Zeitschrift: Bericht der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

Herausgeber: Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

Band: 29 (1985-1986)

Heft: 1: Text

Rubrik: Allgemeine Ueberwachung

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 15.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

2. ALLGEMEINE UEBERWACHUNG

2.1. Ortsdosen

Ein Teil der externen Bestrahlung der Schweizer Bevölkerung ist natürlichen Ursprunges, infolge:

- der kosmischen Strahlung, deren Intensität von der Höhe über Meer abhängt (Dosis hauptsächlich durch kosmische Sekundärstrahlung) [nach UNSCEAR 1982]:

Höhe über Meer (m)	0	400	800	1200	1600	2000	2400
Jahresdosis (mSv)	0,31	0,37	0,44	0,52	0,63	0,78	0,95

- der terrestrischen Strahlung aus dem Erdboden, insbesondere durch natürlich radioaktives Kalium-40, sowie durch die Zerfallsprodukte von Uran und Thorium. (Dieser Beitrag hängt somit von der Zusammensetzung der obersten Bodenschicht ab und liefert in der Schweiz Werte pro Jahr zwischen 0,3 und 3 mSv).

- der Radioaktivität der Luft, stammend vorwiegend von den radioaktiven Zerfallsprodukten von Radon-222 und Radon-220, die aus dem Erboden in die Luft austreten. (Dieser Beitrag ist wesentlich kleiner als die beiden obgenannten).

Die Ortsdosis wird in der Regel in 1 m Höhe über dem Boden mit Geiger-Müller-Zählrohren (z.B. NADAM-Sonden) oder Ionisationskammern (z.B. Reuter-Stokes-Geräte) oder auch, quartalsweise integriert, mit Thermolumineszenzdosimetern gemessen, wobei diese Geräte jedoch nur den Gesamtwert der Dosisleistung, nicht aber deren Einzelkomponenten messen können. Um die einzelnen Beiträge zu bestimmen, werden Messungen mit Ge-Detektoren (in situ-Gamma-Spektroskopie) durchgeführt. Die von der KUER für die Messung der Ortsdosen verwendeten Geräte erfassen in erster Linie die Gamma-Komponente (Hauptbeitrag) der Strahlung, nicht aber z.B. den geringen Beitrag der kosmischen Neutronen-Strahlung.

Im Schweizerischen Mittelland liegt die jährliche Ortsdosis im Durchschnitt bei etwa 1 mSv. Auf Böden mit geringem Gehalt an natürlichen Radionukliden (Kalkböden) sind die Werte tiefer (0,6 bis 1 mSv) während sie in gewissen Alpenregionen (Granit, Gneis) bis gegen 3,0 mSv ansteigen.

Im Innern von Häusern ergibt sich eine Erhöhung oder Erniedrigung gegenüber der im Freien gemessenen Ortsdosis, je nach den verwendeten Baumaterialien und infolge Abschirmung der Strahlung durch das Haus. Im allgemeinen wird jedoch eine Erhöhung durch das Baumaterial überwiegen, sodass im Hausinnern die jährliche Ortsdosis gegenüber derjenigem im Freien um ca 0,2 bis 0,4 mSv erhöht sein dürfte.

Auch auf geteerten oder gepflästerten Strassen und Plätzen kann die Ortsdosis je nach Radionuklidgehalt der verwendeten Materialien bzw. je nach Absorption der Bodenstrahlung durch dieselben erhöht bzw. erniedrigt werden.

An einem festen Ort ergeben sich zeitliche Unterschiede der Stundenwerte der Ortsdosis bis zu einem Faktor zwei infolge sich ändernder Wettersituationen: Eine Schneedecke z.B. verringert die Ortsdosisleistung durch Absorption der Bodenstrahlung; Niederschlag wäscht die Luftradioaktivität aus und vergrössert die Ortsdosisleistung kurzfristig. Meteorologische Inversionen bewirken Erhöhungen der Konzentration der Luftradioaktivität und ein Temperaturanstieg begünstigt den Austritt von Radioaktivität aus der Erdoberfläche. Ein erhöhter Wassergehalt des Bodens bewirkt eine stärkere Absorption der terrestrischen Gamma-Strahlung und beeinflusst ebenfalls den Austritt von Radon aus dem Boden. Einer der Hauptverursacher der Ortsdosis, nämlich die Zerfallsprodukte Blei-214 und Wismuth-214 des Radon-222 haben Halbwertszeiten von weniger als einer Stunde, weshalb meteorologisch bedingte Erhöhungen der Ortsdosisleistung relativ rasch wieder abklingen und aus diesem Grunde von zivilisatorisch bedingten Erhöhungen in der Regel leicht unterschieden werden können.

Seit Sommer 1987 ist nun das geplante NADAM-System (Netz für Automatischen Dosis-Alarm- und Messung), ein Netz von 51 Dosisleistungsmessstationen mit automatischer Fernübertragung der 10-Minuten-Messwerte, vollständig errichtet und in Betrieb. Die Messgeräte (Geiger-Müller-Zählrohre) sind an Stationen des automatischen Wetterbeobachtungsnetzes der Schweiz. Meteorologischen Anstalt aufgestellt. Beim Ereignis Tschernobyl hat das NADAM-Netz durch die Messung der Ortsdosisleistung die auf dem Boden abgelagerte Radioaktivität an 12 Stationen erfasst. Bei gleichem Nuklidgemisch einer unfallbedingten Kontamination ist die Dosisleistung zur pro Fläche abgelagerten Radioaktivität proportional; deshalb konnte aus der gemessenen Dosisleistung auf die Bodenkontamination geschlossen werden. Das NADAM ist in der Lage:

- einen strahlenschutzmässig relevanten Anstieg der Ortsdosisleistung sofort anzuzeigen, allenfalls auch unverstrahlte Gebiete,
- kontinuierlich und grossräumig die Ueberwachung der Verstrahlungslage in der Schweiz sicherzustellen,
- das zeitliche Abklingen einer Geländekontamination bis auf etwa einen Zehntel der natürlichen Strahlung zu verfolgen.

Voraussetzung für eine gute Aussagekraft der NADAM-Messwerte ist das einwandfreie Funktionieren der Sonden. Wenn technische Mängel oder Störungen auftreten, können diese meist von wirklichen Aenderungen der Ortsdosisleistung unterschieden werden, weil deren Zeitverhalten nicht dasselbe ist.

Für die Umrechnung der Impulsraten der NADAM-Sonden in Dosisleistung müssten diese einzeln kalibriert werden. Um die oben erwähnten Aufgaben dieses Ueberwachungsnetzes erfüllen zu können, ist ein solcher Aufwand jedoch nicht notwendig. Deshalb wird hier darauf hingewiesen, dass die aus den NADAM-Daten

errechneten Werte der Ortsdosisleistung vom tatsächlichen Wert an dieser Stelle bis zu ca. 30% abweichen können.

Durch den Betrieb des NADAM-Netzes wird es zudem möglich, Korrelationen zwischen Ortsdosisleistung und Wetterparametern zu studieren, ev. zu quantifizieren, um insbesondere natürliche und künstliche Radioaktivitätsquellen besser unterscheiden zu können.

Wird im Ereignisfall durch die NADAM-Sonden eine Erhöhung der Ortsdosisleistung angezeigt, müssen adequate Zusatzmessungen und eventuelle Massnahmen durch die zuständigen Organe eingeleitet werden.

2.2. Luft

2.2.1. Künstliche Radioaktivität der Luft

An Aerosole angelagerte künstliche Radioaktivität in der Bodenluft war 1985 und 1986 bis zum Reaktorunfall Tschernobyl keine mehr nachweisbar. (Caesium-137: < 1,5 $\mu Bq/m^3$).

Argon-37-Bestimmungen (T1/2 = 35 Tage) in Luftproben zeigten 1985 und 1986 Werte zwischen 1,5 und 20 mBq/m^3 (natürlicher Pegel ≈ 0,4 mBq/m^3). Diese Aktivitäten stammen grösstenteils aus künstlichen Quellen, wie unterirdischen Kernwaffenversuchen und aus der Kernindustrie. Weitere weltweit in der Atmosphäre verbreitete langlebige künstliche Radionuklide sind Tritium (T1/2 = 12 Jahre), Kohlenstoff-14 (T 1/2 = 5730 Jahre), Krypton-85 (T 1/2 = 10,3 Jahre) und Jod-129 (T1/2 = $1,7.10^7$ Jahre), die teilweise noch von früheren Kernwaffenversuchen, aber auch aus der Kernindustrie stammen. Für Kohlenstoff-14 wird weltweit eine Abnahme der atmosphärischen Konzentration beobachtet.

Diese Nuklide verursachen zusammen eine jährliche Strahlendosis durch Inhalation unter 0,001 mSv (Ingestion von Kohlenstoff-14 siehe Kap. 2.2.3.).

2.2.2. Kurzlebige, natürliche Radionuklide in der Luft

Der grösste Teil der kurzlebigen natürlichen Radioaktivität der bodennahen Luft stammt vom Alpha-Strahler Radon-222 (T1/2 = 3,8 Tage), einem Zerfallsprodukt von Radium-226 aus der Uran-Radium-Zerfallsreihe und von dessen kurzlebigen Folgeprodukten (Alpha-, Beta- und Gamma-Strahler). Je nach Jahreszeit, Witterung und Bodenbeschaffenheit beträgt deren Konzentration im Freien bis gegen 20 Bq/m^3, im Mittel 4 bis 8 Bq/m^3.

Radon-220 (T1/2 = 53 Sek.), ein Nuklid der Thoriumreihe, und seine kurzlebigen Folgeprodukte weisen im Mittel Aktivitäten auf, die etwa 10 mal kleiner sind als diejenigen von Radon-222 resp. dessen Tochter-Nuklide (Radon-Strahlenexposition, siehe Kap. 2.2.4.).

2.2.3. Langlebige natürliche Radionuklide (Fig. 2.1., 2.2.)

Die beiden langlebigen natürlichen Radionuklide in der bodennahen Luft, Blei-210 (Betastrahler, T1/2 = 22,3 Jahre) und Polo-

nium-210 (Alpha-Strahler; T1/2 = 138 Tage), beides Folgeprodukte von Radon-222, ergeben Konzentrationen von 0,4-0,8 mBq/m^3 (Pb-210) bzw. 0,1-0,2 mBq/m^3 (Po-210). Die durch Aufnahme dieser beiden Nuklide über die Nahrung verursachte jährliche Strahlendosis liegt bei 0,13 mSv; die über die Atemluft verursachte Dosis ist wesentlich geringer.

Beryllium-7 (T1/2 = 53 Tage), durch die kosmische Strahlung erzeugt, lagert sich auch an Aerosole an. Die mittlere Konzentration beträgt 2,6 mBq/m^3 (Minimum im Winter bei rund 1, Maximum im Sommer bei 4-7 mBq/m^3); daraus resultieren vernachlässigbar kleine Dosen. Eine Uebersicht der Beryllium-Messwerte der letzten 14 Jahre ist in Fig. 2.2. wiedergegeben. Erkennbar ist ein Jahresgang, verursacht durch den Luft-Austausch zwischen Stratosphäre und Troposphäre.

1 Gramm Kohlenstoff, in der Luft als CO_2, in Blättern und jungen Trieben von Pflanzen über die Luft assimiliert, enthält rund 0,22 Bq des durch die kosmische Strahlung erzeugten natürlichen Radioisotopes Kohlenstoff-14 (T1/2 = 5730 Jahre). Die dadurch, vor allem über die Nahrung, bewirkte jährliche Dosis beträgt 0,013 mSv. 1985/86 lagen die Kohlenstoff-14-Werte in Proben von Baumblättern (vgl. Kapitel 3.3.7.) noch ca. 21-22% über dem natürlichen Pegel. Dieser Anteil, der pro Jahr um 1-2% zurückgeht, rührt zum grössten Teil noch von Atombombenversuchen in der Atmosphäre her und verursacht gegenwärtig über die Nahrung eine unbedeutende jährliche Dosis von etwa 0,003 mSv.

2.2.4. Strahlendosen durch Radon und dessen Folgeprodukte in Wohnräumen (Fig. 2.3., Tab. 2.1.)

2.2.4.1 Herkunft des Radons

Der grösste Beitrag zur internen Strahlenexposition (d.h. durch im Körper eingebaute Radionuklide) wird durch die Tochternuklide von Radon-222 verursacht. Als Edelgas mit einer Halbwertszeit von 3,8 Tagen tritt Radon aus dem Boden, z.T. auch aus Baumaterialien, die Radium-226 (T 1/2 = 1600 Jahre) enthalten, in die Luft aus. Seine radioaktiven Tochternuklide (Alpha-, Beta- und Gamma-Strahler) lagern sich z.T. an die Aerosole der Luft an und werden beim Atmen in den Bronchien und dem Lungengewebe abgelagert. Dabei führt vor allem der Alpha-Zerfall der Tochternuklide Polonium-218 (T 1/2 = 3,05 min.) und Polonium-214 (T 1/2 = 0,16 msec.) zu einer Bestrahlung der Atemorgane.

Im Innern von Gebäuden ist die Konzentration von Radon und Folgeprodukten und die dadurch verursachte Strahlendosis oft deutlich höher als im Freien, da sich Radon, das hauptsächlich aus dem Boden via Keller in die Wohnräume gelangt, vor allem in gut abgedichteten Räumen anreichert. Die Radonkonzentration im Hausinnern ist nicht nur vom geologischen Untergrund und der Bauweise der Häuser abhängig, sondern auch von der Belüftung der Räume und den meteorologischen Bedingungen. Sie kann auch durch hohe Permeabilität des Erdbodens in der Umgebung des Hauses erhöht werden. Im weiteren spielt der Gleichgewichtsfaktor, d.h. das Aktivitätsverhältnis zwischen den Radonfolgeprodukten und Radon selbst in der Atemluft, sowie der Anteil der Folgeprodukte, der

an Staubpartikel (Aerosole) angelagert ist und demzufolge in der Lunge abgelagert werden kann, für die Dosis durch Radon eine Rolle.

Ein Beispiel, wie ein Parameter die Radon-Konzentration beeinflussen kann, ist in Figur 2.3.o. dargestellt. Sie zeigt, dass eine Antikorrelation zwischen der Radonkonzentration und der Temperaturdifferenz (Keller minus Aussen) gemessen wurde. Wenn die Temperaturdifferenz kleiner ist (z.B. weil die Aussenluft über Mittag wärmer ist als nachts), sinkt im Haus die Luftwechselrate und damit steigt die Radonkonzentration im Keller. Zu beachten ist, dass immer mehrere Parameter zugleich wirksam sind (Temperaturdifferenz, Windgeschwindigkeit, Druckschwankungen, Abdichtung des Gebäudes, Lüftungsgewohnheiten der Bewohner usw.), so dass meist keine einfache Beziehung zwischen einem Parameter und der Radonkonzentration besteht. Vor allem beeinflussen die Geologie, die Bodenbeschaffenheit und die Zutrittsmöglichkeiten des Radon dessen Gehalt im Haus. Versuche, den Radonpegel der Innenluft von Wohnungen als Funktion obiger Parameter zu berechnen, haben noch keine befriedigende Uebereinstimmung mit den Messwerten gezeigt (z.B. EIR-Bericht TM-81-87-02).

2.2.4.2. Radon-Untersuchungen in der Schweiz

Erhebungen in der Schweiz über den Radon-Pegel im Hausinnern werden seit 1981 durch die Abt. Strahlenüberwachung des EIR, ab Winter 1983/84 in Zusammenarbeit mit der KUER, durchgeführt. In der Regel werden im Winterhalbjahr 300-450 Dosimeter in Ein- und Mehrfamilienhäusern (z.B. zwei in Wohnräumen, eines im Keller) z.T. auch in Schul-, Büro- und andern Gebäuden plaziert. Im darauffolgenden Sommer wird in einer Auswahl der Häuser eine Wiederholungsmessung durchgeführt, um den Sommer-Winter-Unterschied zu erfassen. Solche Kampagnen werden noch einige Jahre weitergeführt, um einen genügenden Ueberblick über alle Gebiete der Schweiz zu erhalten. Dabei werden mit einem Fragebogen die relevanten Parameter (Untergrund, Bauart und Typ des Hauses, Dichtheit von Fenster und Türen, Lüftungsgewohnheiten etc.) erfasst.

Wie die Figur 2.3.m anhand der 1986 gemessenen Werte zeigt, sind die Radonkonzentrationen in den Wohnzimmern im Mittel ca. halb so gross wie in den Kellern derselben Häuser. Dies erlaubt den Schluss, dass das Radon meist aus dem Boden in die Keller und von dort in die Wohnräume gelangt. Allerdings zeigt die Figur auch eine grosse Variationsbreite: die Radon-Konzentration in den Wohnungen kann mehr als 10 mal tiefer sein als im ausgemessenen Keller; aber sie kann andererseits auch höher sein. Solche Unterschiede hangen vermutlich mit der Gesamtbelüftung und der Art des Bodens des ausgemessenen Kellerraumes zusammen; eine fehlende Stockwerkabhängigkeit könnte aber auch davon herrühren, dass die Baumaterialien des Hauses wesentlich zur Radonkonzentration beitragen.

Die Messergebnisse sollen Rückschlüsse über die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radon im Hausinnern sowie über die Einflüsse des geologischen Untergrundes, der Bauweise der Häuser und weiterer Parameter ermöglichen. Nebst dem Mittelwert für die Schweizer Bevölkerung interessieren auch regionale Mittel- und Extremwerte, sowie jene Grössen, die die Radon-Konzentration am

meisten beeinflussen. Bei stark erhöhten Werten soll untersucht werden, wie durch geeignete (bauliche) Massnahmen eine Verminderung des Radon-Pegels erreicht werden kann. Diese Untersuchungen sind Teil des vom Bundesrat 1986 genehmigten Radon-Programmes Schweiz (RAPROS; Koordination durch das BAG).

Im RAPROS bearbeiten verschiedene Stellen des Bundes und der Hochschulen die folgenden Teilprojekte:

- Dosis der Schweizer Bevölkerung durch Radon in Wohnhäusern
- Radon und Geologie / Wasser
- Radon und Baumaterialien
- Ausbreitung des Radons
- Radon und Dichtheit von Gebäudehüllen
- Pilotprojekte zur Sanierung von Häusern mit hohen Radonpegeln
- Herkunft des Radons in La Chaux-de-Fonds und Sanierungen

Das gesamte Programm hat eine Laufzeit von 5 Jahren und wurde im Verlauf von 1987 gestartet. Der Bund hat dazu 2,5 Mio. Franken zur Verfügung gestellt.

Zur Erfassung der Strahlendosis der Schweizer Bevölkerung wurden bis jetzt in ca. 1500 Wohnräumen Radon-Messungen durchgeführt:

Anzahl-Messungen		**Keller**	**Mittelland + Städte**	**Jura** (ohne L.Ch.d.F)	**Voralpen**	**Alpen**	**Südalpen**	**La Chaux-de Fonds**	**alle Wohnräume**
EIR	81/82	--	183	0	0	25	36	0	244
SUVA	83	83	0	0	0	0	0	166	166
KUER	83/84	81	318	0	0	0	0	0	318
und	84/85	125	85	25	22	38	115	0	285
	85/86	105	83	50	9	8	18	53	221
EIR	86/87	121	161	12	98	5	12	0	288
Alle		515	830	87	129	76	181	219	1522

Die Resultate dieser Erhebungen sind in den Figuren 2.3.i-n zusammengefasst. Aus den Messungen ist ersichtlich, dass:

- eine grosse Variationsbreite vorhanden ist; während beispielsweise im Mittel die Wohnzimmer in der Schweiz ca. 65 Bq Rn-222/m^3 aufweisen, gibt es noch ca. 5% Wohnräume, in denen die Konzentration höher als 500 Bq/m^3 ist;

- Keller im allgemeinen höhere Konzentrationen aufweisen als Wohnräume;

- die Konzentrationen beträchtliche regionale Unterschiede aufweisen;

- insbesondere im Mittelland im Durchschnitt tiefere Werte vorkommen als im Jura und in den Alpen;

- die Voralpen im Mittel etwas tiefere Konzentrationen zeigen als die Alpen;

- in La Chaux-de-Fonds eine breite Verteilung mit relativ viel hohen Werten über ca. 600 Bq/m^3 gemessen wurde (die Werte unter ca. 20 Bq/m^3 können nicht mit Werten anderer Regionen verglichen werden, weil in La Chaux-de-Fonds teilweise Dosimeter mit anderer Empfindlichkeit verwendet wurden);

- der Jura neben den häufigsten Werten um ca. 75 Bq/m^3 noch eine auffällige Häufung hoher Werte bis ca. 700 Bq/m^3 aufweist.

Die regionalen Unterschiede hangen vor allem mit dem variablen Radium-Gehalt und der unterschiedlichen Permeabilität des Bodens am Standort der Häuser zusammen. Dieser Zusammenhang ist in früheren KUER-Berichten und in Berichten des EIR bereits beschrieben worden. Weil die KUER und andere Instanzen jährlich weitere Messungen durchführen, werden die Resultate (auch über Variationsbreiten) immer aussagekräftiger, können sich aber weiterhin etwas ändern. So ergeben die bisherigen Resultate für das Schweizer Mittelland im (geometrischen) Mittel ca. 50 Bq/m^3, für die Voralpen 70, für die Südalpen 80 und für Alpen und Jura 140 Bq/m^3.

Für eine radiologische Beurteilung der Radon-Werte wäre an und für sich die Verwendung des arithmetischen Mittelwertes angemessen. Da jedoch die erhobenen Stichproben nicht in jedem Fall repräsentativ sind, ergibt das geometrische Mittel eher einen für die Bewertung angemessenen Wert, weshalb hier die geometrischen Mittelwerte verwendet wurden. Gründe für diesen Entscheid sind:

- relativ zur Wohnbevölkerung liegen mehr Werte von Einfamilienhäusern als von Mehrfamilienhäusern vor, wobei die ersteren erfahrungsgemäss höhere Radon-Werte haben als die letzteren;

- in mehreren Kantonen wurden die Häuser gezielt nach geologischen und bautechnischen Kriterien (z.B. in La Chaux-de-Fonds) ausgewählt, wobei besonders nach Häusern mit hohen Konzentrationen gesucht wurde;

- in vielen Fällen wurden im Sommer jene Häuser gezielt nochmals gemessen, wo im Winter hohe Werte aufgetreten waren.

(Die Verteilung der einzelnen Messwerte lässt sich mit einer Log-Normalverteilung approximieren. Der am häufigsten auftretende Wert, d.h. das Maximum der Häufigkeitsverteilung, entspricht dann dem geometrischen Mittelwert).

Die bisherigen Messungen ergeben, dass:

- die Messwerte von Einfamilienhäusern etwas höher sind als jene von Mehrfamilienhäusern,

- die Schlafzimmerwerte etwas höher sind als jene im Wohnzimmer,

- bei den Einfamilienhäusern, nicht aber bei den Mehrfamilienhäusern, die Werte im Sommer etwa um einen Drittel tiefer sind als im Winter.

Schweiz einen geometrischen Mittelwert von rund 60 Bq/m^3.

Diese Angaben haben weiterhin vorläufigen Charakter, da die Untersuchungen noch nicht abgeschlossen sind.

(Bezüglich der Resultate in La Chaux-de-Fonds: vgl. Kapitel 4.2.2.).

2.2.4.3. Strahlendosen und gesundheitliches Risiko durch Radon

(Tab. 2.1.a und b)

Gemäss den in den Tabellen 2.1.a und b zusammengestellten Annahmen bezüglich Atemraten und Aufenthaltsdauer im Hausinnern und basierend auf internationalen Empfehlungen (ICRP-50) wird ein Umrechnungsfaktor für die Radonkonzentration in Wohnräumen in eine effektive jährliche Aequivalentdosis von 0,035 mSv pro 1 Bq Radon-222/m^3 Luft zugrundegelegt. Die Organdosis der Lunge ist dabei 8 mal höher, da der Wichtungsfaktor der Lunge von der ICRP mit 12% festgelegt wurde.

Aus den bisherigen Resultaten wurde für die Radonkonzentration als provisorisches gewichtetes (geometrisches) Mittel für die Schweiz eine Konzentration von 60 Bq/m^3 ermittelt. Berücksichtigt man, dass sich ein Grossteil der Bewohner während des Tages (Arbeit, Schule etc.) in Betrieben oder öffentlichen Gebäuden aufhalten und dass dort die Konzentrationen aufgrund der bisher durchgeführten Messungen ca. 1/4 tiefer sind und nimmt man ferner an, dass von der im Hausinnern eingeatmeten Luftmenge die Hälfte auf Betriebe oder öffentliche Gebäude entfällt, ist ein provisorischer Mittelwert für die Schweiz von 55 Bq/m^3 realistischer. Dies entspricht einer effektiven jährliche Aequivalentdosis von ca. 2,0 mSv (inkl. mittlere Strahlendosis durch Radon im Freien). Diesem Wert sind noch ca. 0,2 mSv durch Radon-220 und dessen Folgeprodukte hinzuzufügen.

Deshalb wird in diesem Bericht für die jährliche Dosis der Schweizer Bevölkerung durch Radon als vorläufiger Wert ca. 2,2 mSv angegeben.

Die Messwerte zeigen deutlich den grossen Wertebereich der Radonkonzentrationen, sodass auch für deren jährliche Dosen grosse Unterschiede mit Einzelwerten bis zu 150 mSv zu erwarten sind. Die am häufigsten gemessenen Radon-Werte ergeben jedoch Dosen im Bereich von 0,7-5 mSv; 90% der bisher gemessenen Konzentrationen führen zu effektiven Aequivalent-Dosen unter 10 mSv.

Da die Folgeprodukte von Radon in erster Linie eine Bestrahlung der Atemorgane bewirken, ist die genetische Auswirkung vernachlässigbar.

Beobachtungen bei Grubenarbeitern in den USA und der Tschechoslovakei, die hohen Radondosen ausgesetzt waren, haben gezeigt, dass das Bronchialepithel bzw. dessen Basalzellen als Entstehungsort von bösartigen Geschwülsten zu betrachten sind. Als Ursache solcher Bronchialkarzinome können neben der Alpha-Strahlung auch andere Noxen (Staub, Rauchen, chronische Bronchitis,

Veranlagung) in Frage kommen. Dabei können sich einzelne Noxen gegenseitig verstärken (Synergismen).

Aus den gemessenen Radon-Werten in Wohnhäusern in der Schweiz lassen sich aber teilweise Radondosen berechnen, bei welchen bei Bergwerksarbeitern bereits eine Erhöhung der Lungenkrebshäufigkeit feststellbar ist. Die Extrapolation des Krebsrisikos von Minenarbeitern auf die Schweizer Bevölkerung ist jedoch unsicher, insbesondere wegen den oben erwähnten Noxen, Synergismen und unterschiedlichen Lebensbedingungen; sie würde wahrscheinlich das Risiko überschätzen.

Wenn aber die festgestellten Lungenkrebserkrankungen ausschliesslich auf die Radon-Wirkung zurückzuführen wären, müssten Regionen mit höherem Pegel mehr Lungenkrebsfälle aufweisen als Regionen mit einem niedrigeren Pegel. Dies ist aber nicht der Fall: z.B. in Schweden mit einer ca. 2,5 mal höheren Radon-Konzentration als im Mittel in den Industrienationen gemessen, ist die Lungenkrebsrate bei Frauen niedriger als im Durchschnitt.

Mit grosser Wahrscheinlichkeit besteht beim Menschen ein Synergismus (= Zusammenwirken) zwischen Zigarettenkonsum und Strahlendosis an den bronchialen Epithelschichten. Dieser hat sich vermutlich bei Minenarbeitern ausgewirkt. Eine norwegische Korrelationsanalyse zwischen Radon-Konzentration in Wohnungen (80-180 Bq/m^3) und Zigarettenkonsum zeigt (B. Stranden, Symposium American Chemical Society, New York, April 1986), dass wahrscheinlich 10-30% der Lungenneoplasien bei Rauchern auf diese synergische Wirkung zurückzuführen sind. Weitere Studien in dieser Hinsicht sind jedoch notwendig, weil obige Schlussfolgerungen noch auf relativ kleinem Zahlenmaterial basieren.

1986 betrug die Lungenkrebsmortalität in der Schweiz bei den Männern 756 Fälle/Mio•Jahr und bei den Frauen 127 Fälle/Mio•Jahr. Ein beträchtlicher Teil des Unterschiedes zwischen Männern und Frauen wird auf die unterschiedlichen Gewohnheiten zu rauchen zurückgeführt. Bis zur klinischen Diagnose des Lungenkrebses ist eine Latenzzeit von etwa 20-30 Jahren anzunehmen. Männer haben früher begonnen zu rauchen. Bei den Frauen ist ein Anstieg der Lungenkrebstodesfälle jetzt auch eingetreten, so dass der Unterschied in der Lungenkrebshäufigkeit zwischen Männern und Frauen in Zukunft noch kleiner wird. Die Lungenkrebsfälle machen bei den Frauen ca. 6% der gesamten Krebstodsfälle aus, bei den Männern ca. 26%. In der Schweiz starben 1986 an allen Krebsarten 2892 Männer und 2280 Frauen pro Mio Einwohner. Die Krebstodesfälle machen etwa 1/4 aller Todesfälle aus.

Es wird heute angenommen, dass bei einem Radon-Pegel von 10-25 Bq/m^3 von den beobachteten Lungenkrebsfällen etwa 3-15% auf Radon zurückzuführen sind (vgl. "ICRP-50: Lung Cancer Risk from Environmental Exposure to Radon Daughters" von W. Jacobi; IV. Int. Symp. on the Nat. Radiation Environment, Lisboa 7.-11.Dez. 1987).

In ICRP-50 (Seite 47) wird für eine Radon-Konzentration von 15 Bq/m^3 im Haus (Radon im Gleichgewicht mit den Folgeprodukten) eine zusätzliche Anzahl von 10,5 Lungenkrebsfällen pro Jahr und pro Million nichtrauchende Einwohner angegeben und 47 Fälle für

eine Referenzbevölkerung (Raucher und Nichtraucher). Dabei weisen diese aus den Untersuchungen an Minenarbeitern gewonnenen Daten die oben bereits erwähnten Unsicherheiten bezüglich Uebertragbarheit auf die Bevölkerung und Extrapolation zu tiefen Dosen auf. Für die in der Schweiz bestimmte mittlere Radon-Konzentration von ca. 60 Bq/m^3 (Gleichgewichtsfaktor = 50%) entspricht dies einer jährlichen zusätzlichen Lungenkrebsrate von ca. 20 Fällen pro Million Nichtraucher resp. ca. 100 Fällen der von der ICRP angenommenen Referenzbevölkerung. Zum Risiko durch Radon steht in ICRP-50 allerdings, dass umfangreiche und sorgfältig geplante epidemiologische Studien notwendig sind, um solche Abschätzungen über die durch Radon-Folgeprodukte ausgelösten Lungenkrebsfälle zu verifizieren.

Betrachtet man die Extremwerte der Radonkonzentrationen, die in Schweizer Wohnhäusern festgestellt wurden, kommt man auf Risiken, an Lungenkrebs zu erkranken, die deutlich höher als der obige Durchschnittswert sein können; deshalb verdient die Sanierung von Häusern mit hohen Radonpegeln (RAPROS-Projekt) eine hohe Priorität.

2.3. Niederschläge (Fig. 2.4.)

Die Gesamt-Beta-Aktivität von Niederschlagsproben der 7 Sammelstationen Cernier/NE, Davos, Fribourg, Gösgen-Däniken, Leibstadt, Locarno und La Valsainte lag im Mittel 1985/86 (vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl) bei 70 mBq/Liter. Die gesamte pro Fläche abgelagerte Beta-Aktivität infolge von ca. 1000 mm Niederschlag pro Jahr betrug 70 Bq/m^2 und Jahr, wie in den Vorjahren und besteht zum grössten Teil aus den langlebigen Folgeprodukten des natürlichen Radon-222. Die in Locarno gemessene trockene Ablagerung von 30 Bq/m^2 im Jahre 1985 betrug etwa 40% der mit dem Niederschlag abgelagerten Aktivität.

Die Tritiumkonzentration der Niederschläge lag 1985 und 1986 an allen von Abgaben aus Betrieben unbeeinflussten Sammelstationen bei höchstens einigen Bq/Liter. Dieser Tritiumgehalt kommt zu einem grossen Teil noch von den Atombombenversuchen der 60er-Jahre (Fig. 2.4.). Der Anteil an natürlichem Tritium liegt bei ca. 0,7 Bq/Liter. Der Tritium-Gehalt im Niederschlag der Station Bern ist mit Werten bis 30 Bq/Liter immer noch höher als derjenige der übrigen Stationen (Einfluss von Tritium-verarbeitenden Betrieben in der Region Bern). Die Dosen durch Tritium sind belanglos.

Schweiz sind für die letzten Jahre in Fig. 2.5. und 2.6. zusammengefasst. Während die Gesamt-Alpha-Aktivität weitgehend auf

2.4. Oberflächengewässer (Fig. 2.5., 2.6.) *)

Die Ergebnisse der Tritium- und Gesamt-Alpha-Messungen von Sammel- und Stichproben aus verschiedenen Oberflächengewässern der

---

*) Der Landeshydrologie- und -geologie im Bundesamt für Umweltschutz sei für die uns zur Verfügung gestellten Proben bestens gedankt.

natürliche Radioaktivität zurückzuführen ist und daher im Verlauf der letzten Jahre konstant blieb, stammt der Tritiumgehalt der Oberflächengewässer immer noch zu einem grossen Teil von früheren Kernwaffenversuchen und zeigt eine stetige Abnahme. Eine Ausnahme bildet weiterhin der Doubs, dessen Tritiumgehalt wegen der Tritium-Abgaben aus der Region La Chaux-de-Fonds erhöht ist (vgl. Kap. 4).

2.5. Erdboden und Gras (Tab. 2.2. und Fig. 5.16.)

Die Strontium-90- und Caesium-137-Konzentrationen im Erdboden und Gras der verschiedenen Probenahmestellen ergaben 1985 und 1986 (vor dem Reaktorunfall Tschernobyl) ähnliche Werte wie 1984. Diese beiden Nuklide stammen von den oberirdischen Kernwaffenversuchen der 60er-Jahre. In Davos-Stillberg war vor Tschernobyl der Strontium-90- und der Caesium-137-Gehalt im Erdboden weiter deutlich höher als im Mittelland, was auf die Unterschiede der meteorologischen Verhältnisse sowie der chemischen und physikalischen Eigenschaften des Erdbodens zurückzuführen ist.

Die im Erdboden vor Tschernobyl vorhandenen Spuren von Caesium-137 bewirkten eine jährliche Ortsdosis von ca. 0,01 mSv. Der grösste Anteil der Radioaktivität von Boden und Gras stammt dagegen von den natürlichen Radionukliden Uran, Radium, Thorium, Kalium, etc.; diese ergeben im Mittelland eine jährliche Ortsdosis von ca. 0,4-0,6 mSv (Fig. 5.16).

2.6. Milch, Getreide und andere Lebensmittel (Tab. 2.3.)

Diese Nahrungsmittel werden stichprobenweise in Zusammenarbeit mit den kantonalen Laboratorien (Arbeitsgemeinschaft zur Ueberwachung der Radioaktivität der Lebensmittel; ARL) überwacht. Der Hauptanteil der Aktivität in diesen Proben stammt vom natürlichen Kalium-40.

Die Caesium-137-Aktivität in Milchproben aus dem Mittelland lag unter 0,2 Bq/Liter. Lediglich Davos-Stillberg und Mürren zeigten vor dem Reaktorunfall Tschernobyl wie in den letzten Jahren Werte bis 1 Bq/Liter. Die mittleren Strontium-90-Messwerte lagen im Mittelland bei 0,15 Bq/Liter, in Davos-Stillberg bei 0,2-1 und in Mürren bis 4 Bq/Liter.

Im Weizen der Ernte 1985 und 1986 von mehreren Stellen der Alpennordseite, vom Tessin und aus der Umgebung der Kernanlagen, betrug die Caesium-137-Aktivität weniger als 0,3 Bq/kg, diejenige von Strontium-90 im Mittel ca. 0,6 Bq/kg.

Alle untersuchten Lebensmittel waren bezüglich Radioaktivität für den Genuss unbedenklich. (Für weitere Angaben, vgl. Bericht der Arbeitsgemeinschaft zur Ueberwachung der Radioaktivität der Lebensmittel in "Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg." Vol. 79 (1), 29-56 (1988).

2.7. Menschlicher Körper (Fig. 5.48)

1985 konnten, wegen Umbau des Ganzkörperzählers des "Service Cantonal de Contrôle des Irradiations" (SCCI), in Genf keine

Messungen durchgeführt werden. Messungen früherer Jahre gaben einen Caesium-137-Gehalt von 0,4 Bq/kg Körpergewicht, der zu einer jährlichen Ganzkörperdosis von ca. 0,001 mSv führte. Die mittlere Kalium-40-Konzentration von 70 Bq/kg Körpergewicht bei den Knaben und 50 Bq/kg Körpergewicht bei den Mädchen führte zu Ganzkörperdosen von 0,2 bzw. 0,13 mSv. Nach dem Umbau wurden die Messungen mit dem Ganzkörperzähler in Genf im Dez. 86/Jan. 87 wieder aufgenommen. Die Resultate sind in Kap. 5.6.1. und 5.6.2. enthalten, ebenso die Ergebnisse der wieder aufgenommenen Strontium-90-Messungen an Knochen.

2.8. Radioaktivität und ionisierende Strahlung von Industrieprodukten

Zahlreiche Materialien und Gegenstände des täglichen Gebrauchs enthalten natürliche oder künstliche radioaktive Stoffe oder senden ionisierende Strahlen aus und können somit zur Strahlenexposition der Benutzer dieser Gegenstände beitragen.

Armbanduhren haben heute Leuchtzifferblätter auf Tritiumbasis, selten Prometium-147, während Radium-226 nicht mehr zu Leuchtfarbe verarbeitet wird. Die weiche Betastrahlung des Tritium wird zwar durch das Gehäuse der Uhr vollständig absorbiert, jedoch diffundiert ca. 5% des Tritiums pro Jahr aus der Uhr heraus, was über Atemluft und Hautkontakt zu einer vernachlässigbaren zusätzlichen Strahlenexposition des Trägers führen kann.

Tritium-Gas-Leuchtquellen werden zwar in der Schweiz hergestellt, aber fast ausschliesslich für den Export. Sie dienen u.a. zur Beleuchtung von Instrumenten und Anzeigen. Die Glasampullen sind wesentlich dichter als Uhren, enthalten aber grössere Tritiummengen; ein Risiko besteht nur dann, wenn ein solches Röhrchen zerbricht und das Tritium austritt.

Weitere Gebrauchsgegenstände, die Radionuklide enthalten, sind Feuermelder, in wenigen Fällen auch Blitzableiter, Antistatik-Vorrichtungen, Vorionisatoren für Funkenzünder bei Oelbrennern, Uran in Zahnporzellan, in gewissen Gläsern und Porzellan-Glasuren, Keramikgegenständen und Fliessen, Thorium in optischen Linsen und Brillengläsern, in Glühstrümpfen, in Schweissdrähten und Metallegierungen, schliesslich auch Na-22 bzw. Kobalt-60 (zur Kontrolle bei der Glas- bzw. der Stahlherstellung).

Auch gewisse Baustoffe enthalten, je nach Herkunft der verarbeiteten Rohmaterialien, Uran, Radium, Thorium und Kalium. Auch Kohle enthält natürliche Radionuklide, die beim Verbrennen freiwerden. Nicht unerwähnt bleiben darf eine zusätzliche Strahlenexposition durch Tabakrauchen infolge Inhalation, hauptsächlich von Polonium-210 und Blei-210, das sich auf Tabakblättern aus der Luft ablagert bzw. von Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen wird, in der brennenden Zigarette flüchtig wird und beim Inhalieren in die Lunge gelangt. Bei starken Rauchern dürften diese Nuklide zu effektiven Aequivalentdosen von weniger als 0,1 mSv führen.

Weitere Bestrahlungen rühren von der erhöhten kosmischen Strahlung bei der Zivilluftfahrt, von Röntgengeräten der Gepäckkon-

trolle auf Flughäfen, von Elektronenmikroskopen, Hochspannungsgleichrichterröhren etc. her.

Die jährlichen Dosen dieser Strahlenquellen lassen sich nur schwer abschätzen, dürften aber im Mittel bei etwa 0,1 mSv liegen.