

Zeitschrift: Bericht der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

Herausgeber: Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

Band: 30 (1987-1988)

Heft: 1: Text

Rubrik: Strahlendosen der Bevölkerung in der Schweiz

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. 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. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

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. [Voir Informations légales.](#)

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. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 01.04.2025

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

Diese Wässer werden nicht als Trinkwasser verwendet. Sie fliessen nach wenigen Metern in Bäche, wo die Aktivitätskonzentrationen auf unbedeutende Werte verdünnt werden und somit keine Gefährdung von Personen zur Folge haben können.

Sickerwässer aus den Deponien Bärengraben (Würenlingen/AG), Seckenberg (Eiken/AG), Kölliken (AG), Hardwald (Weinigen/ZH), Pflumm (Siblingen/SH) und Teuftal (Mühleberg/BE) wurden auf Tritium und Gamma-Strahler untersucht. In keiner der Proben konnten künstliche Gamma-Strahler nachgewiesen werden (für Caesium-137 z.B. liegt die Nachweisgrenze bei 2 Bq/l). Dagegen wurden in den meisten Sickerwässern Tritium-Aktivitäten gefunden, die gegenüber Regenwasserproben erhöht waren. Der höchste gemessene Wert liegt aber mit 1'000 Bq/l nur bei ca. 10% des Richtwerts gemäss Art. 107, SSV0.

7. Strahlendosen der Bevölkerung in der Schweiz

7.1. Einleitung

In diesem Kapitel sollen die verschiedenen Dosis-Komponenten zusammengestellt und miteinander verglichen werden. Dazu müssen die bisher aufgeführten Dosen in eine vergleichbare Masseinheit umgerechnet werden, nämlich in effektive Äquivalentdosen. Die durch Radon und durch den Tschernobyl-Ausfall bewirkten internen Dosen sind bereits als effektive Äquivalentdosen aufgeführt (Kapitel 2.9., 3.7. und Fig. 6.2.c). Externe Dosen mit natürlichen und künstlichen Ursachen sind zum Teil noch als Ortsdosen angegeben worden, d.h. so, wie sie im Freien gemessen wurden. Diese müssen zunächst in Personendosen umgerechnet werden, indem die Aufenthaltsdauer einer Person im Haus und die durch das Haus bewirkte Abschirmung der Strahlung berücksichtigt werden. Eine Dosis durch Eigenaktivität in Baumaterialien des Hauses muss dazu gezählt werden. Anschliessend erfolgt die Umrechnung in eine effektive Äquivalentdosis.

Dosiskomponenten, für welche heute praktisch von den gleichen Grundlagen ausgegangen wird wie in früheren KUEr-Berichten,

werden von dort übernommen. Dies betrifft z.B. die interne Dosis von Radioaktivität im Körper, diejenigen der medizinischen Diagnose, des Bomben-Fallouts und von Kleinquellen.

7.2. Umrechnung von externen Ortsdosen in effektive Aequivalentdosen

Wie bei der Berechnung der Radon-Dosen soll auch bei der Umrechnung von externen Ortsdosen in Personendosen angenommen werden, dass man sich während 20% der Zeit im Freien und während 80 % im Hausinnern aufhält.

Die terrestrische Strahlung wird durch die Wände eines Hauses zum grossen Teil abgeschirmt, während die Eigenaktivität der Baumaterialien eine zusätzliche Bestrahlung im Haus bewirkt. Je nach Konstruktionsart des Hauses und Qualität der verwendeten Baumaterialien führen diese beiden Effekte zu unterschiedlichen Umrechnungsfaktoren, mit denen die Dosis im Freien zu multiplizieren ist, um eine Dosis im Haus zu erhalten. In Holzhäusern überwiegt die Abschirmung, d.h. der Umrechnungsfaktor ist kleiner als 1; in Beton- und Backstein-Bauten überwiegt der Effekt der Eigenaktivität, d.h. der Faktor ist grösser als 1. In der Literatur findet man Werte zwischen 0,8 und 2 für einen mittleren Faktor, mit dem die Dosen im Freien zu multiplizieren sind. Wir benutzen im Folgenden den von UNSCEAR (1988) vorgeschlagenen Faktor von 1,3.

Zur Berechnung einer effektiven Aequivalentdosis sind die durch die externe Bestrahlung bewirkten Dosen für die einzelnen Organe zu bestimmen. Dabei ist beispielsweise die Absorption der Strahlung im Körper bis zum Erreichen des betreffenden Organs zu berücksichtigen. Anschliessend sind diese Aequivalentdosen zu gewichten und zu summieren (siehe auch Anhang 1). Der Umrechnungsfaktor von Gy (für die Ortsdosis) in Sv ist auch von der Energie und der Einfallrichtung der Strahlung abhängig. In neuerer Literatur findet man Faktoren von 0,6 bis 0,9 Sv/Gy (UNSCEAR, 1988; R. Kramer und G. Drexler, Radiation Protection Dosimetry, 3, Nr. 1/2 (1982), 13-24). Wir verwenden 0,8 Sv/Gy.

Zusammengefasst kann die natürliche terrestrische Ortsdosis H_{Ort} (bestimmt in Gy bzw. mGy) wie folgt in eine effektive Äquivalentdosis H_{eff} umgerechnet werden:

$$H_{\text{eff}} = H_{\text{Ort}} (0,2 + 0,8 \times 1,3) \times 0,8 \text{ Sv/Gy.}$$

Daraus ergibt sich, dass der Zahlenwert der effektiven Äquivalentdosis ungefähr gleich gross ist wie derjenige der natürlichen Dosis im Freien. Für die Dosis durch natürliche Radionuklide im Boden und in Baumaterialien kann also der in Kapitel 4.3. aus in-situ Messungen bestimmte (provisorische) Wert von jährlich 0,45 mSv übernommen werden. Der Unterschied zum Wert von 0,55 mSv, der in früheren KUEr Berichten angegeben wurde, beruht vor allem darauf, dass jetzt die Umrechnung von Ortsdosen in effektive Äquivalentdosen eingeschlossen ist.

Mit einer analogen Formel wie oben kann auch die effektive Äquivalentdosis für die kosmische Strahlung berechnet werden:

$$H_{\text{eff}} = 0,4 \text{ mGy/a} (0,2 + 0,8 \times 0,8) \times 1 \text{ Sv/Gy} = 0,34 \text{ mSv/a}$$

Der neu verwendete Abschirmfaktor von 0,8 im Haus und die Umrechnung 1Sv/Gy sind dem Bericht UNSCEAR, 1988, entnommen.

Die in Kapitel 3.7. abgeschätzten gesamten externen Personendosen als Folge des Ausfalles aus Tschernobyl von 0,15 bis 0,3 mSv müssten eigentlich noch mit dem Faktor 0,8 Sv/Gy multipliziert werden. Da aber diese mittleren Dosiswerte bereits eine recht grosse Unsicherheit aufweisen, scheint der Einbezug einer relativ geringen Korrektur wenig sinnvoll; die Werte von 0,15 bis 0,3 mSv werden daher weiter benutzt.

Obschon für obige Umrechnungen gut definierte Faktoren verwendet wurden, darf die Genauigkeit der Ergebnisse nicht überschätzt werden. Einerseits weisen die Aktivitäten und Dosen in verschiedenen Gebieten der Schweiz grosse Variationsbreiten auf, so dass für die Berechnung von Mittelwerten verallgemeinernde Annahmen getroffen werden mussten. Andererseits sind die

benutzten Faktoren mit gewissen Unsicherheiten behaftet, z.B. derjenige für die Umrechnung einer im Freien bestimmten Dosis in eine solche im Haus. Trotzdem ist es möglich, mit Hilfe von effektiven Aequivalentdosen die verschiedenen Dosiskomponenten miteinander zu vergleichen, weil diese relativ zueinander oft kleinere Fehler aufweisen. Die KUEr schätzt, dass die Unsicherheit der mittleren Dosiskomponenten 20 bis 30 % beträgt.

7.3. Zusammenstellung der Dosiskomponenten

In der Figur XI und in der untenstehenden Tabelle sind die berechneten Jahresdosen als effektive Aequivalentdosen zusammengefasst.

a) Jährliche effektive Aequivalentdosen mit natürlichen Ursachen

Ursache	Wertbereich (mSv)	Mittelwert (mSv)	Referenz
Radon-Folgeprodukte	0,3 - ca. 150	2,2	Kapitel 2
Radioaktivität im Erdboden und in Baumaterialien	0,2 - 1,5	0,45	Kap. 4.3., 5.3., 7.2.
Kosmische Strahlung	0,25 - 0,9	0,34	Kap. 4.4., 5.3., 7.2. UNSCEAR (1988)
Radioaktivität im Körper	0,2 - 0,5	0,38	UNSCEAR (1988)

b) Jährliche effektive Aequivalentdosen mit künstlichen Ursachen

Ursache	Wert- bereich (mSv)	Mittel wert (mSv)	Bemerkung
Röntgendiagnose	0 - 30	1	(siehe frühere KUeR-Berichte)
Nuklearmedizin	0 - 80	0,01	
Tschernobyl 1986	1)	0,2	KUeR-Bericht 85/86
1987	1)	0,07	Kap. 3.7.
1988	1)	0,035	Kap. 3.7.
Bomben-Fallout		<0,01	2)
Kleinquellen, z.B, Rauchen, Fernsehen, Fliegen u.s.w.		~0,1	(siehe frühere KUeR-Berichte)
Emissionen aus KKW	<0,2 3)		(Kap. 5.2.)
Emissionen aus Industrie und Spitälern	<0,1 4)		
Berufliche strahlen- exponierte Personen	0 - 40		(Bericht der EKS für 1987 und 1988)

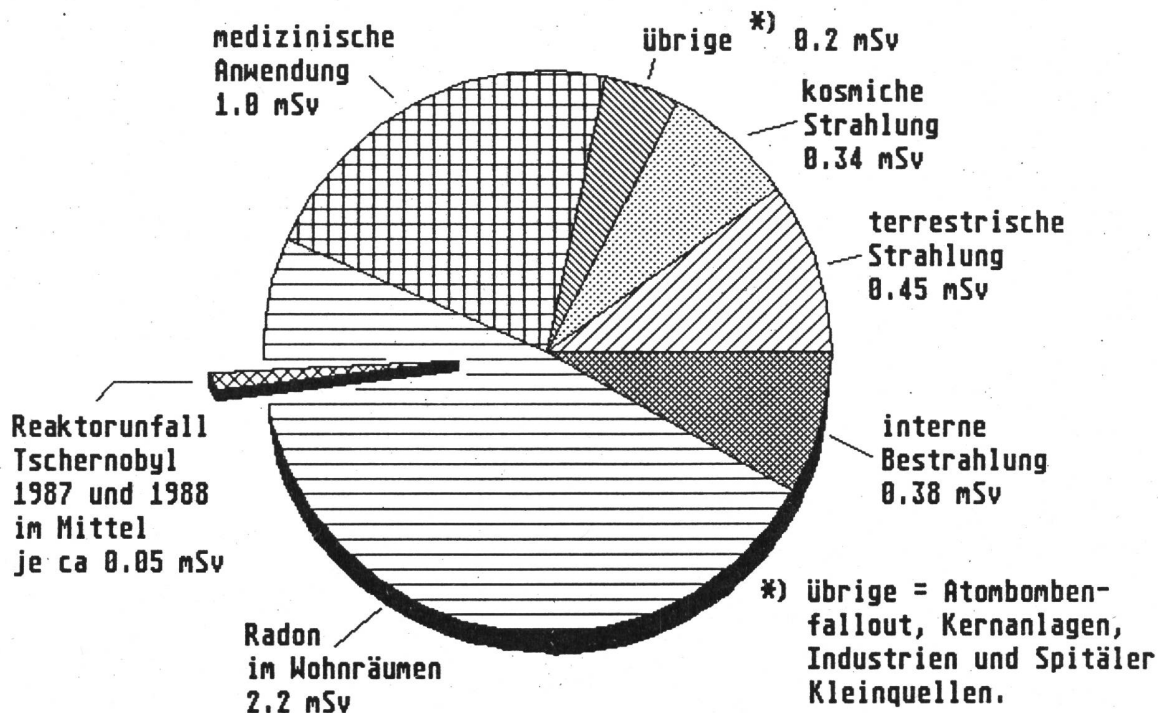
1) Meistbetroffene Bevölkerung: ca. 10 Mal grössere Dosen als im Mittel in der Schweiz (Kap. 3.7.).

2) Eingeschlossen sind die externe Dosis von Caesium-137 im Boden und die internen Dosen von Kohlenstoff-14, Strontium-90 und Caesium-137 (Grundlagen: siehe Fig. III, Fig. 4,26a und 3,28).

3) Angenommen ist, dass jemand am kritischen Ort wohnt.

4) Abgeschätzter Wert, z.B. aus Urin-Messungen (siehe Fig. 5.9.).

Fig. XI: MITTLERE JAEHRLICHE STRAHLENEXPOSITION DER BEVOELKERUNG IN DER SCHWEIZ (IN MILLI-SIEVERT)



totale mittlere Jahrendosis : ca. 4.6 milli-Sievert

7.4. Bewertung der Dosiskomponenten

Radon-Folgeprodukte führen mit im Mittel jährlich 2,2 mSv zur grössten Einzelkomponente der Strahlenexposition der Bevölkerung in der Schweiz. Dieser Dosisbeitrag zeigt eine besonders grosse Schwankungsbreite mit Einzelwerten bis maximal ca. 150 mSv jährlich. Während kantonale Mittelwerte für die Radon-Konzentration im Wohnbereich recht gut bekannt sind, bietet das Auffinden von hohen Radon-Konzentrationen Schwierigkeiten. Die Vorgänge im Boden sind noch weitgehend unbekannt; auch bei einem mittleren Radium-Gehalt im Boden können erhöhte Radon-Konzentrationen im Bodengas und damit auch in den Häusern entstehen. Deshalb ist es heute auch schwierig, Risikogebiete zu definieren. Bisherige Messungen zeigen allerdings, dass in Regionen mit hoher Bodenpermeabilität vermehrt hohe Konzentrationen auftreten (Jura, Bergsturzgebiete, Lockergestein).

Das Radon Programm Schweiz (RAPROS) hat in den Berichtsjahren wichtige Erkenntnisse gebracht. Beispielsweise konnte gezeigt werden, dass eine Abdichtung der Gebäudehülle zur Wärmeisolation keine wesentliche Erhöhung der Radon-Konzentration im Wohnbereich zur Folge hat. Ferner weiss man jetzt, dass hohe Radon-Konzentrationen nicht aus den in der Schweiz verwendeten Baumaterialien stammen. Pilotversuche zur Sanierung von Gebäuden ergaben wichtige Hinweise, wie die aus der Literatur bekannten Methoden auf Schweizer Verhältnisse zu übertragen sind (siehe RAPROS-Schlussbericht, 1991).

Die Auswirkungen der Dosis durch Radon-Folgeprodukte auf die Gesundheit können nur rechnerisch erfasst werden. Es existieren mehrere Ansätze dazu. Nach dem BEIR IV Modell beispielsweise kann abgeschätzt werden, dass in der Schweiz im Mittel ca 15 % der Lungenkrebs-Todesfälle den Radon-Folgeprodukten zuzuschreiben sind. Der Mittelwert der Radonkonzentration im Wohnbereich könnte in der Schweiz nur schwer gesenkt werden; ferner wäre fraglich, ob der dazu nötige riesige Aufwand gerechtfertigt wäre (z.B. im Vergleich zum Krebsrisiko durch Rauchen). Häuser mit stark erhöhten Radon-Konzentrationen müssen jedoch saniert werden. Deshalb wird in den nächsten Jahren das Schwergewicht bei der gezielten Suche nach hohen Radon-Konzentrationen liegen müssen. Auch sollte das Verständnis für die Prozesse gefördert werden, wie es zu diesen hohen Konzentrationen kommen kann. Die Ergebnisse solcher Untersuchungen werden als Grundlage für die Einführung gesetzlicher Bestimmungen über Sanierungs-Massnahmen benötigt. Ferner ergibt sich daraus, welche Altbauten saniert werden sollten, und wie möglicherweise bei Neubauten erhöhte Konzentrationen vermieden werden können.

Von den Jahresdosen mit künstlichen Ursachen ist der Beitrag durch die medizinische Diagnostik am grössten (siehe Tabelle b, Kap.7.3.). Eine Bewertung dieses Dosisbeitrags ist jedoch hier nicht angezeigt, weil der Arzt bei jeder Röntgenaufnahme bereits zu entscheiden hat, ob sie gerechtfertigt ist, d.h. ob die gesuchte Information wirklich benötigt wird, und ob sie nicht

auf anderem Weg erhalten werden kann. Ferner ist der Strahlenschutz im Sinn von ALARA (as low as reasonably achievable) einzuhalten.

Die übrigen künstlichen Beiträge zusammen (insbesondere von Tschernobyl und von Kleinquellen) betragen in den Berichtsjahren im Mittel je ca. 0,2 mSv; individuelle Werte können bei gewissen Bevölkerungsgruppen ca 10 Mal grösser sein. Diese zusätzlichen Dosen können bewertet werden, indem sie mit der natürlichen Dosis und deren Schwankungsbreite verglichen werden. Dabei zeigt sich, dass die zusätzlichen Dosen kleiner sind als die Variationsbreite der natürlichen Dosis. Insbesondere fallen die Dosen infolge der Emissionen aus Kernanlagen und Industriebetrieben nicht ins Gewicht; allfällige gesundheitliche Auswirkungen können wegen der Variationsbreite von spontanen stochastischen Schäden (Krebs- und Erbschäden) nicht nachgewiesen werden.

Aus der Zusammenstellung in Kapitel 7.3 ist auch ersichtlich, dass die mittleren Dosisbeiträge wegen des Unfalls in Tschernobyl im Laufe der Jahre abgenommen haben. Im Kapitel 3.8. ist bereits gezeigt worden, dass unter Annahme von neuen Risikofaktoren berechnet werden kann, dass die totale zusätzliche Dosis das spontan auftretende Krebsrisiko (relativ) um ca. 0,1 o/oo erhöhen kann. Diese Erhöhung ist viel kleiner als die natürliche und zivilisatorisch bedingte Streubreite der Krebsfälle und wird statistisch daher nicht nachweisbar sein. Da die Aktivität aus Tschernobyl in den letzten Jahren stark abgenommen hat, kann in Zukunft die Ueberwachung auf die meistbetroffenen Gebiete und diejenigen Bereiche beschränkt werden, in denen noch Radioaktivität nachgewiesen wird: auf Boden und Pilze. Von Lebensmitteln inkl. Wild und Fisch sollen nur noch Stichproben untersucht werden.