figure 2
Activité des vertèbres prélevées à Lausanne entre 1978 et 1996 en fonction de l'activité des dents de laits prélevées à Lausanne pendant la même période.

6.2.5 Conclusions

Les compartiments du corps humain riches en calcium sont d'excellents intégrateurs du ^{90}Sr présent dans la chaîne alimentaire. Avec un rapport ^{90}Sr Bq/g Ca d'environ 0.03, les résultats obtenus en 2003 sur des échantillons de dents de lait et de vertèbres indiquent que le ^{90}Sr ne contribue pas de manière significative à la dose efficace. Dans la plupart des aliments, le ^{40}K naturel (env. 45 Bq/g Ca dans le lait) domine par rapport aux traces de radioéléments artificiels. Les résultats obtenus sur une période d'étude de 18 ans indiquent que les dents de lait incorporent environ 65% de ^{90}Sr de plus que les vertèbres. Depuis le milieu des années soixante et l'imposition du traité sur les tests d'armes atomiques, l'activité en ^{90}Sr dans le corps humain en Suisse diminue de manière

exponentielle, avec une période de 13 ± 2 ans pour les os et de 8.0 ± 2 pour les dents de lait.

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 et ceux des cabinets dentaires scolaires des cantons de Vaud, Valais, Tessin et Zürich.

Bibliographie

- [1] Ignatiev, E.A., Lyubashevskii, N.M., Shishkina, E.A., Romanyukha, A.A. EPR dose reconstruction for bone-seeking ^{90}Sr . *Appl. Radiat. Isot.* **1999**, 51, 151-159.
- [2] Friedly, C., Geering, J.J., Lerch, P. Some aspects of the behaviour of ^{90}Sr in the environment. *Radiochimica Acta*, **1991**, 52, 237-240.

6. Menschlicher Körper

6.1. Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2003

M. Boschung und J. Eikenberg

Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, PSI, 5232 VILLIGEN-PSI

Mme. S. Namy et D. O. Slosman

Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspital, Av. Micheli-du-Crest 24, 1211 GENÈVE 4

H. W. Roser und J. Roth

Abteilung Radiologische Physik, Kantonsspital Basel, 4031 BASEL

H. Völkle

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 Personen aus dem Raum Basel bzw. an Gymnasiasten aus Genf durchgeführt. Im menschlichen Körper ist teilweise noch ^{137}Cs nachweisbar, das vom Reaktorunfall in Tschernobyl stammt. Die Messwerte an Personen aus der Region Basel lagen unter 58 Bq, diejenigen von Gymnasiasten aus Genf alle unter 10 Bq.

6.1.1 Ziel der Messungen

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

6.1.2 Ergebnisse und Interpretation

Ganzkörpermessungen werden mit grossvolumigen NaI-Kristallen oder Ge-Detektoren in speziell abgeschirmten Messkammern mit Blei- und Eisenabschirmung durchgeführt. 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 Personen-Phantoms bekannter Aktivität.

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2003 am PSI in Villigen 674 Messungen im Ganz-

körperzähler durchgeführt. Sie ergaben ^{137}Cs -Werte bis 500 Bq, wobei 98 Prozent der Messwerte unterhalb der Erkennungsgrenze von 60 Bq für ^{137}Cs und ^{60}Co lagen, bei 10 Personen wurden Werte zwischen 100 und 500 Bq für ^{137}Cs , ^{134}Cs und ^{60}Co gefunden, die auf den Verzehr von Pilzen zurückzuführen ist.

Die ^{137}Cs -Messwerte an Personen aus dem Raum Basel (verschiedene Alter) und Genf (18 - 20jährige Gymnasiasten) ergaben die folgenden Werte, wobei bei 30% bzw. 40% der untersuchten Frauen bzw. Männer aus Basel der ^{137}Cs -Gehalt < 1 Bq war, bei 4/5 bzw. 2/3 kleiner als 20 Bq (Nachweisgrenze ~ 30 Bq):

Tabelle 1

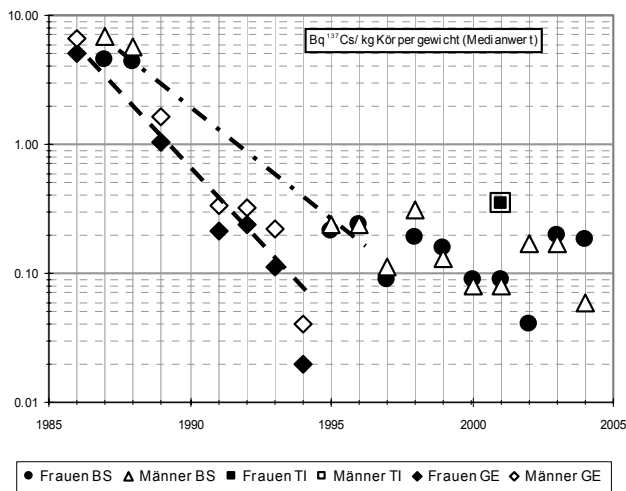
Resultate der Ganzkörpermessungen Genf und Basel

	Bq ^{137}Cs	Alter: unter 22 Jahre	Alter: über 22 Jahre
Frauen	Basel (11)	0 – 28	0 - 29
	Genf (21)	< 10	—
Männer	Basel (21)	0 – 31	0 - 58
	Genf (17)	< 10	—

(in Klammern: Anzahl untersuchte Personen)

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 sowohl einen höheren Kalium- als auch einen höheren Caesium-Gehalt als Frauen. Ein dauernder Gehalt von 100 Bq ^{137}Cs im Körper einer 70 kg schweren Person führt zu einer Jahresdosis von ca. 0.003 mSv. Ein ^{137}Cs -

Wert von 20 Bq entspricht einer Jahresdosis von weniger als 0.0005 mSv.



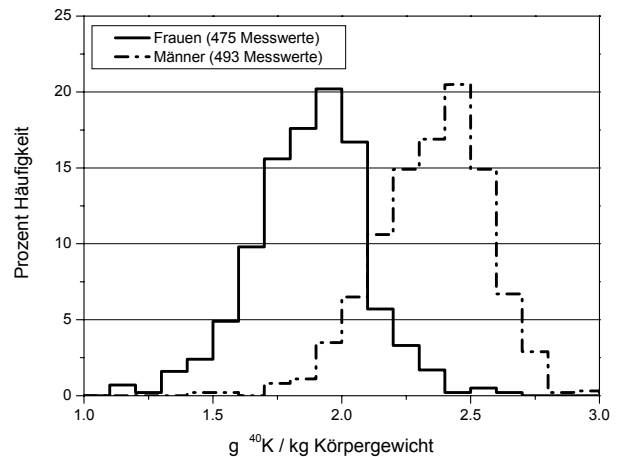
Figur 1
Ganzkörpermessungen an den Kantonsspitalern Basel und Genf: Übersicht der Medianwerte der spezifischen ^{137}Cs -Aktivität der Jahre 1986 bis 2004

Eine Kompilation der ^{137}Cs -Werte der Ganzkörpermessungen von Genf und Basel ist in Fig. 1 dargestellt. Nach dem Unfall Tschernobyl im April 1986 nahm die ^{137}Cs -Aktivität (in der Figur sind die Medianwerte der untersuchten jeweils 10 bis 20 Personen in Bq/kg Körpergewicht aufgezeichnet) mit rund 2 Jahren Halbwertszeit ab, wobei die Werte der Personen aus Basel um etwa einen Faktor 2 bis 4 höher waren als jene der Personen aus Genf. Ab 1995 lagen die Genfer Messwerte unter der Nachweisgrenze und sind deshalb auf der Figur nicht mehr eingezeichnet. Im Jahr 2001 wurden auch zwei Schulklassen aus Lugano bzw. Locarno gemessen. Diese Werte liegen rund 3 mal höher als jene aus Basel. Dies ist in Übereinstimmung mit der 1986/87 erstellten Kontaminationskarte für den Cs-Ausfall aus der Tschernobyl-Katastrophe, gemäss der die Ablagerungen im Tessin etwa eine Grössenordnung höher waren als in der Westschweiz.

6.1.3 ^{40}K -Kalium-Gehalt des Körpers

Das in der Natur vorkommende Kalium besteht zu 0.01167 % aus dem radioaktiven Isotop ^{40}K . Der durchschnittliche ^{40}K -Gehalt beträgt (gemäss älteren Publikationen) bei 20-30-jährigen Männern ca. 4500 Bq und bei gleichaltrigen Frauen ca. 3000 Bq und nimmt danach bis zum Alter von 70 Jahre um etwa einen Viertel (Männer) bzw. um etwa einen Sechstel (Frauen) ab. Kalium befindet sich vor allem im Muskelgewebe und damit ist der Kalium-Gehalt proportional zur Muskelmasse. Aus den langjährigen Ganzkörpermessungen (von 1974 bis 1996: 475 Messwerte an jungen Frauen und 493 Messwerte an jungen Männern) an Gymnasiasten

aus Genf und Basel kann die Häufigkeitsverteilung des Kalium-Gehaltes bestimmt werden. Im Durchschnitt ergibt sich bei den untersuchten Gymnasiasten bei den jungen Frauen ein Mittel von 1.9 g Kalium (20 - 80%-Perzentile: 1.6 - 2.1 gK) pro Körpergewicht (entsprechend 3300 Bq) bei den jungen Männern 2.4 g K (20 - 80%-Perzentile: 2.0 - 2.6 gK) pro Körpergewicht (entsprechend 4600 Bq). Die Verteilung ist auf der Fig. 1 aufgezeichnet.



Figur 2
Häufigkeitsverteilung des ^{40}K -Gehaltes an rund 20-jährigen Gymnasiast(inn)en aus Genf und Basel (Messungen der Jahre 1974 bis 1996)

Da bei diesen Messreihen auch Grösse und Gewicht der untersuchten Personen erfasst wurden, konnte aus den Daten abgeleitet werden, dass der Kalium-Gehalt mit zunehmendem Body-Mass-Index ($\text{BMI} = \text{Gewicht}/\text{Grösse}^2 [\text{kg}/\text{m}^2]$) leicht abnimmt, wie aus der nachfolgenden Tabelle ersichtlich ist. Das hängt damit zusammen, dass der BMI proportional zum Anteil Fettgewebe ist und damit umgekehrt proportional zur Muskelmasse sowie zum Kalium-Gehalt. Die durchschnittliche Jahresdosis durch das natürliche ^{40}K beträgt damit etwa 0.2 mSv.

Tabelle 2
Rekapitulation der Ganzkörpermessungen 1974 - 1996

	Frauen			Männer		
Grösse (Mittel)	1.63 m			1.76 m		
kg	45	56	80	53	62	93
BMI	17	21	30	17	20	30
gK/kg	2.1	1.8	1.3	2.5	2.3	1.7
Bq ^{40}K	2950	3150	3250	4150	4450	4930
mSv/a	0.20	0.17	0.12	0.24	0.22	0.16

$\text{BMI} = \text{Body-Mass-Index} = \text{Gewicht}/\text{Grösse}^2 [\text{kg}/\text{m}^2]$

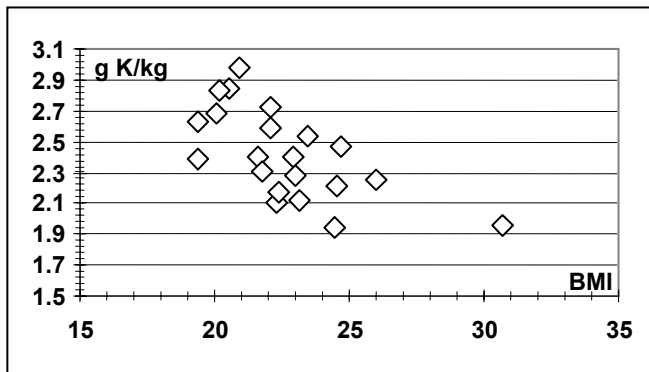
Vergleicht man bei den 2003 untersuchten Männern aus der Region Basel den Kaliumgehalt mit dem BMI, so erhält man eine schwache negative Korrelation entsprechend der Formel:

$$K(\text{gK/kg}) = 3.32 - 0.04 * \text{BMI}$$

mit einem Korrelationskoeffizient von -0.6 (s. Fig. 2). Die Analyse der früheren Daten von Genf und Basel ergab:

Frauen: $K(\text{gK/kg}) = 3.1 - 0.06 * \text{BMI}$

Männer: $K(\text{gK/kg}) = 3.5 - 0.06 * \text{BMI}$



Figur 3

Korrelation des K-Gehaltes und des BMI bei den untersuchten Männern aus Basel

6.1.4 Bismut-214

Wie vereinzelt auch schon bei früheren Messungen wurden auch bei einigen der 2003 in Basel untersuchten Personen die Gamma-Linie des natürlichen ^{214}Bi im Ganzkörperspektrum festgestellt mit Werten zwischen 0 und 306 Bq ^{214}Bi . Dieses Isotop ist ein kurzlebiges Folgeprodukt (Halbwertszeit = 19.7 min.) des natürlichen, überall in der Luft vorhandenen ^{222}Rn und lagert sich an die Staubteilchen (Aerosole) der Luft an. Es kann daher auch auf Körper, Haaren und Kleidern deponiert werden.

5.2. Teneur en ^{137}Cs de trois espèces de truffe de cerf (*Elaphomyces*) provenant de huit forêts de Suisse

H. Völkle ²⁾, F. Ayer ¹⁾, M. Jungck ²⁾, T. Vanzetti ³⁾ et S. Egli ¹⁾

- 1) Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL), 8903 BIRMENSdorf
 2) Office fédéral de la santé publique, Division radioprotection, Section surveillance de la radioactivité
 Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG
 3) Ufficio del veterinario cantonale Ticinese, Via Dogana 16, 6500 BELLINZONA

5.2.1 La Situation en Suisse après l'accident de Tchernobyl

Depuis la catastrophe de Tchernobyl, les champignons et le gibier importés et indigènes font l'objet de surveillance quant à leur teneur en ^{137}Cs . Les résultats régulièrement publiés jusqu'à ce jour concernaient particulièrement les champignons épigés et parfois les truffes. Les deux espèces comestibles indigènes les plus contaminées par le césium de Tchernobyl sont le Bolet bai (*Xerocomus badius*) et la Pholiote ridée (*Rozites caperata*). Quinze ans après cet accident, ces deux espèces montrent toujours des valeurs moyennes de quelques centaines de Bq/kg (Becquerel par kg) sur la matière fraîche (tableau 1). Néanmoins, les valeurs montrent une légère tendance à diminuer, un peu plus pour le Bolet bai que pour la Pholiote ridée, comme le montrent les analyses effectuées sur les champignons récoltés dans les cantons d'Argovie et de Berne de 1990 à 2002 (voir Chap. 5.1).

Tableau 1

Activité de ^{137}Cs de quelques champignons indigènes en 2001 - 2002 en Bq/kg de matière fraîche

Espèce	Activité en Bq/kg de matière fraîche			
	Nombre d'analyses	Minimum	Maximum	Médiane
Pholiote ridée ¹⁾	7	195	680	460
Bolet bai ²⁾	25	3	2000	120
Bolet cèpe ³⁾	24	3	470	20
Autres bolets	24	5	1830	51

¹⁾ *Rozites caperata*; ²⁾ *Xerocomus badius*; ³⁾ *Boletus edulis*

Selon l'ordonnance fédérale sur les substances étrangères et les composants (OSEC), la valeur limite pour la somme des deux radionucléides du césium (^{134}Cs et ^{137}Cs) pour le gibier et pour les champignons est de 1250 Bq/kg de matière fraîche. Pour les champignons importés, la Suisse demande, tout comme l'Union Européenne, un certificat de radioactivité.

Tableau 2

Activité de ^{137}Cs dans le gibier (sans sangliers) importé de 1991 à 2002: Nombre de valeurs (en %) par intervalle en Bq/kg

Année	> 600	100 - 600	< 100
1991	4 (4.3%)	34 (36.2 %)	56 (59.6 %)
1992	2 (2.5 %)	22 (27.5 %)	56 (70 %)
1993	2 (4.5 %)	6 (13.6 %)	36 (81.8 %)
1994	0	9 (22 %)	32 (78 %)
1995	0	12 (21.1 %)	45 (78.9 %)
1996	0	8 (17 %)	39 (83 %)
1997	1 (1.6 %)	3 (4.8 %)	58 (93.5 %)
1998	0	3 (11.5 %)	23 (88.5 %)
1999	0	8 (11.3 %)	63 (88.7 %)
2000	0	0	23 (100 %)
2001	0	0	10 (100 %)
2002	0	0	32 (100 %)

Une diminution graduelle de la teneur en ^{137}Cs a été observée dans le gibier importé, à l'exception du sanglier (tab. 2). Les échantillons qui présentaient des teneurs supérieures à 600 Bq par kg ainsi que ceux qui étaient compris entre 100 et 600 Bq par kg après la catastrophe de Tchernobyl ont vu leurs valeurs nettement baisser entre 1991 et 2002. Actuellement toutes les valeurs sont inférieures à 100 Bq par kg. La teneur en ^{137}Cs de la viande de sanglier reste encore élevée aujourd'hui. Omnivores, les sangliers trouvent une part importante de leur nourriture en forêt. Ils retournent le sol pour se nourrir de racines souvent enrobées de terre ainsi que de champignons hypogés dont les *Elaphomyces* constituent la masse fongique souterraine la plus importante. Certains champignons dont beaucoup d'espèces hypogées, particulièrement les *Elaphomyces*, accumulent le ^{137}Cs . Le sanglier, dont les populations sont en forte croissance aussi bien au nord qu'au sud des Alpes, consomme une quantité d'*Elaphomyces* bien plus importante que le cerf et le chevreuil. Ceci explique en grande partie les teneurs élevées en ^{137}Cs dans sa chair. Selon les statistiques fédérales de la chasse le nombre de sangliers abattus par les chasseurs serait passé de 1200 en 1992 à 6284 en 2002 et le nombre de sangliers périss ("Fallwild") serait passé dans la même période de 220 à 760.

Tableau 3

Tri des sangliers abattus au Tessin en hiver 2002/2003 par mesure du débit de dose: Rapport dose-sanglier sur dose-ambiante

Rapport dose sanglier/ambiante	Nombre d'animaux	Décision
0.5 - 0.8	11	---
0.8 - 1.0	109	---
1.0 - 1.2	45	---
1.2 - 1.4	8	---
1.4 - 1.6	11	---
1.6 - 1.8	0	---
1.8 - 2.0	3	---
2.0 - 2.2	0	---
2.2 - 2.4	0	(*)
2.4 - 2.6	1	(*)
Total	188	

*) à séquestrer

Un instrument de mesure du débit de dose a été prêté par l'OFSP au vétérinaire cantonal du Tessin pour permettre un contrôle rapide des sangliers abattus durant la période de chasse de l'hiver 2002-2003. Ainsi une mesure directe sur l'animal abattu lui a permis de décider immédiatement s'il était nécessaire de séquestrer l'animal. Il a été convenu que les animaux, pour lesquels le débit de dose dépassait le double de la dose naturelle seraient séquestrés. Sur les 188 sangliers abattus par les chasseurs du canton du Tessin durant la période de chasse de l'hiver 2002-2003, un seul atteignait la valeur de 2.5 fois le bruit de fond et a donc du être confisqué. La mesure en laboratoire de la chair de cet animal donnait pour le ^{137}Cs une valeur de 7000 Bq par kg. Le 80% des sangliers soumis au détecteur de ^{137}Cs ne dépassait pas la valeur de bruit de fond et ne nécessitait par conséquent aucun séquestre (Tab. 3) ¹⁾.

En Allemagne, plusieurs résultats de mesures effectuées ces dernières années mentionnaient également des teneurs élevées en ^{137}Cs pour le sanglier et aussi pour les champignons hypogés du genre *Elaphomyces* ("Truffes de cerfs"). Non comestibles pour l'homme, mais très prisés des sangliers, nous avons pensé que les *Elaphomyces* pouvaient être la cause des teneurs élevées en ^{137}Cs constatées dans leur chair. C'est pourquoi, une campagne d'analyses des *Elaphomyces* a donc été mise sur pied au printemps 2003. C'est l'Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage (WSL) qui s'est chargé de la récolte, de la

détermination et du conditionnement des échantillons.

5.2.2 La récolte des *Elaphomyces*

La Suisse n'ayant pas été atteinte uniformément par les retombées de Tchernobyl, on a donc décidé de récolter des *Elaphomyces* dans les zones les plus touchées par les retombées de Tchernobyl, l'Est et le Sud de la Suisse. On a également fait des récoltes dans les cantons moins touchés de Berne, Fribourg et Neuchâtel. Ces récoltes ont été réalisées en mai et juin 2003. Cela a permis de collecter 21 récoltes comprenant 3 espèces d'*Elaphomyces* pour un total de 260 carpophores. On ne pouvait pas aller au-delà de ce nombre d'échantillons eu égard à l'éloignement des sites de récolte et à l'importance des travaux de détermination, de conditionnement et d'analyse.

Des observations faites sur le terrain dans le cadre de nos activités de recherche, on peut affirmer que les champignons hypogés, en particulier les *Elaphomyces*, constituent une part importante du régime alimentaire des sangliers, cerfs, chevreuils, écureuils et petits mammifères (Ayer, F. et Egli, S. 1991). Les sangliers recherchent systématiquement les *Elaphomyces* en retournant des surfaces qui peuvent comprendre plusieurs mètres carrés et cela en répétition sur les zones propices. Le cerf gratte superficiellement le sol qui se trouve mis à nu en mosaïques de petites surfaces et il visite ces endroits tout au long de l'année. Le chevreuil a un mode de récolte assez semblable au cerf mais son impact sur le sol est beaucoup plus faible. L'écureuil ainsi que les petits mammifères tels que les campagnols sylvestres pratiquent la récolte en localisant exactement l'endroit où se trouve l'hypogé convoité. L'écureuil ne laisse que l'empreinte de l'*Elaphomyces* récoltée et parfois, on observe à proximité le sac contenant la gléba abandonné sur une souche ou à même le sol. L'écureuil n'étant plus considéré comme gibier en Suisse, la contamination de sa chair par le ^{137}Cs n'a donc qu'une influence sur la chaîne trophique puisqu'il est la proie de la martre et de certains oiseaux carnassiers. De nombreuses autres espèces de champignons hypogés sont recherchés et consommés par les animaux. Dans les hêtraies de pente du Jura, on a constaté et même surpris au Bettlachstock, un sanglier découvrant de grandes surfaces pour récolter les *Stephanospora caroticolor* qui y sont répandues.

Dans les huit forêts choisies selon les critères déjà mentionnés, on a récolté les *Elaphomyces* à l'aide des traces laissées par les animaux qui les recherchent. Quelques informations supplémentaires sont données ci-après sur les particularités des

¹⁾ 11 sangliers du Tessin de l'hiver 2003/2004 donnaient des valeurs pour le ^{137}Cs de 13 à 293 Bq/kg, avec une valeur médiane de 55 Bq/kg.

sites et sur les animaux consommateurs probables de ces champignons hypogés (Tab.4).

Sur les 260 carpophores récoltés, 50 % sont des *Elaphomyces muricatus*, 26 % des *Elaphomyces asperulus* et 24 % des *Elaphomyces granulatus*. Sitôt après la récolte, les carpophores de chaque lot ont été brossés avec soin et pesés. Un nettoyage final avec un papier humide a été fait afin de débarrasser les fines particules de terre. Chaque carpophore a ensuite été déterminé selon les caractères macroscopiques extérieurs puis microscopiques sur la base d'un prélèvement de la gléba à l'aide d'une microtarière. Les carpophores dûment séparés par stations et par espèces ont été séchés à l'air durant 2 semaines et pendant 3 jours au séchoir à 40°C. On a dû renoncer à réduire les carpophores en poudre à cause du risque de contamination croisée par dispersion des spores.

5.2.3 Résultats des mesures

Les mesures de radioactivité ont été effectuées par spectrométrie gamma à haute résolution avec un détecteur au germanium au laboratoire de la Section de surveillance de la radioactivité (SUER) de l'Office fédéral de la santé publique (OFSP) à Liebefeld. Les résultats exprimés en Bq par kg de matière sèche se trouvent dans le tableau 5. Le rapport poids frais sur poids sec a été déterminé sur les trois sorte d'*Elaphomyces*:

Sorte	rapport sec/frais
E. Asperulus	2.2 ± 0.3
E. Muricatus	3.2 ± 0.4
E. Granulatus	2.7 ± 0.3

Les deux isotopes du césium, à savoir, le ^{137}Cs provenant de l'accident de Tchernobyl et des retombées des tests nucléaires des années 60 et 70 (demie vie 30 ans) et le ^{134}Cs provenant uniquement de l'accident de Tchernobyl (demie vie 2 ans) étaient bien détectables dans tous les échantillons. Le rapport $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ était de 0.52 le 1^{er} mai 1986 (au moment de l'accident de Tchernobyl) et de 0.003 en été 2003; on a donc pu calculer la part du ^{137}Cs due aux essais nucléaires et celle due à l'explosion du réacteur de Tchernobyl. Les valeurs moyennes de ces deux contributions pour chaque lieu de prélèvement sont indiquées dans les colonnes 7 et 8 du tableau 5. Nos mesures indiquent que les retombées des tests nucléaires étaient réparties de façon plus homogène sur le territoire Suisse (les valeurs dans les Alpes étant légèrement supérieures) que celles de l'accident de Tchernobyl, où le Tessin était la région la plus touchée.(voir Fig.1) Une analyse par spectrométrie α donnait pour les 4 échantillons les plus forts en

^{137}Cs des valeurs pour le ^{239}Pu de 0.06 à 0.22 Bq/kg MS et pour ^{241}Am 0.028 à 0.085 Bq/kg MS.

Une analyse des données montre une faible corrélation entre l'activité de ^{137}Cs des *Elaphomyces* des différentes régions et celle déposée par unité de surface en Suisse avec un coefficient de corrélation de 0.7 et une relation

$$A_E = 0.49 \times A_S + 0.16$$

A_E étant l'activité du ^{137}Cs des *Elaphomyces* en Bq par kg de matière sèche et A_S celle en ^{137}Cs du sol en Bq par m².

En l'état des connaissances, il semble que des causes multiples peuvent expliquer les teneurs élevées de certains champignons en ^{137}Cs . Une étude menée en collaboration par trois groupes de recherche du CNRS (Garaudée & al., 2002) a mis en évidence les propriétés d'un pigment polyphénolique, la norbadione A, qui forme des complexes avec deux cations césium, très favorable à des phénomènes d'accumulation. Cela explique l'accumulation du ^{137}Cs dans le bolet bai (*X. badius*) et probablement aussi dans les champignons pourvus de ce pigment orangé. Il semble aussi que les champignons mycorhiziens auraient une plus forte tendance à accumuler le Césium du fait de leurs échanges particuliers avec les plantes supérieures. La rétention du ^{137}Cs par les parties aériennes des arbres feuillus qui se décomposent lentement lors de leur chute sur le sol explique aussi la persistance du ^{137}Cs dans certains champignons. La nature du sol, sa perméabilité, son taux de saturation en potassium et son pH peut influencer la teneur en radionucléides indésirables dans les champignons.

5.2.4 Conclusion

Pour certaines espèces de champignons, notamment le Bolet bai (*X. badius*), la Pholiote ridée (*Rozites caperata*) et diverses Truffes de cerf (*Elaphomyces*), le ^{137}Cs des retombées de l'accident de Tchernobyl de fin Avril 1986 est toujours détectable ceci principalement au Tessin qui était la région la plus touchée en Suisse. Comme certains animaux sauvages, essentiellement les sangliers, se nourrissent de racines plus ou moins enrobées de terre et de champignons hypogés, leur chair peut également présenter des valeurs de ^{137}Cs élevées. Des chercheurs ont mis en évidence le rôle que joue un pigment polyphénolique, la Narbadione A, qui serait la cause de l'accumulation de césium chez les champignons qui sont dotés de ce pigment. D'autre part, la teneur en ^{137}Cs est plus intense dans l'horizon supérieur du sol forestier que dans les sols des prés et des champs du fait de la décomposition lente des parties aériennes des arbres tombées au sol. Il y a certainement une

relation entre la teneur élevée en ^{137}Cs des *Elaphomyces* et celle constatée dans la viande du gibier.

Du point de vue de la radioprotection il n'y a pourtant pas de raison de s'inquiéter car la quantité de champignons sauvages ou de viande de sanglier consommée est faible. La consommation moyenne de gibier par la population Suisse est de 0.8 kg par année (1995/96). Même si une personne consommait dix fois plus que la moyenne Suisse de viande de gibier avec des valeurs de 600 Bq par kg, elle accumulerait une dose annuelle supplémentaire de 0.06 milli-Sivert par année; ce qui correspondrait à moins de 3 % de la dose d'irradiation naturelle de la population suisse hormis le Radon. Pour la chair de l'animal confisqué, mentionné dans le chap.1 avec 7000 Bq de ^{137}Cs par kg, la dose serait pour le même taux de consommation dix fois plus élevée. Les analyses de gibier et de champignons seront poursuivies dans le cadre de la surveillance de la radioactivité car elles sont un moyen efficace pour surveiller l'évolution à long terme.

5.2.5 Littérature

- Ayer, F. et Egli, S. 1991. Les champignons, source de nourriture importante pour des petits mammifères forestiers. Journal forestier Suisse 12:979 – 982.
- Garaudée, S. et al. 2002. Allosteric effects in norbadion A. A clue for the accumulation process of ^{137}Cs in mushrooms? Chemical Communications: 944-945
- OFSP 2002: Völkle, H. et Gobet, M. (Editeurs): Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse. Edition Office fédéral de la santé publique, Division radioprotection, Section surveillance de la radioactivité, chemin du Musée 3, CH 1700 Fribourg.

Remerciements:

Gianfelice Lucchini pour sa précieuse contribution à la recherche des *Elaphomyces* dans le canton du Tessin ainsi que pour ses notes personnelles sur la forêt de Malvaglia Piantaglione.

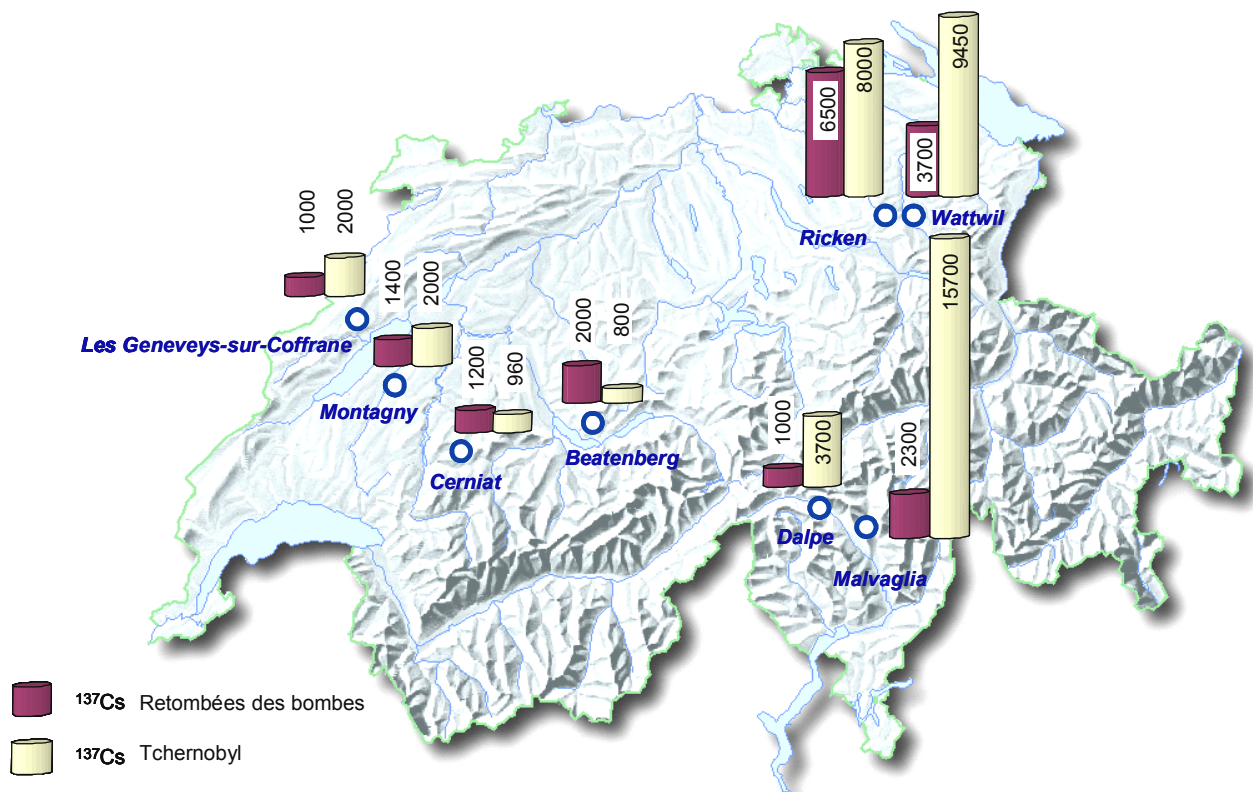


Figure 1
Mesures du ^{137}Cs dans les *Elaphomyces* en Bq/kg MS

Tableau 4

Informations et particularités des sites où ont été faites les récoltes

No	Lieu	Emplacement	Nos WSL du tableau 5	coordonnées
1	6774 Dalpe/TI	Bedrina	1-4	701.900-149.100
	Pessière autochtone submontagneuse située à 1250 m d'altitude. Le sol est sec et de configuration fortement bosselée. Selon les traces relevées, récolte des champignons hypogés par le cerf.			
2	6713 Malvaglia/TI	Piantagione	5-7	718.700-138.800
	Forêt en partie artificielle de pins, sapins, bouleaux, peupliers, châtaigniers et chênes située à 360 m d'altitude. La forêt de Piantagione se trouve dans une vallée alluviale. Selon les traces relevées, récolte des champignons hypogés par le chevreuil ainsi que les campagnols.			
3	1654 Cerniat/FR	Moosboden	8-11	584.600-171.700
	Pessière autochtone submontagneuse située 1300 m d'altitude. La récolte des Elaphomyces par le sanglier est attestée par le retournement caractéristique du sol au pied des épicéas. Des restes du champignon hypogé sont d'ailleurs visibles sur le sol ouvert. L'écureuil pratique également la recherche intensive de cet hypogé du printemps à la fin de l'automne dans cette région.			
4	9630 Wattwil/SG	Büntberg	12-13	724.200-236.500
	Forêt d'épicéas, sapins blancs et hêtres située à 920 m d'altitude. Selon les traces relevées, récolte des champignons hypogés par le cerf.			
5	8726 Ricken/SG		14-15	720.500-235.700
	Forêt d'épicéas et sapins blancs située à une altitude de 800 m. Selon les traces relevées, récolte des champignons hypogés par l'écureuil et les petits mammifères.			
6	1774 Montagny/FR	Réserve mycologique de la Chanéaz	16-17	566.800-183.200
	Hêtraie avec une grande proportion de vieux épicéas et quelques pins sylvestres. Le sol moussu, couvert de myrtilles, est très acide. Une zone dévastée successivement par l'ouragan Lothar et décimée par la suite par les bostryches a fait l'objet d'une remise en état par un engin mécanique. A cette occasion, on a constaté la présence de plus de 1000 Elaphomyces dans l'horizon superficiel sur une surface d'un hectare. Les prélèvements ont été effectués dans une zone voisine. Selon les traces relevées, récolte des champignons hypogés par l'écureuil et les campagnols.			
7	2206 Les Geneveys-sur-Coffrane/NE	Le Louverain	18	553.900-206.900
	Il s'agit d'une hêtraie à sapin typique sur sol acide située à 1050 m d'altitude. Selon les traces relevées, récolte des champignons hypogés par le chevreuil.			
8	3803 Beatenberg/BE	Spirenwald	19-21	625.700-172.050
	Forêt submontagneuse d'épicéas autochtones située à 1340 m d'altitude. Selon les traces relevées, récolte des champignons hypogés par l'écureuil et les campagnols.			

Tableau 5

Résultats de ^{134}Cs et ^{137}Cs en Bq par kg ($\pm$ incertitude statistique 2σ) de matière sèche dans les *Elaphomyces* prélevées

No. WSL	Espèce	Lieu	^{134}Cs Bq/kg	^{137}Cs Bq/kg	Rapport $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$	^{137}Cs (*) Bombes	^{137}Cs (*) Tchernobyl	^{137}Cs total (*)
1	EA	6774 Dalpe/TI (Bedrina) PA	7.5 ± 1.0	3760 ± 60	504 ± 70	1000	3700	4700
2	EM		12.8 ± 5.6	5200 ± 110	410 ± 180			
3	EM		13.7 ± 2.7	7100 ± 120	520 ± 100			
4	EA		8.4 ± 3.3	2800 ± 70	335 ± 130			
5	EG	6713 Malvaglia/TI (Piantagione) PA, P, C	34.3 ± 7.1	17400 ± 310	507 ± 100	2300	15700	18000
6	EM		37.2 ± 5.1	17400 ± 340	470 ± 70			
7	EA		44.0 ± 6.5	19300 ± 330	440 ± 70			
8	EG	1654 Cerniat/FR (Moosboden) Mousse	1.4 ± 0.8	1800 ± 30	1240 ± 750	1200	960	2160
9	EM		3.9 ± 2.1	2980 ± 65	760 ± 410			
10	EA		1.3 ± 0.4	1545 ± 25	1200 ± 360			
11	EM		2.4 ± 1.5	2320 ± 45	960 ± 620			
12	EM	9630 Wattwil/SG (Büntberg) PA, AA, F	26.5 ± 2.4	15800 ± 300	590 ± 60	3700	9450	13150
13	EA		17.1 ± 4.5	10500 ± 190	610 ± 160			
14	EG	8726 Ricken/SG PA, AA	24 ± 14	17000 ± 360	700 ± 400	6500	8000	14500
15	EM		13 ± 5	11900 ± 240	940 ± 350			
16	EA	1774 Montagny/FR (Chanéaz)	3.5 ± 0.9	3160 ± 50	900 ± 230	1400	2000	3400
17	EG		5 ± 3	3500 ± 80	660 ± 380			
18	EM	3803 Les Geneveys- sur-Coffrane/NE	5.1 ± 1.0	3040 ± 50	600 ± 120	1000	2000	3000
19	EA	3803 Beatenberg/BE (Spirenwald) PA	2.3 ± 1.0	2050 ± 40	910 ± 390	2000	800	2800
20	EG		2.2 ± 1.3	3230 ± 55	1450 ± 850			
21	EM		2.6 ± 1.7	3230 ± 65	1200 ± 800			

EA = *Elaphomyces asperulus*, EM = *Elaphomyces muricatus*, EG = *Elaphomyces granulatus*;
 PA = *Picea abies*; P = *Pinus*; C = *Castaneus*; AA = *Abies alba*; F = *Fagus silvestris*;
 *) meilleure valeur estimée

5. Lebensmittel

5.1. Radioaktivität in den Lebensmitteln

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

J.-F. Valley, P. Froidevaux, K. Friedrich-Bénet, F. Barraud, T. Schmittler
Institut universitaire de Radiophysique Appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

Zusammenfassung

An der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel sind die kantonalen Laboratorien und Messstellen des Bundes beteiligt. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2003 ausser Spuren von ^{137}Cs , ^{90}Sr und Tritium keine anderen anthropogenen Radionuklide nachweisbar. Beim Wildfleisch (mit Ausnahme der Wildschweine aus dem Tessin) und den durch Tschernobyl meistbelasteten Pilzsorten ist eine weitere Abnahme zu erkennen. Infolge der geringen Konsumraten führen diese Aktivitäten nicht zu nennenswerten Strahlendosen. Die künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln verursachte 2003 im Landesdurchschnitt Strahlendosen von wenigen Tausendstel mSv.

5.1.1 Messprogramm

Die Radioaktivität von Lebensmitteln wird in Zusammenarbeit von Bundesstellen und Kantonalen Laboratorien überwacht, deren Mitarbeit hiermit bestens verdankt sei. Die Messungen umfassen die Hauptnahrungsmittel Milch und Getreide, sowie stichprobenweise Wildfleisch und Wildpilze und Importe. Für Radionuklide in Lebensmitteln gelten Toleranzwerte und Grenzwerte gemäss *Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV)* (siehe Tabelle Seite B.1.4).

5.1.2 Ergebnisse der Überwachung

Künstliche Radionuklide wie Tritium, ^{90}Sr und ^{137}Cs waren 2003 in Lebensmitteln, ausser in Pilzen und Wildschweinfleisch, nur noch in Spuren nachweisbar.

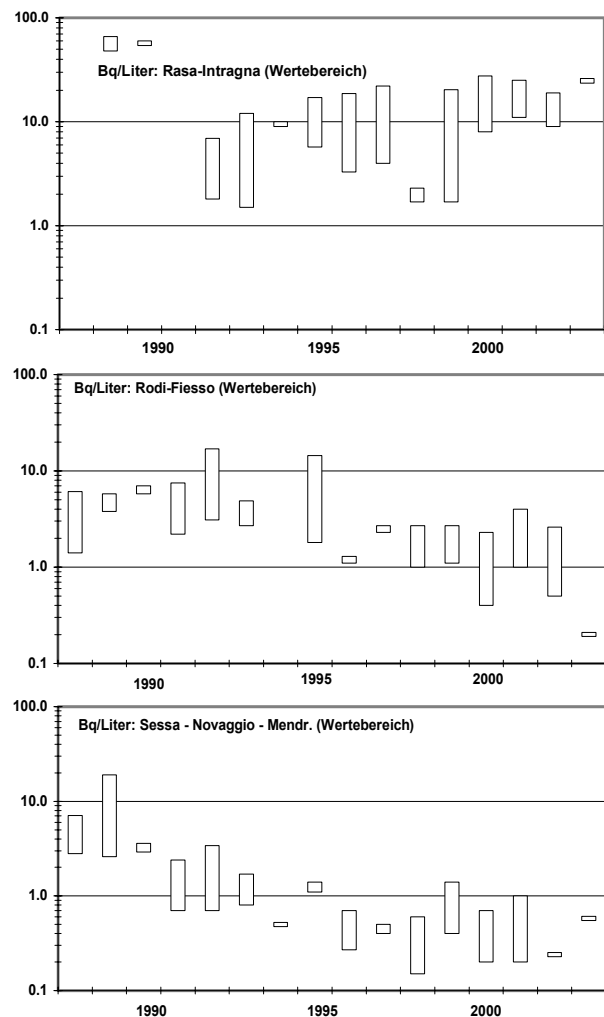
a) Hauptnahrungsmittel ¹⁾

Milch (93 Proben): Ausser im Tessin bzw. in den Alpen lag der ^{137}Cs -Gehalt in der Milch unter der

.....

1) Untersuchungen von Trinkwasser aus dem Kanton Graubünden s. Kap. 4.5

Nachweisgrenze von 1 bis 2 Bq/l. Der Toleranzwert beträgt für ^{137}Cs in der Milch 10 Bq/l, der Grenzwert 1000 Bq/l. Im Tessin ergaben sich die folgenden ^{137}Cs -Konzentrationen in Bq/l: Rasa-Intragna: 24.8; Rodi-Fiesso: 0.2; Novaggio: 0.58; in Davos lagen die Werte bei 0.26 bzw. 6 Bq/l (letzterer Wert: Sommerfütterung auf der Alp).



Figur 1
Rekapitulation der ^{137}Cs -Werte in der Milch aus dem Kanton Tessin 1987 - 2003

Sieben Proben von Ziegenmilch aus dem Tessin ergaben Werte für ^{137}Cs von 7 bis 112 Bq/l: der Medianwert betrug 21 Bq/l.

Wie aus der Fig. 1 ersichtlich, geht der Rückgang der ^{137}Cs -Aktivität in der Milch nach dem Reaktorunfall Tschernobyl von Ende April 1986 nicht in allen Regionen des am meisten belasteten Tessin gleich schnell vor sich. Am deutlichsten nahmen die Werte aus dem Südteil des Kantons (Sessa - Novaggio) bereits seit Anfangs der 90er-Jahre ab, etwas weniger schnell und erst seit dem Jahr 1995 diejenigen aus der Leventina (Rodi-Fiesso) und im unteren Centovalli (Rasa-Intragna 880 m ü.M.) liegen die Cs-Werte unverändert bei 10 bis 20 Bq/l, also immer noch knapp über dem Toleranzwert von 10 Bq/l und eine Abnahme ist noch nicht zu erkennen.

Beim ^{90}Sr lagen die Werte im Mittelland und Jura zwischen 0.04 und 0.06 Bq/l, in den Alpen (Mürren/BE) bei 0.44 (Sommerfütterung auf der Alp), in Davos zwischen 0.13 und 0.16 Bq/l und im Tessin zwischen 0.12 und 0.62 Bq/l. Der mittlere Gehalt des natürlichen ^{40}K beträgt rund 50 Bq/l, entsprechend 1.6 g K/l ($^{40}\text{K}/\text{K}_{\text{nat}} = 0.01167\%$). Die Resultate der in denselben Gegenden erhobenen **Erd- und Grasproben** sind im Kapitel 4.3. zusammengestellt.

Getreide: 11 Proben aus den Regionen VD, FR, SO, AG, ZH, TG, SG, sowie aus der Umgebung der KKW Leibstadt, Gösgen, Beznau ergaben für ^{137}Cs weniger als die Nachweisgrenze von 0.6 Bq/kg und für ^{90}Sr zwischen 0.1 und 0.3 Bq/kg. Die Proben aus der Umgebung der KKW zeigten keinen Unterschied zu denjenigen aus der übrigen Schweiz.

b) Pilze (131 Proben)

Für **Wildpilze** gilt, bezogen auf Frischgewicht, gemäss FIV ein Toleranzwert von 600 Bq ^{137}Cs /kg, der bei den 2003 untersuchten Proben nicht mehr überschritten wurde, bzw. ein Grenzwert von 1'250 Bq ^{137}Cs /kg. Es wurden sowohl einheimische wie importierte Wildpilze gemessen. Die Resultate, bezogen auf das Frischgewicht (bei Messung in getrockneter Form durch Division mit einem Faktor 10 umgerechnet) sind in Tabelle 1 für die einheimischen Pilze zusammengestellt, jene für importierte Pilze in Tabelle 2. Keine der Proben überschritt den Toleranzwert.

Der seit einigen Jahren festgestellte Trend zur Abnahme bei den am meisten belasteten einheimischen Pilzen Maronenröhrlinge und Zigeunerpilze ist weiterhin feststellbar. Dies trifft auch zu bei (meist aus Osteuropa) importierten Pfifferlingen und Steinpilzen.

Seit Herbst 1999 wird bei **Pilzimporten** 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

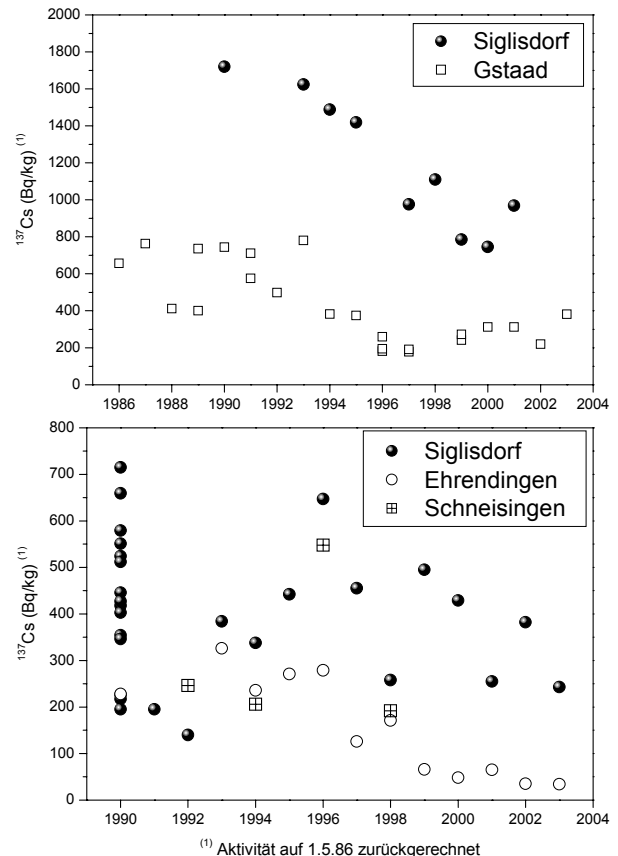
^{137}Cs in einheimischen Pilze 2003: Angaben in Bq pro kg Frischgewicht

Pilzsorte	Herkunft	Anzahl	Wertebereich
Zigeunerpilze	BE	1	265
Maronenröhrling	ZH & AG	4	17 - 120
Rotfussröhrling	div. Orte	2	3 - 6
Goldröhrling	div. Orte	2	47 - 210
übrige Pilze	div. Orte	26	< 1 - 7

Tabelle 2

^{137}Cs in importierten Pilzen 2003: Angaben in Bq pro kg Frischgewicht

Pilzsorte	Herkunft	Anzahl	Wertebereich	Median
Pfifferlinge	Div. Länder	41	9 - 495	15
Steinpilze	Div. Länder	40	< 1 - 162	10
Morcheln	Div. Länder	9	< 1 - 3.4	2.5
übrige Pilze	Div. Länder	6	< 1 - 13	1



Figur 2

Zigeunerpilze (oben) und Maronenröhrlinge (unten) aus BE und AG (Aktivität auf 1.5.1986 zurückgerechnet)

c) Weitere Lebensmittel

Fleisch von Wild und Haustieren: 58 Proben ergaben die Werte gemäss Tabelle 3. Der Toleranzwert von 600 Bq ^{137}Cs wurde beim Wild nicht mehr überschritten. Immer noch geringfügig erhöht, jedoch unter dem Toleranzwert, sind die ^{137}Cs -Werte in Haustieren und Wildschweinen aus dem Kanton Tessin (vergl. auch Kap. 5.2)

Tabelle 3

^{137}Cs in Fleisch (inkl. Fleischprodukte) 2003: Aktivitäten in Bq/kg

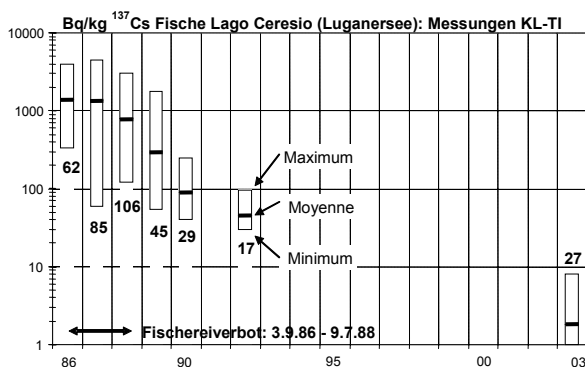
Tier	Herkunft	Anzahl	Werte-bereich	Median
Rind	Tessin	3	4.4 - 9.8	—
Ziege	Tessin	7	7.0 - 112	21
Elch	Nordeuropa	1	50	—
Hirsch	CH und Import	10	<1 - 13	—
Rebhuhn	" "	1	< 1	—
Reh	" "	7	5 - 42	10
Hase	" "	7	< 1	—
Fasan	" "	4	< 1	—
Gems	" "	4	< 1 - 123	28
Wildschwein	" "	6	< 1 - 4	—
	Tessin (*)	11	13 - 293	55

(*) Fallwild vom Winter 2003/2004

d) Fische aus dem Luganersee

Die Fische aus dem Luganersee ergaben nach dem Unfall Tschernobyl ^{137}Cs -Werte bis einige Tausend Bq/kg, sodass die Fischerei in diesem See von September 1986 bis Juli 1988 verboten werden musste.

2003 wurde vom Kantonalen Labor erneut eine Serie Messungen durchgeführt. Diese ergaben durchwegs Werte unter 10 Bq/kg und bestätigen eine annähernd exponentielle Abnahme der Aktivität mit einer mittleren Halbwertszeit von 1.6 Jahren, wie aus Fig. 2 ersichtlich ist.



Figur 3

Rekapitulation der ^{137}Cs -Werte in den Fischen aus dem Luganersee in Bq/kg für 1986 – 2003

e) Tritium in Milch und Gemüse

Milch- und Gemüseproben aus der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen/BE ergaben im Destillat 22 bis 240 (6 Milchproben) bzw. 110 bis 240 Bq (9 Gemüseproben) Tritium pro Liter. Der Toleranzwert für Tritium in Lebensmitteln beträgt gemäss FIV 1'000 Bq/kg. Anhand der Gemüseproben von 2002 konnte der Anteil an organisch gebundenem Tritium zu ca. 10% ermittelt werden.

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. Knappe Überschreitungen des Toleranzwertes wurden nur noch bei Milch aus dem Centovalli festgestellt und haben keinen 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 rund 0.35 mSv, davon stammen rund 0.2 mSv von ^{40}K (s. Kap. 6.1.), der Rest von Uran, Radium und Thorium (rund 0.04 mSv) bzw. ^{210}Pb und ^{210}Po (rund 0.09 mSv) sowie von den kosmogenen Radionukliden ^3H (Tritium), ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na (zusammen rund 0.013 mSv) und vom ^{87}Rb (0.006 mSv) (Quelle: UNSCEAR). 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.

Quellen

UNSCEAR: "Sources and Effects of Ionizing Radiation", United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR-2000 Report to the General Assembly, Volume I: Sources. United Nations, New York, 2000.

4.5. Natürliche Radionuklide in Grundwässern des Kantons Graubünden

Otmar Deflorin

Kantonales Labor und Lebensmittelkontrolle, Planaterstrasse 11, 7000 CHUR

Heinz Surbeck

Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN), Rue Emile-Argand 11, 2007 NEUCHÂTEL

Zusammenfassung

Wie bereits im letztjährigen Bericht "Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz" (Seite B.4.4.7) erwähnt, wurden im Rahmen einer Dissertation an der Uni Neuenburg sämtliche Trinkwasser-Netze des Kantons Graubünden beprobt und die Gehalte an Uran, ^{222}Rn und ^{226}Ra bestimmt [1]. Die Bestimmung des Urans erfolgte mittels ICP-MS am Kantonalen Labor Zürich. ^{222}Rn wurde durch Ausgasen und anschliessende Messung der Radonkonzentration im Luftkreislauf bestimmt (Niton RAD7). ^{226}Ra wurde durch Adsorption des Radiums an einer MnO_2 -Schicht und anschliessende Alphaspektrometrie gemessen [2].

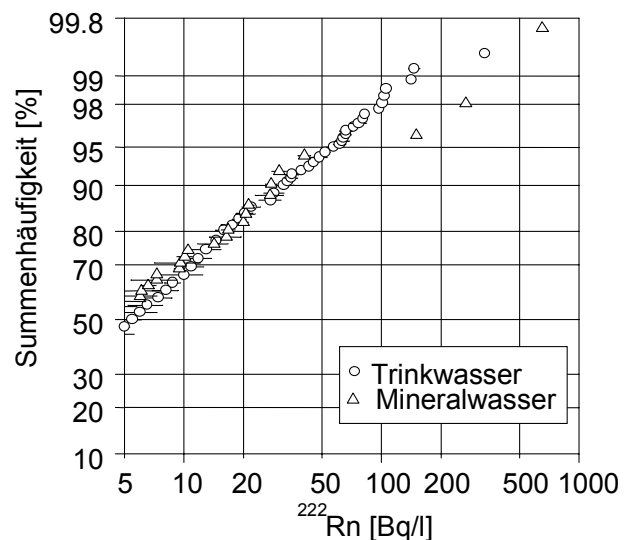
Inzwischen wurden auch bei 42 Mineralwasser-Quellen Proben erhoben und analysiert. Ausserdem wurden sämtliche für die ^{226}Ra Bestimmung benützten MnO_2 -beschichteten Plättchen noch einmal mittels Alpha-Spektrometrie ausgemessen. Aus der Aktivität des sich inzwischen aus dem ^{228}Ra aufgebauten ^{228}Th und seinen alphastrahlenden Tochterprodukten lässt sich das ursprünglich vorhandene ^{228}Ra bestimmen [3].

Die umfangreichen Untersuchungen im Kanton Graubünden erlauben nun erstmals einen vollständigen Ueberblick über Häufigkeitsverteilung und räumliche Verteilung der dosisrelevanten natürlichen Radionuklide im Trinkwasser eines Kantons. Mit untersucht wurden auch Mineralwässer, d.h. Wässer mit von Trinkwässern deutlich verschiedener und zeitlich konstanter chemischer Zusammensetzung. Sie sind meist, aber nicht immer stärker mineralisiert als die Trinkwässer. Nur wenige der 42 beprobten Mineralwässer sind als Flaschenwasser im Handel erhältlich. Der grösste Teil wird als Badewasser oder als Kurwasser genutzt.

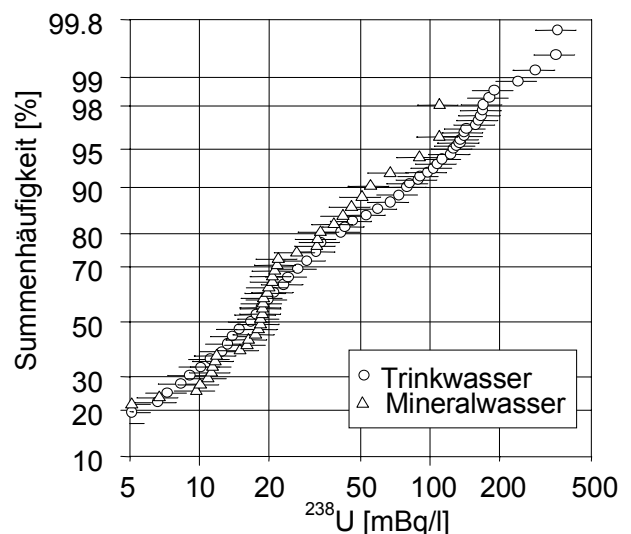
Häufigkeitsverteilung der Aktivitätskonzentrationen und Vergleich mit den gesetzlichen Limiten

Die Figuren 1 bis 4 zeigen die Häufigkeitsverteilungen für ^{222}Rn , ^{238}U , ^{226}Ra und ^{228}Ra für Trinkwasser (360 Proben) und Mineralwässer (42 Proben). Alle Daten stammen aus der Dissertation von Otmar

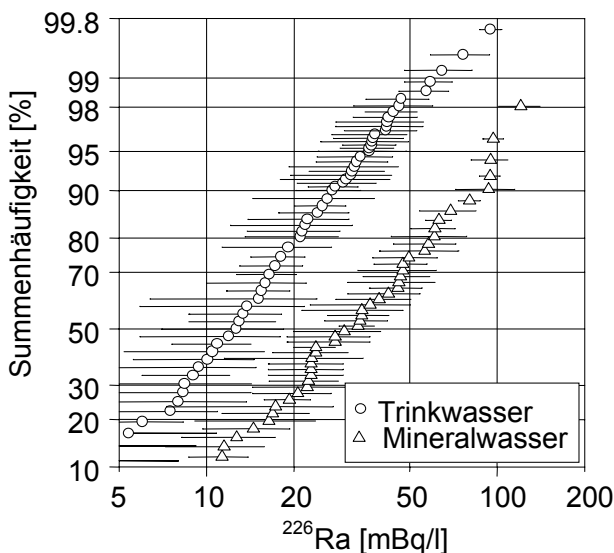
Deflorin [4]. Für die Darstellung wurden bei tiefen Werten nicht alle Punkte eingezeichnet. Bis zu einer Summenhäufigkeit von 80% ist jeder zehnte Wert dargestellt, von 80% bis 90% jeder fünfte Wert, von 90% bis 95% jeder zweite Wert. Ab einer Summenhäufigkeit von 95% sind alle Werte eingetragen. Die Fehlerbalken entsprechen $\pm 1 \sigma$.



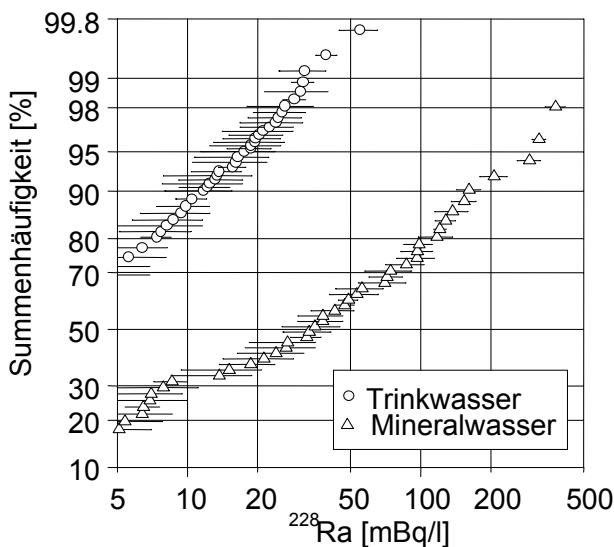
Figur 1
Häufigkeitsverteilung der ^{222}Rn Werte



Figur 2
Häufigkeitsverteilung der ^{238}U Werte. Aus den ICP-MS Messungen umgerechnet mit ^{238}U -Konzentration = 12.4 mBq/l) / ppb U.



Figur 3
Häufigkeitsverteilung der ^{226}Ra Werte.



Figur 4
Häufigkeitsverteilung der ^{228}Ra Werte.

Die Aktivitätskonzentrationen in allen beprobten Wässern, auch in den Mineralwässern sind deutlich unter den in der Fremd- und Inhaltsstoff Verordnung festgelegten Limiten, die bei 1 Bq/l für (^{226}Ra + ^{228}Ra) und bei 10 Bq/l für (^{238}U + ^{234}U) liegen. Das gilt selbst für den Fall eines extrem grossen Ungleichgewichts zwischen ^{238}U und ^{234}U , z.B. einem ^{234}U Ueberschuss von einem Faktor 4, dem höchsten Wert der bisher in Schweizer Grund- und Quellwässern gefunden wurde.

Für das ^{222}Rn im Trinkwasser gibt es in der Schweiz keine Limite.

Vergleich zwischen Trinkwässern und Mineralwässern

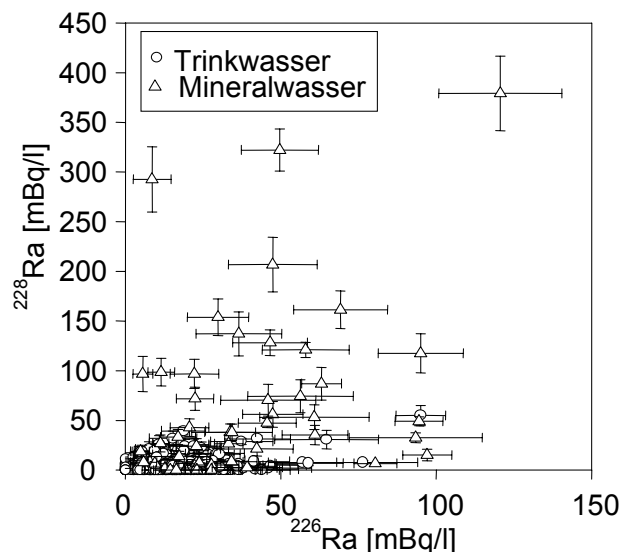
Bei ^{222}Rn und ^{238}U sind kaum Unterschiede in den

Verteilungen für Mineralwasser gegenüber Trinkwasser zu sehen. Beim ^{222}Rn erscheint das vernünftig, da die Radon-Konzentration durch die sehr lokale hydrogeologische Umgebung geprägt wird. Beim Uran könnte das daher rühren, dass die Löslichkeit des Uran im wesentlichen vom Sauerstoffgehalt und nur wenig von der Mineralisation bestimmt wird.

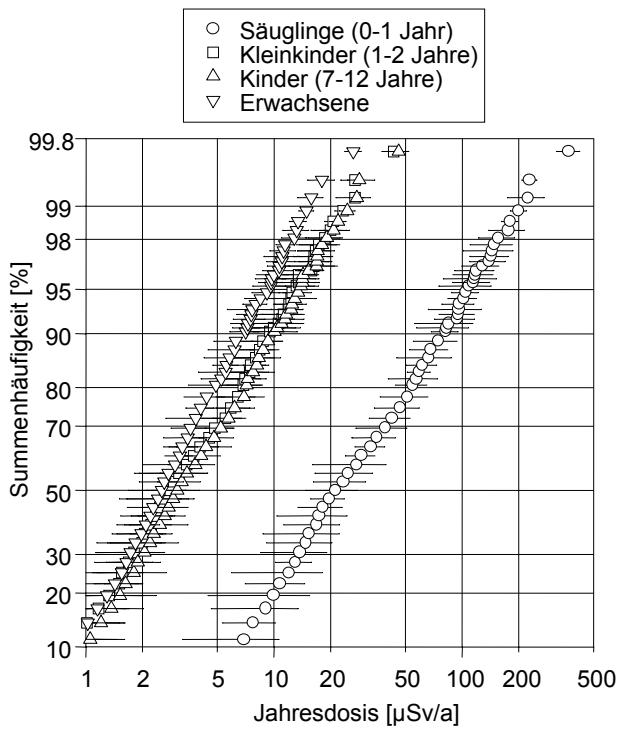
Grössere Unterschiede zeigen sich beim ^{226}Ra und insbesondere beim ^{228}Ra . Es wird vermutet, dass das mit verstärkten Ionentausch-Prozessen bei stärker mineralisierten Wässern zu tun hat. Ausserdem sind Mineralwässer häufiger sauerstoffarm als die als Trinkwasser genutzten Grund- und Quellwässer. In anoxischen Wässern bleibt das Radium eher in Lösung, da weniger Metall-Hydroxide gebildet werden, die das Radium absorbieren können. Viel mehr als eine Arbeitshypothese ist das aber nicht. Es ist auch das erste Mal, dass ein so grosses Datenmaterial für die Schweiz vorliegt. Da bleibt noch einiges an Interpretation und Zusatzuntersuchungen zu tun.

Korrelation zwischen den ^{226}Ra und den ^{228}Ra Konzentrationen

Das ^{226}Ra kann leichter als das ^{228}Ra gemessen werden. Daher wird häufig auf die Messung des ^{228}Ra verzichtet, in der Hoffnung, dass eine Korrelation zwischen den beiden Radiumisotopen besteht. Eine solche Korrelation würde es erlauben den Dosisbeitrag des ^{228}Ra abzuschätzen. Figur 5 zeigt klar, dass das zumindest für die Grundwässer im Kanton Graubünden nicht zutrifft. Das ist eigentlich auch nicht zu erwarten, da ^{226}Ra und ^{228}Ra aus unterschiedlichen Zerfallsreihen stammen. Für eine Abschätzung der Dosisbelastung genügt es daher nicht, nur das ^{226}Ra zu messen.



Figur 5
 ^{226}Ra vs. ^{228}Ra



Figur 6
Häufigkeitsverteilung der aus den gemessenen Aktivitätskonzentrationen berechneten Jahresdosis für verschiedene Altersklassen,

Dosisabschätzung

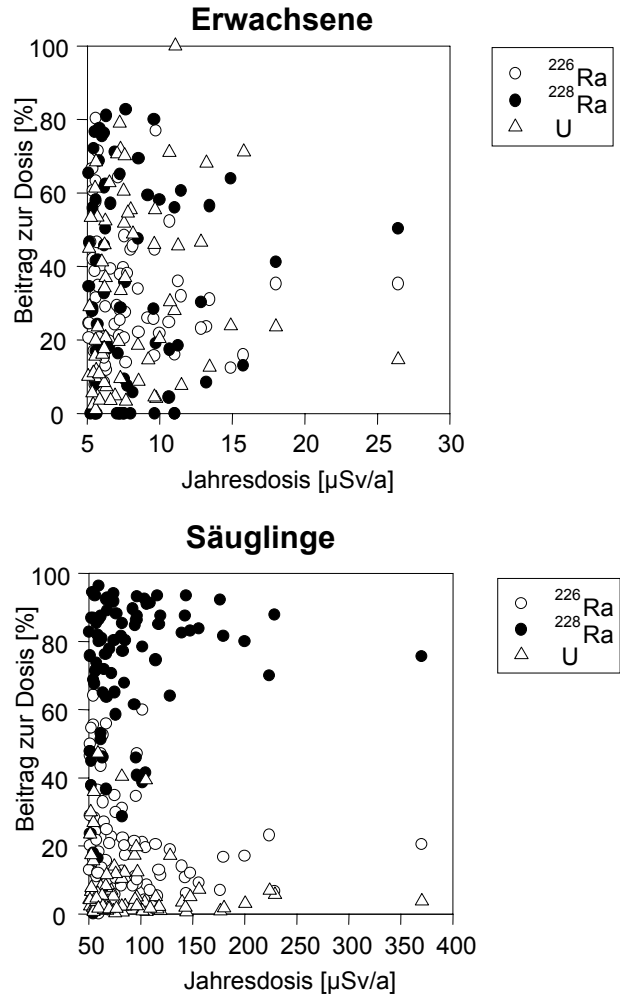
Figur 6 zeigt die Verteilung der aus den Aktivitätskonzentrationen berechneten Jahresdosis für die 360 Trinkwasserproben.

Da in der Schweizerischen Strahlenschutzverordnung keine Konsumraten und für das ^{228}Ra nur Dosisfaktoren für Erwachsene erwähnt sind, wurden folgende Konsumraten und Dosisfaktoren des Deutschen Bundesamtes für Strahlenschutz für die Dosisberechnung übernommen :

Altersgruppe	Dosisfaktor [$\mu\text{Sv/Bq}$]			
	Konsumrate [l/Jahr]	^{238}U	^{226}Ra	^{228}Ra
0-1 Jahr	170 *)	0.34	4.7	30
1-2 Jahre	100	0.12	0.96	5.7
7-12 Jahre	150	0.068	0.8	3.9
Erwachsene	350	0.045	0.28	0.69

*) Nahrung ausschliesslich mit Trinkwasser zubereitet, nicht gestillt

Für die Berechnung wurde ein Gleichgewicht zwischen ^{238}U und ^{234}U und der gleiche Dosisfaktor der beiden Uranisotopen angenommen. Bei den Säuglingen würde bei 5% der Trinkwässer die EU-Limite von $100 \mu\text{Sv/a}$ überschritten. Diese Limite gilt aber für die Schweiz nicht.



Figur 7
relativer Beitrag der einzelnen Radionuklide zur Jahresdosis.

Figur 7 zeigt die relativen Beiträge der verschiedenen Nuklide zur Gesamtdosis bei Erwachsenen und bei Säuglingen. Insbesondere bei den Säuglingen ist das ^{228}Ra wesentlich für erhöhte Dosiswerte verantwortlich.

Danksagung

Dem Kantonalen Labor Zürich, besonders Daniel Imhof, Susanne Pfenninger und den Mitarbeitern der Abteilung "Elemente" danken wir für die Durchführung der ICP-MS-Messungen. Den Mitarbeitern des Kantonalen Labors und der Lebensmittelkontrolle Graubünden danken wir für die Unterstützung beim Erheben und Untersuchen der Wasserproben. Diese Untersuchungen profitierten von der Unterstützung durch das BAG, Abteilung Strahlenschutz.

Literatur

- 1) Deflorin, O. und Surbeck, H., Natürliche Radionuklide im Trinkwasser am Beispiel des Kantons Graubünden. GWA (Gas, Wasser, Abwasser), 1, 2003, 40 - 45.
- 2) Surbeck, H., Alpha spectrometry sample preparation using selectively adsorbing thin films, Applied Radiation and Isotopes 53 (2000) 97-100
- 3) Eikenberg, J., Tricca, A., Vezzu, G., Bajo, S., Ruethi, M. and Surbeck, H., Determination of Ra-228, Ra-226 and Ra-224 in natural water via adsorption on MnO₂-coated discs, J. Environmental Radioactivity 54 (2001), 109-131
- 4) Deflorin, O., Natürliche Radionuklide in Grundwässern des Kantons Graubünden, Dissertation, Université de Neuchâtel, 2004

4.4. Radiocäsium im Lago Maggiore

E. Klemt ¹⁾, H. Paliachenka ¹⁾, V. Putyrskaya ¹⁾, G. Zibold ¹⁾, M. Astner ²⁾, St. Röllin ²⁾

- 1) Fachhochschule Ravensburg-Weingarten, University of Applied Sciences, P.O.B. 1261
D-88241 WEINGARTEN
- 2) Bundesamt für Bevölkerungsschutz, Labor Spiez, CH-3700 SPIEZ

Zusammenfassung

Um die ¹³⁷Cs Bilanz im Lago Maggiore und insbesondere das Migrationsverhalten von ¹³⁷Cs in seinen Sedimenten zu untersuchen, wurde im Jahr 2003 begonnen an zwei Positionen im nördlichen Becken mehrere Sedimentkerne zu entnehmen und die Tiefenverteilung von ¹³⁷Cs sowie die Assoziation des ¹³⁷Cs an unterschiedliche geochemische Fraktionen zu bestimmen. Zusätzlich wurden die ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentration sowie weitere relevante Parameter in der Wassersäule des oligotrophen Sees gemessen.

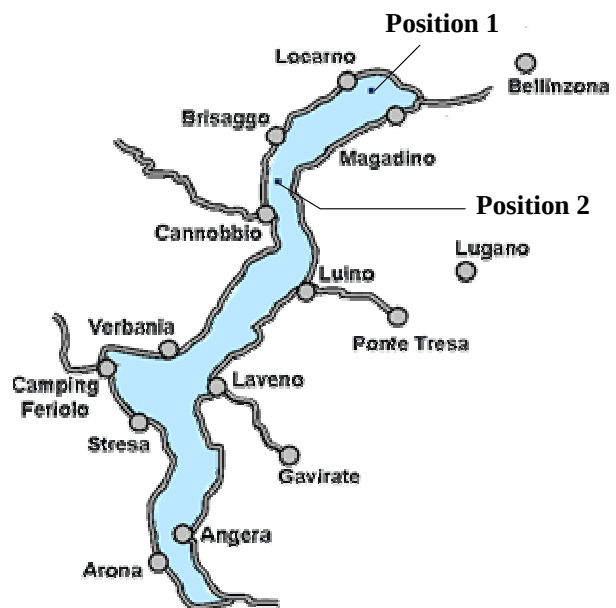
Auf Grund von zahlreichen Turbiditen sind die Tiefenverteilungen im Sediment schwierig zu interpretieren. Das ¹³⁷Cs ist hier aber deutlich fester als an vergleichbaren Positionen im benachbarten Luganersee gebunden.

4.4.1 Einleitung

Der Lago Maggiore in 194 m Meereshöhe ist mit seiner Oberfläche von 212 km² und mit einer maximalen Tiefe von 370 m einer der ganz großen Trinkwasserspeicher am südlichen Alpenrand (Figur 1). Er wird von Nord nach Süd vom Ticino durchflossen, dessen Flusstal in der letzten Eiszeit durch Gletscher neu geformt wurde. Weitere Zuflüsse sind im Norden Versasca und Maggia, im Westen Toce und im Osten Tresa, der Abfluß des Luganer-sees. Die Zuflüsse haben häufig Hochwasser und tragen allochthones Material in den See ein. Auf Grund der steilen Abhänge kommt es oft zu unterseeischen Sedimentlawinen, den Turbiditen. Der Lago Maggiore, der ursprünglich ein sehr nährstoffarmer See (oligotroph) war, wurde in den 70iger Jahren nährstoffreicher (mesotroph), ist aber mittlerweile wieder oligotroph geworden (Calderoni et. al., 1996).

Nach dem Unfall von Tschernobyl im Jahr 1986 wurden, wie beim benachbarten Luganersee, etwa 20 kBq/m² ¹³⁷Cs über die Seeoberfläche in den See eingetragen. Im Gegensatz zum Luganersee (Klemt et. al, 2001, und Berichte in dieser Reihe in den vorangegangenen Jahren) ist das Schicksal des ¹³⁷Cs im Lago Maggiore noch praktisch unerforscht. Beim Luganersee zeigte es sich, dass sich unterschiedliche Positionen innerhalb des Sees

hinsichtlich der Bindung des ¹³⁷Cs recht unterschiedlich verhalten (Klemt et. al, 2000). Beim Lago Maggiore erwarten wir weitere deutliche Unterschiede, da der See wesentlich nährstoffärmer ist. Im Gegensatz zum Luganersee herrschen auch im Tiefenwasser oxische Bedingungen, so dass die Konzentration der NH₄⁺-Ionen, eines wesentlichen Konkurrenzions des ¹³⁷Cs für selektive Bindungsplätze, nur sehr gering sein kann. Weiterhin hat der Lago Maggiore mit 6599 km² ein deutlich größeres Wasser-Einzugsgebiet aus unterschiedlichen Regionen, was ebenfalls zu Unterschieden in den einzelnen Becken und zu Unterschieden zum Luganersee führen sollte.



Figur 1
Probennahmepositionen im Lago Maggiore im Jahr 2003.

Deswegen haben wir am 12. Mai 2003 mit der Beprobung im nördlichen Teil des Lago Maggiore begonnen. An den Positionen 1 und 2 (s. Figur 1) wurden jeweils mehrere Sedimentkerne entnommen und zur Bearbeitung nach Weingarten gebracht. An der Position 2 wurden am 13. Mai und am 3. November zusätzlich Wasserproben in 30 m Tiefen-Schritten entnommen. Da diese Untersuchungen nur den Zustand im nördlichen Becken

widerspiegeln können, soll die Beprobung im Jahr 2004 in anderen Becken fortgesetzt werden.

4.4.2 Tiefenverteilung von ^{137}Cs und von weiteren Parametern in der Wassersäule

In Figur 2 ist u. a. die Tiefenverteilung des ^{137}Cs in der Wassersäule des Lago Maggiore an der Position 2 dargestellt. Die Aktivitätskonzentration beträgt im Mittel etwa 1 mBq/l und steigt mit zunehmender Tiefe geringfügig an. Um eine derart geringe Aktivitätskonzentration überhaupt messen zu können, wurden pro Tiefenstufe etwa 500 l Wasser hoch gepumpt, gefiltert (Schleicher&Schüll: blue ribbon) und durch einen Cs-Absorber gedrückt, dessen Aktivität dann gemessen wurde.

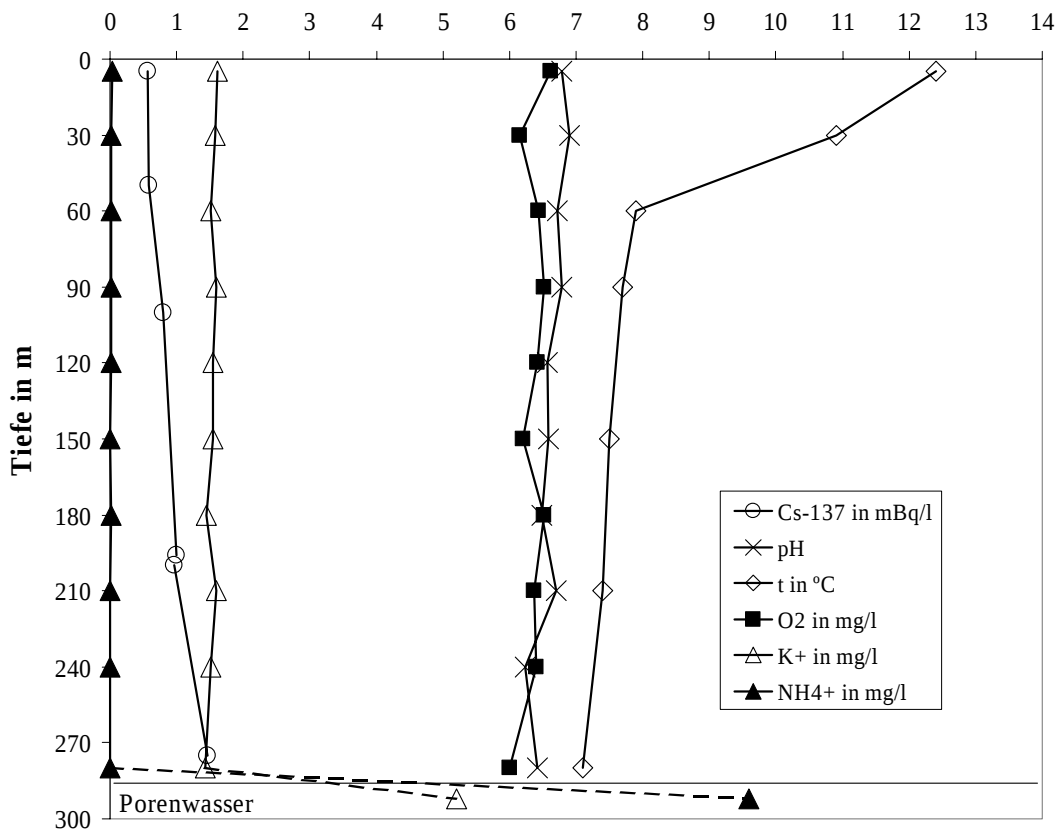
Im Seewasser ist auch die Summe der Konzentrationen der Konkurrenzionen auf die selektiven Bindungsplätze des ^{137}Cs konstant: Die K^+ -Konzentration ist mit knapp 2 mg/l in etwa konstant, die NH_4^+ -Konzentration ist vernachlässigbar. Dies ändert sich beim Übergang vom freien Seewasser zum Porenwasser des Sedimentes. Dort betragen die Konzentrationen von K^+ und NH_4^+ 5 mg/l und mehr als 9 mg/l. Beide Konkurrenzionen haben hier

Einfluss auf die Migration des ^{137}Cs , indem sie die Diffusion im Sediment erhöhen.

In Figur 2 ist weiterhin zu sehen, dass der pH-Wert mit knapp 7, ebenso wie die Konzentration des gelösten O_2 mit etwa 6,5 mg/l, über die Wassersäule in etwa konstant sind. Es besteht allerdings eine Tendenz, dass der pH-Wert mit der Tiefe geringfügig abnimmt, die H^+ -Konzentration also zunimmt. Diese zunehmende H^+ -Konzentration könnte u. U. die geringe Zunahme der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration mit der Tiefe steuern (z. B. Albrecht, 1998).

In den oberen 30 m (jedenfalls < 60 m) befindet sich eine warme Wasserschicht, das Epilimnion, mit einer Temperatur von 11 bis 12 °C; in der Schicht darunter, dem Hypolimnion, beträgt die Wassertemperatur 8 °C und nimmt mit der Tiefe geringfügig ab.

Mit Ausnahme der 4 obersten Messungen der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration vom 13. Mai, wurden alle Messungen in Figur 2 am 3. November durchgeführt, was die niedrigen Wassertemperaturen im Epilimnion erklärt.



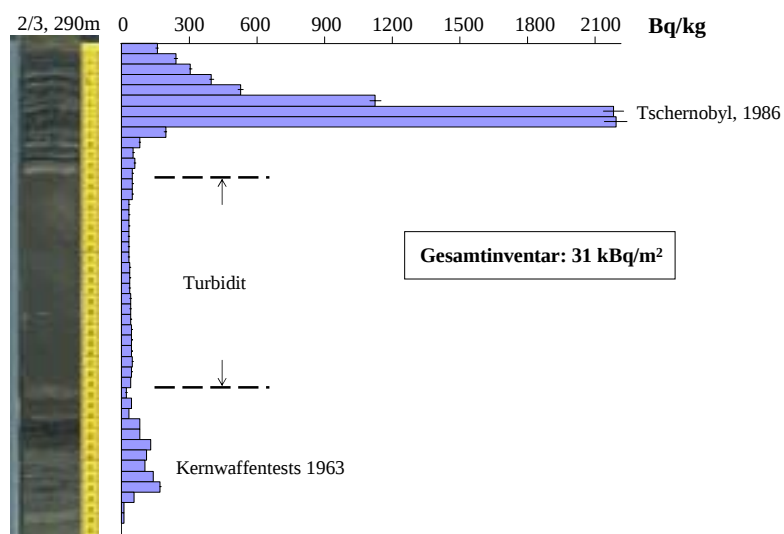
Figur 2

Tiefenverteilung der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration, pH, Temperatur, Sauerstoff-, Kalium- und Ammoniumkonzentration in der Wassersäule des Lago Maggiore an der Position 2.

4.4.3 Tiefenverteilung von ^{137}Cs im Sediment

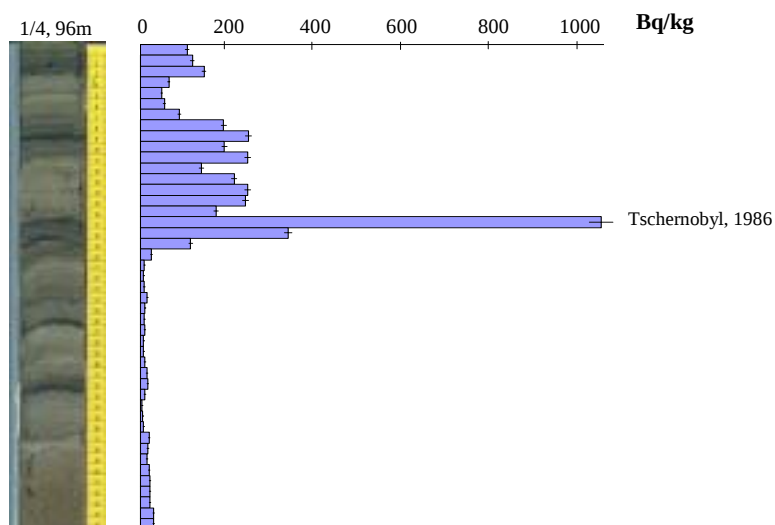
Auf der linken Seite in Figur 3 ist ein Foto eines längs aufgeschnittenen Sedimentkerns der Position 2 zu sehen. Gut erkennbar ist die Lamellierung der jährlich eingetragenen Schichten. Im Bereich zwischen 13 und 33 cm Tiefe fällt ein Bereich mit einheitlicher Färbung auf: Hier sind auch die ^{137}Cs und die ^{210}Pb Aktivitätskonzentrationen sowie die Dichte konstant, woraus wir schließen, dass in dieser Schicht ein einziges Ereignis, ein Turbidit, abgebildet wird. Auf der rechten Seite in Figur 3 ist die Tiefenverteilung der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration im Sediment (im selben räumlichen Maßstab wie im Foto) dargestellt. Zu erkennen sind zwei Maxima, die den Fallouts nach dem Unfall von

Tschernobyl, bzw. nach den atmosphärischen Kernwaffentests der sechziger Jahre, zuzuordnen sind. Diese Zuordnung erfolgt nicht nur nach der logischen Abfolge des Sedimentaufbaus, sondern geschieht auch durch den Nachweis von ^{134}Cs (aus stabilem ^{133}Cs durch Neutroneneinfang im Reaktor produziert) im oberen Maximum und das um mehr als eine Größenordnung erhöhte $^{241}\text{Am}/^{137}\text{Cs}$ Verhältnis (Kernwaffenexplosionen) im unteren Maximum. Unterhalb des in Figur 3 dargestellten Bereiches konnte das künstliche Radionuklid ^{137}Cs praktisch nicht mehr nachgewiesen werden. Das ^{137}Cs Tschernobyl-Inventar, das in diesem Sedimentkern gefunden wurde, beträgt 20 kBq/m^2 und entspricht damit etwa dem Eintrag über die Wasseroberfläche nach dem Unfall im Jahre 1986.



Figur 3

^{137}Cs Tiefenverteilung im Sediment des Lago Maggiore an der Position 2 (0 cm – 47 cm). Zerfallskorrigiert auf den 1. Mai 1986.



Figur 4

^{137}Cs Tiefenverteilung im Sediment des Lago Maggiore an der Position 1 (0 cm – 45 cm), Gesamtinventar $>33 \text{ kBq/m}^2$. Zerfallskorrigiert auf den 1. Mai 1986.

An der Position 1, im Einschwemmungsbereich von Ticino, Versasca und Maggia ist die Sediment-Depositionsrates deutlich höher als an Position 2. Gleichzeitig ist hier die Konsistenz des Sedimentes härter, so dass mit dem verwendeten Sedimentstecher nicht das gesamte ^{137}Cs Inventar erreicht wurde. In Figur 4 ist das Maximum der Aktivitätskonzentration in einer Tiefe von 16 bis 17 cm zu erkennen. In einer Tiefe von 45 cm ist das Maximum des Fallouts von den Kernwaffentests vermutlich noch nicht erreicht, da die Aktivitätskonzentration hier mit der Tiefe weiter ansteigt. Die Tiefenverteilung der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration hat an der Position 1 keinen so glatten Verlauf wie an der Position 2. Dies lässt sich so verstehen, dass nach heftigen Regenfällen, die in dieser Region häufig vorkommen, durch die Zuflüsse große Mengen an allochthonem Material in den See eingeschwemmt werden. Es gibt also keine gleichmäßige Sedimentation von autochthonem Material. Solche fast jährlich oder auch mehrfach im Jahr vorkommenden „Mini-Turbidite“, wie sie in Figur 4 z. B. bei 2,5 bis 6,5 cm Tiefe (2 aufeinander folgende) oder bei 32,5 bis 36 cm Tiefe zu finden sind, zeichnen sich, im Vergleich zu benachbarten Schichten, nicht nur durch eine unterschiedliche ^{137}Cs Aktivitätskonzentration, sondern auch durch unterschiedliche Dichte und deutlich unterschiedliche ^{210}Pb -Aktivitätskonzentration aus. Eine Sedimenttiefen-Sedimentalters-Relation ist hier mit der Standard- ^{210}Pb -Methode gänzlich ausgeschlossen.

4.4.4 Sequentielle Extraktionsexperimente

Um die Assoziation des ^{137}Cs an die wesentlichen Fraktionen des Sedimentes zu untersuchen, wurden mit Sedimentmaterial der Position 1 (aus dem Bereich des Tschernobylmaximums) sequentielle Extraktionsexperimente durchgeführt (gegenüber dem in Klemt, 2000, beschriebenen Extraktionsschema wurden hier die Schritte 3 und 4 vertauscht). Es stellte sich heraus, dass das ^{137}Cs sehr fest an das Sediment gebunden ist. Nur 0,45 % des ^{137}Cs ließ sich gegen NH_4^+ -Ionen austauschen, die hinsichtlich der selektiven Bindungsplätze dem Cs fast äquivalent sind. Nur 0,2 % des ^{137}Cs ist mit den Karbonaten assoziiert. Oxide und Hydroxide von Eisen und Mangan, die häufig auf den Oberflächen von Partikeln zu finden sind, beinhalten nur 0,15 % des im Sediment vorkommenden ^{137}Cs . Ein etwas größerer Anteil von 2,2 % ist in der organischen Materie zu finden. Im 5. und letzten Extraktionsschritt wurden die amorphen Silikate zersetzt. Sie sind das Strukturmaterial der in allen Gewässern der Erde vorkommenden Kieselalgen. Dieses Material beinhaltet 5,5 % des ^{137}Cs . Der Rest des Sedimentes besteht im

Wesentlichen aus Tonmineralen, Quarz und Feldspäten. Diese Fraktion, insbesondere der Anteil an Tonmineralen, bindet also 91,5 % des ^{137}Cs äußerst fest. Die Gefahr der Diffusion von ^{137}Cs im Sediment und einer Rücklösung aus dem Sediment in das Wasser des Lago Maggiore ist damit verschwindend gering.

4.4.5 Der ^{137}Cs Verteilungskoeffizient K_D

Der Verteilungskoeffizient K_D berechnet sich aus dem Verhältnis des an Feststoffe gebundenen ^{137}Cs in Bq/kg zu dem sich in Lösung befindlichen ^{137}Cs in Bq/l (s. Duursma et al.). Der K_D -Wert, der damit aussagt, welcher Anteil des ^{137}Cs im Gleichgewicht an Feststoffe gebunden ist, ist keine dynamische Größe; aus Ermangelung besser geeigneter Parameter wird er jedoch sehr häufig bei der Modellierung lakustrischer Systeme verwendet. Da die Aktivitätskonzentration an der Position 2 sowohl im Wasser als auch in den Schwebstoffen bestimmt wurde, kann hier der K_D -Wert angegeben werden. An der Wasseroberfläche beträgt er $(33\,000 \pm 5\,000)$ l/kg, darunter beträgt er im gewichteten Mittel $(92\,000 \pm 18\,000)$ l/kg. Berechnet man einen K_D -Wert aus der Aktivitätskonzentration der obersten Sedimentschicht dividiert durch die Aktivitätskonzentration des Tiefenwassers, erhält man $(72\,000 \pm 7\,000)$ l/kg. Diese Zahlen legen nahe, dass die Schwebstoffe aus den unteren Wasserschichten mit ihrer Aktivität in das Sediment eingetragen werden. Innerhalb des Sedimentes erwarten wir kleinere K_D -Werte, da hier die Konzentration der Konkurrenzionen (NH_4^+ , K^+) deutlich erhöht ist.

4.4.6 Vergleich mit dem Luganersee und Ausblick

Zunächst muss festgehalten werden, dass ^{137}Cs aus den Tschernobyl- und Kernwaffentest-Fallouts im Lago Maggiore genauso wie im Luganersee zu finden ist. Das Inventar in der Mitte eines Beckens ist in beiden Seen von gleicher Größenordnung und stimmt in etwa mit dem ursprünglichen Eintrag über die Wasseroberfläche überein.

Während im Lago Maggiore die Aktivitätskonzentration im Wasser mit etwa 1 mBq/l über die Tiefe in etwa konstant ist, stieg sie im Luganersee mit der Tiefe von 1 mBq/l auf bis zu 10 mBq/l an. Im Luganersee ist dieser Anstieg offensichtlich NH_4^+ -gesteuert, während die NH_4^+ -Konzentration im Wasser des Lago Maggiore so gering ist, dass sie praktisch ohne Bedeutung ist.

Gemäß den Ergebnissen der Extraktionsexperimente an der Position 1 im Lago Maggiore ist ^{137}Cs hier um etwa einen Faktor 4 weniger austauschbar, als an vergleichbaren Positionen im Luganersee (vor Cassarate- bzw. Veduggio-Mündung). Ver-

gleicht man den Prozentsatz des insgesamt extrahierbaren ^{137}Cs an diesen Positionen, so ist er im Lago Maggiore um einen Faktor 2 bis 3 geringer; das ^{137}Cs ist hier also deutlich fester gebunden.

Auf Grund der im Lago Maggiore vorgefundenen Turbidite ist eine Modellierung der Tiefenverteilung des ^{137}Cs im Sediment (s. Klemt, 2001) deutlich schwieriger als beim Luganersee. Trotzdem soll es versucht werden, um z. B. Verteilungskoeffizienten K_D zu bestimmen und zu vergleichen.

Dazu sollen im Jahr 2004 weitere Positionen beprobt werden: Zum einen um Positionen mit ungestörter Sedimentation zu finden, zum anderen um in anderen Becken den Einfluss anderer Zuflüsse untersuchen zu können. Für die Bilanzierung der ^{137}Cs Flüsse soll auch die Aktivitätskonzentration in den Zuflüssen gemessen werden.

Danksagung

Wir danken Dr. Piero Guilizzoni und seinem Kapitän Stefano Vanetti vom „CNR-Instituto per lo Studio degli Ecosystemi“ (I.S.E.) in Verbania Pallanza, Italien, die uns die Probennahme mit dem Schiff ihres Institutes ermöglichten und uns dabei tatkräftig unterstützten.

Referenzen

- [1] Albrecht, A.: The Behavior of Nuclear Reactor Derived Metallic Radionuclides in the Aquatic System of Switzerland. Schriftenreihe der EAWAG Nr. 13 (1998)
- [2] Calderoni, A., Mosello, R.: L'eutrofizzazione del Lago Maggiore e il suo risanamento. Documenta Ist. ital. Idrobiol., **56**, (1996) 5-20.
- [3] Duursma, E., Carroll, J.: Environmental Compartments. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg 1996
- [4] 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.4.4.1-5.
- [5] Klemt, E., Zibold, G., Burger, M., Schmid, E., Barbieri, A., Simona, M.: Eintrag von Radiocaesium in Sedimente des Luganersees. In: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2000, Bundesamt für Gesundheit (2001) B.4.4.1-4.

4.3. Radioactivité du sol et de l'herbe

P. Froidevaux, K. Friedrich-Bénet, T. Schmittler, F. Barraud, J.-F. Valley

Institut de radiophysique appliquée, Grand Pré 1, 1007 LAUSANNE

H. Völkle, M. Jungck

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

M. Burger, E. Schmidt, F. Byrde, A. Jakob, M. Astner

Laboratorium Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS, 3700 SPIEZ

Résumé

Des échantillons de sol et d'herbe ont été prélevés sur l'ensemble du territoire suisse afin d'en déterminer l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr . Deux profils de sol ont également été prélevés dans le Jura vaudois. Les résultats montrent que l'activité en ^{137}Cs et en ^{90}Sr provient des retombées des essais d'armes atomiques réalisés dans l'atmosphère durant les années 1950-1965 et de l'accident de la centrale nucléaire de Chernobyl en 1986. En Suisse, l'activité des sols et de l'herbe est fortement dépendante de l'altitude : le plateau suisse présente les activités les plus faibles, suivi du Jura et enfin des Alpes. L'activité en ^{90}Sr de l'herbe du Tessin est la plus élevée (8-50 Bq/kg) car cette région a été particulièrement touchée par les retombées globales de tirs nucléaires et par l'accident de Chernobyl. La géomorphologie du Tessin faite de montagnes, de forte déclivité et de précipitations abondantes, notamment lors de l'accident de la centrale de Chernobyl, est responsable de la contamination plus importante du Tessin par rapport à d'autres sites en Suisse. Deux profils de sol du Jura vaudois ont présenté des situations différentes dans les mécanismes de migration des différents radioéléments.

4.3.1 Introduction

La migration de radioéléments et leur transfert du sol aux plantes sont généralement estimés à partir de l'activité contenue dans le sol [1]. Les modèles de transfert utilisent les activités massiques ou surfaciques du sol pour prédire l'activité résultante dans les plantes puis éventuellement dans la chaîne alimentaire, notamment dans le lait. Des études récentes ont montré toutefois que, sur une surface de dimension restreinte, les activités pouvaient varier très fortement à l'intérieur d'une même région [2, 3]. Dans les sols de montagne, la déposition du ^{137}Cs de l'accident de Chernobyl est très hétérogène. Cette hétérogénéité est principalement le fait de l'accumulation de neige lors du passage du nuage de Chernobyl [2]. Dans les sols mêmes, la déposition peut également se répartir de manière inhomogène. La présence de

flux préférentiels est cette fois-ci directement mise en cause [4]. De plus, certains radioéléments tels que le ^{90}Sr , un analogue chimique du calcium, migre dans les plantes et le lait en fonction de la quantité de calcium présent dans l'environnement [3, 5].

La consommation de lait contaminé est généralement la principale contribution à la dose interne due au ^{90}Sr et au ^{137}Cs . L'évaluation de la présence de ces deux radioéléments dans le sol et l'herbe est le préambule à toute étude des mécanismes de transfert vers la chaîne alimentaire. Dans ce travail, divers prélèvements de sol et d'herbe ont été effectués afin d'en déterminer la contamination en divers radioéléments (^{90}Sr , ^{137}Cs , plutonium, américium...). Une étude plus complète de deux profils de sol prélevés dans le Jura vaudois a permis d'évaluer la variabilité des dépositions dans le Jura ainsi que la présence de mécanismes de migration du ^{90}Sr , ^{137}Cs et plutonium dans l'un des deux profils.

4.3.2 Méthode

Herbe et sol :

Le ^{90}Sr est déterminé par la mesure de son produit de filiation, ^{90}Y . Après désorption des cendres de sol et d'herbe par micro-ondes en milieu HNO_3 8 M, le strontium et l'yttrium sont pré-concentrés sur un précipité d'oxalate de calcium. Après destruction de l'oxalate par micro-ondes sous pression en milieu nitrique 65 % et complexation de l'yttrium par l'acide dipicolinique, le complexe anionique $[\text{Y}(\text{dipic})_3]^{3-}$ est retenu sur une colonne anionique (AG 1x4). Après lavage de la colonne, l'yttrium est élué par NaCl 1M. La source d'yttrium est obtenue par précipitation de l'oxalate et comptée dans un compteur proportionnel à flux de gaz. Le contenu en calcium des cendres et le rendement en yttrium du processus de séparation chimique sont déterminés par absorption atomique. La limite de détection pour le sol est de 0.3 Bq/kg de masse sèche. Elle est de 0.1 Bq/kg de masse sèche pour l'herbe.

4.3.3 Résultats de la surveillance

Les mesures sont effectuées sur un prélèvement de sol entre 0-5 cm, séché à l'étuve et tamisé à 2

mm. Pour la mesure du ^{90}Sr , environ 15 g de sol sont nécessaire (30 g pour la mesure du plutonium et de l'américium).

Tableau 1

Radioactivité du sol (0-5 cm) en 2003, en Bq/ kg de matière sèche (et Bq/ g Ca pour le ^{90}Sr), rapportée à la date du prélèvement. Les intervalles de valeurs indiquent plusieurs prélèvements pour un site.

Canton/Lieu	n	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239} + ^{240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (Voisinage KKB)	2	440 - 470	---	33 - 40	3.0 ± 0.3	0.23 ± 0.02	0.082 ± 0.008
AG (KKB in-situ)	2	319 - 396	---	19 - 19.5	---	---	---
AG (PSI-Oase/Radair)	1	430 ± 70	---	43 ± 6	---	---	---
AG (PSI in-situ)	1	301	---	17.9	---	---	---
AG (ZWILAG)		450 ± 60	---	22 ± 3	2.7 ± 0.5	---	---
AG (ZWILAG in-situ)	1	317	---	12.9	---	---	---
AG (Voisinage KKL)	4	400 - 420	---	15 - 22	2.8 ± 0.3	0.21 ± 0.02	0.065 ± 0.008
AG (KKL in-situ)	4	309 - 347	---	15 - 16	---	---	---
AG/SO (Voisinage KKG)	4	410 - 480	---	15 - 23	2.7 ± 0.4	0.37 ± 0.03	0.116 ± 0.009
AG/SO KKG in-situ)	4	283 - 336	---	10 - 15	---	---	---
BE (Voisinage KKM)	4	400 - 730	---	13 - 25	2.9 ± 0.3	0.25 ± 0.02	0.090 ± 0.008
BE (KKM in-situ)	3	328 - 623	---	8.6 - 13.5	---	---	---
BE (Allmendhubel) ¹⁾	1	532 ± 26	< 0.26	68 ± 3	17.3 ± 0.6	1.65 ± 0.06	0.66 ± 0.03
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	339 ± 16	< 0.16	25 ± 1	9.6 ± 0.4	0.68 ± 0.04	0.25 ± 0.02
BE (Fahrni) ³⁾	1	482 ± 25	< 0.16	21 ± 1	8.5 ± 0.6	0.51 ± 0.02	0.16 ± 0.02
BE (Diesse/Jura)	1	421 ± 20	< 0.21	24 ± 1	17.1 ± 0.8	0.84 ± 0.07	0.17 ± 0.02
BL (Sissach)	1	557 ± 24	< 0.2	8.5 ± 0.8	---	---	---
FR (Grangeneuve)	1	550 ± 17	< 0.9	20.4 ± 0.8	5.2 ± 0.3	0.43 ± 0.03	0.15 ± 0.02
FR (Fribourg, in-situ)	1	405	---	11.5	---	---	---
GE (Vois. CERN)	4	420 - 482	---	6 - 21	---	---	---
GE (CERN in-situ)	4	360 - 377	---	5 - 10	---	---	---
GR (Chur)	1	519 ± 17	< 1	25 ± 1	15.3 ± 0.9	0.50 ± 0.03	0.093 ± 0.012
GR (Davos)	1	262 ± 23	< 3	191 ± 4	36.7 ± 0.5	n.m.	1.30 ± 0.07
GR (Hinterrhein)	1	600 ± 90	< 0.8	120 ± 16	---	---	---
GR (Hinterrhein) ⁵⁾	1	552	---	173	---	---	---
SZ (Ochsenboden) ⁴⁾	4	220 - 290	---	73 - 165	$6.7 - 13.4$	$0.93 - 2.07$	$0.34 - 0.48$
TG (Arenenberg)	1	364 ± 9	< 0.2	73 ± 8	4.0 ± 0.2	0.15 ± 0.02	0.06 ± 0.02
TI (Ambri)	1	450 ± 70	< 1.5	210 ± 210	---	---	---
TI (Ambri-Ritom) ⁵⁾	1	502	---	90.3	---	---	---
TI (Caslano)	1	660 ± 100	0.6 ± 0.4	260 ± 33	---	---	---
TI (Caslano) ⁵⁾	1	506	0.6	137.2	---	---	---
TI (Coglio)	7	320 - 570	0.8 - 1.5	280 - 810	---	---	---
TI (Coglio-V. Maggia) ⁵⁾	1	541	0.9	340	---	---	---
TI (Magadino)	1	920 ± 140	< 2	180 ± 22	---	---	---
TI (Magadino) ⁵⁾	1	679	---	103	---	---	---
TI (Novaggio ($\approx$ Sessa))	1	680 ± 30	< 0.2	61 ± 3	---	---	---
TI (Rasa)	1	775 ± 30	0.9 ± 0.4	461 ± 20	---	---	---
TI (Rodi-Fiesso)	1	617 ± 33	0.6 ± 0.4	46 ± 3	---	---	---
TI (Stabio)	1	630 ± 88	< 1.5	380 ± 50	---	---	---
TI (Stabio) ⁵⁾	1	471	0.8	224	---	---	---
VD (Marchairuz)	1	223 ± 9	0.45 ± 0.15	258 ± 3	12.8 ± 0.3	4.0 ± 0.2	1.44 ± 0.06
VD (Mollendruz)	1	275 ± 12	< 0.9	59 ± 2	6.7 ± 0.3	0.91 ± 0.04	---
VS (Ulrichen)	1	530 ± 80	1.5	26 ± 4	---	---	---
VS (Ulrichen) ⁵⁾	1	372	---	15	---	---	---
ZH Lindau	1	344 ± 10	< 0.5	18.7 ± 0.4	2.2 ± 0.4	0.17 ± 0.01	0.066 ± 0.008

n = nombre d'échantillons

1) Alpage

2) Vallée

3) Plaine

4) Echantillons prélevés en 2002: Ochsenboden/SZ: 707.700/213.250; Chalchboden: 707.485/213.850; Schwyzerblätz: 707.845/212.215; Studen-Ort: 706.970/213.940 (voir rap. annuel 2002, chap. B.4.3)

5) Mesures in-situ

Tableau 2

Radioactivité de l'herbe en 2003, en Bq/ kg de matière sèche, rapportée à la date de prélèvement. Les intervalles de valeurs indiquent plusieurs prélèvements pour un site.

Canton/Lieu	n=	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
AG (Voisinage KKB)	5	570 - 1200	< 3	< 4	4.8 ± 0.9
AG (PSI-Oase)	1	580 ± 70	< 1	4.5 ± 1	---
AG (ZWILAG)	2	620 - 660	< 1.5	1.6 - 1.9	---
AG (Voisinage KKL)	8	500 - 950	< 3	< 2 - 5	---
AG/SO (Voisinage KKG)	8	430 - 970	< 3	2.0 - 6.2	4.3 ± 1.0
BE (Voisinage KKM)	8	330 - 1200	< 3	2 - 3	2.4-4.5
BE (Almendhubel) ¹⁾	1	568 ± 60	< 0.33	4.13 ± 0.3	41 ± 4
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	1090 ± 50	< 0.28	0.99 ± 0.13	4.7 ± 0.4
BE (Fahrni) ³⁾	2	969 - 1079	< 0.47	< 0.58	3.8 - 6.3
BE (Diesse/Jura)	2	550 - 1194	< 0.47	0.63 - 0.99	1.1 - 3.7
BL (Sissach)	1	512 ± 90	< 0.2	< 0.3	---
FR (Grangeneuve)	1	944 ± 26	< 0.7	0.9 ± 0.8	4.1 ± 0.9
GE (CERN)	1	600 ± 20	< 2	< 2	13.8 ± 0.3
GR (Chur)	1	717 ± 22	< 0.7	1.0 ± 0.4	6.5 ± 0.7
GR (Davos)	2	1110 - 1488	< 1	0.5 - 1.0	9.0 ± 0.6
TG (Arenenberg)	1	821 ± 23	< 0.6	1.2 ± 0.3	3.6 ± 0.2
TI (Caslano)	1	770 ± 120	< 3	8 ± 3	---
TI (Magadino)	1	810 ± 140	< 3	17 ± 4	---
TI (Stabio)	1	500 ± 100	< 3	6 ± 3	---
TI (Rasa-Intragna)	1	757 ± 27	< 1	20 ± 1	50.2 ± 0.6
TI (Rodi-Fiesso)	1	823 ± 20	< 0.5	19.0 ± 0.6	8.0 ± 0.2
TI (Novaggio)	1	813 ± 31	< 1	2.3 ± 0.8	11.7 ± 0.4
ZH (Lindau)	1	1385 ± 46	< 2	< 2	5.3 ± 1.0

1) Alpage

2) Vallée

3) en plaine

4.3.4 Discussion

Les mesures effectuées en 2003 montrent que la contamination du sol et de l'herbe varie en fonction de l'altitude du prélèvement. En Suisse, la géomorphologie compliquée du pays se traduit par des dépositions atmosphériques de ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr très variables. Par exemple le plateau suisse est relativement peu touché par les retombées. Dans le sol, l'activité en ¹³⁷Cs ne dépasse pas 20 Bq/kg, à l'exception du site d'Arenenberg, particulièrement touché par les retombées de l'accident de Chernobyl (73 Bq/kg). L'activité en ⁹⁰Sr ne dépasse pas 5 Bq/kg. Dans le Jura, site d'altitude intermédiaire entre le plateau suisse et les régions alpines, l'activité en ¹³⁷Cs peut atteindre en certaines occasions 250 Bq/kg et celle en ⁹⁰Sr 13 Bq/kg. Dans les régions alpines, des activités en ¹³⁷Cs entre 50 et 200 Bq/kg sont mesurées régulièrement alors que certaines valeurs du Tessin dépassent parfois les 300 Bq/kg (Max. 810). L'intervalle d'activité en ⁹⁰Sr dans les régions alpines se situe en 2003 entre 8 et 37 Bq/kg.

Ces mesures indiquent des contaminations très variables malgré les dimensions réduites du pays, notamment en ¹³⁷Cs. Certains sites contiennent une proportion de ¹³⁷Cs de l'accident de Chernobyl inférieure à 50% (Jura, Alpes), alors que d'autres (Arenenberg, Tessin) contiennent jusqu'à 80% de ¹³⁷Cs dont l'origine est l'accident de Chernobyl.

La méthodologie de la surveillance de l'environnement consiste souvent à prélever les premiers 5 cm du sol. Elle a le mérite d'être simple et de limiter le nombre d'échantillons à analyser. La couche supérieure du sol est en effet le premier lieu de stockage de radioéléments provenant d'une déposition atmosphérique. Toutefois elle ne renseigne que qualitativement sur la contamination effective du site échantillonné. En effet, les radioéléments, bien que fortement adsorbés sur les particules de sol, peuvent migrer en profondeur ou alors être recyclés en surface s'ils sont transférés aux plantes. Le seul moyen d'avoir une

idée précise de ces mécanismes est de procéder à l'extraction d'une « carotte » de sol qui est sectionnée en couches dans lesquelles l'activité est déterminée. Deux profils de sol du Jura ont été analysés de cette manière et les résultats sont présentés dans les Figures 1 et 2. Le premier est issu d'un sol du col du Marchairuz. Le socle rocheux a été atteint à 40 cm, ce qui relativement profond pour un sol du Jura, où le socle est souvent atteint vers 10-15 cm. Le deuxième profil est issu d'un sol saturé (col du Mollendruz), dans une légère dépression. Des plantes typiques de tourbières se trouvaient sur ce site. Après 30 cm, le sol contenait une forte proportion d'argile et de petites pierres. Les résultats des analyses de ^{90}Sr , ^{137}Cs et de plutonium montrent une situation assez classique pour le sol du Marchairuz, avec une décroissance exponentielle de l'activité en ^{137}Cs et en plutonium, selon un modèle de diffusion dans le sol. Le ^{90}Sr , beaucoup plus mobile, est pratiquement homogène sur tout le profil. La contribution de Chernobyl à l'activité en ^{137}Cs est de 34%.

La situation est très différente sur le site saturé du col du Mollendruz, où les activités de tous les radioéléments déterminés sont presque homogènes sur l'ensemble du profil. La présence d'argile à partir de 30 cm empêche un écoulement des eaux dans l'aquifère et sature le profil en eau pendant de longues périodes. Un recyclage des radioéléments dans le sol entre la surface et les premiers 30 cm est ainsi possible dû à la présence du vecteur « eau ». Le sol étant également fortement organique (type tourbière) des acides humiques présents dans la fraction liquide du sol peuvent également participer à la mobilisation des radioéléments, en

particulier le plutonium. Celui-ci est totalement homogène sur l'ensemble du profil (Figure 2). La contribution de Chernobyl à l'activité en ^{137}Cs est de 30% sur ce site, distant d'environ 20 km à vol d'oiseau du précédent.

Lors d'une étude du devenir à long terme des radioéléments déposés dans le sol, on constate qu'il est indispensable de prélever la totalité du profil. Dans bien des cas, la couche de 5 cm ne contient plus qu'une fraction de la déposition totale. Certains sols, comme les sols alpins par exemple, ont au contraire la faculté de retenir les radioéléments dans les premiers centimètres du sol, ce qui se traduit par une activité en ^{90}Sr dans les plantes plus élevée [5]. Un exemple typique est le site de Davos, où l'activité du sol, de l'herbe et du lait en ^{90}Sr est supérieure à la moyenne nationale.

Le Tableau 3 présente les résultats obtenus ces dernières années sur des profils de sol du Jura. Souvent la couche de sol ne dépasse pas 10 cm. Dans ces cas, il est possible qu'une partie de la déposition ait déjà atteint l'aquifère. En calculant la fraction de ^{137}Cs provenant de Chernobyl (voir annexe I), on constate que les sites où il est possible de prélever du sol jusqu'à 40 cm présente une contribution de Chernobyl inférieure ou proche de 40 %. Pour les sites où l'épaisseur de sol ne dépasse pas 10 cm, cette proportion grimpe jusqu'à 60%, indiquant probablement qu'une partie de la déposition plus ancienne (retombées globales des années soixante) se trouve déjà dans l'aquifère.

Tableau 3

Dépôts surfaciques (Bq/m^2) de ^{90}Sr , ^{137}Cs et plutonium de certains sites du Jura vaudois, échantillonnés et mesurés entre 1999 et 2003.

Site	Altitude (m)	^{137}Cs	% Chernobyl	^{90}Sr	$^{239/240}\text{Pu}$
Marchairuz (0-40 cm)	1385	18330±400	35	2700±170	400±22
Mollendruz (0-30 cm)	1200	10320±280	30	1300±80	250±11
St-Cergue (0-40 cm)	1041	11400±350	41	1480±180	225±10
Chasseron (0-40 cm)	1520	11850±330	45	2530±200	220±10
Nouvelle Censièrè (0-10 cm)	1152	6880±70	61		90±4
Givrine (0-20 cm)	1228	8620±400	55	1380±100	130±6
Châtel -Mollendruz (0-10 cm)	1200	12900±700			
Châtel-Mollendruz (croix) (0-10 cm)	1432	9260±500			
Mont-Tendre (chalet) (0-10 cm)	1615	7830±380	63		95±3
Dôle(0-10 cm)	1440	8200±400	56		120±7

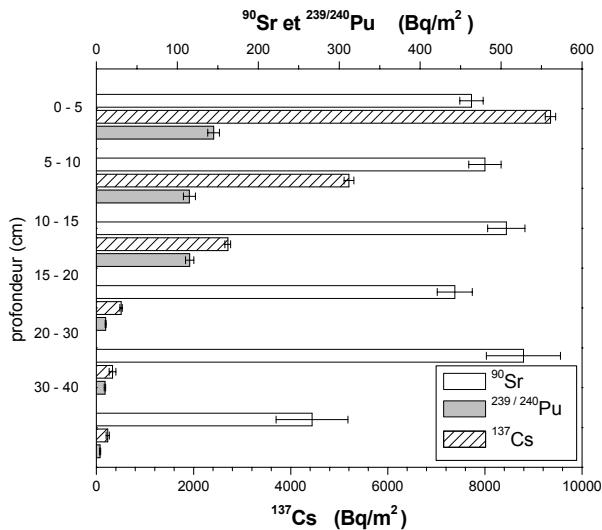


Figure 1
Profil de sol du col du Marchairuz (VD), en activité surfacique (Bq/ m²) pour ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs et ^{239/240}Pu.

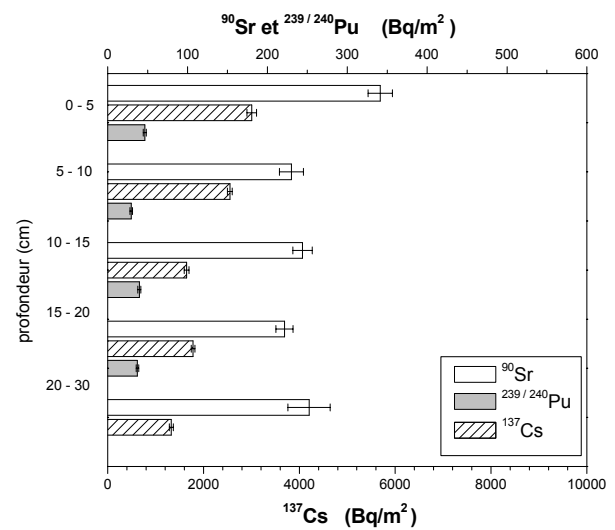


Figure 2
Profil de sol du col du Mollendruz (VD), en activité surfacique (Bq/ m²) pour ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs et ^{239/240}Pu.

4.3.5 Conclusions

Les mesures de radioactivité du sol indiquent trois catégories de sites : le plateau suisse avec une faible contamination en ¹³⁷Cs et en ⁹⁰Sr, le Jura avec une situation intermédiaire et les Alpes et le Tessin, régions pour lesquelles les activités les plus élevées sont observées en Suisse. Seuls le ⁹⁰Sr et, dans une moindre mesure, le ¹³⁷Cs sont transférés du sol vers les plantes. Les activités les plus élevées en ¹³⁷Cs dans l'herbe sont mesurées au Tessin (20 Bq/kg). L'activité maximale de l'herbe en ⁹⁰Sr a été mesurée dans le Jura vaudois (col du Marchairuz, 13 Bq/kg). Un profil de sol du Jura a montré que dans un sol fortement organique et saturé (de type tourbière), les radioéléments sont totalement homogénéisés sur tout le profil. Les résultats des études réalisées dans le Jura ces dernières années montrent qu'il est nécessaire de prélever l'ensemble du profil si l'on veut avoir une idée très précise de la contamination de surface et des mécanismes de migration des radioéléments. Sur des sites où la couche de sol ne dépasse pas 10 cm, une partie de la déposition peut déjà avoir atteint l'aquifère.

Remerciements

Que toutes les personnes qui ont contribué à ce travail en fournissant les échantillons trouvent ici l'expression de notre reconnaissance.

Bibliographie

- [1] Ehken, S., Kirchner, G., *J. Environ. Radioact.* **2002**, 58, 97.
- [2] Pourcelot, L., Louvat, D., Gauthier-Lafaye, F., Stille, P. Formation of radioactivity enriched soils in mountain areas. *J. Environ. Radioact.* **2003**, 68, 215-233.
- [3] Poucelot, L., Froidevaux, P. Impact of the variability of uplands soil radioactive contamination on dairy products: implication for environmental survey and fraud detection. *Environ. Sci. Technol.*, soumis.
- [4] Bundt, M., Albrecht, A., Froidevaux, P., Blaser, P., Flühler, H. Impact of preferential flow on radionuclide distribution in soil. *Environ. Sci. Technol.*, **2000**, 34, 3895-3899.
- [5] Gastberger, M., Steinhäslar, F., Gerzabeck, M., Hubner, A. Fallout strontium and caesium transfer from vegetation to cow milk at two lowland and two Alpine pastures. *J. Environ. Radioact.* **2001**, 54, 267-273.

Annexe I

Calcul de la composante de Chernobyl dans la déposition de ^{137}Cs :

$$A_{\text{Chernobyl}} = A_{\text{total}} - \left(\frac{A_{\text{Cs-137}}}{A_{\text{Pu-239/240}}}_{\text{retombées globales}} \right) \cdot A_{\text{Pu-239/240}}$$

$$\%_{\text{Chernobyl}} = \frac{A_{\text{Chernobyl}}}{A_{\text{total}}} \cdot 100$$

avec $A_{\text{Chernobyl}}$ l'activité en ^{137}Cs due à l'accident de Chernobyl, A_{totale} l'activité en ^{137}Cs mesurée dans l'échantillon.

$$\left(\frac{A_{\text{Cs-137}}}{A_{\text{Pu-239/240}}}_{\text{retombées globales}} \right) \text{ est le rapport du } ^{137}\text{Cs} \text{ au } ^{239/240}\text{Pu} \text{ dû uniquement aux retombées des essais d'armes atomiques et vaut 30 en 2003.}$$

$A_{\text{Pu-239/240}}$ est l'activité en plutonium dans l'échantillon.

Cette relation n'est valable que si on admet que la déposition en plutonium due à l'accident de Chernobyl a été négligeable en Suisse, ce qui est le cas.

4.2. Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, E. Grieder, I. Brunner

EAWAG, Abteilung SURF/RT, 8600 DÜBENDORF

Zusammenfassung

In den monatlichen Wasserproben von Aare und Rhein wurden hauptsächlich ^{60}Co von Mühleberg, ^{58}Co von Beznau und ^{137}Cs vom Tschernobylunfall nachgewiesen. In den Sedimentfallenproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln wurden zusätzlich noch ^{54}Mn und vereinzelt ^{65}Zn gefunden, vor allem zu Zeiten der Revisionen.

Im Rahmen der jährlich durchgeführten koordinierten Abgabe wurde am 1.10.03 die Dispersion der vom Kernkraftwerk Mühleberg in die Aare eingeleiteten Radionuklide bis Hagneck modellmässig bestimmt und mittels Messungen erfolgreich bestätigt.

Im Rhein oberhalb der Aaremündung konnten keine künstlichen Radionuklide festgestellt werden. In Fischen und Wasserpflanzen waren nur ^{40}K und geringe Spuren von ^{60}Co und ^{137}Cs nachweisbar. Messungen am Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Döttingen und Pratteln ergaben keine Hinweise auf infiltrierte künstliche Radionuklide. Auch im Abwasser der ARA Werdhölzli in Zürich konnten keine künstlichen Radionuklide gefunden werden. In der Rauchwasserwaschanlage der Kehrlichtverbrennungsanlage Hagenholz dagegen zeigten zwei Monatsproben Spuren von ^{137}Cs und eine etwas ^{131}I (7 ± 1 Bq/L). Insgesamt führen die gefundenen Aktivitäten in aquatischen Systemen zu keiner messbaren Erhöhung der Strahlenbelastung.

Ziele

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

Methoden

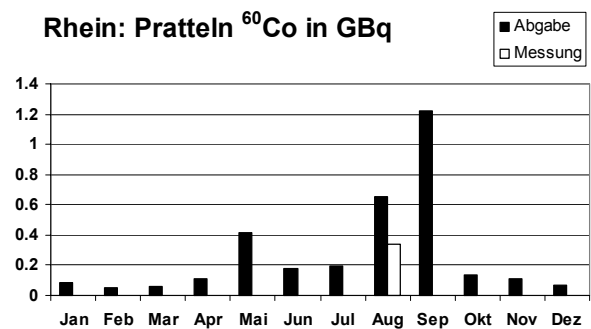
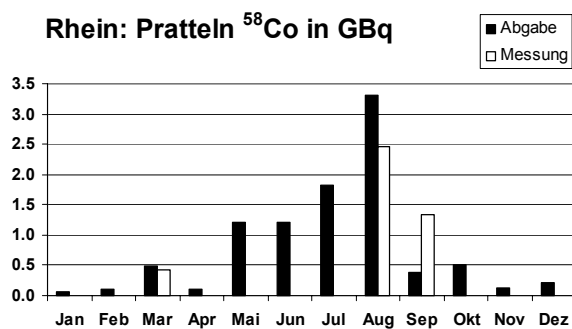
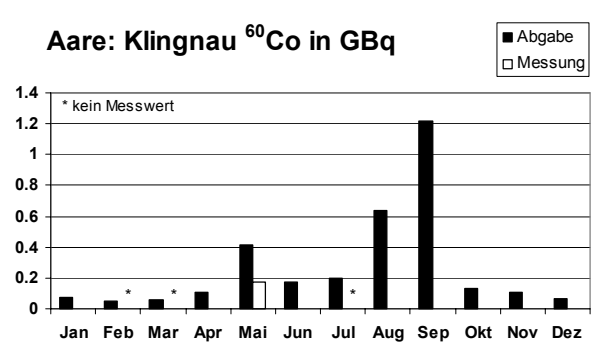
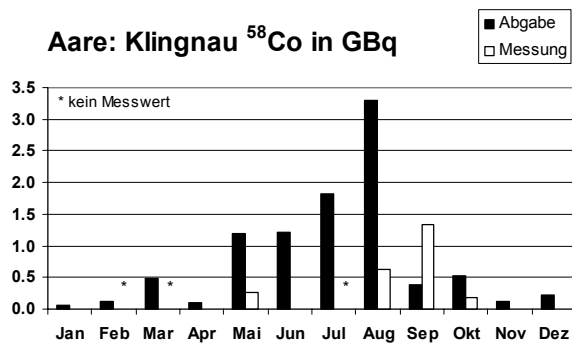
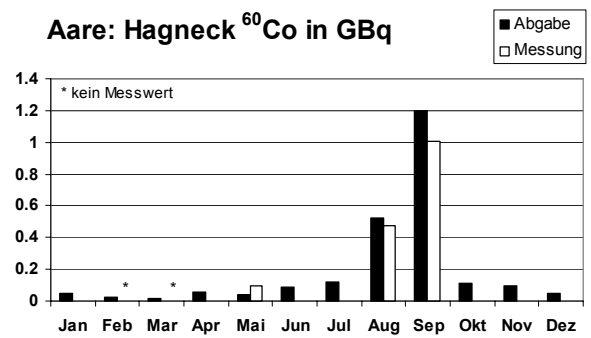
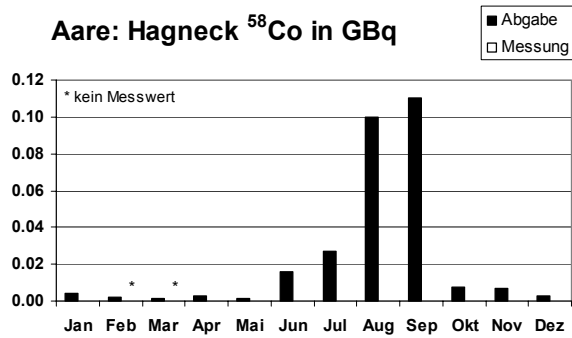
Die Aktivitäten aller in unserem Labor gemessenen Radionuklide werden mittels Gammaskopie bestimmt. Sedimente, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität pro Trockengewicht erhoben. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert und gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau und Reckingen werden direkt gemessen. Die Bestimmung der Tritiumkonzentrationen wird ab 2003 durch das Labor Liebefeld der SUE und die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

4.2.1 Zusammenfassung der Ergebnisse

Kernanlagen

Wasserproben

Monatliche Wasserproben werden entlang von Aare und Rhein an drei Standorten gesammelt. Die Station Hagneck liegt unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg am Einfluss der Aare in den Bielersee, die Station Klingnau überwacht die Abgaben von Mühleberg, Beznau und Gösgen und die Station Pratteln schliesslich umfasst zusätzlich noch die Abgaben von Leibstadt in den Rhein. Entsprechend dem jeweiligen Abfluss werden pro Tag automatisch zwischen 20 und 40 Proben genommen, was über einen Monat eine Gesamtprobe von 50 bis 100 L ergibt. Die Zuverlässigkeit der Probenahmestationen ist immer noch nicht ganz befriedigend. Insbesondere hat sich die Situation in Klingnau durch die Inbetriebnahme einer Abwasserleitung einer Kläranlage stark verschlechtert. Die Probenahmestelle wird deshalb 2004 verlegt.

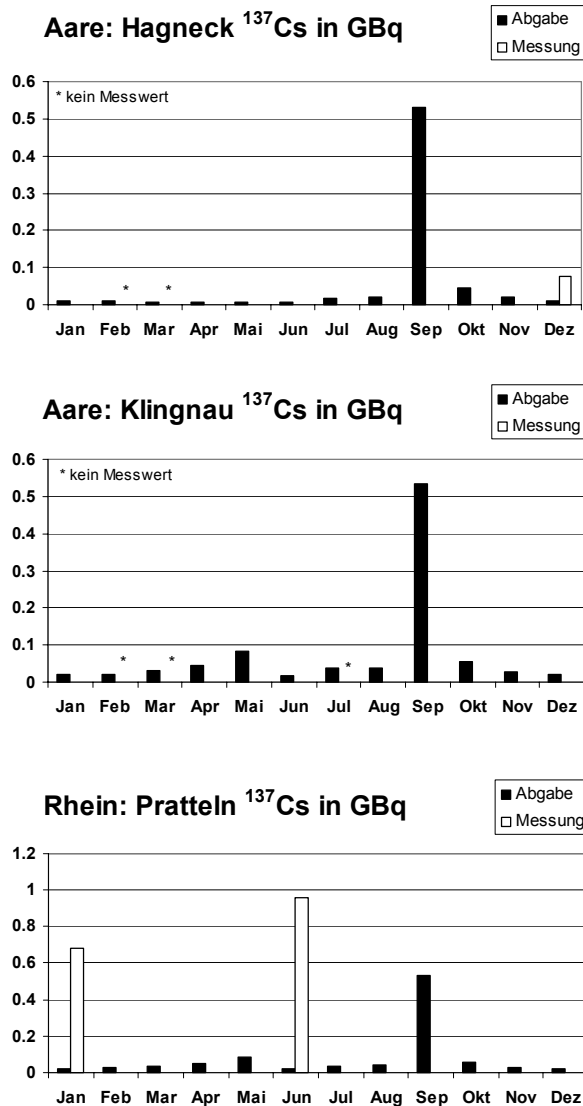


Figur 1

^{58}Co -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben der Kernkraftwerke (schwarz) erfolgten vor allem während der Revisionen in den Sommermonaten. ^{58}Co stammt zum grössten Teil von Beznau. In Mühleberg liegen die Messwerte unter der Nachweisgrenze. Im August ging ein Teil der Probe von Klingnau verloren. Dies wird durch den Messwert von Pratteln bestätigt.

Figur 2

^{60}Co -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Die Abgaben stammen vor allem von Mühleberg und passen sehr gut mit den Messwerten von Hagneck überein, wenn man berücksichtigt, dass ein Teil des ^{60}Co sedimentiert. Fast alle übrigen Messwerte liegen unter der Nachweisgrenze.



Figur 3
 ^{137}Cs -Aktivitäten an den drei Probenahmestationen Hagneck, Klingnau und Pratteln. Der Vergleich der Messwerte mit den Abgaben zeigt, dass ^{137}Cs im Rhein in Pratteln primär noch vom Tschernobylunfall und nicht aus den Kernkraftwerken stammt.

Die Figuren 1 bis 3 zeigen jeweils für die drei erwähnten Probenahmestationen die total von den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken abgegebenen Aktivitäten von ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs zusammen mit den aufgrund der Messungen ermittelten Aktivitäten (gemessene spezifische Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Dauer der Sammelperiode).

^{58}Co stammt zum grössten Teil von den beiden Reaktorblöcken in Beznau. Die höchsten Aktivitäten wurden in den Sommermonaten gemessen zu den Zeiten der Revisionen (Mühleberg: 10.8.-31.8., Beznau 1: 10.6.-26.6., Beznau 2: 25.7.-19.8.). Die gemessenen Aktivitäten sind generell etwas tiefer als die Abgaben, was zu erwarten ist, da ein Teil des Kobalts sich an Partikel anlagert und sedimentiert. Aufgrund unserer Messungen haben ca. 4.2 GBq ^{58}Co im Rhein die Schweiz verlassen, was rund 45% der Abgaben entspricht.

Im Gegensatz zu ^{58}Co stammt das meiste ^{60}Co aus dem Kernkraftwerk Mühleberg. Die grössten Abgaben erfolgten im August und September während der Revision. Die Übereinstimmung zwischen Abgabe und Messung ist unter Berücksichtigung der Sedimentation sehr gut.

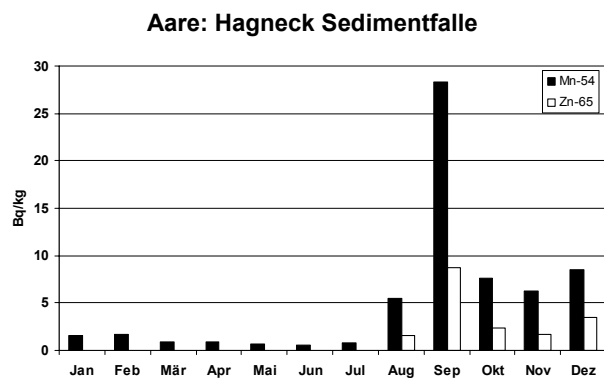
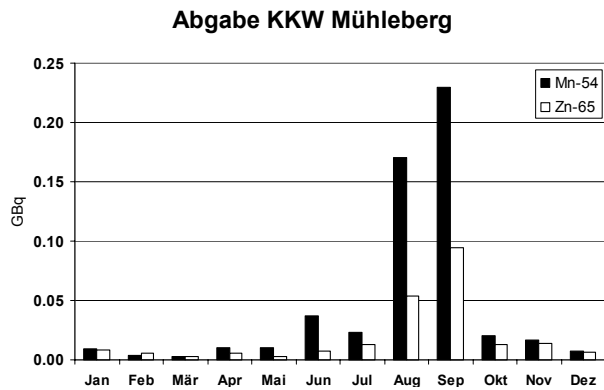
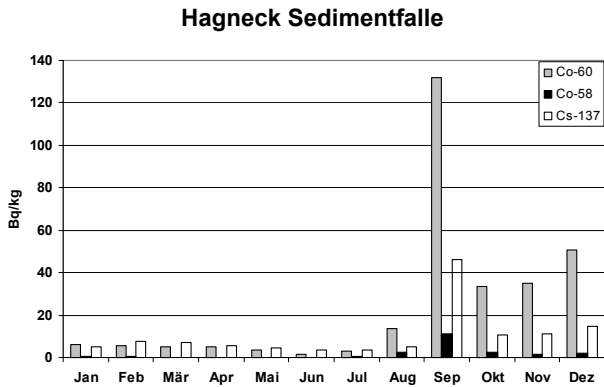
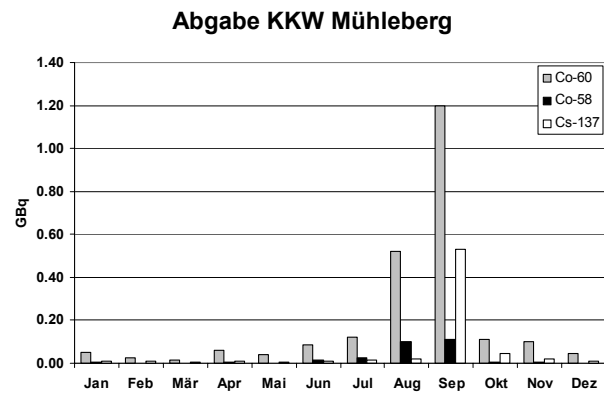
Bei den andern Probenahmestationen liegen die Messwerte unter der Nachweisgrenze oder fehlen als Folge technischer Probleme.

Im Falle von ^{137}Cs (Fig. 3) liegen mit einer Ausnahme alle Messwerte von Aarewasser unterhalb der Nachweisgrenze (0,2 – 0,7 Bq/m³). Im Rhein dagegen waren 2 Proben messbar und ergaben Werte, die deutlich über den Abgaben liegen. Dieses Phänomen, das auch in früheren Jahren beobachtet wurde, ist vor allem auf die Remobilisierung von ^{137}Cs vom Tschernobyl Unfall zurückzuführen.

Ausser den in den Figuren dargestellten Radionukliden wurden keine weiteren gammaaktive künstliche Radionuklide (z.B. ^{54}Mn , ^{65}Zn) nachgewiesen, wohl aber natürliche wie ^7Be , ^{40}K und ^{210}Pb .

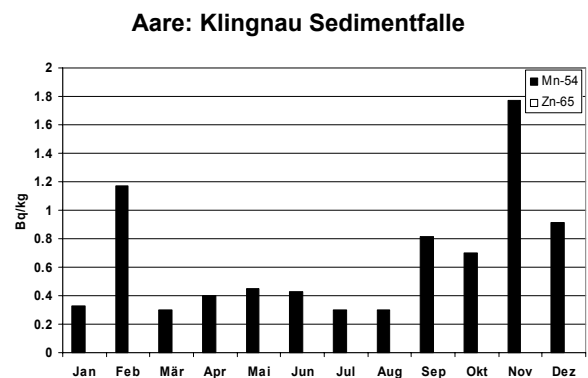
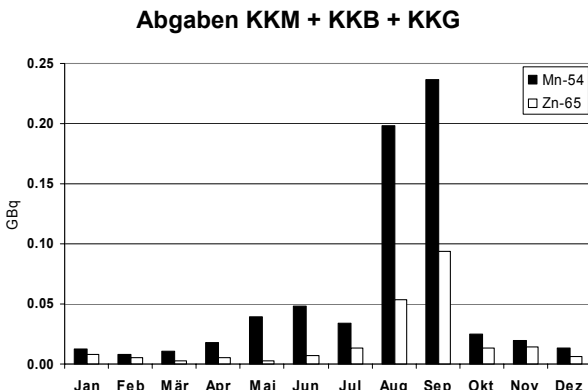
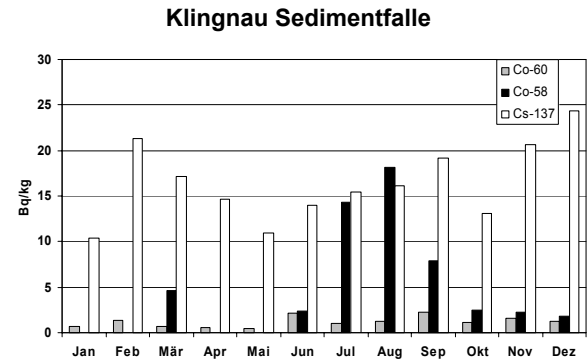
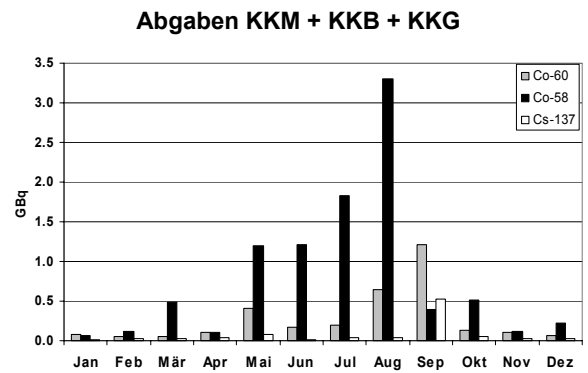
Sedimentproben

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



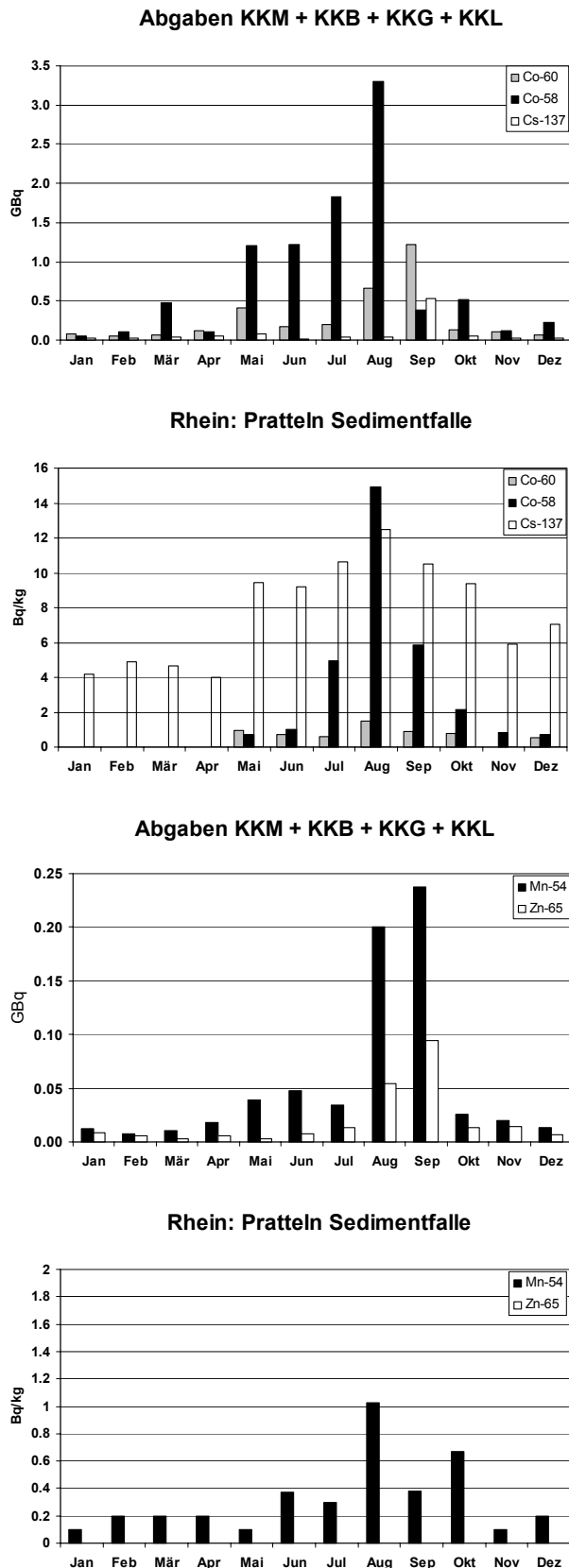
Figur 4

Diese Figur besteht aus zwei Teilfiguren, wobei jeweils die obere die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg zeigt und die untere die entsprechenden Aktivitäten in den Sedimentfallenproben von Hagneck. Wie erwartet steigen die Konzentrationen während und nach den erhöhten Abgaben im Sommer deutlich an.



Figur 5

Die Sedimentfallenproben von Klingnau zeigen vor allem ^{137}Cs , das nur zu einem geringen Teil aus den flussaufwärts liegenden Kernkraftwerken stammt. Die Aktivitäten von ^{58}Co und ^{54}Mn stimmen dagegen generell gut mit den Abgaben überein.



Figur 6

Die in den Sedimentfallen von Pratteln gemessenen Aktivitäten zeigen ein ähnliches Bild wie in Klingnau. ^{137}Cs stammt vermutlich zum grössten Teil vom Tschernobylunfall und ^{58}Co ist erhöht während der Revisionen der 2 Reaktorblöcke in Beznau. Die ^{65}Zn Werte liegen wie auch bei Klingnau unter der Nachweisgrenze.

Die in diesen Sedimentfallen gemessenen spezifischen Aktivitäten sind in den Figuren 4 bis 6 dargestellt, wobei jeweils im oberen Teil der Figuren die abgegebenen Aktivitäten in GBq angegeben sind und im unteren Teil die entsprechenden gefundenen spezifischen Aktivitäten in Bq/kg. Wie bereits erwähnt, erfolgten die grössten Abgaben während der Revisionen im August und September. Dies zeigt sich auch in den Sedimentfallendaten, wobei vermutlich durch einen relativ langsamen Partikeltransport auch in den folgenden Monaten die Werte in den Sedimentfallen noch über dem Jahresmittel liegen. Bis auf ^{137}Cs , das auch aus der Umgebung stammt, zeigen die Messungen den aufgrund der Abgaben erwarteten Verlauf.

Nach dem Durchfliessen des Bielersees und des Klingnauer Staubeckens konnten nur noch relativ geringe spezifische Aktivitäten von ^{60}Co und keine von ^{65}Zn gemessen werden (Fig. 5). ^{58}Co und ^{54}Mn , zeigen generell eine gute Übereinstimmung, wobei bei ^{54}Mn die Messwerte relativ nahe an der Nachweisgrenze liegen und damit die Messunsicherheit entsprechend gross sind (ca. 50%). Keine Übereinstimmung zwischen Messungen und Abgaben findet man bei ^{137}Cs , das wie bereits erwähnt auf die Erosion von Böden zurückzuführen ist, die mit dem Tschernobyl-Ausfall kontaminiert worden waren.

Auch in Pratteln war ^{137}Cs immer gut messbar. Das während der Revisionen der zwei Reaktorblöcke in Beznau abgegebene ^{58}Co (Juni bis August) war ebenfalls gut nachweisbar, während die ^{54}Mn -Werte wieder nur wenig über der Nachweisgrenze lagen. ^{65}Zn konnte in keiner der Sedimentproben gefunden werden ($\leq 0.2 - 1.8 \text{ Bq/kg}$).

Fische und Wasserpflanzen

Im Jahr 2003 wurden 3 Fische aus der Aare untersucht, ein Barsch aus dem Bereich unterhalb des Kernkraftwerks Mühleberg und je ein Alet aus der Gegend unterhalb von Gösgen und Beznau. Alle Fische wurden zuerst filetiert und gefriergetrocknet. Bei allen wurde natürliches ^{40}K (480-750 Bq/kg), gefunden, aber ausser Spuren von ^{137}Cs (0.4 Bq/kg bei Mühleberg) keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen.

In Algen von Hagneck wurden Spuren von ^{60}Co und ^{137}Cs gefunden, im Schilf und Wurzeln aus dem Klingnauer Stausee und in Moos unterhalb von Leibstadt etwas ^{137}Cs ($0.02 \pm 0.01 \text{ Bq/g}$).

Grundwasser

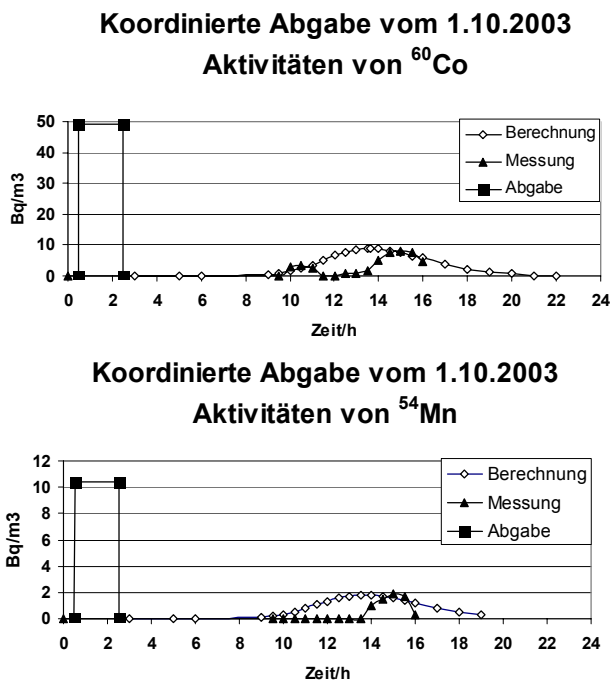
Zur Untersuchung des Grundwassers wurden in Pratteln (22.10.03), Aarberg (21.5.03) und Döttingen (5.5.03) Proben von je 100 L genommen. Ausser in Aarberg, wo eine geringe Menge des

natürlichen Radionuklids ^{40}K gefunden wurde, konnten keine weiteren der sonst untersuchten Radionuklide nachgewiesen werden.

Koordinierte Abgabe

Wie in den Vorjahren wurde auch in diesem Jahr wieder eine koordinierte Abgabe durchgeführt. Sie fand gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Mühleberg am 1. Oktober statt. Innerhalb von 2 Std. wurden total 2.2 MBq ^{58}Co , 22.3 MBq ^{60}Co und 4.7 MBq ^{54}Mn in 20 m³ Abwasser in die Aare eingeleitet, die zu dieser Zeit mit 63 m³/s relativ wenig Wasser geführt hat (Fig. 9).

Mit Hilfe des Simulationsprogramms AQUASIM der EAWAG wurden der Transport und die Dispersion für die Flussstrecke bis zur Probenabnahmestelle berechnet. Ab dem Zeitpunkt des erwarteten Durchgangs des Abwassers wurde alle 30 Min. eine Probe von ca. 50 L genommen.



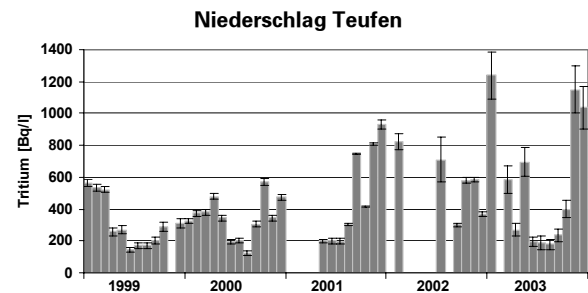
Figur 7

Resultate der koordinierten Abgabe vom 1.10.2003, die gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Mühleberg durchgeführt wurde. Innerhalb von 2 Stunden wurden total 2.2 MBq ^{58}Co , 22.3 MBq ^{60}Co und 4.7 MBq ^{54}Mn in 20 m³ Wasser an die Aare abgegeben (Rechtecke).

Fig. 7 zeigt den Vergleich zwischen den gemessenen und den berechneten spezifischen Aktivitäten von ^{60}Co und ^{54}Mn . Messungen und Modellrechnungen stimmen recht gut überein, wenn man berücksichtigt, dass noch ein Teil von ^{60}Co und ^{54}Mn sedimentiert. Der Doppelpeak ist vermutlich darauf zurück zu führen, dass eine variable Menge Wasser durch den Kallnachkanal geflossen, und früher in Hagneck eingetroffen ist. Dies wurde im Modell nicht berücksichtigt.

Andere Betriebe

RC Tritec AG / Teufen

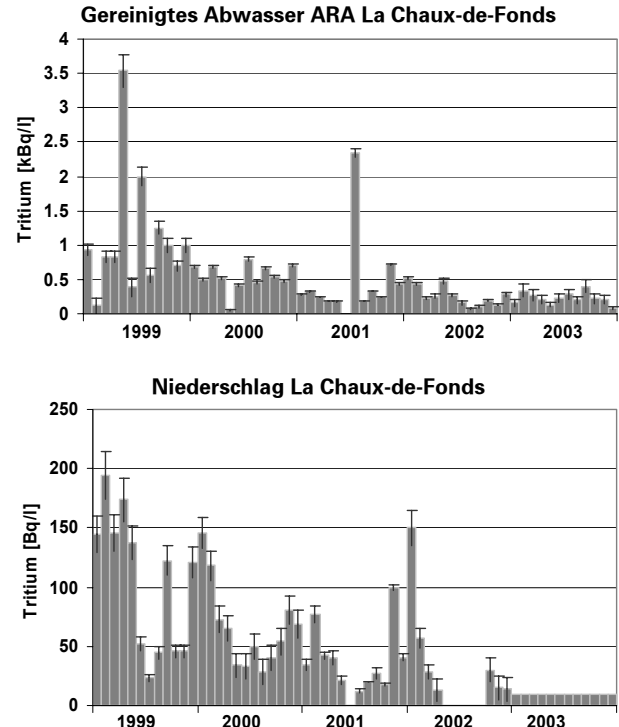


Figur 8

Tritiumkonzentrationen im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen. Die meisten Werte liegen etwas höher als der langjährige Mittelwert und die Schwankungen sind vergleichsweise gross.

Fig. 8 zeigt die Resultate der Tritium Analysen vom Niederschlag, der im Regensammler 65m östlich des Kamins der Firma Tritec gesammelt und durch die SUEr gemessen wurde. Der Mittelwert ist vergleichbar mit dem Vorjahr, allerdings sind die Schwankungen relativ gross. Die Probe für den Monat Februar fehlt.

Messungen in der Umgebung von La Chaux de Fonds



Figur 9

Tritiumaktivität im gereinigten Abwasser der ARA und im Niederschlag von La Chaux-de-Fonds. Die Werte im Abwasser stabilisieren sich auf einem sehr tiefen Niveau. Im Niederschlag liegen sie unter der Nachweisgrenze von 10 Bq/L. Die Messungen erfolgen seit 2001 durch die SUEr und ab 2003 durch das Labor Liebefeld.

In Fig. 9 sind die Tritium Konzentrationen im gereinigten Abwasser der ARA La Chaux-de-Fonds sowie im Niederschlag dargestellt. Der seit längerer Zeit beobachtete Trend zu niedrigeren Werten hat sich auf tiefem Niveau stabilisiert. Im Niederschlag liegen die Tritiumwerte durchwegs unterhalb der Nachweisgrenze von 10 Bq/L.

Insgesamt wurden durch den Regen 2003 <10 kBq Tritium pro m² deponiert. Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr etwa 1.2 TBq Tritium abgegeben. Nach Angaben der SUVA wurden in im einzigen Setzatelier von La Chaux-de-Fonds 3.3 TBq Tritium verarbeitet.

Kläranlage Zürich

Kläranlagen eignen sich besonders, um radioaktive Abgaben von Industriebetrieben und Spitälern festzustellen. Die ARA Werdhölzli in Zürich wird deshalb mit wöchentlichen Proben überwacht. Ausser geringen Mengen von ⁴⁰K konnten keine Radionuklide, insbesondere auch kein ¹³¹I, festgestellt werden.

Kehrichtverbrennung

Eine weitere potentielle Quelle von Radionukliden stellen Kehrichtverbrennungsanlagen dar. Monatliche Probenahmen aus der Rauchwasserwaschanlage der Kehrichtverbrennungsanlage Hagenholz in Zürich haben 3 positive Resultate bezüglich künstlicher Radionuklide ergeben. In zwei Fällen wurden Spuren von ¹³⁷Cs in der Grösse der Nachweisgrenze und im dritten Fall von ¹³¹I (25.9.03: 7 ± 1 Bq/L) gefunden.

Oberflächengewässer

Von den zwei Probenahmestationen Diepoldsau und Reckingen am Rhein wurden wöchentliche Wasserproben untersucht. Ausser vereinzelt ⁴⁰K Aktivitäten konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2002 lag bei 1.19 ± 0.16 Bq/L. Der Wert für das Jahr 2003 war mit 1.22 ± 0.20 Bq/L etwas höher. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

4. Umwelt

4.1. Air, précipitations, rivières; eau de rejet des stations d'épuration et des usines d'incinération des déchets

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

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

Résumé

Durant l'année 2003, seules des traces de radioactivité artificielle ont été détectées dans l'air et dans les précipitations, à l'exception du tritium, observé en plus grande quantité dans les pluies au voisinage des entreprises utilisatrices de tritium ainsi que dans les eaux de lavage des fumées des usines d'incinération.

4.1.1 Air

La surveillance de l'air s'effectue d'une part à l'aide de collecteurs d'aérosols à moyen débit (40 m³/h) situés aux environs des centrales nucléaires (Gösgen-Däniken, Leibstadt et Mühleberg) ainsi que de collecteurs d'aérosols à haut débit (env. 500 m³/h) situés à Oberschrot/FR, Genève (au voisinage du CERN), Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG et Klingnau/TG; et d'autre part, à l'aide des 11 stations automatiques de surveillance de l'air composant le réseau RADAIR. Les aérosols sont collectés en continu et les filtres des stations à moyen débit sont mesurés mensuellement, alors que ceux des stations à haut débit le sont de façon hebdomadaire. Dans le cas des stations RADAIR, les filtres sont mesurés toutes les 30 min, permettant une détection rapide d'une éventuelle hausse significative de la radioactivité.

Pour les trois systèmes de surveillance, les limites de détection suivantes sont atteintes :

- Collecteur d'aérosols à moyen débit, pour le radionucléide ¹³⁷Cs, échantillon mensuel : 2 micro-Bq/m³
- Collecteur d'aérosols à haut débit, pour le radionucléide ¹³⁷Cs, échantillon hebdomadaire : 0.5 micro-Bq/m³
- RADAIR, activité bêta nette, pour des durées de collection et de mesure de 30 min. : 0.5 Bq/m³

Voisinage des centrales nucléaires

(voir aussi Chap. 8).

Le collecteur d'aérosols situés aux environs de la centrale nucléaire de Leibstadt n'a pas fonctionné en 2003 pour cause de révision.

Les filtres aérosols des environs de la centrale nucléaire de Mühleberg n'ont pas présenté de radioactivité artificielle mesurable durant l'année 2003, à l'exception de traces de ¹³⁷Cs (0.2 à 6 micro-Bq/m³) attribuables à la remise en suspension des dépôts de Tchernobyl. Des traces de ⁶⁰Co (0.9 micro-Bq/m³) et de ^{110m}Ag (0.5 micro-Bq/m³) ont été mises en évidence dans les filtres provenant des environs de la centrale de Gösgen au mois de juin. Leur impact radiologique est cependant négligeable, puisque les valeurs mesurées pour chacun de ces isotopes représentent moins de 0.0001% des limites d'immission suisses.

Seuls les radionucléides naturels ⁷Be et ²¹⁰Pb ont pu être mis en évidence (valeurs comprises entre 0.8 et 2.9 et entre 0.4 et 6.5 milli-Bq/m³ respectivement).

Collecteurs d'aérosols à haut débit

La station de collection à haut débit d'Oberschrot/FR a été remise en fonctionnement en septembre 2003, après plus d'une année d'arrêt pour rénovation. De janvier à septembre 2003, les filtres du collecteur d'aérosols à moyen débit de Fribourg ont été mesurés chaque semaine en remplacement. Les valeurs mesurées dans les 5 stations de collection à haut débit en service sont représentées graphiquement sur les figures 1 à 5. Comme les années précédentes, on constate la prédominance des radioéléments d'origine naturelle ⁷Be et ²¹⁰Pb. Des valeurs comprises entre 0.6 et 7.6 et entre 0.1 et 3.9 milli-Bq/m³ ont été mesurées respectivement pour ces deux isotopes.

Des traces de ^{22}Na , d'origine naturelle, ont également été détectées dans les 5 stations (valeurs comprises entre 0.1 et 2.5 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

Le ^{137}Cs , attribuable à la remise en suspension dans l'air de l'ancienne déposition de Tchernobyl, est l'unique radioisotope d'origine artificielle régulièrement identifié, et ce, dans les 5 stations (cf Figures 1 à 5). Les activités mesurées pour cet isotope sont toutefois très faibles (au maximum 6.5 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$).

A la station du CERN, cette méthode, d'une extrême sensibilité, a permis de mettre en

évidence des traces sporadiques de ^{131}I (valeurs comprises entre 0.4 et 1 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) et de ^{24}Na (entre 4 et 160 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$), radionucléides produits dans l'accélérateur de particules du centre de recherche. Des traces de ^{24}Na (19 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) ont également été détectée à la mi-novembre à Klingnau (5.4 km au nord du PSI), et une valeur de 1 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ de ^{131}I a été mesurée début juin à Güttingen. Notons que ces concentrations sont nettement inférieures aux limites d'immission stipulées dans l'ORaP (2.6 Bq/m^3 pour le ^{131}I ; 100 Bq/m^3 pour le ^{24}Na) et ne présentent donc aucun danger du point de vue radiologique.

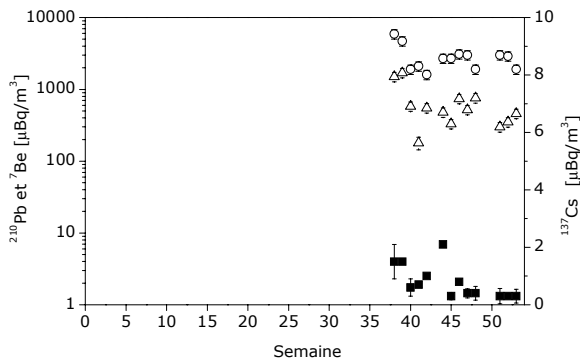


Figure 1 Oberschrot / FR

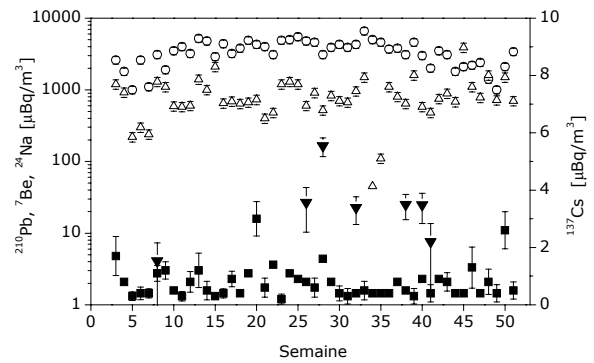


Figure 4 CERN / GE

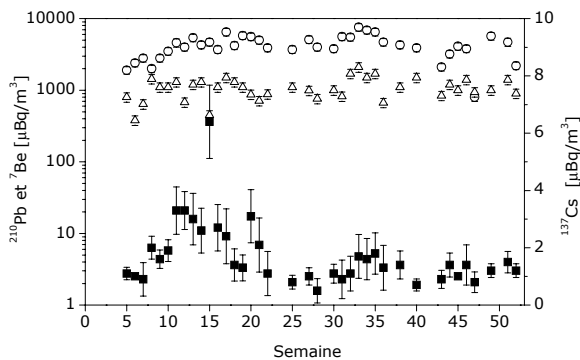


Figure 2 Monte Ceneri / TI

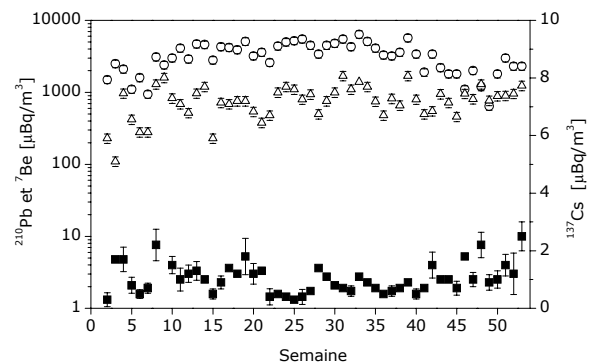


Figure 5 Klingnau / AG

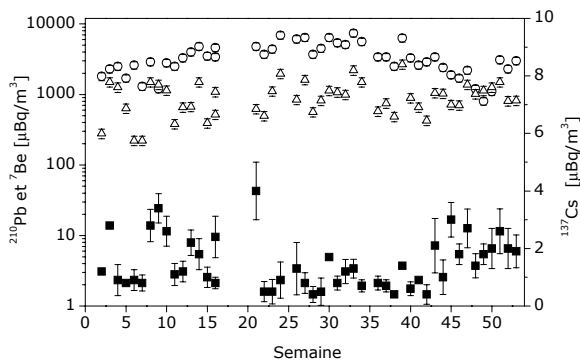


Figure 3 Güttingen / TG

Légendes pour les figures 1 à 5 :



N.B. concernant le ^{137}Cs : Les carrés noirs (symboles attribués au ^{137}Cs) représentés sur les figures 1 à 5 sans barre d'erreur correspondent à des limites de détection et non pas à des activités effectivement mesurées.

Figures 1 à 5:

Collecteurs d'aérosols à haut débit (HVS):
 - échelle logarithmique de gauche 1 - 10'000 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$: ^7Be , ^{210}Pb , ^{24}Na
 - échelle linéaire de droite 1 - 10 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$: ^{137}Cs

RADAIR. Réseau automatique de surveillance de l'air

a) Les améliorations apportées en 2003 :

De façon à être compatible avec le réseau informatique de l'IDZ-EDI, le réseau RADAIR a également été migré de Windows NT4 vers Windows 2000.

- Afin que tous les utilisateurs RADAIR puissent accéder aux données des moniteurs par le biais de l'application client installée sur les stations de travail personnelles, le logiciel client a été migré sous Windows 2000. De même, afin d'être reconnu dans la « forêt » de l'IDZ-EDI, il a fallu migrer sous Windows 2000, la base de donnée, le serveur RADAIR et les serveurs de communication.
- Le moniteur spectroscopique n'est pas resté à la traîne puisque le PC de contrôle et d'analyse des données vient d'être migré sous Windows 2000. Par contre les moniteurs d'aérosols et de iode fonctionnent toujours sous Windows 3.11.
- A cela s'ajoute une autre amélioration : les alarmes techniques et de radioactivité transmises aux opérateurs RADAIR dans l'application client et sur Pager, sont maintenant disponibles sur les téléphones portables par le biais de la messagerie SMS.
- Autre « migration » : les moniteurs d'aérosols et de iode du canton du Tessin ont déménagé avec le laboratoire cantonal de Lugano à Bellinzona.
- Enfin, les premiers tests de transmission d'alarmes de radioactivité de niveau 2 vers la NAZ ont été couronnés de succès et la mise en fonction se fera au cours de l'année 2004.

b) Les mesures :

- Le mécanisme de compensation des moniteurs alpha-bêta consiste à mesurer les activités alpha, supposées d'origine naturelle (voir Fig.6, 8 et 10), et bêta totale. Une portion constante de l'activité alpha est ensuite soustraite de l'activité bêta totale afin de déterminer la contribution bêta d'origine artificielle (voir Fig. 7, 9, 11). Ce mécanisme de compensation a permis de s'assurer que les concentrations artificielles sont restées en dessous des limites de détection, nonobstant les fortes fluctuations diurnes – nocturnes de radioactivité naturelle dues principalement à cet été chaud et sec. A cause de la présence irrégulière de Radon sur le sol suisse (comparer Fig. 6, 8 et 10), les limites de détection ne sont pas identiques dans tous les sites. Elle sont, en général, de l'ordre d'un demi Becquerel par mètre cube, comme à Güttingen (Figure 7), par contre pour le site de Bellinzona (Figure 9), cette limite est plus élevée et

avoisine 0.7 Bq/m^3 ; enfin pour le site du Jungfrauoch (Figure 11), où la teneur en Radon est faible, on obtient une limite de l'ordre de 0.09 Bq/m^3 , soit environ 6 à 8 fois meilleure que pour les stations de plaine.

- Les trois moniteurs mesurant l'I-131 de Fribourg, du PSI et de Bellinzona n'ont pas décelé de valeurs en dessus de la limite de détection qui est de 0.05 Bq / m^3 .
- Le moniteur spectroscopique de la station de Fribourg a confirmé que les concentrations des principaux isotopes artificiels sont restées inférieures à la limite de détection de 10 mBq / m^3 pour un temps d'accumulation de 24 h.

c) Les pannes :

L'année a été très bonne puisque le taux de bon fonctionnement s'est situé entre 95 et 99 % suivant les stations. Avec la chaleur de l'été 2003, les climatisations des stations situées sous les toits ont été mises à rude épreuve et les plus faibles seront révisées.

Les points délicats des moniteurs d'aérosols restent le changement du filtre et son enroulement.

4.1.2 Précipitations

Les échantillons de pluie ont été collectés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg, Leibstadt et Gösgen-Däniken ainsi que dans divers endroits de Suisse (Davos, Cernier/NE, Fribourg, Locarno-Monti et La Valsainte/FR) et mesurés chaque mois. A l'exception de traces de ^{137}Cs (valeurs situées entre 5 et 6 mBq/l) mesurées à 1 resp. 2 reprises dans les stations de La Valsainte et de Locarno, aucun radio-isotope d'origine artificielle n'a été détecté. Notons par ailleurs que les activités du ^{137}Cs mesurées étaient proches des limites de détection et les incertitudes, par conséquent, relativement élevées ($> 50 \%$). Des valeurs comprises entre 0.1 et 3 Bq/l ont été mesurées pour le ^7Be naturel.

Les activités du tritium des échantillons de pluie récoltés aux environs des centrales nucléaires de Mühleberg et Gösgen-Däniken sont inférieures à 5 Bq/l . Des valeurs légèrement plus élevées, comprises entre 5 et 9 Bq/l ont par contre été mesurées dans les eaux de pluies de Leibstadt entre janvier et mars, ainsi qu'en novembre et décembre 2003 (Voir également Chap. 8). Les concentrations de tritium mesurées dans les pluies de Fribourg sont inférieures à 3 Bq/l .

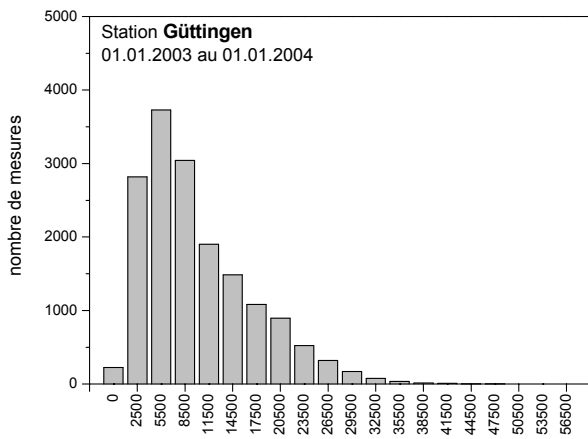


Figure 6
Station RADAIR de Göttingen
contribution alpha naturelle normée en mBq/m³.

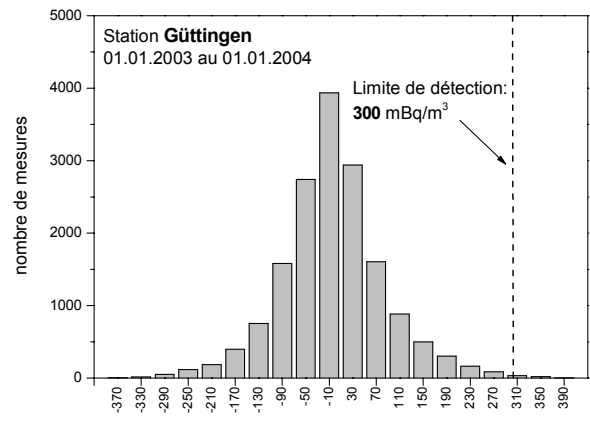


Figure 7
Station RADAIR de Göttingen
contribution bêta artificielle normée en mBq/m³.

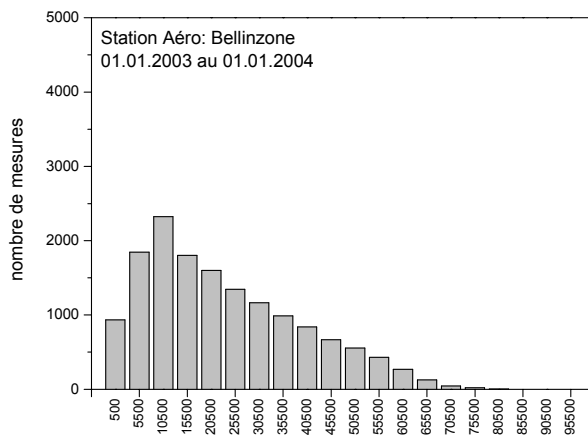


Figure 8
Station RADAIR de Bellinzona
contribution Alpha naturelle normée en mBq/m³.

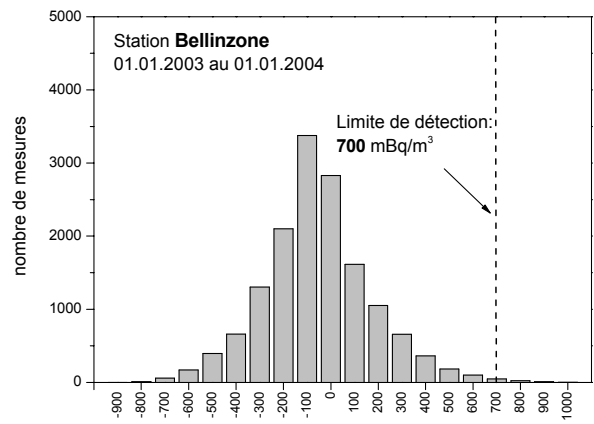


Figure 9
Station RADAIR de Bellinzona
contribution Bêta artificielle normée en mBq/m³.

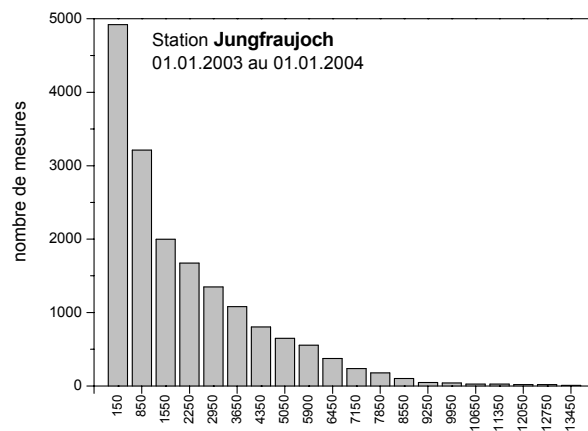


Figure 10
Station RADAIR de la Jungfrauoch
contribution Alpha naturelle normée en mBq/m³.

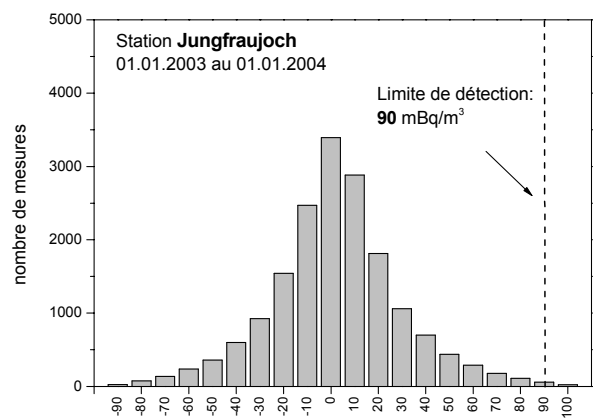


Figure 11
Station RADAIR de la Jungfrauoch
contribution Bêta artificielle normée en mBq/m³.

Tableau1

Tritium dans les précipitations au voisinage des entreprises

Lieu	Emplacement	Valeur min/max (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
La Chaux-de-Fonds	Ancien Moulins	< 10	---
Teufen/AR	65 m E Firma TCT	120 – 1580	607

Niederwangen/BE	Emplacement	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)
Bauernhaus	300 m SE de l'entreprise	30 – 300	160
Garage	200 m SW de l'entreprise	34 – 310	160
Gemeinde Köniz	180 m NNW de l'entreprise	50 – 280	150
Firma Schär	320 m NE de l'entreprise	150 – 800	350

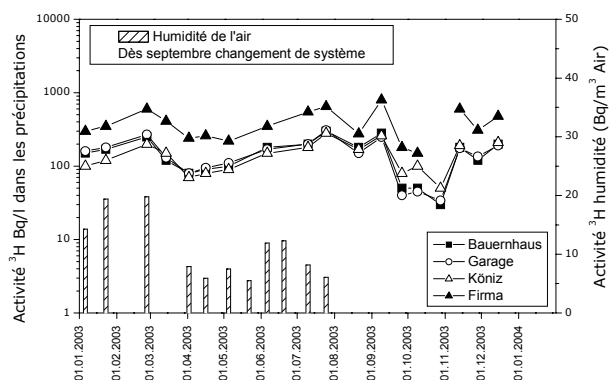


Figure 12

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

Voisinage des entreprises utilisatrices de Tritium (voir aussi Chap. 4.2 et 9.1)

A La Chaux-de-Fonds, Teufen/AR (Firma RCT) et près de Niederwangen/BE (Firma mb microtec) où sont situées des entreprises utilisatrices de tritium, des échantillons de pluie sont collectés chaque semaine et un mélange des semaines est mesuré chaque mois (tous les 14 jours, pour Niederwangen) afin de déterminer l'activité du tritium dans les précipitations. Les résultats sont résumés dans le tableau 1. A Niederwangen, l'activité du tritium dans l'humidité de l'air a également été mesurée tous les 14 jours (Fig. 12), jusqu'à fin juillet 2003. L'installation n'a pas fonctionné les cinq derniers mois de l'année pour cause de rénovation. Les valeurs mesurées se situent entre 5.5 et 20 Bq/m³ avec une valeur médiane de 8 Bq/m³.

4.1.3 Fleuves

Les échantillons des eaux du Ticino (près de Contone) ainsi que du Rhône (près de Porte-du-Scex/VS et de Chancy/GE), mesurés chaque mois, n'ont pas présenté de radioactivité gamma d'origine artificielle, à l'exception de traces de ¹³⁷Cs détectées sporadiquement (valeurs comprises entre 4 et 7 mBq/l).

Les activités moyennes du tritium mesurées en 2003 dans ces échantillons, ainsi que dans ceux collectés dans l'Aar en amont de la centrale nucléaire de Mülheberg, sont inférieures à 2 Bq/l. La concentration moyenne du tritium mesurée dans le Rhin près de Weil/D, en aval de Bâle, est de 2.5 ± 1 Bq/l.

Les activités des divers émetteurs gamma artificiels dans les eaux de l'Aar et du Rhin sont étudiées au Chap. 4.2.

On trouvera un résumé des valeurs de Tritium mesurées dans les précipitations et les fleuves au Chap. 7.1.

4.1.4 Station d'épuration (STEP) et eau de lavage des fumées des usines d'incinération (UI)

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

les usines d'incinération, l'iode des applications médicales. Les résultats de ces mesures sont résumés dans le tableau 2.

Des « pics de concentration » de tritium dépassant les 10'000 Bq/l (et pouvant atteindre jusqu'à 570'000 Bq/l) ont été observés à 4 reprises et sur de courtes périodes (1 ou 2 jours consécutifs) dans les eaux de lavage des fumées de l'usine d'incinération de Bâle en 2003. Malgré les recherches intensives menées par l'OFSP conjointement avec le laboratoire cantonale de Bâle-Ville, leur origine n'a pu être éclaircie avec certitude. Toutefois, la combustion de montres contenant du

tritium, qui auraient été jetées dans les ordures ménagères, constitue une explication possible.

Les valeurs de tritium observées à la STEP de la région de La Chaux-de-Fonds s'expliquent par le fait que l'eau de lavage des fumées de l'usine d'incinération arrive également dans la STEP. Pour l'année 2003, comme pour l'année précédente, la charge en tritium à la sortie de la STEP de la Chaux-de-Fonds est estimée à 1.9 TBq. Après la forte diminution observée durant les années nonantes (42 TBq en 1990, 4.2 TBq en 2000), cette valeur semble donc se stabiliser.

Tableau 2

Tritium et Iode-131 dans les eaux de rejet des usines d'incinération et des stations d'épuration (STEP)

Ville	Laboratoire	Isotope	Nombre	Valeur min/max (Bq/l)	Médiane (Bq/l)	Moyenne (Bq/l)
STEP Bâle	KL-BS	¹³¹ I	51	< 0.1-0.6	0.2	—
		³ H	51	< 1 – 35.4	2.4	—
Usine d'incinération Bâle		¹³¹ I	50	< 0.2 – 2.6	—	—
		³ H	68	270 – 570'000	946	18'310
STEP Berne	Labor Spiez	¹³¹ I	52	< 0.12 – 5.6	0.34	—
	SUER	³ H	12	< 10	—	—
Usine d'incinération Bienne	SUER	³ H	51	< 10 - 800	30	—
STEP La Chaux-de-Fonds	SUER	³ H	32	27 - 1570	210	256
STEP Lausanne	IRA	¹³¹ I	47	< 0.2 – 0.5	—	—
		³ H	12	< 3 – 9	—	—
STEP Zürich	EAWAG	¹³¹ I	52	< 1	—	—
	SUER	³ H	12	0.8 - 3.9	1.8	2.1

3.4. Die terrestrische und kosmische Komponente der natürlichen Strahlendosis in der Schweiz

H. Völkle, S. Estier, Ch. Murith, M. Jungck

J.-L. Andrey, P. Beuret, M. Boucher, G. Ferreri, M. Gobet, A. Gurtner

Sektion Überwachung der Radioaktivität, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

Die durchschnittliche effektive Dosis durch die terrestrischen Radionuklide der $^{238}\text{Uran}$ - und $^{232}\text{Thorium}$ -Zerfallsreihen und von $^{40}\text{Kalium}$ (jedoch ohne die Radionuklide im Körper) und durch die kosmische Strahlung, gewichtet mit der Bevölkerungsverteilung, beträgt in der Schweiz rund 0.8 mSv pro Jahr. Hiervon entfallen auf die terrestrischen Radionuklide rund 0.45 mSv pro Jahr und auf die kosmische Strahlung inklusive Neutronenkomponente rund 0.35 mSv pro Jahr.

Bei den drei Alpenkantonen Graubünden, Tessin und Wallis sind Durchschnitts- und Maximalwerte im Freien für die terrestrische und kosmische Komponente zusammen etwa doppelt so hoch wie bei den übrigen Kantonen. Bei den drei genannten Kantonen und beim Kanton Uri macht die Standardabweichung dieser Messwerte 20 % bis 30 % aus, während sie bei den übrigen Kantonen zwischen 8 % und 16 %, im Mittel 11 %, beträgt. Im Hausinnern liegt die Dosisleistung im Durchschnitt 10 bis 20 % höher als im Freien.

Ausgangslage und Veranlassung

In den Jahresberichten des BAG zur Umweltradioaktivität wird seit Jahren ein Schweizer Durchschnittswert von 0.45 mSv pro Jahr für den Dosisbeitrag durch die terrestrische Radioaktivität und 0.34 mSv pro Jahr durch die kosmische Komponente angegeben. Im Bericht 1991 [1] wurde auf der Seite A.12 zudem eine Häufigkeitsverteilung für den terrestrischen und den kosmischen Betrag publiziert. Diese Daten basierten auf Messungen aus früheren Jahren, sodass heute eine Überprüfung dieser Angaben unter Zuhilfenahme neuerer Daten angezeigt erscheint. Dies betrifft sowohl den Durchschnittswert für die Schweizer Bevölkerung als auch die Häufigkeitsverteilung sowie die Grundlagen für die Umrechnung in die effektive Dosis E.

Vorhandene bzw. verwendete Daten

Die Verwendbarkeit der folgenden Datensätze wurde für diese Fragestellung überprüft:

- 1) Ed. Halm, W. Herbst und A. Mastrocola: "Messung des natürlichen Strahlenpegels in der Schweiz", [2].
- 2) Die Daten der NADAM-Sonden, bei denen an 58 Stationen die ODL alle 10 Minuten erfasst wird. Regelmässig veröffentlicht in den BAG-Jahresberichten.
- 3) H.-U. Johner: "Die natürliche Strahlung in der Schweiz" [3] und "Natürliche Strahlung in der Schweiz" [4].
- 4) In-situ-Datenbank (Ch. Murith et al.) [5]
- 5) berechnete Luft-Kerma durch die ionisierende Komponente der kosmischen Strahlung unter Verwendung von BFS-Daten [7].

Von diesen Datensätzen wurden die ersten zwei ausgeschlossen, da sie die natürliche Dosiskomponente offensichtlich überschätzen. Bei den Daten von Halm, Herbst und Mastrocola dürfte dies sowohl messtechnisch, infolge der verwendeten Messgeräte, sowie durch die Auswahl der Messpunkte begründet sein, da die letzteren eher nach geologischen Kriterien ausgewählt wurden. Die NADAM-Sonden wurden für einen sehr grossen Messbereich ausgelegt, der bis bis 0.05 Sv/h geht, sodass die natürliche Strahlendosis im untersten Teil des Messbereiches liegt, wo die Messunsicherheit grösser ist und die Eigenaktivität des Gerätes zu einer Überschätzung der Dosis führt.

Für die Bestimmung der **terrestrischen Komponente** wurden daher die Ergebnisse der in-situ-Messungen verwendet [5]. Messgrösse ist die berechnete Luft-Kerma in nGy/h oder mGy/Jahr in 1 m Höhe über Naturboden.

Die Beträge der **kosmischen Komponente** wurden aufgrund der Bevölkerungsverteilung bezüglich Höhe ü.M. unter Verwendung eines Datensatzes des BFS berechnet [7].

Die **Variationsbreite der Daten**, bzw. die Verhältnisse im Freien zu im Haus wurden aus den Datensätzen [3] und [4] ermittelt. Diese Messungen wurden mit einer Hochdruckionisationskammer Reuter & Stokes durchgeführt, wobei die Messgrösse die Ionendosis in der Einheit $\mu\text{R/h}$ (micro-Röntgen) ist. Für die Umrechnung von Ionendosis

in Luft-Kerma wurde ein gerundeter Wert von 100 R pro 1 Gy verwendet.

In-situ-Messungen 1986 - 2000 [5]

In den Jahren 1986 bis 2000 wurden 629 in-situ-Messungen in der ganzen Schweiz durchgeführt. Dabei wird das Gamma-Spektrum auf Naturboden gemessen und daraus der Gehalt an natürlichen Radionukliden der ^{238}U -Ra- und ^{232}Th -Reihen bzw. des ^{40}K des Bodens berechnet. Hieraus kann die Luft-Kerma in 1 m über dem Boden berechnet werden, unter der Annahme, dass die natürlichen Radionuklide homogen im Boden verteilt sind. Es werden folgende Dosisfaktoren verwendet:

Nuklide	Umrechnungsfaktor [nGy/h pro Bq/kg]
^{238}U + Folgeprodukte	0.402
^{232}Th + Folgeprodukte	0.604
^{40}K	0.0417

Diese Faktoren beruhen auf der Arbeit von [8] und sind auch im UNSCEAR-2000-Bericht veröffentlicht [6]. Die kosmische Komponente wurde mittels der Formel berechnet: $K \approx 32 \times e^{0.38 \times H}$ [nGy/h]; H ist die Höhe in km (ohne Neutronenkomponente).

Aus den in-situ-Daten wurden kantonale Mittelwerte bestimmt und, durch Gewichtung mit der Bevölkerung der Kantone, ein Schweizer Mittelwert für die terrestrische Komponente von 0.35 mGy pro Jahr berechnet. Die Häufigkeitsverteilung ist in Figur 1 und Tabelle 1 dargestellt.

Dosismessungen von [3] und [4]

Die im Freien und im Hausinnern mit der R&St-Ionisationskammer durchgeführten Messungen [3] und [4] sind nach Kantonen geordnet in Fig. 2 und 3 dargestellt. Es ist jeweils Mittelwert, Standardabweichung und Wertebereich für die Summe aus terrestrischer und kosmischer (ohne Neutronen) Komponente, der Ionendosis eingezeichnet. Für die Umrechnung wurde ein Faktor 100 R pro Gy verwendet. Betrachtet man die Wertebereiche, so zeigen die Alpenkantone Graubünden, Tessin und Wallis die höchsten Werte gefolgt von Uri. Diese Messungen lassen folgende Schlüsse zu:

- 1) In den Alpenkantonen Graubünden, Tessin, Wallis und Uri gehen die höchsten Einzelwerte bis zum Doppelten des kantonalen Mittelwertes, gefolgt von den Kantonen Bern und Neuenburg mit knapp über 40 Prozent. Das kantonale Mittel liegt über 100 nGy/h;
- 2) In den Kantonen Graubünden, Tessin und Wallis beträgt die Standardabweichung 20 bis 30 Prozent, bei den übrigen 8 bis 16 Prozent, im Mittel 11 Prozent;

- 3) Bei den Messwerten im Hausinnern sind diejenigen von Graubünden, Tessin und Wallis die höchsten; sie liegen rund 50 % über denjenigen der übrigen Kantone;
- 4) Die Dosiswerte im Hausinnern sind im Durchschnitt etwa 10 bis 20 Prozent höher als im Freien;
- 5) Es besteht eine einigermaßen gute Korrelation (Korrelationskoeffizient von 0.82) zwischen den Messwerten im Freien vor dem Haus bzw. denjenigen im Hausinnern.

Berechnung der ionisierenden Komponente der kosmischen Strahlung

Unter Benutzung der statistischen Daten des BFS für Höhe über Meer und Anzahl Einwohner je Gemeinde für 2002 [7] konnte die Häufigkeitsverteilung der ionisierenden Komponente der Luft-Kerma durch die kosmische Strahlung berechnet werden. Diese ist in Fig. 6 und 7 dargestellt. Es ergibt sich ein mit der Bevölkerungsverteilung gewichtetes Mittel von 0.34 mGy pro Jahr. Für die Berechnung der ionisierenden Komponente der kosmischen Strahlung wurden folgende Formel verwendet:

$$K \approx 32 \times e^{0.38 \times H} \text{ [nGy/h]}$$

$$K \approx 0.28 \times \exp^{0.38 \times H} \text{ [mGy/a]}$$

H = Höhe in km

Umrechnung in die effektive Dosis und Berücksichtigung des Aufenthaltes im Haus

Für die Umrechnung von Luft-Kerma, gemessen im Freien auf Naturboden in die effektive Dosis, gemäss der Definition der ICRP als gewichtete Summe der Äquivalentdosen H_T der einzelnen Organe und Gewebe des Körpers, gewichtet mit den Gewebewichtungsfaktoren w_T , müssen folgende Korrekturen angebracht werden.

- 1) Umrechnung von Luft-Kerma im Freien in Luft-Kerma im Hausinnern. Die Radionuklide in den Baustoffen bewirken eine Erhöhung der Dosis; die kosmische Strahlung wird durch die Gebäudehülle etwas geschwächt. Dazu wird folgende Formel verwendet: $K_{\text{indoor}} = f_{\text{terr}} \times K_{\text{terr}} + f_{\text{cos}} \times K_{\text{cosm}}$. UNSCEAR 2000 [6] benutzt $f_{\text{terr}} = 1.4$ (der Wertebereich beträgt 0.6 bis 2.0; letzteres für Schweden und Holland) bzw. $f_{\text{cosm}} = 0.8$; diese gelten als Durchschnittswerte für die ganze Welt. Unter der Annahme, dass die Häuser in der Schweiz etwas massiver gebaut sind als im Weltdurchschnitt, wurde angenommen, dass der Beitrag der Radionuklide in den Mauern 20 % höher ist als im Weltmittel und dass die

Schwächung der kosmischen Strahlung ebenfalls um 20 % grösser ist als im Weltmittel. Diese Hypothese ist allerdings mit den vorhandenen Daten nicht verifizierbar. Folgende Werte wurden verwendet: $f_{\text{terr}} = 1.7$ bzw. $f_{\text{cosm}} = 0.65^*)$. Für die Schweizer ergibt sich damit ein Verhältnis indoor/outdoor von 1.16 für die Summe aus terrestrischer und kosmischer Komponente. Die Messungen von [3] und [4] ergeben im Mittel rund 1.1 - 1.2. Die Korrelation der einzelnen Wertepaare im Freien neben dem Haus zum Messwert im Haus ist bei [3] und [4] recht gut, mit einem Korrelationskoeffizient von 0.82.

- 2) Es muss eine Annahme getroffen werden, wieviel Zeit sich der Durchschnittsschweizer im Freien bzw. im Hausinnern aufhält. UNSCEAR-2000 [6] benutzt für die ganze Welt 20% resp. 80 %. Für Schweizer Verhältnisse trifft wohl eher 10% bzw. 90% zu, weshalb diese Werte verwendet wurden.
- 3) Die Luft-Kerma muss in effektive Dosis umgerechnet werden. Hierzu wurden die Ergebnisse von [9] verwendet. In dieser Arbeit wird die Umrechnung von Ionendosis in effektive Dosis (E/I in Sv pro 100 R) für ein Phantom für verschiedene Bestrahlungen in Funktion der Energie berechnet. Es wurde ein Durchschnittswert für den Energiebereich der Gamma-Linien der natürlichen Radionuklide zwischen 180 keV und 2.7 MeV für zwei Fälle: einerseits paralleles Strahlenbündel mit rotierendem Phantom und andererseits isotrope Bestrahlung, angenommen. Der Umrechnungsfaktor beträgt dann 0.65 mSv pro 100 R bzw. 0.75 mSv pro mGy. Für die kosmische Strahlung wurde, da hier auch höhere Energien vorkommen ein Wert von 1.1 verwendet (gemäss Empfehlungen ICRP). Die Neutronenkomponente der kosmischen Strahlung wurde gemäss UNSCEAR-2000 [6] mit im Mittel 0.1 mSv/y dazugezählt.

Zusammenfassend ergeben die hier vorgestellten Überlegungen und Berechnungen folgende Dosiswerte:

Dosis	im Freien	im Haus	bei 10% bis 90%	Effektive Dosis*)
	Luft-Kerma in mGy/Jahr			mSv/y
terr.	0.35	0.60	0.58	≈ 0.45
kosm.(γ)	0.34	0.22	0.23	0.25
kosm.(n)	---	---	---	0.10
kosm.(γ+n)	---	---	---	≈ 0.35
Summe	≈ 0.7	0.82	0.81	≈ 0.8

*) auf 0.05 gerundet.

Bewertung der Resultate

Insgesamt haben sich die in den früheren Jahresberichten publizierten Werte nicht verändert, sowohl im Bezug auf den Durchschnitt wie auf die Häufigkeitsverteilung.

In-situ-Messungen werden in der Regel auf Naturboden durchgeführt, da damit der Radionuklidgehalt im Boden bzw. bei einem Unfall die Kontamination der Bodenoberfläche ermittelt werden soll. Für die Strahlenexposition der Bevölkerung wären jedoch solche Messungen auch auf geteerten bzw. gepflasterten Strassen und Plätzen von Interesse. In-situ-Messungen im Hausinnern würden es zudem ermöglichen, in Verbindung mit Dosismessungen den kosmischen und den Anteil durch die terrestrischen Radionuklide separat zu bestimmen, was eine Überprüfung der f_{terr} und f_{cosm} - Faktoren ermöglichen würde. Sie würden weiter auch mehr Informationen über die Verteilung sowie den Einfluss von Haustyp und Baumaterialien liefern. Die SUER plant solche Ergänzungsmessungen in ihr Programm aufzunehmen.

Quellenangaben

- [1] Jahresbericht "Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz"; des BAG 1991: Zusammenfassung Seite A.12, Fig. 1 und 2.
- [2] Ed. Halm, W. Herbst und A. Mastrocola: "Messung der natürlichen Strahlenpegels in der Schweiz"; Sonderdruck aus Beilage B, Nr. 6/1962 zum Bulletin des Eidg. Gesundheitsamtes vom 22. Dezember 1962.
- [3] H.-U. Johner und H. Völkle: "Natürliche Strahlung in der Schweiz"; Jahresbericht Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz"; des BAG 1996, pp. B.3.3.1 - B.3.3.6.
- [4] H.-U. Johner: "Die natürliche Strahlung in der Schweiz"; Jahresbericht Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz"; des BAG 1998, pp. B.3.4.1 - B.3.4.4.
- [5] SUER: in-situ-Datenbank 1986 - 2002 (Ch. Murith et al.; unveröffentlicht)

.....
*) siehe auch H. Johner & H. Völkle: "Die natürliche, terrestrische und kosmische Strahlung im Hausinnern und im Freien" BAG-Jahresbericht 1994, Seiten B.3.5.1 ff.

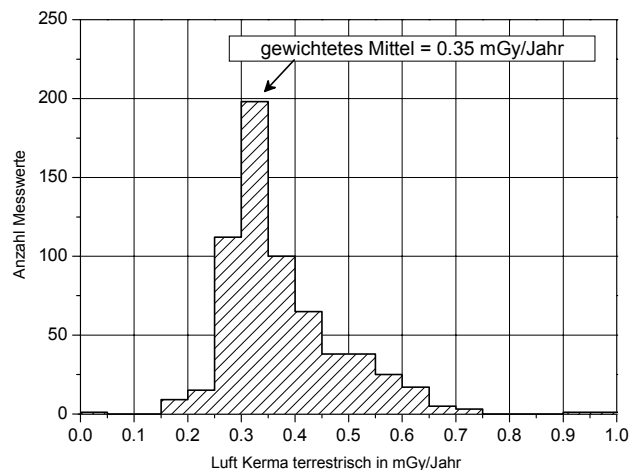
- [6] UNSCEAR-2000: "Sources and Effects of Ionizing Radiation"; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR-2000 Report to the General Assembly, Volume I: Sources. United Nations, New York 2000.
- [7] Copyright © des Bundesamtes für Statistik, GEOSTAT, CH-2010 Neuchâtel.
- [8] K. Saito and P. Jacob: "Gamma Ray Fields in the Air due to Sources in the Ground", Rad. Prot. Dos. 58 (1), 1995, pp. 29 - 45.
- [9] R. Kramer and G. Drexler: "On the Calculation of the Effective Dose Equivalent", Rad. Prot. Dos. 3 (1-3), 1982, pp.13-24.

Tabelle 1

Luft-Kerma bestimmt aus den in-situ-Messungen von 1986 - 2000 [5]

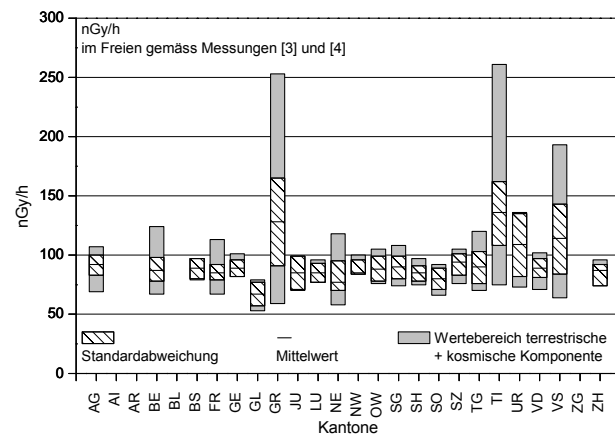
Kanton	Einw. x1000	K_{terr} [mGy/Jahr]	K_{cosm} [mGy/Jahr]	$K_{terr} \times \text{Einw.}$	$K_{cosm} \times \text{Einw.}$
AG	508	0.32	0.37	162.56	187.96
AI	14	0.4	0.81	5.6 ^{*)}	11.34
AR	52	0.4	0.45	20.8	23.4
BE	958	0.32	0.44	306.56	421.52
BL	233	0.35	0.38	81.55	88.54
BS	199	0.35	0.38	69.65	75.62
FR	214	0.32	0.47	68.48	100.58
GE	379	0.36	0.38	136.44	144.02
GL	39	0.35	0.41	13.65	15.99
GR	174	0.45	0.58	78.3	100.92
JU	66	0.33	0.48	21.78	31.68
LU	326	0.35	0.39	114.1	127.14
NE	164	0.3	0.48	49.2	78.72
NW	33	0.35	0.40	11.55	13.2
OW	29	0.35	0.48	10.15	13.92
SG	428	0.4	0.40	171.2	171.2
SH	72	0.32	0.39	23.04	28.08
SO	232	0.32	0.38	74.24	88.16
SZ	112	0.35	0.39	39.2	43.68
TG	209	0.32	0.39	66.88	81.51
TI	282	0.5	0.38	141	107.16
UR	34	0.35	0.48	11.9	16.32
VD	602	0.36	0.45	216.72	270.9
VS	250	0.38	0.54	95	135
ZG	86	0.32	0.38	27.52	32.68
ZH	1179	0.32	0.39	377.28	459.81
Schweiz	6874	Summe 1000 x mGy/Jahr		2394.35	2869.05
	gew. Mittel in mGy/Jahr		0.35	0.412	

^{*)} nur ein Messwert auf dem Säntis



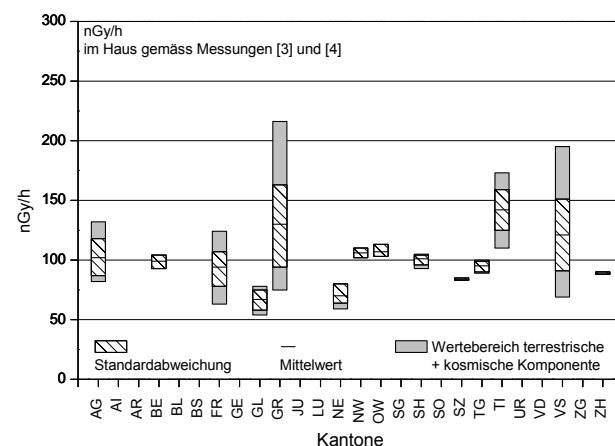
Figur 1

Luft-Kerma der terrestrischen Komponente [mGy/Jahr] berechnet aus den in-situ-Messungen 1986 - 2000 [5]



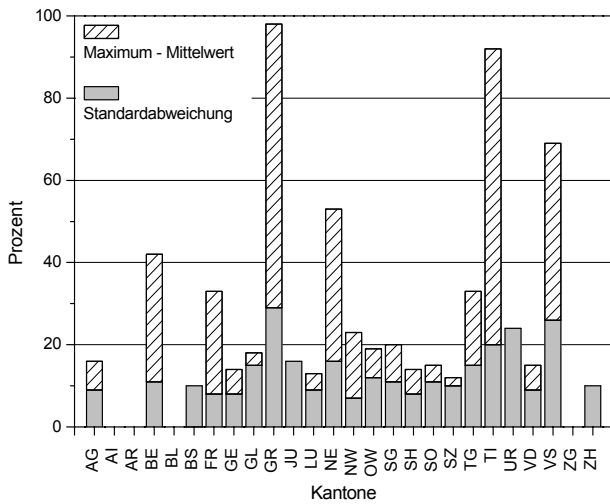
Figur 2

Messungen der Ortsdosisleistung im Freien (Ionisationskammer) [3] und [4] Mittelwert, Standardabweichung, Wertebereich terrestrische + kosmische Komponente



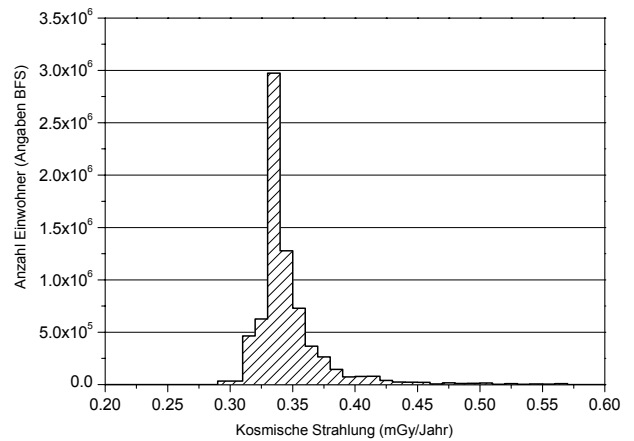
Figur 3

Messungen der Ortsdosisleistung im Hausinnern (Ionisationskammer) [3] und [4] Mittelwert, Standardabweichung, Wertebereich terrestrische + kosmische Komponente



Figur 4
Variation der Ortsdosen im Freien (Ionisationskammer) [3] und [4]

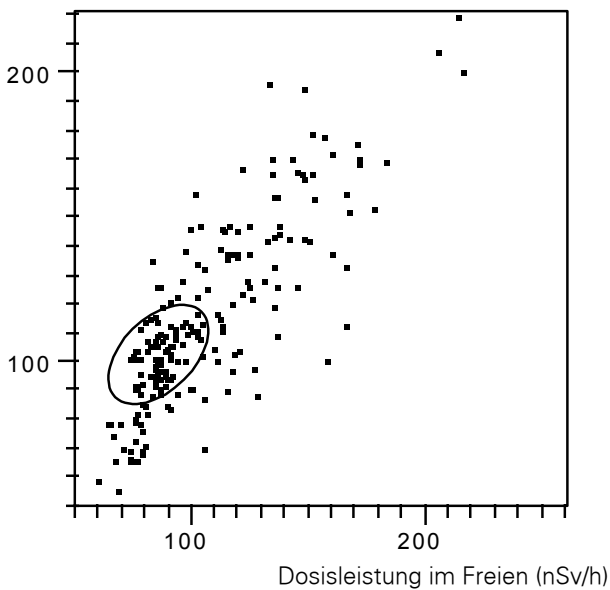
- Standardabweichung in Prozent = Ende des unteren Balkens
- Abweichung des höchsten Wertes vom Mittelwert = Ende des oberen Balkens



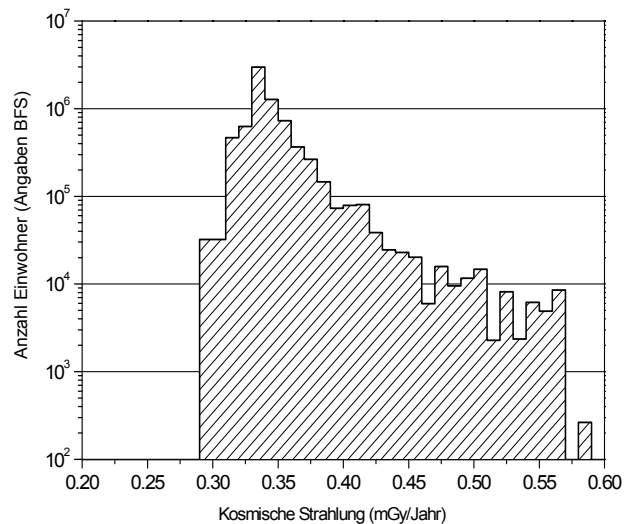
Einwohnerdaten: Copyright © des Bundesamtes für Statistik
GEOSTAT, CH-2010 Neuchâtel [7]

Figur 6
Berechnete Häufigkeitsverteilung der Luft-Kerma der ionisierenden Komponente der kosmische Strahlung
Anzahl Einwohner je Intervall von 0.1 mGy/y: lineare Skala (γ -Komponente)

Dosisleistung im Haus-Innern (nSv/h)



Figur 5
Korrelation der Messwerte im Freien zu den Messwerten im Hausinnern [3] und [4]



Einwohnerdaten: Copyright © des Bundesamtes für Statistik
GEOSTAT, CH-2010 Neuchâtel [7]

Figur 7
Berechnete Häufigkeitsverteilung der Luft-Kerma durch die kosmische Strahlung: Anzahl Einwohner je Intervall von 0.1 mGy/y: logarithm. Skala (γ -Komponente)

3.3. Aeroradiometrische Messungen

B. Bucher¹⁾, **G. Schwarz**²⁾, **L. Rybach**³⁾, **Chr. Bärlocher**³⁾

¹⁾ Paul Scherrer Institut (PSI), 5232 Villigen-PSI

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

³⁾ Institut für Geophysik, ETH Höggerberg, 8093 Zürich

3.3.1 Zusammenfassung

Bei den aeroradiometrischen Messflügen vom 23. - 26. Juni 2003 lag der Schwerpunkt bei einer gemeinsamen Messübung mit der österreichischen Partnerorganisation der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Dabei wurde in zwei Messgebieten in der Nähe von Klagenfurt/A die Suche nach ausgelegten radioaktiven Quellen verschiedenster Aktivitäten geübt. Bis auf die schwächste Quelle (120 MBq ⁶⁰Co) konnten alle während des Fluges lokalisiert und identifiziert werden. In der Schweiz wurden die turnusgemässen Messungen im Auftrag der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) in der Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen und Mühleberg durchgeführt. Die Resultate im Gebiet der Kernanlagen zeigten keine erhöhte Radioaktivität im Vergleich zu früheren Jahren.

3.3.2 Einleitung

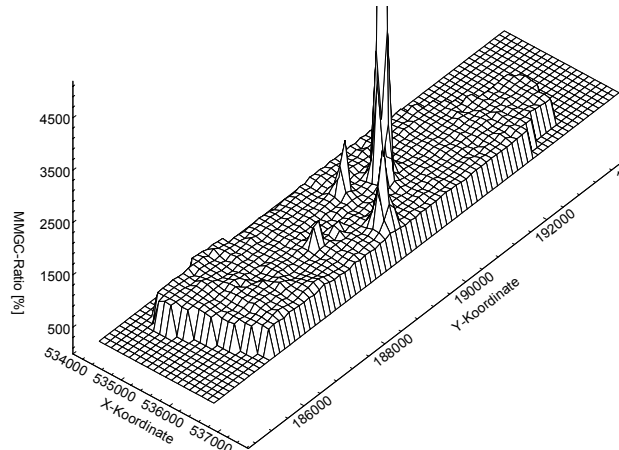
Aeroradiometrische Messungen in der Schweiz begannen 1986. Methodik und Software für Kalibrierung, Datenerfassung, Datenverarbeitung und Kartendarstellung wurden am Institut für Geophysik der ETH Zürich entwickelt (Schwarz 1991). In der Zeit von 1989 bis 1993 wurde die Umgebung (jeweils rund 50 km²) der schweizerischen Kernanlagen jährlich aeroradiometrisch vermessen. Im Jahre 1994 ging man zu einem Zweijahresrhythmus über, wobei abwechselungsweise zwei bzw. drei Gebiete mit Kernanlagen vermessen werden. 1992 und 1995 wurden ebenfalls am Institut für Geophysik der ETH Zürich zwei neue Messgeräte gebaut (16.8 und 4.0 l Detektoren). Seit den Messflügen 2001 kommt eine neu entwickelte online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware zum Einsatz (Bucher 2001).

Im Jahre 1994 wurde die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle und Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren im Vordergrund. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit Mai 2001 gemeinsam durch

das Paul Scherrer Institut (PSI) und das Institut für Geophysik der ETHZ und werden im Jahre 2004 komplett vom PSI übernommen.

3.3.3 Flugaufnahmen 2003

Der Schwerpunkt der aeroradiometrischen Messflüge vom 23. - 26. Juni 2003 lag bei einer gemeinsamen Messübung mit den Strahlenspürern des österreichischen Bundesinnenministeriums. Diese Stelle ist die österreichische Partnerorganisation der NAZ. Während der Übung wurden in zwei Messgebieten in der Nähe von Klagenfurt/A jeweils vier ⁶⁰Co und zwei ¹³⁷Cs Quellen mit Aktivitäten zwischen 120 MBq und 50 GBq ausgelegt. Bis auf die schwächste konnten alle Quellen während des Fluges mit Hilfe des nach Schwarz et al. (1991) modifizierten MMGC¹⁾-Ratio lokalisiert (siehe



Figur 1:

Dreidimensionale Darstellung des MMGC-Ratio im Messgebiet Altenhofen in Österreich.

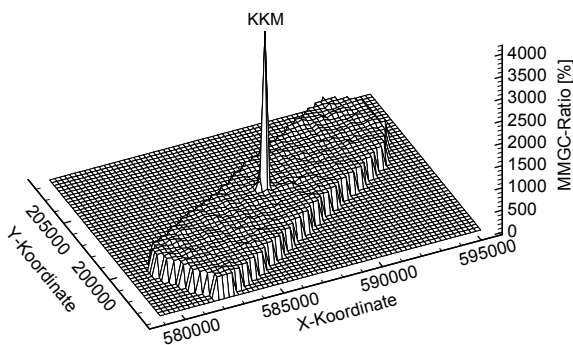
Figur 1) und anhand der Spektren identifiziert werden. Der MMGC-Ratio entspricht dem Verhältnis der Zählrate im tieferenergetischen Bereich des Spektrums (400-1'400 keV) zur Zählrate im hochenergetischen Bereich des Spektrums (1'400-3'000 keV). Da Spaltprodukte im Gegensatz zu natürlichen Radionukliden hauptsächlich im tieferenergetischen Bereich Gammastrahlung aussenden, weisen hohe Werte auf

.....
¹⁾ Man Made Gross Count-Ratio

durch Menschen verursachte Strahlung hin. Neben der eigentlichen Messübung konnten auch Erfahrungen mit dem österreichischen Messteam ausgetauscht werden, welches im Gegensatz zu unserem Spektrometer einen grossvolumigen Geiger-Müller-Zähler einsetzt. Dabei zeigte sich deutlich der Vorteil des Spektrometers, da dieser mit dem Spektrum viel mehr Informationen liefert als der Geiger-Müller-Zähler. Dieser Vorteil kommt vor allem bei schwachen Quellen oder Schwankungen im natürlichen Untergrund zum Tragen, da mit der Spektrumsinformation zwischen natürlicher und durch den Menschen verursachter Radioaktivität unterschieden werden kann.

In der Schweiz wurden am Montag 23. Juni und am Donnerstag 26. Juni die Umgebung der Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) vermessen. Die Messflüge standen unter der Leitung von Y. Lörtscher (NAZ).

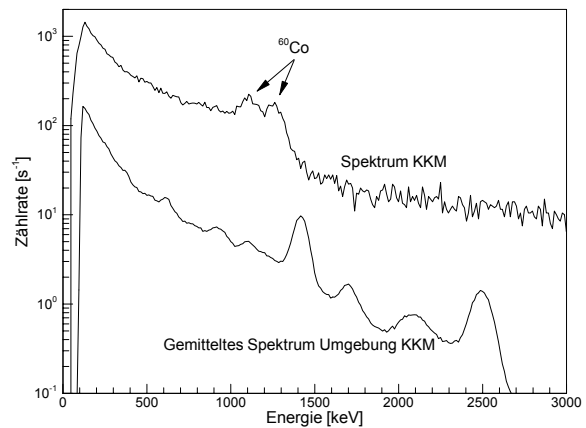
Im Auftrag der HSK wurden die Messgebiete um die Kernkraftwerke Gösgen (KKG) und Mühleberg (KKM) bereits mehrmals vermessen. Das KKM, das während der aeroradiometrischen Messungen im Betrieb war, konnte anhand der ^{16}N -Strahlung (Halbwertszeit $t_{1/2}=7.3\text{ s}$) sehr gut detektiert werden. Diese 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 in der Flughöhe gut detektiert werden. In Fig. 2 ist die nach Schwarz et al. (1991) modifizierte MMGC-Ratio im Gebiet des Kernkraftwerkes Mühleberg dargestellt. Deutlich ist das Kernkraftwerk Mühleberg zu erkennen.



Figur 2
Dreidimensionale Darstellung des MMGC-Ratio im Messgebiet KKM.

Beim näheren Betrachten der Spektren in der unmittelbaren Umgebung des Reaktorgebäudes bzw. des Maschinenhauses konnten auch deutlich die Gammalinien von ^{60}Co erkannt werden (siehe

Figur 3). Das entsprechende Spektrum enthält zudem so viel gestreute Strahlung der hochenergetischen Gammalinien von ^{16}N , dass keine anderen Peaks von natürlichen Radionukliden in dem Spektrum zu erkennen sind, wie dies üblicherweise der Fall ist (siehe gemittelttes Spektrum in der Umgebung des KKM in Figur 3).



Figur 3
Gemittelte Spektren aus der unmittelbaren Umgebung des Kraftwerkes und aus der weiteren Umgebung.

Im Gegensatz zum KKM konnte das KKG aeroradiometrisch nicht detektiert werden, da es sich um einen Druckwasserreaktor handelt und deshalb das Aktivierungsprodukt ^{16}N nicht aus dem sehr gut abgeschirmten Reaktorgebäude gelangt. Wie bereits vor zwei Jahren konnten die Bestrahlungsquellen der Studer Kabelwerke AG in Däniken/SO in den Messungen nicht mehr erkannt werden, da in den letzten Jahren zusätzliche Abschirmungen angebracht wurden.

3.3.4 Perspektiven

Aufgrund der in die Jahre gekommenen Rechner der Messsysteme wurden im Jahre 2003 die Vorbereitungen für die Erneuerung der beiden Messsysteme abgeschlossen und mit den Umbauarbeiten begonnen. Mit der Erneuerung der Messsysteme wird auch die online Auswertungssoftware integriert und den Piloten ein Navigationstool zur Verfügung gestellt. Zudem ist die Software für die Datenakquisition neu zu schreiben. Bis zu den Messflügen 2004 werden die Arbeiten abgeschlossen sein.

Im Jahre 2004 sind neben den routinemässigen Flügen in der Umgebung der Kernkraftwerke Leibstadt und Beznau sowie der Forschungsanstalt Paul Scherrer Institut weitere Profile durch die Schweiz, im Gebiet des ehemaligen Versuchsreaktors Lucens sowie weitere Flüge in radiologisch interessanten Gebieten der Schweiz geplant.

3.3.5 Literatur

- Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.
- Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogamma-spektrometrie. 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, Bundesamt für Bevölkerungsschutz, Postfach, 8044 Zürich

3.2.1 Übersicht

Das Netz für die automatische Dosisleistungsmessung und -alarmierung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung. Wie für die vorherigen Jahre konnte im 2003 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.

3.2.2 Erfahrungs- und Mittelwerte

Die Erfahrungswerte wurden anhand der Messwerte 2003 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 die Sonden, deren Messwert 2003 eine leichte Abweichung vom bisherigen Erfahrungsbereich aufweist, wurde wie üblich eine entsprechende Anpassung vorgenommen.

Tabelle 1

Erfahrungswerte der Ortsdosisleistung für einige NADAM-Stationen

Station	Erfahrungswerte *) 2002 [nSv/h]	Erfahrungswerte *) 2003 [nSv/h]	Neue Erfahrungsbereiche *) [nSv/h]	Ursache der Änderung des Erfahrungswerts
Buchs-Suhr	98	91	70-110	Alterung der Sonde
Luzern	112	102	80-120	Alterung der Sonde
Neuchâtel	92	86	70-110	Sondenwechseln im Januar 03
Stabio	159	144	120-180	Veralterung der Sonde
St.-Gallen	114	101	80-120	Sondenwechseln im Februar 03

*) nach Subtraktion des Eigennulleffekts

3.2.3 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.

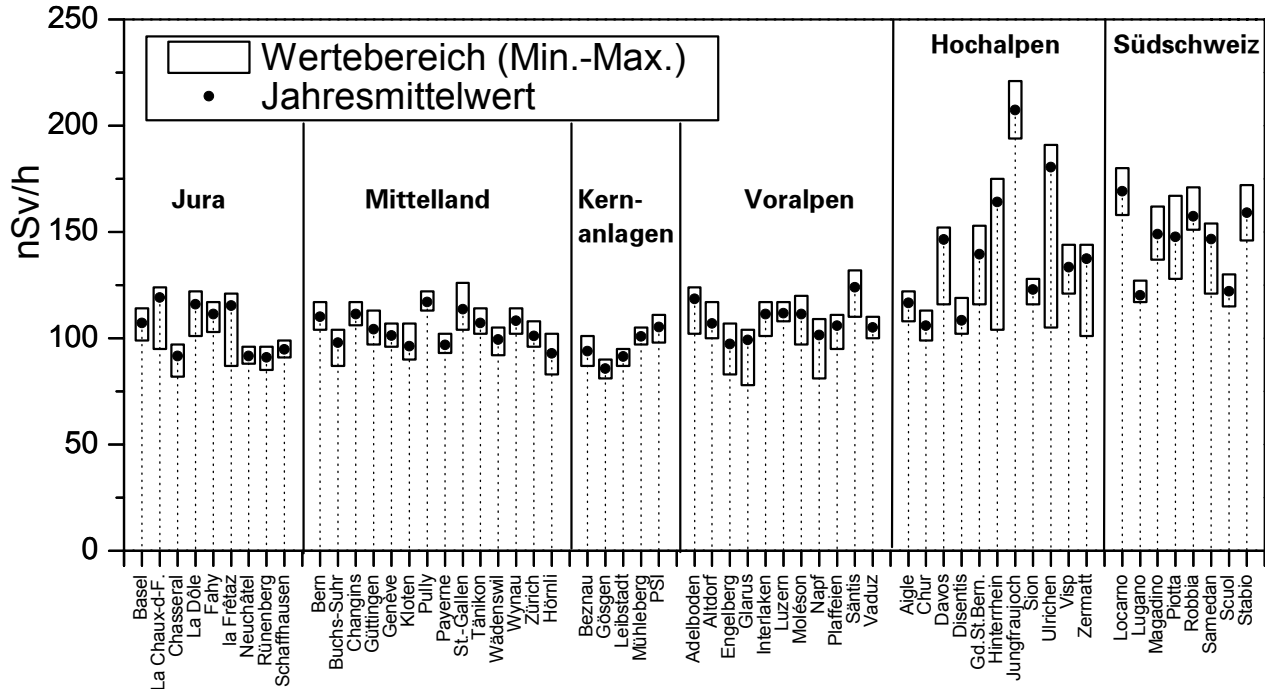
Die Typenprüfung hat das aus früheren Messungen bekannte Verhalten in den meisten Punkten bestätigt und lässt somit den Schluss zu, dass die NADAM-Sonden ihre Aufgaben im Rahmen der Überwachung zufriedenstellend erfüllen.

In 2003 wurden die durchgeführte Alarmüberprüfung jeder Sonde bei der Routine-Kontrolle weitergeführt. Alle funktionieren einwandfrei.

3.2.4 Erneuerung der NADAM-Sonden

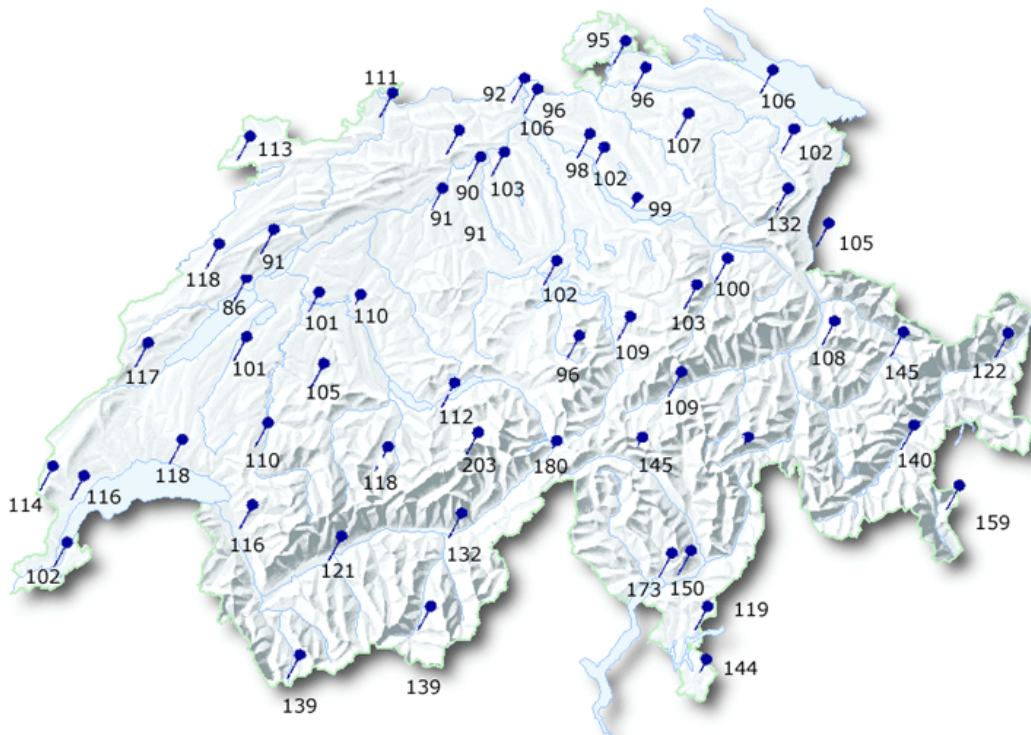
Die Feldtests mit den zwei neuen NADAM-Sonden wurden in 2003 weitergeführt. Dabei konnte eine Fehlkonstruktion bei der Anode des Detektors entdeckt werden, die zu einer künstlichen Erhöhung der Ortsdosisleistung bei Windgeschwindigkeit über 13 m/s geführt hat. Dieser Fehler wurde vom Sondenproduzent vor der Lieferung der ersten 30 Sonden korrigiert.

Der Austausch der NADAM-Sonden kann somit also gleichzeitig mit der Erneuerung der Meteo-Schweiz-Stationen, erfolgen.



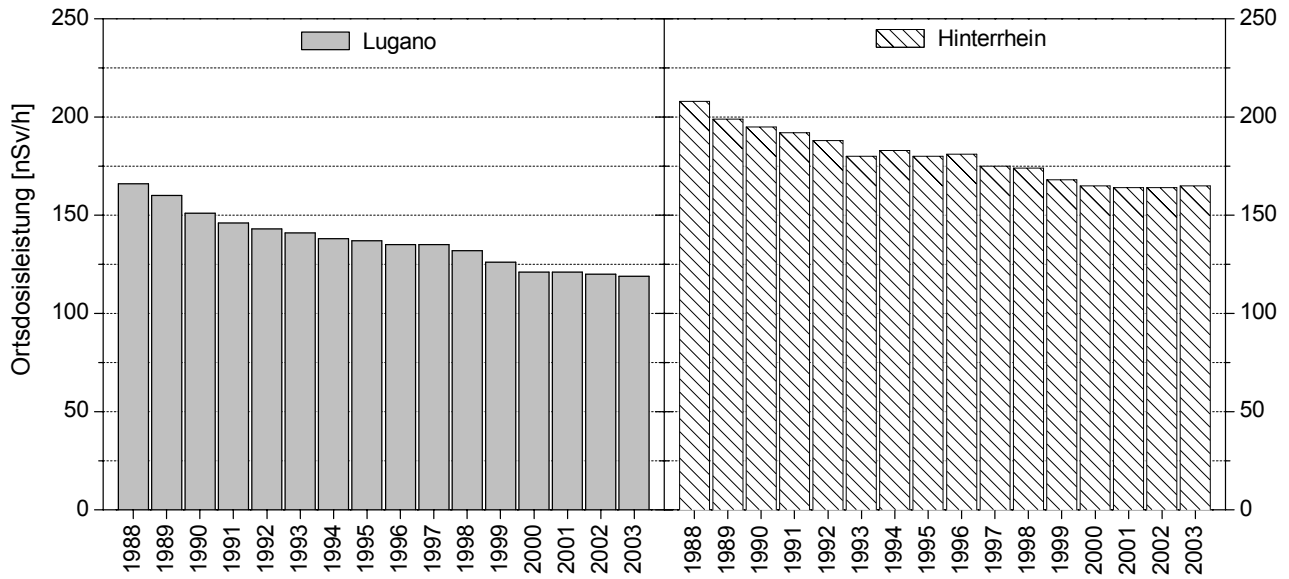
Figur 1

Jahresmittelwerte 2003 der NADAM-Sonden, aufgeteilt nach Regionen (nach Subtraktion des Eigennulleffekts).



Figur 2

Karte der Jahresmittelwerte 2003 der NADAM-Sonden (unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts). Die Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 90 und 210 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.



Figur 3

Verlauf der Erfahrungswerte der Stationen Lugano und Hinterrhein für die Periode 1988 - 2003 (unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts). 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). Der künstliche Beitrag durch den Tschernobylausfall mit den NADAM-Sonden praktisch nicht mehr nachweisbar.

3. Externe Strahlung

3.1. Mesures in situ et exposition externe

S. Estier, A. Gurtner

Section de surveillance de la radioactivité, SUER, Office fédéral de la santé publique
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

T. Buchillier

Institut de Radiophysique Appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

3.1.1 Introduction

Le suivi permanent de l'exposition ambiante repose en Suisse sur les réseaux NADAM (échelle nationale) et MADUK (voisinage des installations nucléaires). L'objectif de ces réseaux en alerte 24h sur 24 est de signaler des augmentations anormales de l'exposition ambiante. Ces mesures comme celles des dosimètres à thermoluminescence recensent l'exposition ambiante globale sans permettre d'en distinguer les composantes individuelles. La spectrométrie gamma directe (in situ) est par contre une méthode appropriée à l'estimation rapide de la contribution individuelle des radionucléides gamma d'origine naturelle et artificielle à l'exposition du public. Les mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons s'orientent avant tout sur la mise en évidence de traces de radionucléides. Les résultats ont un caractère très ponctuel et ne renseignent pas sur l'exposition ambiante. Pour combler cette lacune, les laboratoires mobiles de l'OFSP (SUEr-Fribourg), de la DSN (Villigen), du Laboratoire de Spiez et de l'IRA (Lausanne) misent sur la spectrométrie gamma in situ. Son exploitation informe de manière sensible et réaliste sur les concentrations moyennes des radionucléides gamma ainsi que sur l'exposition ambiante qui en résulte. Les examens in situ portent en priorité sur le voisinage des installations nucléaires (KKB, KKG, KKL, KKM, PSI, CERN) et sur le suivi de la contamination rémanente en ^{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 2003 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public.

3.1.2 Méthodologie in situ

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ en Suisse se base sur les recommandations ICRU [1]. Lors d'une mesure sur le terrain, un spectre gamma est enregistré et l'exposition ambiante globale est mesurée simultanément sur le site à l'aide d'une chambre à ionisation. L'exposition ambiante naturelle s'obtient par sommation de la part ionisante cosmique calculée à l'altitude du site [2] 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 par chambre d'ionisation, il est possible d'évaluer la contribution des radionucléides artificiels au débit d'exposition ambiante. L'atout de cette démarche est de permettre d'estimer d'éventuelles contributions artificielles hors du domaine d'énergie de la mesure gamma (par exemple rayonnement direct) et de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des radionucléides artificiels dans le sol.

3.1.3 Résultats in situ 2003

Les contributions individuelles au débit d'exposition ambiante, reconstituées par spectrométrie gamma in situ, sont représentées sur la figure 1 pour les sites suisses examinés par l'OFSP en 2003. Cette reconstitution se base sur les hypothèses suivantes : distribution homogène de tous les radionucléides (y compris le ^{137}Cs artificiel) dans le sol et $1\text{nGy/h} = 1\text{nSv/h}$. La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation est indiquée avec son incertitude et permet d'apprécier la fiabilité de la reconstitution.

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

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

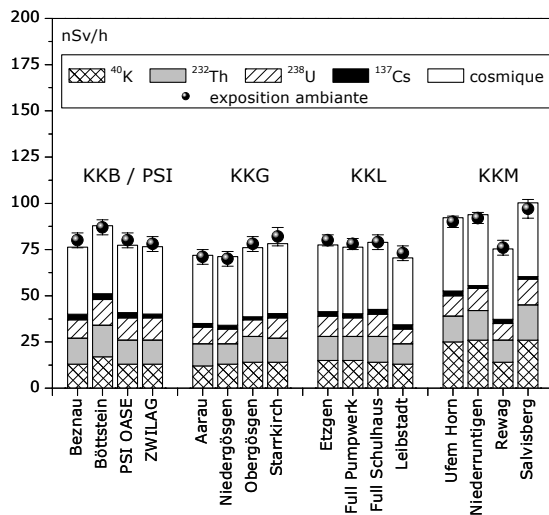


Figure 1

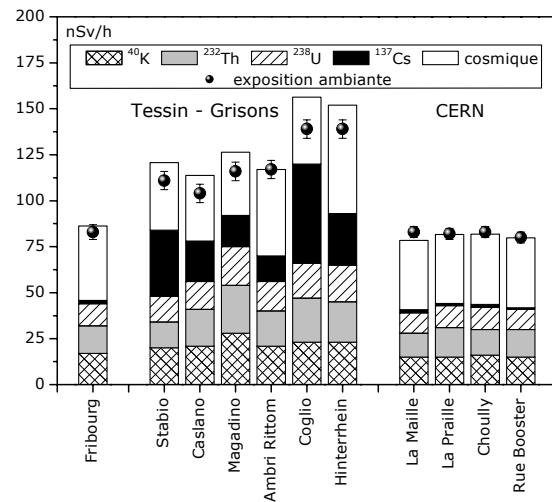
Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante, pour une distribution homogène, dans les sites examinés par spectrométrie gamma in situ en 2003.

Pour tous les sites, à l'exception de ceux du Tessin (Stabio, Caslano, Magadino et Coglio) et des Grisons (Hinterrhein) la différence entre reconstruction et mesure est inférieure à l'incertitude expérimentale. En revanche, pour ces 5 sites, et en particulier à Coglio, on constate une surestimation de la reconstitution, calculée sur la base des spectres gamma, par rapport à la valeur mesurée à l'aide de la chambre à ionisation. Comme nous le verrons de manière détaillée dans le paragraphe 3.1.4, cette différence est due à la distribution homogène admise pour le ^{137}Cs , résultant des retombées de Tchernobyl.

3.1.4 Campagne d'intercomparaison au Tessin

L'OFSP a pris l'initiative d'organiser cette année une intercomparaison de spectrométrie gamma in situ au niveau suisse. L'objectif était de confronter les résultats des équipes mobiles de l'IRA Lausanne, du laboratoire de Spiez et de Fribourg sur le site de Coglio, Valle Maggia (TI), où une anomalie avait été constatée pour les concentrations de ^{137}Cs lors d'un contrôle effectué par le laboratoire de Fribourg (cf Fig.1). C'était aussi l'occasion de tester le bon fonctionnement de nouveaux équipements acquis par les différentes équipes d'intervention, qui n'avaient pas pu prendre part à une intercomparaison internationale en 2003. Les mesures ont été effectuées sur cinq sites différents : les 4 premières à Coglio et la 5^{ème} à Gordola.

Chaque participant a suivi la procédure ICRU 53 pour le calcul des contributions au débit de dose des radionucléides identifiés dans le spectre in situ en admettant une distribution homogène de ces



radionucléides dans le sol. La somme de ces contributions et de celle du débit de dose dû au rayonnement cosmique calculé à partir de l'altitude du site a ensuite été comparée à la valeur globale du débit de dose mesurée simultanément à l'aide d'une chambre d'ionisation. Les résultats des mesures des 3 laboratoires sont représentés sur la figure 2.

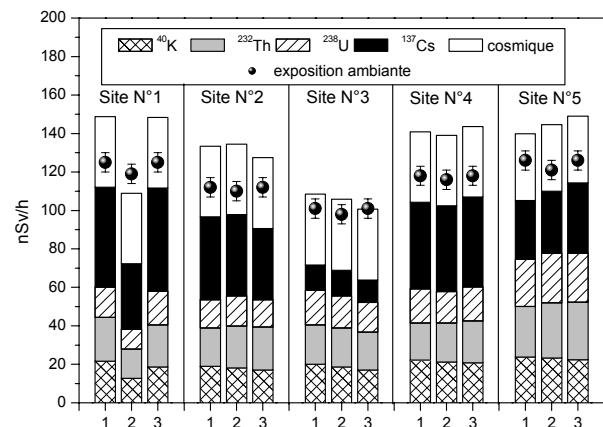


Figure 2

Résultats obtenus par les 3 laboratoires (nommés 1, 2, 3) lors de l'intercomparaison in situ 2003 organisée au Tessin.

Globalement, les résultats délivrés par les 3 laboratoires sont cohérents. Toutefois, les valeurs mesurées sur le site N°1 par un des laboratoires diffèrent de manière significative de celles obtenues par les deux autres. Cet écart n'a pu être expliqué, mais la différence n'étant pas systématique, un problème d'étalonnage des instruments est exclu.

En observant ces résultats, il apparaît que, pour tous les sites de mesure, à l'exception du site 3, les reconstructions, calculées à partir du spectre gamma in situ, conduisent à des valeurs de débit de dose supérieures à celles mesurées à l'aide de la chambre à ionisation. Cette différence est due à la distribution homogène admise pour le ^{137}Cs . En effet, les mesures de profils de sol, effectuées en laboratoire ont montré que l'essentiel du ^{137}Cs était contenu dans les 10 premiers centimètres de profondeur (cf figure 3). En tenant compte de la distribution réelle de cet isotope dans le sol, il apparaît alors que la reconstruction est en parfait accord avec la valeur du débit de dose mesurée (voir figure 4).

Notons qu'à la différence des sites 1, 2, 4 et 5 où le ^{137}Cs était principalement situé en surface, la distribution du ^{137}Cs dans le sol du site n°3 était effectivement homogène (sol cultivé). Ceci explique la bonne adéquation entre la reconstruction et la valeur mesurée du débit de dose obtenue initialement pour ce site (cf Fig.2).

En conclusion, cet exercice a montré la capacité des laboratoires participants à identifier rapidement (24h) les différentes contributions à l'exposition externe dans les 5 emplacements examinés. Il a également permis de constater que, dans cette région, plus fortement touchée par les retombées de l'accident de Tchernobyl, et même après 17 ans, le ^{137}Cs est encore largement situé en surface (pour les sols non-retournés). Il ressort finalement que la principale source d'incertitude pour ce type

de mesure provient du choix de l'hypothèse pour la distribution des radionucléides artificiels dans le sol. L'approche par soustraction des composantes naturelles à la mesure globale du débit de dose, décrite au paragraphe 3.1.2, permettrait donc une estimation plus réaliste de la contribution due au césium lorsque la distribution de cet isotope n'est pas connue.

3.1.5 Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2003 ont permis de caractériser les sites d'examen du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Le champ d'application de ces mesures a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses) et d'ordre radioécologique (suivi des contaminations ^{137}Cs des retombées et de Tchernobyl). Les résultats ont permis de distinguer les composantes naturelles et artificielles de la radioactivité gamma et de s'assurer de la pertinence de l'information acquise par confrontation du débit d'exposition calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation. L'exercice d'intercomparaison in situ organisé au Tessin a montré que les hypothèses sur la distribution des radionucléides artificiels dans le sol constituaient la principale source d'incertitude pour ce type de mesure.

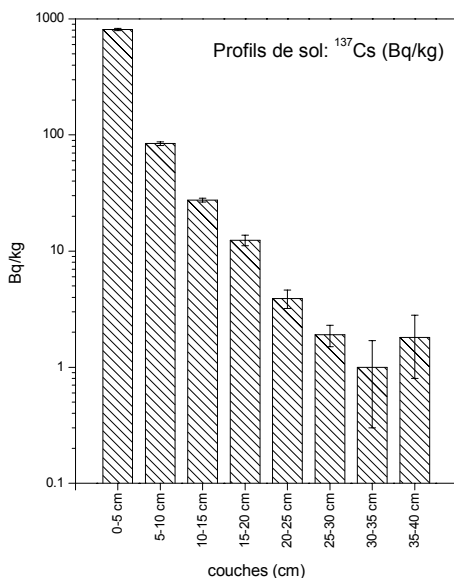


Figure 3
Concentration du ^{137}Cs en fonction de la profondeur, mesurée en laboratoire dans un échantillon de sol prélevé sur le site de mesure N°1 (Coglio).

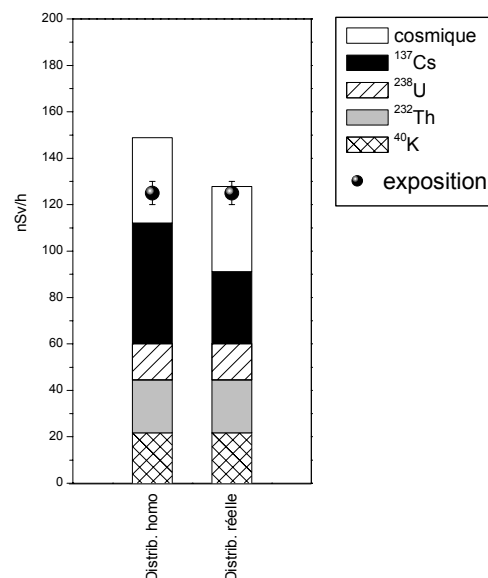


Figure 4
Contributions individuelles au débit d'exposition ambiante au point de mesure N°1, calculée sous l'hypothèse d'une distribution homogène du ^{137}Cs (gauche) dans le sol et en tenant compte de sa distribution réelle (droite).

2. Radon

W. Gfeller, P. Imbaumgarten, L. Pedrelli, G. Pillar, J. Rodriguez, G.-A. Roserens

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Fachstelle Radon, CH-3003 BERN

Zusammenfassung

Das radioaktive Edelgas Radon verursacht in der Schweiz jährlich zwischen 200 und 300 Lungenkrebstote. Es ist von der WHO als erwiesenermassen krebserregend eingestuft und wird auch auf europäischer Ebene sehr ernst genommen. Das BAG beteiligt sich aktiv im Netzwerk ERRICCA (European Radon Research and Industry Collaboration Concerted Action) und hat in diesem Rahmen ein zweitägiges nationales Radonforum im Kultur- und Kongresszentrum Luzern organisiert. Ziel der Veranstaltung war, den Wissenstransfer zu den Bauspezialisten in Sachen Radon einzuleiten. Der 9. Informationstag für die kantonalen Radonverantwortlichen war ebenfalls im Radonforum eingebettet. Dieser Informationsaustausch mit den Kantonen hat sich seit Jahren etabliert und wird von beiden Seiten sehr geschätzt.

Die bisherigen Radonmessungen in fast 50'000 Gebäuden zeigen, dass in beinahe 600 Häusern der Grenzwert von 1000 Bq/m³ überschritten ist. Diese Gebäude befinden sich vorwiegend in Alpen- und Jura-Regionen. Es gibt aber auch im Mittelland vereinzelte Bauten mit zu hohen Werten. Hochrechnungen weisen darauf hin, dass in der Schweiz in einigen Tausend Wohnhäusern der Grenzwert für Radon überschritten ist.

Der Ausbildung von Berufsleuten wird nun vermehrt Rechnung getragen. Aus diesem Grunde hat die Fachstelle Radon entsprechende Lehrmittel erarbeitet. Kursunterlagen für einen Basis- und einen Aufbaukurs sowie ein Arbeitsheft mit Übungen und Lernzielkontrollen sind ab Frühjahr 2004 auf CD erhältlich.

Anlässlich des nationalen Radon-Forums wurden die ersten „Radonsachverständigen“ zertifiziert. Diese mussten in 5 Teilgebieten (Grundlagen, Gesundheit/Strahlenschutz, Regelungen, Messung, bauliche Massnahmen) die geforderten Kompetenzen nachweisen und eine individuelle praktische Arbeit verfassen. Die Radonsachverständigen unterstützen das BAG bei der Messung und Sanierung von Häusern und der Ausbildung von Baufachleuten.

Stand des Wissens über Radon in Schweiz

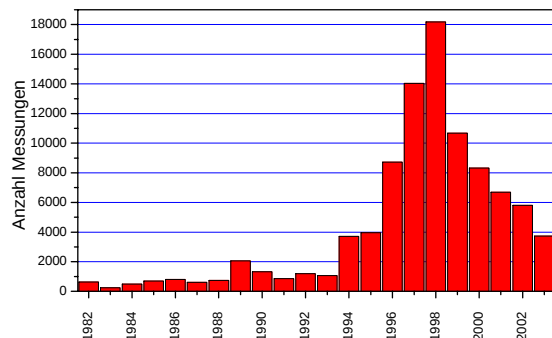
- Radon ist für 5 bis 10 Prozent der Lungenkrebserkrankungen verantwortlich.
- Radon macht rund 40% der Strahlenexposition der Bevölkerung aus.
- Radon dringt vorwiegend vom Bauuntergrund her ins Gebäude.
- Baumaterialien und Wasser verursachen keine hohe Radonkonzentration in der Atemluft.
- Schon ein 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

Die 10-jährige Frist für das Erstellen des Radon-Katasters läuft Ende September 2004 ab. Die 2. Phase des Radon-Programms (kantonale Sanierungsprogramme) ist damit in Sichtweite. Hohe Priorität bekommt jetzt das Erarbeiten von Sanierungsstrategien. Das Auffinden von stark belasteten Gebäuden und der entsprechenden Radoneintrittsstellen ist dabei von besonderer Bedeutung. Der Übergang zu routinemässigen und kostengünstigeren Sanierungen steht da natürlich im Vordergrund.

2.1 Radon-Messungen

Die Radonkarte der Schweiz ist beinahe vollständig. Die Anzahl durchgeführter Kampagnen und somit der Messungen nimmt seit 1998 kontinuierlich ab (**Figur 1**). Aber auch in diesem Jahr wurden zahlreiche Messungen in die Datenbank aufgenommen.



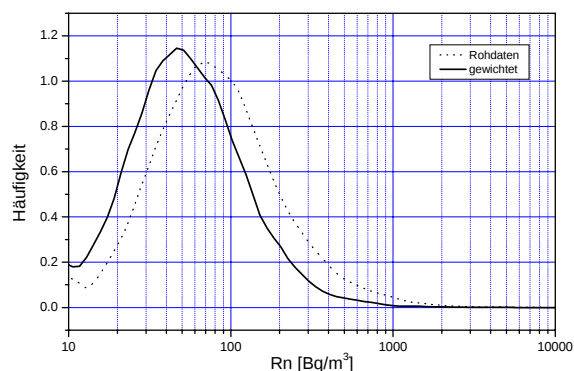
Figur 1
Anzahl Messungen pro Jahr

Die schweizerische Radon-Datenbank enthält zur Zeit Daten aus rund 47'000 Häusern und mehr als 91'000 Messwerten, wovon rund 53'500 aus Messungen in bewohnten Räumen stammen.

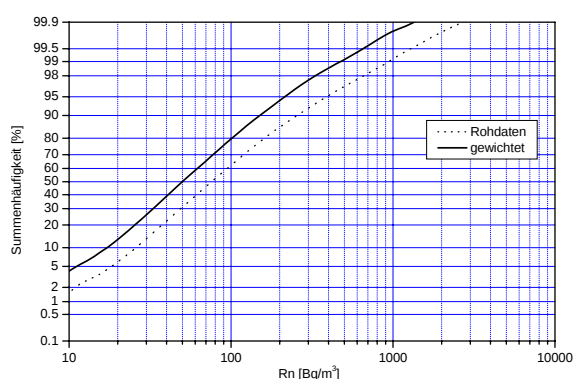
Verteilungen

Die Messungen im Wohnbereich vermitteln ein gutes Bild der Radonexposition. Da die Kriterien für die Wahl der Häuser eher auf hohe Konzentrationen zielen, ist die Verteilung der Messwerte für die Bevölkerung 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 bis 2 Prozent der Bevölkerung in Konzentrationen über 400 Bq/m^3 leben; etwa 0,2 Prozent in Konzentrationen über 1000 Bq/m^3 . In einigen tausend Häusern der Schweiz ist der Grenzwert für die Radongaskonzentration überschritten.

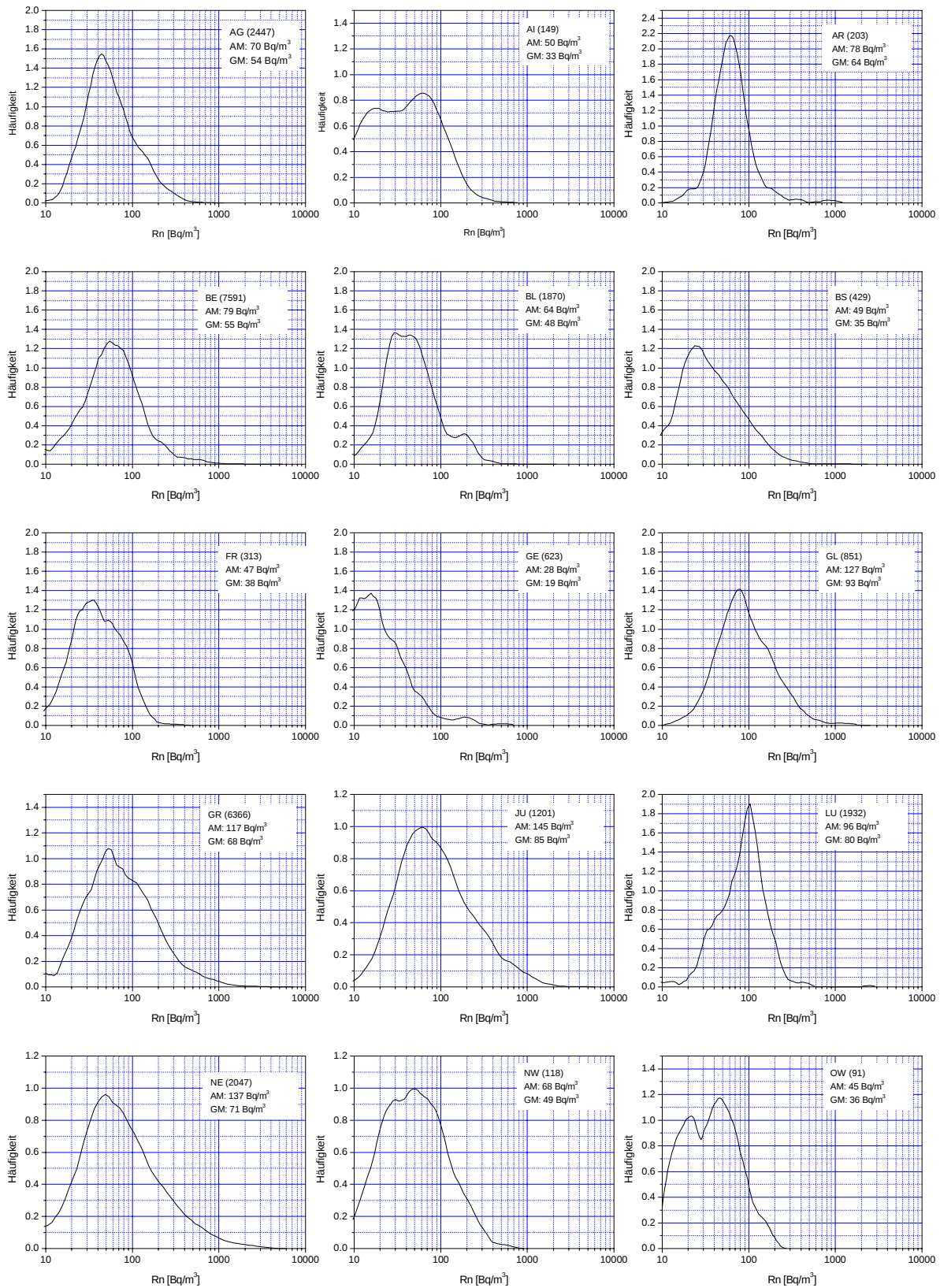


Figur 2
Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen



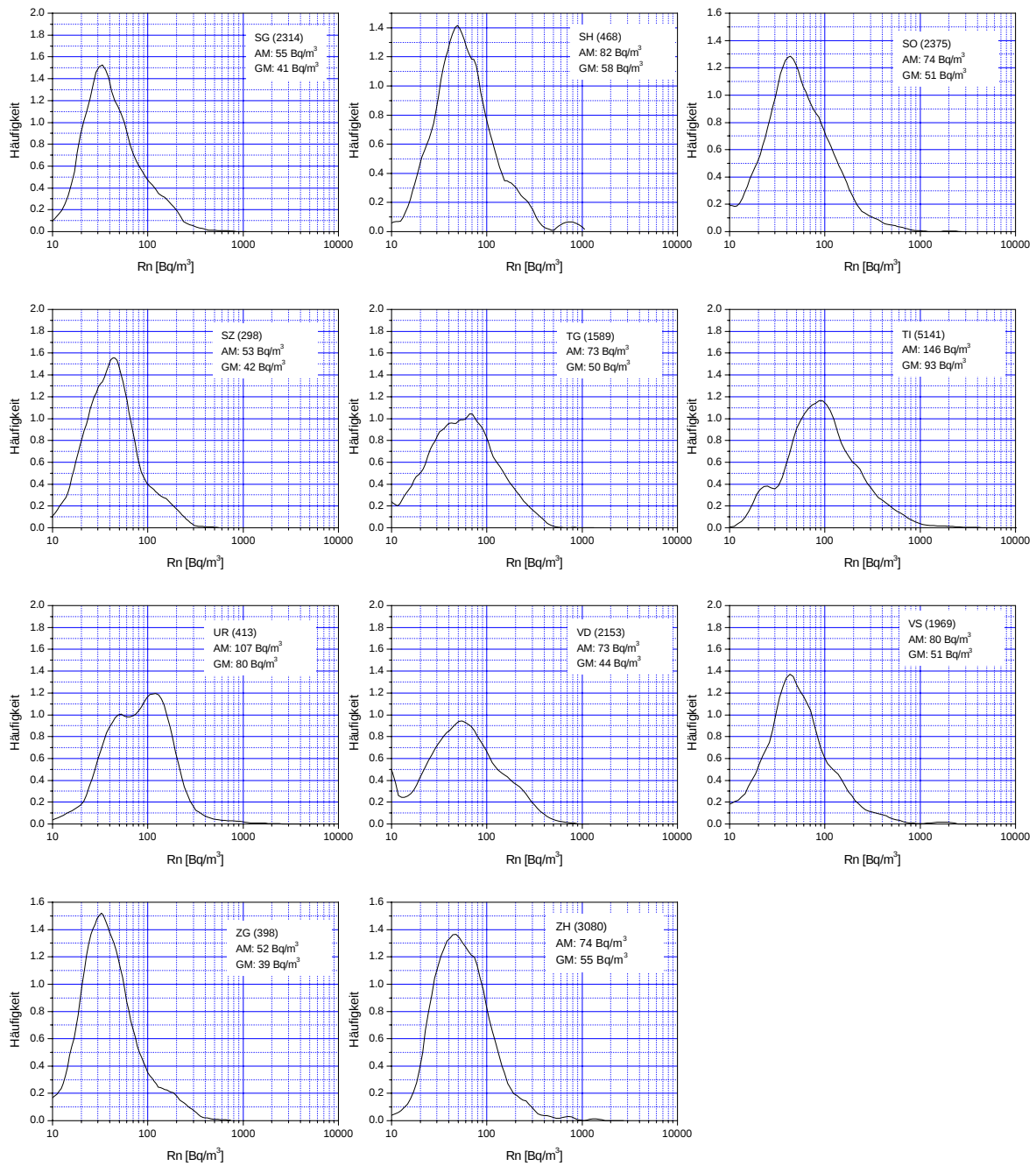
Figur 3
Summenhäufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen

Die gleichen Berechnungen lassen sich für die einzelnen Kantone machen. Die entsprechenden Verteilungen sind in **Figur 4** dargestellt.



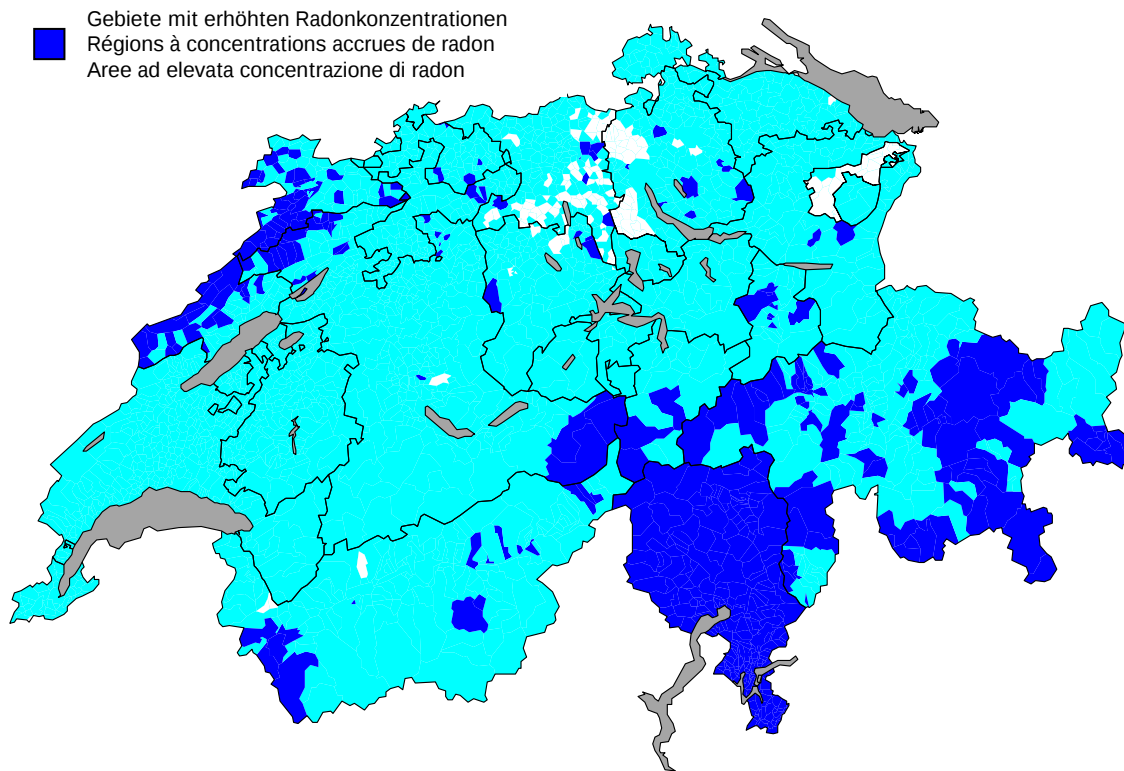
Figur 4

Gewichtete Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton. In den Klammern ist die Anzahl verwendeten Messungen angegeben. AM: Arithmetischer Mittelwert, GM: Geometrischer Mittelwert

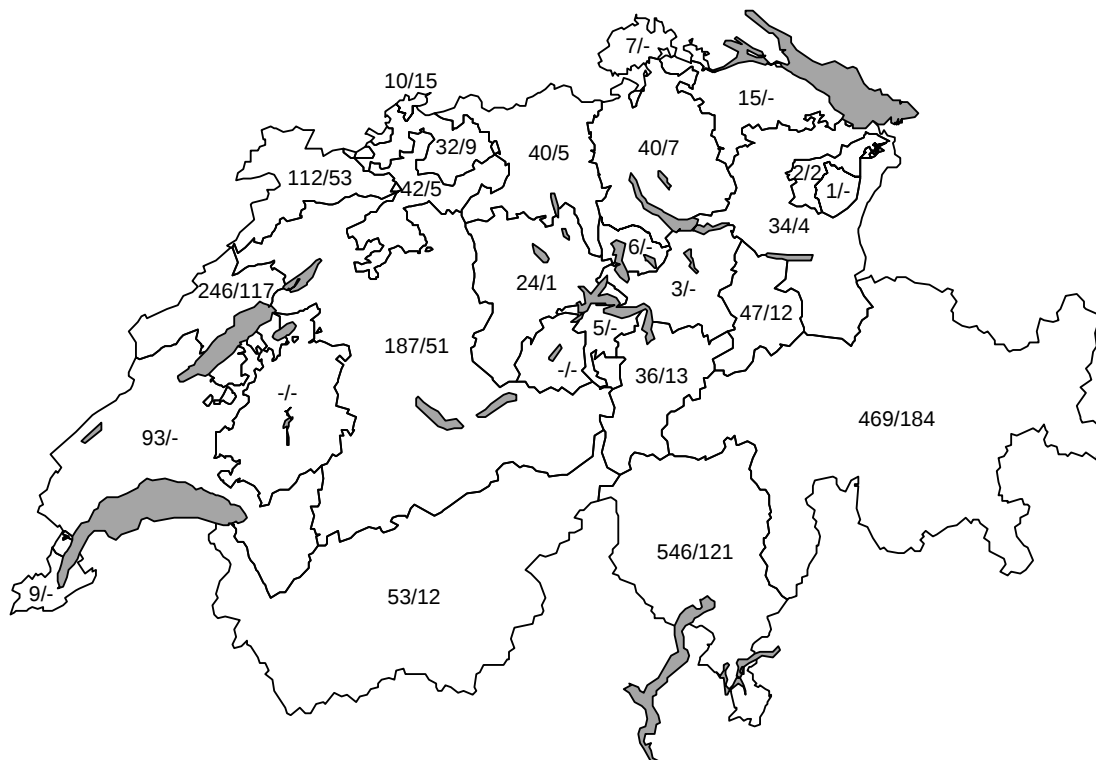


Figur 4 (Fortsetzung)

Gewichtete Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton. In den Klammern ist die Anzahl verwendeten Messungen angegeben. AM: Arithmetischer Mittelwert, GM: Geometrischer Mittelwert



Figur 4
Radonkarte der Schweiz: Stand Dezember 2003; L+T, Geostat



Figur 5
Anzahl Richt- und Grenzwertüberschreitungen nach Kanton, Stand Dezember 2003; L+T, Geostat

Radonkarte

Von den total 2'865 Gemeinden in der Schweiz haben die Kantone 2'680 klassiert. Dies entspricht einer Abdeckung von 94%. Die Radonkarte (Figur 4) zeigt grössere Gebiete mit erhöhter Radongaskonzentration vorwiegend in den Alpen- und Jura-Regionen. Es gibt aber auch im Mittelland vereinzelt erhöhte Konzentrationen.

Bis heute sind rund 1960 Richtwert- und 590 Grenzüberschreitungen bekannt. In Figur 5 ist die Anzahl bekannter Richtwert- und Grenzüberschreitungen nach Kanton angegeben.

Geostatistische Kartographie

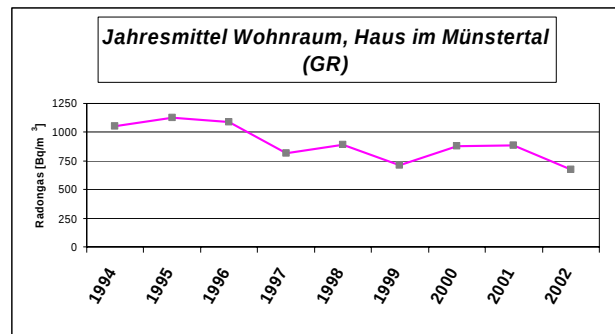
Mit der oben beschriebenen Radonkarte, die auf Mittelwerten oder Grenzwertüberschreitungen von Messungen im Wohnbereich auf Gemeindeebene erstellt wird, lassen sich lokal erhöhte Radonwerte innerhalb einer Gemeinde oder grenzüberschreitend nicht darstellen. Geostatistische Methoden erlauben räumliche Abhängigkeiten der Messpunkte zu untersuchen und darzustellen.

Solche Karten werden in Zusammenarbeit mit der Universität Lausanne und dem Institut Dalle Molle d'Intelligence Artificielle Perceptive in Martigny (VS) erstellt und können bei der Entscheidungsfindung über eine allfällige Prävention bei einem neuen Bauvorhaben oder bei einer Umnutzung behilflich sein.

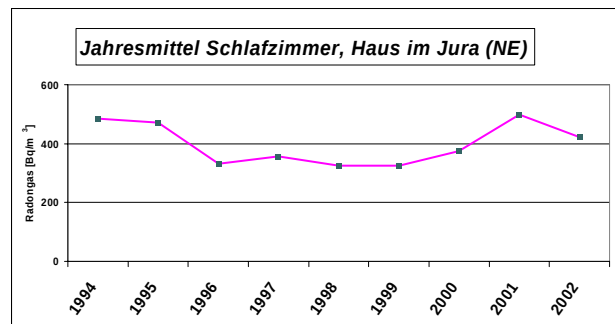
Langzeitüberwachung einzelner Häuser

Seit 1994 wird in einzelnen Häusern das Radon quartalsweise mit Dosimetern gemessen. Diese Messungen geben Auskunft über die natürlichen Schwankungen der Radonwerte in Wohn- und Kellerräumen. Dabei zeigt sich, dass neben den regelmässigen jährlichen Schwankungen auch andere Effekte auftreten. Acht Häuser werden dauernd überwacht, im Winter jeweils 17.

Der Verlauf des Jahresmittels über mehrere Jahre ist an zwei Beispielen in Figur 6 und Figur 7 illustriert. Es fällt auf, dass das Jahresmittel nicht konstant ist, sondern um etwa 20 % variieren kann. In beiden Fällen ist das Verhältnis vom radonreichsten zum radonärmsten Jahr beinahe gleich. In Figur 6 ist der Grenzwert von $1'000 \text{ Bq/m}^3$ in drei aufeinander folgenden Jahren überschritten und dann nicht mehr. Zur Messunsicherheit kommt also noch eine Schwankung der Radonkonzentration im Verlauf der Jahre hinzu.



Figur 6
Verlauf des Jahresmittelwertes
(Minimum/Maximum=0.63)



Figur 7
Verlauf des Jahresmittelwertes
(Minimum/Maximum=0.65)

Vergleichsmessung

Vom 13.-26. März 2003 fand am Paul Scherrer Institut (PSI) die jährliche Vergleichsmessung für Radonmessgeräte statt. Dort mussten die anerkannten Radonmessstellen die Qualität ihrer Messungen unter Beweis stellen. Ein ausführlicher PSI-Bericht dazu befindet sich auf www.ch-radon.ch.

In Figur 9 sind die Ergebnisse eingetragen, auf der x-Achse die Abweichung vom Sollwert, auf der y-Achse die Streuung der fünf exponierten Dosimeter. Das BAG verlangt, dass das Ergebnis innerhalb des 20%-Halbkreises liegt.

Bei einer Messstelle war die Streuung mit über 60% viel zu gross. Eine spätere Nachmessung mit diesem Dosimetertyp ergab dann ein akzeptables Resultat. Der Grund für dieses schlechte Resultat ist nicht bekannt.

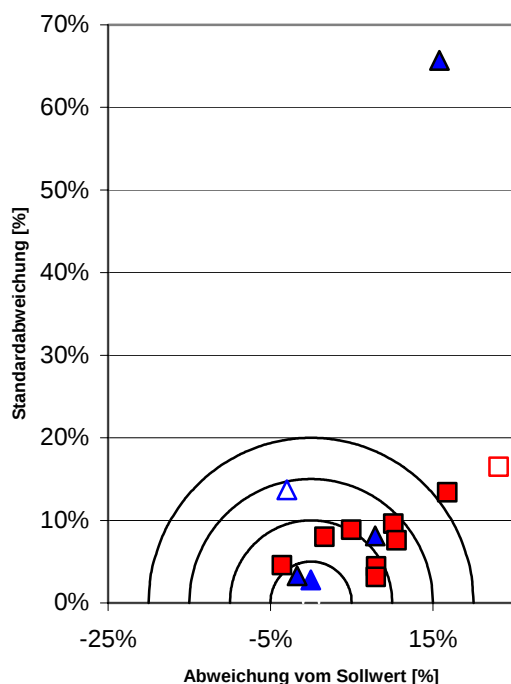
Eine Messstelle mit Elektret-Dosimetern erzielte ein knapp ungenügendes Resultat.

Erstmals wurden auch Elektret-Dosimeter als Blindproben exponiert. Diese erfüllten die BAG-Anforderungen nicht. Dass Blindproben schlechter abschneiden ist ein bekanntes Phänomen und ist

von den Messstellen genauer zu verfolgen. Es werden auch weiterhin Blindproben in die Vergleichsmessungen einbezogen.

Bei den zur Vergleichsmessung eingeschickten Dosimetern gab es 2 Neuerungen:

- Die einzige Messstelle, die bisher offene Dosimeter einsetzte und von den gemessenen Radonfolgeprodukten auf die Radongaskonzentration zurückrechnete, verfügt jetzt auch über geschlossene Kammern, die direkt das Radongas messen. Die erzielten Resultate waren sehr gut.
- Eine Messstelle setzt bei Messungen immer 2 Elektret-Dosimeter aufs Mal ein. Diese sind in einem Netz verschweisst. Mehr darüber kann in der Zertifizierungsarbeit von S. Montorfani „Misura della concentrazione del gas radon“ nachgelesen werden (www.ch-radon.ch).



Figur 8
Übersicht der Resultate der Vergleichsmessung 2003

2.2 Bau

Assainissements

Une tâche importante du service technique et d'information sur le radon est le conseil dans les cas d'assainissements. Il est réjouissant de constater que des assainissements ou des mesures préventives se réalisent sans notre intervention, grâce à notre documentation technique à l'attention des professionnels du bâtiment, des communes, cantons et propriétaires.

Si un nombre beaucoup plus élevé de bâtiments dont la concentration moyenne en radon dépasse 1000 Bq/m³ devenait connu, notre service ne pourra plus conseiller chaque cas, mais devra s'adapter afin d'utiliser des effets multiplicateurs.

Afin de motiver les propriétaires à exécuter rapidement un assainissement, les coûts doivent être raisonnables. Il est plus facile et meilleur marché d'intégrer ces travaux dans les transformations prévues d'un bâtiment. Un surcoût supportable pour la réduction du radon se situe entre Fr. 1000.- et 5'000.- pour les cas usuels et jusqu'à Fr. 20'000.- pour des cas complexes.

Exemple d'un assainissement

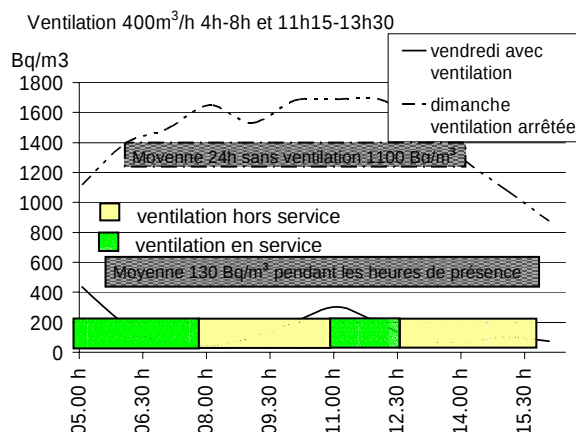
Pour les assainissements utilisant une ventilation mécanique, on peut dans certains cas, adapter le fonctionnement et améliorer le confort de la manière suivante:

Si l'on connaît les heures d'utilisation des locaux, pour une école par exemple, on peut faire démarrer la ventilation quelques heures avant l'arrivée des utilisateurs des locaux.

Lors de l'arrêt de l'installation la concentration en radon va à nouveau s'élever. Il faut donc contrôler la moyenne obtenue pendant l'occupation. Dans notre exemple, la ventilation avec un débit de 400 m³/h fonctionne de 4 à 8 heures et de 11h15 à 13h30. La concentration moyenne est d'environ 130 Bq/m³ pendant les heures d'utilisation des locaux.

Il est à remarquer que pour des raisons de confort (bruits et courants d'air) cette installation ne peut fonctionner qu'avec un débit de 200 m³/h pendant les heures d'occupation des locaux.

Résultats comparatifs:



Figur 9
Effet de la ventilation sur la concentration de radon

Radonsanierung eines Kindergartens

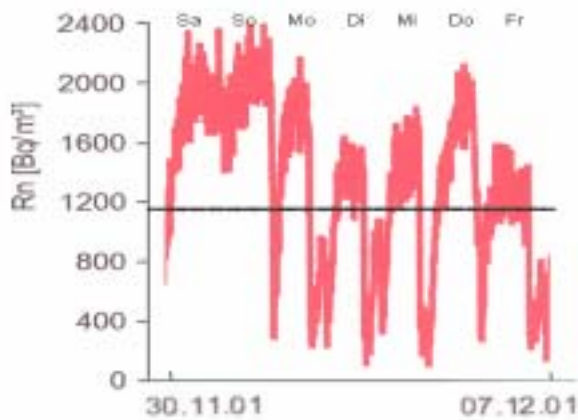
Im Kanton Graubünden wurden alle öffentlichen Schulhäuser systematisch auf Radon hin untersucht. In diesem Rahmen wurden im Jahr 2001 erhöhte Radonwerte in einem Kindergarten festgestellt.



Figur 10
Schulgebäude im Kanton Graubünden

Es handelt sich dabei um einen 60-jährigen Betonbau mit Sichtsteinen. Der Kindergarten befindet sich im Erdgeschoss und ist nicht unterkellert. Das Fundament besteht aus einer Betonplatte. Das Gebäude befindet sich am Rand der Landquart-Talebene; der Untergrund besteht aus groben Schottern mit Blöcken.

Die Radonmessungen mit Dosimetern hatten einen Wert von über $2'000 \text{ Bq/m}^3$ geliefert. Mit vermehrtem Fensterlüften konnte die Belastung auf Werte um $1'200 \text{ Bq/m}^3$ gesenkt werden. Es wurde ein typischer Wochen- und Tagesgang der Radonkonzentration festgestellt. Am Wochenende blieben die Radonwerte konstant hoch; von Montag bis Freitag erniedrigte das morgendliche Lüften die Radonwerte vorübergehend.

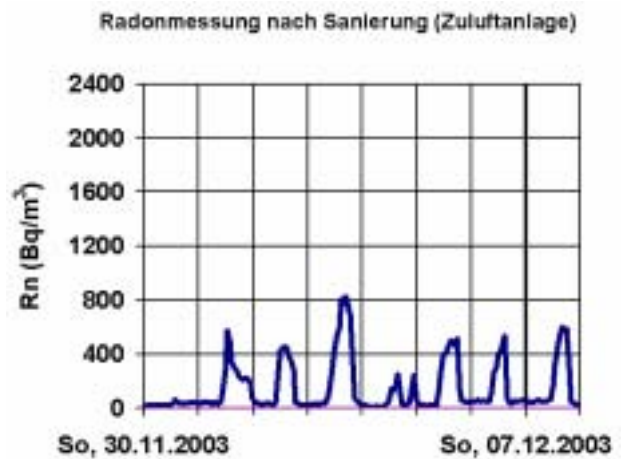


Figur 11
Verlauf der Radon-Konzentration vor der Sanierung

Mit dem Erstellen einer provisorischen Lüftungsanlage und der aktiven Luftzufuhr direkt in den

Kindergartenraum konnte eine weitere Reduktion der Radonbelastung erreicht werden. Aber erst durch eine Aussenluftzufuhr auch in den Eingangsbereich des Kindergartens wurde die Radonbelastung unter den Richtwert von 400 Bq/m^3 gesenkt.

Im Herbst 2003 wurde dann die definitive Lüftungsanlage mit Zulufterwärmung in Betrieb genommen, so dass ein Dauerbetrieb während der Unterrichtszeiten auch bei tiefen Aussentemperaturen im Winter möglich wurde.



Figur 12
Verlauf der Radon-Konzentration nach der Sanierung

Die gemessene, markante Reduktion der Radonbelastung kann wie folgt erklärt werden:

Einerseits kann wegen des leichten Überdrucks im Erdgeschoss weniger Radon über den Boden ins Gebäude eindringen; andererseits wird die Radonkonzentration in der Raumluft durch die zugeführte Aussenluft verdünnt. Sobald der Zuluftbetrieb eingestellt wird - nachts und über das Wochenende - steigen die Radonwerte wieder aufs frühere Niveau an.



Figur 13
Ventilator und Steuerung in Nebenraum des Kindergartens

Mit der Installation und Einregulierung der Lüftungsanlage konnten weitergehende bauliche Massnahmen wie etwa die Abdichtung der Bodenplatte oder das Absaugen der Bodenluft vermieden werden.



Figur 14
Zuluft zum Kindergarten

Esempio di un risanamento nel Ticino

Si tratta di un edificio costruito una quindicina d'anni orsono su terreno roccioso (marmo molto fessurato).

Il proprietario ha partecipato ad una campagna di misura organizzata dal Cantone ed il risultato ha rivelato una concentrazione superiore ai 1000 Bq/m³. Si è ripreso il dossier nel 2003, si sono eseguite delle nuove misurazioni con apparecchi α -Guard e si sono di nuovo determinati alti valori in alcuni locali, specialmente nel locale stireria, con punte fino a 10'000 Bq/m³ e valori medi su 4 giorni di 4'500 Bq/m³. Con effetto "camino", il radon era trasportato anche nei locali abitati adiacenti e pure al piano superiore. Una prima constatazione ha determinato un assestamento del pavimento con la conseguente formazione di una fessura tra il battiscopa ed il pavimento in ceramica. Si è proposto al proprietario di eseguire un'accurata pulizia della fessura e di procedere ad una nuova sigillatura con del silicone. I risultati ottenuti con l'intervento citato indicano i valori seguenti: media 900 Bq/m³ e picco di 2500 Bq/m³.

Nuove misure hanno dimostrato un calo dei valori riscontrati ma non ancora sufficienti. Si sta nel

frattempo procedendo a successive prove con la posa di un ventilatore.



Figur 15
Nella foto il lavoro terminato

Radon-DACH

La quatrième rencontre Radon-DACH regroupant des représentants de différents pays (Allemagne, Autriche, Suisse, Italie, Belgique, Luxembourg, Tchéquie) a eu lieu le 5 novembre 2003. Après une visite du chantier NLFA/Alptransit (Nouvelles lignes ferroviaires à travers les Alpes) à Sedrun dans les Grisons, un bâtiment assaini passivement a été visité. Un puisard y est installé qui peut être mis en activité si nécessaire.

2.3 Ausbildung

Kursunterlagen

Das Radon-Handbuch des BAG stellt in detaillierter Weise praktisches Planungswissen für Baufachleute zur Verfügung. Dieses Wissen ist gezielt und flächendeckend an aktuelle und künftige Fachleute der Bauwirtschaft weiterzugeben. Kurse und Vorträge sollen sich am Radon-Handbuch orientieren und dessen Einführung und sachgerechten Gebrauch in der Praxis fördern. Nach Möglichkeit sollen die Kurse zielgruppenspezifisch durchgeführt werden. Es sind dies im Wesentlichen Berufsleute in Ausbildung bzw. deren Lehrer und Fachleute mit Berufserfahrung.

Als Lehrmittel liegen ein 58-seitiger Basiskurs, ein 46-seitiger Aufbaukurs und ein Arbeitsheft mit 16 Übungen und 2 Lernzielkontrollen vor. Die Kursunterlagen bestehen aus Folien sowie inhaltlichen und didaktischen Angaben zu den jeweiligen Folieninhalten. Diese sogenannten Referenten-Drehbücher bauen auf dem Radon-Handbuch auf und liegen als PowerPoint- und pdf-Dateien vor.



Figur 16
Erste Zertifizierung von Sachverständigen Radon am 3. November 2003 im KKL Luzern

Sachverständige Radon

Anlässlich des nationalen Radon-Forums in Luzern wurden die ersten 12 Sachverständigen Radon zertifiziert. Für Personen, die schon längere Zeit im Radon tätig sind, wurde ein Verfahren entwickelt, das diesen ermöglicht, ihre Kompetenzen zum Radon nachzuweisen.

Dazu wurden die geforderten Kompetenzen für die Bereiche Grundlagen, Gesundheit/Strahlenschutz, Regelungen, Messung, und bauliche Massnahmen festgelegt. Ferner haben alle eine „Individuelle Praktische Arbeit (IPA)“ verfasst, die am 24. Oktober im BAG präsentiert wurde.

Auf Wunsch werden die Sachverständigen Radon und deren IPA auf www.ch-radon.ch aufgelistet. Die Sachverständigen Radon werden das BAG bei der Sanierung von Häusern und der Ausbildung von Baufachleuten unterstützen.

2.4 Öffentlichkeitsarbeit

Das 2001 erarbeitete Kommunikationskonzept basiert im Wesentlichen auf:

- Hysterie vermeiden, aber nicht banalisieren
- Fokus auf Radongebiete und nicht ausgemessene Gebiete legen
- Zielgruppen direkt ansprechen und Medienarbeit intensivieren

Die Erfahrungen bei der Umsetzung haben gezeigt, dass die Radon-Problematik aggressiver präsentiert

werden muss, um die beabsichtigte Wirkung zu erzielen.

Nationales Radonforum

Anstelle des bisher im Frühling durchgeführten Informationstages für die Kantone fand im Rahmen des europäischen Netzwerkes ERRICCA (European Radon Research and Industry Collaboration Concerted Action) ein zweitägiges nationales Radonforum in Luzern statt. Nebst internationalen Experten nahmen auch Vertreter der Bau- und Haustechnik teil. Ziel war, den Wissenstransfer zu den Bauspezialisten in Sachen Radon einzuleiten.

Die verschiedenen Präsentationen und die Schlussfolgerungen aus dem Industrieworkshop sind unter www.ch-radon.ch abgelegt.

Ausstellungen

Im Kanton Graubünden wurden verschiedene Ausstellungen durchgeführt. So fand anlässlich der Interregio (I-Graun, 16.-20. Juli 2003) mit den Verantwortlichen der autonomen Provinz Bozen und des Kantons Graubünden eine erfolgreiche Ausstellung statt.

Im radonbelasteten Vorderrheintal wurde das Thema Radon anlässlich einer Gewerbeausstellung in Ilanz (16.-19. Oktober 2003) der Bevölkerung präsentiert.

Auch in Davos war der Radon-Ausstellungsstand des BAG präsent (21.-23. November 2003). Zudem organisierte das BAG dort ein Gesundheitssymposium zu Innenraumbelastungen (EMF, Wohngifte, Passivrauchen und Radon).



Figur 17
Radon-Stand des BAG gemeinsam mit dem Kanton Graubünden

Evaluation

Die Auswertung der letztjährigen Inseratekampagne mit einer Sanierungsreportage zeigte eine leichte Zunahme der Internetzugriffe auf unsere Webseite www.ch-radon.ch. Der Rücklauf des Couponinserates entsprach jedoch nicht den Erwartungen. Dennoch scheint es wichtig, diese Art von Massnahmen fortzusetzen, um das Thema bei den Baufachleuten präsent zu halten. Dabei sollen weitere Sanierungsbeispiele aus den verschiedenen Sprachregionen veröffentlicht werden.

Eine externe Evaluation soll bis Ende September 2004 Entscheidungsgrundlagen für eine Optimierung des "Radonprogramms" liefern. Die Evaluation soll sich auf die Frage konzentrieren, inwieweit die gewählte Strategie zur Erreichung der Ziele des Programms (Einhaltung von Richt- und Grenzwerten für Radonkonzentration im Wohnbereich) angemessen ist. Das externe Evaluatorenteam wird unterstützt durch eine Begleitgruppe mit Vertretern des BAG, der Kantone Graubünden, Jura und Tessin sowie der Gemeinde La Chaux-de-Fonds.

2.5 Informationsmaterial

Zu beziehen bei: BBL, Vertrieb Publikationen, 3003 Bern oder online bestellen bei www.bbl.admin.ch
Herunterladen oder online bestellen bei www.ch-radon.ch

	Radon - Informationen zu einem strahlenden Thema Radon – Informations sur un thème rayonnant Radon - Informazioni relative ad un argomento radiante (Edition 1999) Kurzporträt der Entstehung und Ausbreitung des Radongases. Angaben zu Richt- und Grenzwerten, zur Radonbelastung und deren gesundheitliche Auswirkung sowie zu baulichen Massnahmen.	311.341 d 311.341 f 311.341 i
	Photo-CD Radon; als Mac- und Windows-Version (Edition 1996) Photos von Sanierungsmassnahmen zur Radonminderung in Gebäuden. Darstellungen zur Analyse und messtechnischen Erfassung von Radon.	311.343
	CD ROM Radon als Mac- und Windows-Version (Edition 1996) Audiovisuelle, interaktive Darstellung der Radonproblematik. Radon als radioaktives Element und dessen Ausbreitung im Boden und in Gebäuden. Gesundheitsrisiken. Gesetzliche Grundlagen und bauliche Massnahmen.	311.345 d 311.345 f 311.345 i
	Radon: technische Dokumentation Radon: Guide technique Radon: Guida tecnica Ringordner (Edition 2000) Für Baufachleute, Gemeinden und Hauseigentümer. Auch als Schulungsunterlage vorgesehen. Mit zahlreichen Anleitungen und Beispielen zum Radonschutz bei Neubauten und Sanierungen.	311.346 d 311.346 f 311.346 i
	Radon: Ein Thema beim Liegenschaftshandel Radon: Un sujet important dans le domaine de l'immobilier Radon: Un tema importante nel commercio immobiliare Broschüre (Edition 2001) Für Liegenschaftskäufer oder –verkäufer. Beinhaltet das Wichtigste was mit dem Verkauf und dem Kauf einer Liegenschaft in Bezug auf Radon zu tun hat.	311.347 d 311.347 f 311.347 i

Bei der Fachstelle Radon können folgende Produkte ausgeliehen werden.

	Ausstellungstafeln 3 x 2.4 m², inkl. Gestell, leicht transportierbar
	3 Modelle mit Sanierungsmöglichkeiten Massstab 1:1, auf Rollen, 0.8 x 0.8 x 2.0 m³
	5 Plexiglasmodelle mit Sanierungsmöglichkeiten in Transporttasche leicht transportierbar Grosse Version: 0.3 x 0.2 x 0.2 m³ Kleine Version: 0.15 x 0.11 x 0.11 m³
	Phillion Experimentier-Set Schulexperimente zu Radon, Radon-Folgeprodukten und weiteren natürlichen radioaktiven Quellen

9.3. Entsorgung schwach mit Tritium kontaminierter Abfälle in der Kehrichtverbrennungsanlage von La Chaux-de-Fonds

Heinz Surbeck

Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN), Rue Emile-Argand 11, 2007 NEUCHÂTEL

Zusammenfassung

Von März bis November 2003 wurden mit Bewilligung des BAG schwach mit Tritium kontaminierte Abfälle aus der Uhrenindustrie in der regionalen Kehrichtverbrennungs-Anlage (CRIDOR) in La Chaux-de-Fonds entsorgt. Das Centre d'hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN) wurde damit beauftragt die Verbrennungsaktion mit Probenahmen und Messungen zu begleiten um die Auswirkung auf die Umwelt abzuklären.

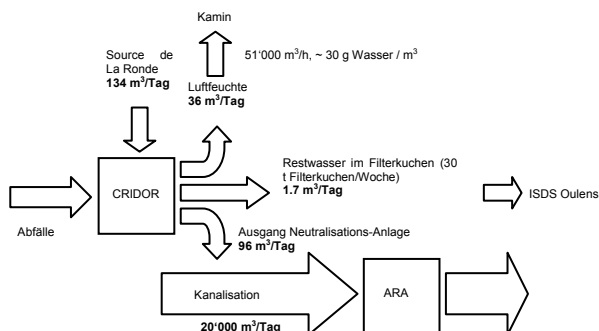
Es zeigte sich, dass die Tritium-Limite im Vorfluter (Ausfluss ARA) in keinem Fall überschritten wurde, obwohl in der Zeit zwischen März und Dezember total etwa 1700 GBq (46 Ci) Tritium verbrannt wurden. Weniger erfreulich ist die Tatsache, dass sich zahlreiche Spitzen in der Tritium-Konzentration im CRIDOR-Abwasser nicht mit den bewilligten Anlieferungen erklären lassen. Offenbar werden auch ohne Bewilligung tritiumhaltige Abfälle angeliefert.

Im Rahmen einer Diplomarbeit am CHYN wurde die Gelegenheit genutzt, die Tritium-Abgaben der CRIDOR über das Abwasser als "natürlichen" Tracer einzusetzen. - Quellen am Doubs erhalten über das Karst-System Wasser aus der Region La Chaux-de-Fonds. Eine der untersuchten Quellen reagierte mit einem deutlichen Anstieg der Tritium-Konzentration mit einer Verzögerung von etwa 3 Tagen auf eine der CRIDOR-Abgaben.

9.3.1 Abgabepfade der Kehrichtverbrennungs-Anlage

Die CRIDOR Abluft wird ausser mit mechanischen und elektrostatischen Filtern auch mit einer Rauchgas-Waschanlage gereinigt. Das Waschwasser wird in einer Neutralisations-Anlage so aufbereitet, dass es in die Kanalisation abgegeben werden kann. Der Filterstaub wird mit dem Rückstand aus der Neutralisations-Anlage vermischt, mit frischem Wasser gewaschen, gepresst (Filterkuchen) und deponiert. Das beim Pressen anfallende Wasser geht in die Neutralisations-Anlage.

Tritium aus den angelieferten Abfälle verlässt das CRIDOR damit über folgende Pfade (Fig. 1) :



Figur 1
Materialfluss

Abwasser

Das Wasser für die Rauchgas-Waschanlage liefert die nahe gelegene "Source de la Ronde". Es werden im Mittel 134 m³/Tag benötigt. Davon verlassen 96 m³/Tag das CRIDOR über die Kanalisation, in der sie mit 20'000 m³/Tag städtischem Abwasser vermischt werden bevor sie die Kläranlage der Stadt erreichen. Das Wasser aus dieser Kläranlage fließt in die Ronde, die auf ihrem Weg zum Doubs fast völlig im Karst versickert. Bei zahlreichen Quellen im und am Doubs tritt dieses Wasser wieder aus.

Wasserdampf in der Kaminabluft :

Mit 51'000 m³/h Luft werden bei etwa 30 g H₂O/m³ Luft 36 m³ Wasser pro Tag abgegeben.

Restwasser im Filterkuchen :

Etwa 30 Tonnen Filterkuchen verlassen die CRIDOR pro Woche. Sie werden in der Deponie Oulens mit Zement vermischt und abgelagert. Das Restwasser (ca. 40 Gew.%) entspricht einer Abgabe von 1.7 m³/Tag. Es wird angenommen, dass nach der Verbrennung Tritium nur als HTO und nicht mehr organisch gebunden vorliegt.

9.3.2 Probenahme

Abwasser CRIDOR :

Aus dem in die Kanalisation aus der Neutralisations-Anlage ablaufenden Wasser werden automatisch alle 20 min Proben entnommen und zu einer Tagesprobe gemischt.

Luftfeuchte der Kaminabluft :

Während eines Monats wurde ein Teil der Kaminabluft (ca. 10 l/min) abgezweigt und mit einem Raumtrocknungs-Gerät gekühlt um Kondensat zu gewinnen. Der Sammelbehälter wurde täglich gewechselt. Aus der Aussen-Temperatur bei der die Dampf-Fahne nicht mehr sichtbar ist und aus der pro Tag anfallenden Menge Kondensat ergab sich für den Wassergehalt der Kaminabluft ein Wert von ca. 30ml/m³.

Auslauf ARA :

Ebenfalls während eines Monats wurden Tages-Sammelproben aus dem Auslauf der ARA erhoben, um die Verdünnung der CRIDOR-Abwässer durch das städtische Abwasser zu bestimmen.

Quellen am Doubs :

Im Rahmen einer Diplomarbeit am CHYN (Romain Ducommun) wurden automatische Sammler für Tagesproben bei 4 Quellen am Doubs installiert und während etwa 2 Monaten betrieben.

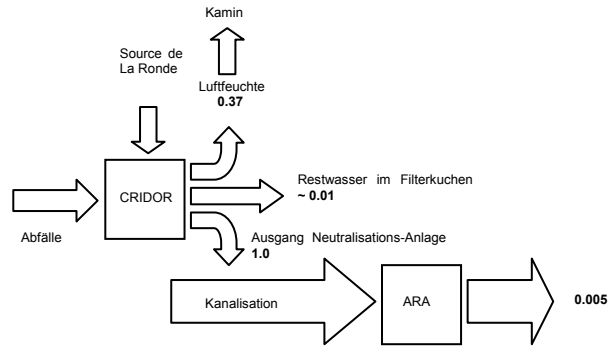
9.3.3 Messung

Das CRIDOR-Abwasser ist sehr stark mineralisiert und enthält organische Verunreinigungen. Daher mussten alle Abwasser-Proben vor der Messung (Flüssig-Szintillation) destilliert werden. Bei den ARA-Proben und den Quellwasser-Proben genügte eine Filtration zur Proben-Vorbereitung. Das Kondensat der Kaminabluft erwies sich als sauber genug um ohne Vorbehandlung gemessen zu werden. Die Messung der CRIDOR-Abwasserproben erfolgte im CHYN und im Labor des Service d'Hygiène et de l'Environnement de la Ville de La Chaux-de-Fonds (Triathler, Hidex). Die übrigen, schwächer aktiven Proben, wurden von der SUER gemessen (Tricarb).

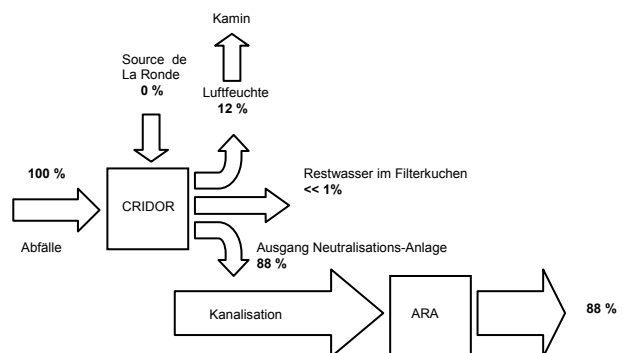
9.3.4 Resultate

Figur 2 zeigt die gemessenen Tritium-Aktivitätskonzentrationen normiert auf die Konzentration am Ausgang der Neutralisationsanlage für die verschiedenen Abgabepfade. Die Konzentrationen in der Luftfeuchte und insbesondere im Restwasser des Filterkuchens sind wesentlich tiefer als im Abwasser der Neutralisations-Anlage. Der Grund dafür ist, dass an beiden Orten vor der Abgabe noch mit Frischwasser gespült wird.

Aus dem Materialfluss (Fig. 1) und den relativen Konzentrationen (Fig. 2) lässt sich der relative Tritium-Fluss für die verschiedenen Abgabepfade berechnen (Fig. 3). Es zeigt sich, dass der überwiegende Teil (88%) des angelieferten Tritiums an die Kanalisation abgegeben wird. Die Abschätzung ist mit einer Unsicherheit von ca. $\pm 15\%$ behaftet.

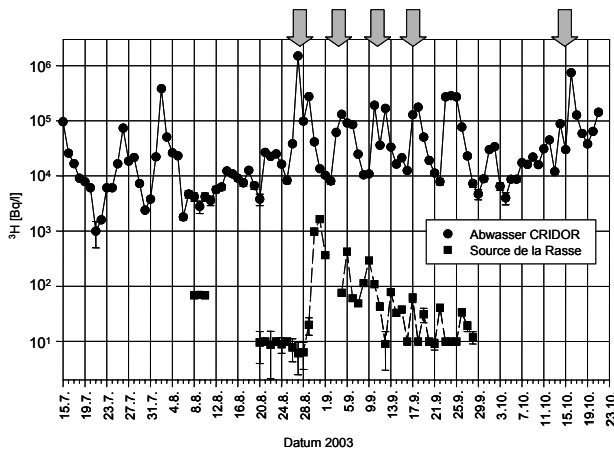


Figur 2
Relative ³H Konzentrationen.



Figur 3
Relativer ³H Fluss.

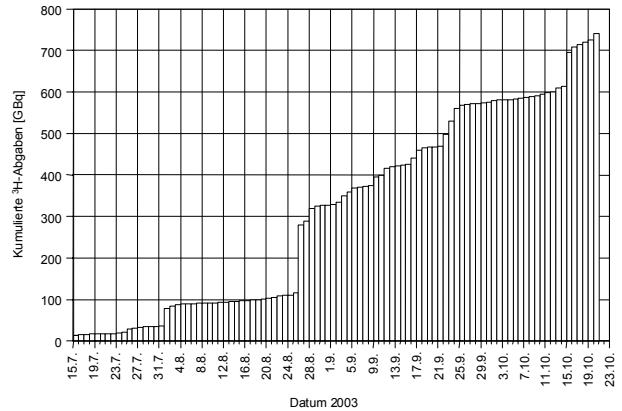
In Figur 4 sind die Tritium-Konzentrationen im CRIDOR-Abwasser und der "Source de la Rasse" zu sehen, für eine Periode in der beide beprobt wurden. Die Zeitpunkte bewilligter Lieferungen Tritium haltiger Abfälle sind mit einem Pfeil markiert. Es fällt auf, dass auch ausserhalb dieser Zeiten erhöhte Tritium-Konzentrationen im Abwasser auftreten. Offenbar wurden auch ohne Bewilligung tritiumhaltige Abfälle angeliefert. Die zeitliche Verzögerung zwischen den bewilligten Lieferungen und den zusätzlichen Tritium-Spitzen ist zu gross um das mit der Verbrennung von Ueberresten der bewilligten Lieferungen zu erklären. Ausserdem zeigten sich diese Spitzen schon vor der ersten bewilligten Lieferung.



Figur 4

^3H Konzentrationen im Abwasser CRIDOR und im Wasser der "Source de la Rasse". Messunsicherheit (1σ) ca. $\pm 10\%$. Die Zeitpunkte bewilligter Lieferungen sind mit einem Pfeil markiert.

Von allen beprobten Quellen am Doubs hat nur die "Source de la Rasse" auf die CRIDOR-Abgaben reagiert, mit einer Verzögerung von etwa 3 Tagen. Die Verdünnung bis zum Einlauf der Kläranlage beträgt einen Faktor 200 (siehe Fig. 2). Der Faktor 1000 zwischen der Konzentration im CRIDOR-Abwasser und der Konzentration im Quellwasser bedeutet damit, dass das Abwasser der Kläranlage noch um einen Faktor 5 verdünnt wird, bevor es an der "Source de la Rasse" wieder austritt.



Figur 5

Kumulierte ^3H Abgaben (Abwasser + Abluft) der Verbrennungsanlage CRIDOR für die in der Figur 4 gezeigte Periode. Messunsicherheit (1σ) ca. $\pm 10\%$.

Figur 5 zeigt die kumulierten Abgaben (Abwasser + Abluft) der Verbrennungsanlage für die Periode in Figur 4. Über die gesamte Beobachtungszeit vom 2.3.2003 - 26.3.2003 und 7.4.2003 - 31.12.2003 wurden ca. 1700 GBq (46 Ci) Tritium abgegeben.

Verdankungen

Diese Arbeit war nur dank der Mithilfe des Personals der Verbrennungsanlage CRIDOR, des Labors des Service de l'hygiène et de l'environnement de la Ville de La Chaux-de-Fonds, der SUER und des CHYN-Diplomanden Romain Ducommun möglich. Sie wurde vom BAG, Abt. Strahlenschutz, über einen Vertrag mit dem CHYN finanziert.

ALPHABETISCHER INDEX: WO FINDE ICH ?

(Die Angaben beziehen sich auf die Kapitel)

	Teil A	Teil B		Teil A	Teil B
Abgaben an die Umwelt	--	8.1, 9	Gesetze	A.1	1.1
Kernanlagen	--	8.1	Getreide	1.5	5.1
Industrien	--	9.1, 9.3	Caesium	1.5	5.1
Spitäler	--	9.2	Strontium	1.5	5.1
Abgabegrenzwerte	--	8.1, 9	Gewässer	1.3	4.1, 4.2, 4.4, 4.5
Kernanlagen	--	8.1	Caesium	1.3	4.1, 4.2, 4.4
Industrien	--	9.1, 9.3	Tritium	1.3	4.1, 4.2, 9.1
Spitäler	--	9.2	Gras	1.5	4.3
Ablagerungen, trockene	--	4.3	Caesium	1.5	4.3
Aeroradiometrie	2.3	3.3	Strontium	1.5	4.3
Aerosole	1.1	4.1, 4.3	Grenzwerte	--	1.1
Abgaben der Kernanlagen	--	8.1	Grundwasser	--	4.2, 4.5
Umgebungsluft	1.1	4.1, 8.3	Tritium	--	4.2
Akkreditierung ISO 17025	--	1.1	Hirschtrüffel (Elaphomyces)	1.5	5.2
Alphastrahler	1.1, 1.4	3.4, 4.1-3, 4.5, 7.2	Immissionsrichtwerte	--	1.1
Mineralwässern	--	4.5	Luft	--	1.1
im Erdboden	1.4	3.4, 4.3, 7.2	Gewässer	--	1.1
Americium-241	--	7.2	Importwaren	1.5	5.1
Atombomben	--	3.1, 4.1	Pilze	1.5	5.1
Dosen, externe Quellen	2	3.1, 3.2, 3.3, 3.4	Wild	--	5.1
Dosen, interne Quellen	3	6.1, 6.2	Wildschweine	--	5.1, 5.2
Fallout	2, 3	3.1, 3.2	Industrien	1.2, 1.3	9.1
Baumaterialien	3	3.4	Abgabegrenzwerte	--	9.1
Beruf. Strahlenexposition	3.2	--	Radioaktivitätsabgaben	--	9.1
Beryllium-7	1.1, 3.2	4.1	Tritium-Abgaben	1.2, 1.3	9.1
Caesium-137	1, 3.2	--	in-situ-Messungen	--	3.1
Dosen	3.1, 3.2	3.1, 6.1	Jod-131	--	4.1, 9.2
Erde	1.4	4.3	Kläranlagen	--	4.1
Getreide	1.5	5.1	Spitäler	--	9.2
Gras	1.5	4.3	Kalium-40	1.4, 1.5, 1.7	3.4, 6.1
Körper	1.7	6.1	Erde	1.4	3.4
Lebensmittel	1.5	5.1	Körper	1.7	6.1
Luft	1.1	4.1	Milch	1.5	5.1
Milch	1.5	5.1	Kehrichtverbrennung	1.2, 1.3	4.1
CERN	--	8.4	Kernanlagen	--	8
Radioaktivitätsabgaben	--	8.4	Abgabegrenzwerte	--	8.1
Umgebungsüberwachung	--	8.4	Radioaktivitätsabgaben	--	8.1
Dosen	--	6.1, 8.1, 8.3, 8.4	Umgebungsüberwachung	--	8.2, 8.3
extern	2	3.1 - 3.4	Strahlendosen	2.2, 3.2	8.2
Hausinnern, im	2.1	3.4	Kernkraftwerke	2.2, 3.2	8
interne Quellen	3	6.1, 6.2	Abgabegrenzwerte	--	8.1
kosmische Strahlung	2.1	3.4	Radioaktivitätsabgaben	--	8.1
Lebensmittel	3	5.1	Umgebungsüberwachung	--	8.2, 8.3
Inhalation	2	2	Strahlendosen	2.2, 3.2	8.2
Ortsdosen	2	3.1 - 3.4	Kläranlagen	1.3	4.1
Radon	3.1	2	Jod-131	1.3	4.1
Röntgendiagnostik	3.2	--	Kleinquellen	3.2	--
Nuklearmedizin	3.2	--	Knochen (Strontium-90)	1.7	6.2
Edelgase, radioaktiv	1.1	7.1	Konsumgüter	3.2	--
Einheiten	--	C.1	Körper, menschlicher	1.7	6.1, 6.2
Radioaktivität	--	C.1	Caesium	1.7	6.1
Strahlendosen	--	C.1	Kalium-40	1.7	6.1
Elaphomyces (Hirschtrüffel)	1.5	5.2	Strontium	1.7	6.2
Erde	1.4	--	Kohlenstoff-14	1.6	7.1
Caesium	1.4	4.3	von Kehrichtverbrennung	1.6	7.1
Strontium	1.4	4.3	vom Bombenfallout	1.6	7.1
natürliche Radioaktivität	1.4	3.1, 3.4	von den Kernanlagen	1.6	7.1
Radium	1.4	3.1, 3.4	Kosmische Strahlung	2.1, 3.1	3.4
Fallout, Atombomben-	1.4	3.1	Krypton-85 in der Luft	1.1	7.1
Fische	--	5.1	Labororganisation	--	1.1
Caesium	--	5.1			
Tessiner Seen	--	4.4, 5.1			
Ganzkörpermessungen	1.7	6.1			

ALPHABETISCHER INDEX: WO FINDE ICH ?

(Die Angaben beziehen sich auf die Kapitel)

	Teil A	Teil B		Teil A	Teil B
Lebensmittel	1.5	5.1	Strahlenschutzverordnung	A.1	1.1
Caesium-137	1.5	5.1	Strahlenwirkung	A.1	--
Grenzwerte	1.5	1.1	Strahlung	--	--
Strahlendosen durch	3.2	5.1, 6.1	kosmische	2.1, 3.1	3.1, 3.4
Strontium	1.5	5.1	terrestrische	2.1, 3.1	3.1, 3.4, 4.3
Toleranzwerte	1.5	1.1	Strontium	1.4, 1.5, 1.7	6.1, 7.2
Leuchtziffern von Uhren	1.3, 3.2	--	Erde	1.4	4.3
Luft	1.1	4.1	Getreide	1.5	5.1
Aerosole	1.1	4.1	Gras	1.5	4.3
Beryllium-7	1.1	4.1	Knochen	1.7	6.2
Caesium-137	1.1	4.1	Körper	1.7	6.2
Krypton-85	1.1	7.1	Lebensmittel	1.5	5.1
Luftfahrt, Dosen bei der	3.2	--	Milch	1.5	5.1
Luftfeuchte: Tritium	--	4.1	Milchzähne	1.7	6.2
Lungenkrebs durch Radon	3.1	2	Terrestrische Strahlung	2.1, 3.1	3.1, 3.4
MADUK	2.2	8.2	Toleranzwert	1.5	1.1
Medizin	3.2	--	Tschernobyl	1.3, 1.5, 3.2	3.1, 4.1, 4.3, 4.4
Jod-131-Abgaben	--	9.2	Ablagerungen	3.2	3.1, 4.3, 5.2
Nuklearmedizin	3.2	9.2	Dosen	2, 3	3.1, 5.1, 6.1
Röntgendiagnostik	3.2	--	Trinkwasser	--	3.1, 4.2, 4.5
Messgrößen	--	C.1	Tritium (H-3)	1.2, 1.3, 3.2	3.1, 4.2, 9.1
Radioaktivität	--	C.1	Luftfeuchte	--	9.1
Strahlendosen	--	C.1	Regen	1.2	3.1, 4.2, 9.1
Milch	1.5	5.1	Uhrenindustrie	1.2, 1.3	3.1, 9.1
Caesium	1.5	5.1	Wasser	1.3	3.1, 4.2, 9.1
Kalium	--	5.1	Überwachungsprogramm	--	1.1
Strontium	1.5	5.1	Uhrenindustrie	1.2, 1.3	3.1, 9.1
Mineralwasser	--	4.5	Vorschriften	A.1	1.1
NADAM	2.2	3.2	Wasser	1.3	3.1, 4.2, 4.4, 4.5
natürliche Radioaktivität	1.1, 1.4	3.4	Caesium	1.3	3.1, 4.2
terrestrische Strahlung	1.4, 2.1	3.1, 3.2, 3.4	Flüsse	1.3	3.1, 4.2
kosmische Strahlung	2.1, 3.1	3.1, 3.4	Regen	1.2	3.1, 4.2, 9.1
in Körper	1.7, 3.2	6.1	Tritium	1.2, 1.3	3.1, 4.2, 9.1
in Mineralwässern	3.2	4.5	Wasserpflanzen	--	4.2, 8.3, 8.4
Niederschläge	1.2	4.1	Wild	1.5	5.1, 5.2
Caesium	1.2	4.1	Wildschweine	1.5	5.1, 5.2
Tritium	1.2	4.1, 4.2, 8.2, 9.1	Zähne (Strontium-90)	1.7	6.2
Nuklearmedizin	3.2	--	Zertifizierung ISO 9001	--	1.1
Ortsdosen	2	3.1, 3.2, 3.4			
Pilze	1.5	5.1, 5.2			
Plutonium-238/239	1.4	7.2			
Probenahmeorganisation	--	1.1			
PSI	--	8.1, 8.2, 8.3			
Qualitäts-Sicherung	--	1.1			
RADAIR	1.1	4.1			
Radioaktivitätsabgaben	--	8.1, 9.1, 9.2, 9.3			
Kernanlagen	--	8.1			
Industrien	1.2, 1.3	9.1, 9.3			
Spitäler	--	9.2			
Radium	3.2	3.1, 3.4, 4.5			
Erde	--	3.4			
Mineralwässern	--	4.5			
Radon	1.1	2			
in Wohnhäusern	1.1	2			
Dosen durch Radon	3.1	2			
Sanierungen von Häusern	1.1	2			
Regen	1.2	4.1, 4.2, 9.1			
Caesium	1.2	4.1			
Tritium	1.2	4.1, 4.2, 8.2, 9.1			
Röntgendiagnostik	3.2	--			
Sedimente	1.3	4.2, 4.4			
Spitäler	1.3	9.2			
Strahlenrisiko	A.1	--			

INDEX ALPHABETIQUE: OU TROUVER ?

(L'indexation se réfère au chapitre)

	Partie A	Partie B		Partie A	Partie B
accréditation ISO 17025	--	1.1	ambiantes	2	3.1-3.4
aéroradiométrie	2.3	3.3	cosmique	2.1	3.4
aérosols	1.1	4.1, 4.3	denrées alimentaires	3	5.1
air ambiant	1.1	4.1, 8.3	externes	2	3.1-3.4
rejets des centrales	--	8.1	internes	3	6.1, 6.2
air	1.1	4.1	inhalation	2	2
aérosols	1.1	4.1	maisons, dans les	2.1	3.4
beryllium-7	1.1	4.1	médecine nucléaire	3.2	--
césium	1.1	4.1	radon	3.1	2
krypton-85	1.1	7.1	rayons X, diagnostique	3.2	--
alpha, émetteurs	1.1, 1.4	3.4, 4.1-3, 4.5, 7.2	eaux	1.3	3.1, 4.2, 4.4, 4.5
eaux minérales	--	4.5	césium	1.3	3.1, 4.2
sol	1.4	3.4, 4.3, 7.2	cours d'eau	1.3	3.1, 4.2
americium-241	--	7.2	pluie	1.2	3.1, 4.2, 9.1
antropospectromètre	1.7	6.1	potable	--	3.1, 4.2, 4.5
assurance qualité	--	1.1	tritium	1.2, 1.3	3.1, 4.2, 9.1
aviation civile, doses d'irrad.	3.2	--	eaux minérales	--	4.5
beryllium-7	1.1	3.2, 4.1	élaphomycetes	1.5	5.2
biens de consommation	3.2	--	environnement, rejets dans	--	8.1, 9
bombes atomiques	--	3.1, 4.1	hôpitaux	--	9.2
doses, externes	2	3.1 - 3.4	industries	--	9.1, 9.3
doses, internes	3	6.1, 6.2	nucléaires, installations	--	8.1
retombées	2, 3	3.1, 3.2	épuration d'eaux, stations d'	1.3	4.1
cancer des poumons	3.1	2	iode-131	1.3	4.1
carbone-14	1.6	7.1	exposition professionnelle	3.2	--
nucléaires, centrales	1.6	7.1	fleuves (cours d'eaux)	1.3	4.1, 4.2, 4.4, 4.5
retombées explos. nucl.	1.6	7.1	césium	1.3	4.1, 4.2, 4.4
stations d'incinération	1.6	7.1	tritium	1.3	4.1, 4.2, 9.1
centrales	1.6	7.1	froment	1.5	5.1
centrales nucléaires	--	8	césium	1.5	5.1
doses d'irradiation	2.2, 3.2	8.2	strontium	1.5	5.1
limites des rejets	--	8.1	gazes rares radioactifs	1.1	7.1
rejets	--	8.1	gibier	1.5	5.1, 5.2
surveillance de l'env.	--	8.2, 8.3	herbe	1.5	4.3
CERN	--	8.4	césium	1.5	4.3
rejets ds l'environnement	--	8.4	strontium	1.5	4.3
surveillance de l'env.	--	8.4	horlogère, industrie	1.2, 1.3	3.1, 9.1
certification ISO 9001	--	1.1	hôpitaux	1.3	9.2
césium-137	1, 3.2	--	humidité de l'air: tritium	--	4.1
air	1.1	4.1	incinération	1.2, 1.3	4.1
corps humain	1.7	6.1	industries	1.2, 1.3	9.1
denrées alimentaires	1.5	5.1	horlogère	--	9.1
doses	3.1, 3.2	3.1, 6.1	limites des rejets	1.2, 1.3	3.1, 9.1
froment	1.5	5.1	rejets	--	9.1
herbe	1.5	3.4	tritium	1.2, 1.3	9.1
lait	1.5	5.1	in-situ	--	3.1
sol	1.4	4.3	iode-131	--	4.1, 9.1
champignons	1.5	5.1, 5.2	hôpitaux	--	9.2
corps, humain	1.7	6.1, 6.2	stations d'épuration d'eaux	--	4.1
césium	1.7	6.1	krypton-85 dans l'air	1.1	7.1
mesures in-vivo	1.7	6.1	laboratoires, organisation	--	1.1
potassium-40	1.7	6.1	lait	1.5	5.1
strontium	1.7	6.2	césium	1.5	5.1
denrées alimentaires	1.5	5.1	potassium	--	5.1
césium	1.5	5.1	strontium	1.5	5.1
doses d'irradiation	3.2	5.1, 6.1	législation	A.7	1.1
importation	1.5	5.1	limites des rejets	--	8.1, 9
limites	1.5	1.1	hôpitaux	--	9.2
strontium	1.5	5.1	industries	--	9.1, 9.3
tolérance, valeurs de	1.5	1.1	nucléaires, installations	--	8.1
dents de lait	1.7	6.2			
déposition sèche	--	4.3			
diagnostique par rayons X	3.2	--			
doses	--	6.1, 8.1, 8.3, 8.4			

INDEX ALPHABETIQUE: OU TROUVER ?

(L'indexation se réfère au chapitre)

	Partie A	Partie B		Partie A	Partie B
limites d'impact	--	1.1	radon	1.1	2
air	--	1.1	assainissement des maisons	1.1	2
eaux	--	1.1	doses du radon	3.1	2
MADUK	2.2	8.2	habitations, dans les	1.1	2
matériaux de construction	3	3.4	rayonnements	--	--
médecine	3.2	--	cosmiques	2.1, 3.1	3.1, 3.4
iode-131, rejets	--	9.2	terrestre	2.1, 3.1	3.1, 3.4, 4.3
nucléaire	3.2	9.2	effets des	A.7	--
rayons X, diagnostique par	3.2	--	risque des	A.7	--
mesure, unités de	--	C.3, C.4	rejets de radioactivité	--	8.1, 9.1, 9.2, 9.3
doses d'irradiation	--	C.2	hôpitaux	--	9.2
radioactivité	--	C.2	industries	1.2, 1.3	9.1, 9.3
montres, cadrans lumineux	1.3, 3.2	--	nucléaires, installations	--	8.1
NADAM	2.2	3.2	retombées des bombes	1.4	3.1
nappe, eaux de la	--	4.2, 4.5	atomiques		
tritium	--	4.2	sanglier	1.5	5.1, 5.2
naturelle, radioactivité	1.1, 1.4	3.4, 4.3	stations d'épuration d'eaux	1.3	4.1
corps humain, dans le	1.7, 3.2	6.1	iode-131	1.3	4.1
cosmique, rayonnement	2.1, 3.1	3.1, 3.4	sources, petites	3.2	--
eaux minérales	3.2	4.5	surveillance, programme de	--	1.1
terrestre, rayonnement	1.4, 2.1	3.1, 3.2, 3.4	sédiments	1.3	4.2, 4.4
nucléaires, installations	--	8	sol	1.4	--
doses d'irradiation	2.2, 3.2	8.2	césium	1.4	4.3
limites des rejets	--	8.1	radioactivité naturelle	1.4	3.1, 3.4
rejets	--	8.1	radium	1.4	3.1, 3.4
surveillance de l'env.	--	8.2, 8.3	strontium	1.4	4.3
ordonnance radioprotection	A.7	1.1	strontium	1.4, 1.5, 1.7	6.1, 7.2
organisation laboratoires	--	1.1	corps humain	1.7	6.2
Os, Sr-90	1.7	6.2	dents de lait	1.7	6.2
peinture luminescente	1.3, 3.2	--	denrées alimentaires	1.5	5.1
petite source	3.2	--	froment	1.5	5.1
plantes aquatiques	--	4.2, 8.3, 8.4	herbe	1.5	4.3
pluies	1.2	4.1, 4.2, 9.1	lait	1.5	5.1
césium	1.2	4.1	os humain	1.7	6.2
tritium	1.2	4.1, 4.2, 8.2, 9.1	sol	1.4	4.3
plutonium-238/239	1.4	7.2	Tchernobyl	1.3, 1.5, 3.2	3.1, 4.1, 4.3, 4.4
précipitations	1.2	4.1, 4.2, 9.1	déposition au sol	3.2	3.1, 4.3, 5.2
césium	1.2	4.1	doses	2, 3	3.1, 5.1, 6.1
tritium	1.2	4.1, 4.2, 8.2, 9.1	terrestre, rayonnement	2.1, 3.1	3.1, 3.4
prélèvement, organisation	--	1.1	tritium (H-3)	1.2, 1.3, 3.2	3.1, 4.2, 9.1
prescription	A.7	1.1	eaux	1.3	3.1, 4.2, 9.1
professionnelle, exposition	3.2	--	humidité de l'air	--	9.1
poissons	--	5.1	industrie horlogère	1.2, 1.3	3.1, 9.1
césium	--	5.1	pluies	1.2	3.1, 4.2, 9.1
lacs tessinois	--	4.4, 5.1	truffes de cerf	1.5	5.2
potables, eaux	--	3.1, 4.2, 4.5	unités de mesure	--	C.2
potassium-40	1.4, 1.5, 1.7	3.4, 6.1	doses d'irradiation	--	C.2
corps humain	1.7	6.1	radioactivité	--	C.2
lait	1.5	5.1	valeurs de tolérance	1.5	1.1
sol	1.4	3.4	valeurs limite	--	1.1
produits importés	1.5	5.1			
champignons	1.5	5.1			
gibier	--	5.1			
PSI	--	8.1, 8.2, 8.3			
RADAIR	1.1	4.1			
radioactivité naturelle	1.1, 1.4	3.4, 4.3			
corps humain, dans le	1.7, 3.2	6.1			
cosmique, rayonnement	2.1, 3.1	3.1, 3.4			
eaux minérales	3.2	4.5			
terrestre, rayonnement	1.4, 2.1	3.1, 3.2, 3.4			
radium	3.2	3.1, 3.4, 4.5			
sol	--	3.4			
eaux minérales	--	4.5			

BETEILIGTE STELLEN UND LABORATORIEN

Die in diesem Bericht zusammen gestellten Messwerte stammen von Probenahmen und Analysen folgender Laboratorien und Stellen, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei

ORGANISMES ET LABORATOIRES PARTICIPANTS

Les résultats présentés dans ce rapport se basent sur les prélèvements et les analyses des laboratoires et organismes ci-après. Qu'ils soient remerciés de leur collaboration

ISTITUTI E LABORATORI PARTECIPANTI

Le misure riassunte in questo rapporto provengono dagli istituti e laboratori qui sotto elencati, che ringraziamo per la loro collaborazione

BAG FRn	Fachstelle Radon, Bundesamt für Gesundheit	Bern	Dr. G. Piller, W. Gfeller, P. Imbaumgarten, L. Pedrelli, Dr. J. Rodriguez, G.-A. Roserens,
BAG SAB	Sektion Aufsicht und Bewilligung, Bundesamt für Gesundheit	Bern	R. Linder
BAG SUER	Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit	Fribourg	Prof. Dr. H. Völkle, Dr. S. Estier, J.-L. Andrey, P. Beuret, M. Boucher, G. Ferreri, M. Gobet, A. Gurtner, Dr. M. Jungck
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	Freiburg im Brisgau/D	Dr. H. Sartorius, Dr. C. Schlosser und S. Schmid
BWW	Sektion SIL, Landeshydrologie und –geologie, Bundesamt für Wasserwirtschaft,	Ittigen/BE	S. Graf
CERN	CERN, Safety Commission	Genève	Dr. H.-G. Menzel, Dr. P. Vojtyla, D. Wittekind
CHYN	Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel	Neuchâtel	Dr. H. Surbeck
EAWAG	Gruppe für Radioaktive Tracer Abt. SURF der EAWAG	Dübendorf	Prof. Dr. J. Beer, I. Brunner, E. Grieder
FH R-W	Fachhochschule Ravensburg-Weingarten	Ravensburg-Weingarten/D	Prof. E. Klemt, H. Paliachenka, V. Putyrskaya, Prof. G. Zibold
ETHZ	Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik ETH-Z	Zürich	Prof. Dr. L. Rybach, Chr. Bärlocher
HSK	Abteilung Strahlenschutz der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen	Villigen/AG	Dr. H. Pfeiffer, Dr. F. Cartier, Dr. A. Leupin, W. Baur, Dr. J. Löhle, M. Schibli, Dr. G. Schwarz
HUG	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy, Prof. D. Slosman
IRA	Institut universitaire de Radiophysique Appliquée	Lausanne	Prof. Dr. J.-F. Valley, Dr. P. Froidevaux, Dr. K. Friedrich-Bénet, F. Barraud, T. Schmittler
KS-BS	Abteilung für Radiologische Physik, Kantonsspital	Basel	Prof. Dr. J. Roth, Dr. H.W. Roser
LS	Laboratorium Spiez, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Spiez/BE	Dr. M. Burger, E. Schmid, F. Byrde, A. Jakob, M. Astner, St. Röllin
NAZ	Nationale Alarmzentrale, Bundesamt für Bevölkerungsschutz des VBS	Zürich	Dr. M. Brossi, R. Holzer, Dr. A. Leonardi Y. Lörtscher
PSI	Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit, Paul Scherrer Institut	Villigen/AG	Dr. R. Andres, Ch. Wernli, M. Boschung, Dr. B. Bucher, Dr. J. Eikenberg, Dr. Ch. Schuler, J. Hitz
Suva	Bereich Physik, Abt. Arbeitssicherheit	Luzern	Dr. M. Hammans, R. Grunder
Uni-BE	Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik, Universität	Bern	Prof. Th. Stocker, Prof. Dr. H. Loosli, R. Fischer, M. Möll, Dr. R. Purtschert, U. Schotterer, H. Bürki
UVC	Ufficio del veterinario cantonale Ticinese	Bellinzona	Dr. T. Vanzetti
WSL	Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage	Birmensdorf	F. Ayer et Dr. S. Egli

Kantonale Laboratorien	AG	Aarau	Dr. P. Grütter, Dr. Cl. Bajo
	BE	Bern	Dr. U. Müller, Dr. U. Vögeli
	BL	Liestal	Dr. N. Jäggi, P. Wenk
	BS	Basel	Dr. A. Herrmann, Dr. M. Zehringer
	FR	Fribourg	Dr. H.S. Walker, Dr. J.-M. Pasquier
	GE	Genève	Dr. C. Corvi, Dr. A. Cominoli
	GR	Chur	Dr. O. Deflorin, U. Ackermann
	JU	Delémont	Dr. C. Ramseier, J.-J. Roth
	LU	Luzern	A. Tuor, Dr. Th. Kaufmann
	NE	Neuchâtel	Dr. M. Treboux, J.-M. Ducommun
	SG	St. Gallen	Dr. H.R. Hunziker, P. Zäch
	SH	Schaffhausen	Dr. R. Biedermann, H. Pfefferli
	SO	Solothurn	Dr. P. Kohler, W. Bussmann
	TG	Frauenfeld	Dr. H. Guggsiberg, A. Wehrli
	TI	Lugano	M. Jäggli, Dr. S. Montorfani, Dr. C. Valsangiacomo
	Ur-Kantone	Brunnen/SZ	Dr. R. Braschler, Dr. D. Andrey
	VD	Epalinges/VD	Dr. B. Klein, A. Etournaud
	VS	Sion	Dr. C. Thétaz, E. Pfammatter
	ZG	Steinhausen/ZG	W. Ettel, M. Rutschmann
	ZH	Zürich	Dr. R. Etter, Dr. R. Gisler