

Strahlenbelastung durch Umwelt, Zivilisation und Medizin

H. Vogel¹, Th. Skuza

Abteilung Röntgendiagnostik des Allgemeinen Krankenhauses Hamburg-Ochsenzoll, Langenhorner Chaussee 560, D-2000 Hamburg 62

Zusammenfassung. Der Vergleich der Strahlendosis aus Umwelt, Zivilisation und Medizin besagt, daß jeder dieser drei Bereiche wesentlich zu der Dosis beitragen kann, die ein Mensch während seines Lebens erhält. Es zeigt sich aber auch, daß es möglich ist, die Strahlenbelastung zu reduzieren. So steigt bei erhöhter Wärmedämmung und der damit verbundenen geringeren Ventilation eines Raumes bei bestimmten Baustoffen die Radioaktivität in diesen Räumen an. Manche Regionen in der Bundesrepublik Deutschland und in der Welt weisen erhebliche Unterschiede durch terrestrische und kosmische Strahlung auf. Diese Dosis kann bei unterschiedlichen Flugrouten vermieden werden. Die eingesparten Werte können, z.B. bezogen auf die Gonadendosis, die Strahlenexposition im Rahmen einer Röntgendiagnostik ausgleichen.

Einleitung

Die Diskussion um die Strahlenbelastung und das Strahlenrisiko betrifft vorwiegend Störfälle von Atomkraftwerken, Kernwaffenversuche, und teilweise auch die Medizin. Kaum bekannt und deshalb in der Diskussion vernachlässigt wird die Strahlenbelastung durch Zivilisation und natürliche Quellen. Das Wissen um sie bietet die Möglichkeit, durch Wahl von Urlaubsort, Arbeitsplatz, Baumaterialien und durch Planung der Raumbelüftung die Dosis zu verringern, die man während seines Lebens erhält. Diese Verringerung kann eine Strahlenbelastung ausgleichen, die durch Röntgendiagnostik oder radioaktiven Fallout bei Kernkraftunglücken auftritt.

1 Natürliche Quellen

1.1 Kosmische Strahlung

Die **kosmische Strahlung** setzt sich aus einer galaktischen und einer solaren Komponente zusammen. Die *galaktische Strahlung* ist weitgehend konstant, die *solare Strahlung* schwankt. Beide setzen sich zu über 90 % aus Protonen,

ca. 6 % aus Alphateilchen und einem Rest von schweren Kernen bis zum Uran zusammen. Die kosmische Strahlung durchdringt z.T. die Atmosphäre, gelangt an die Erdoberfläche und mehrere hundert Meter tief in die Erde bzw. mehrere tausend Meter in die Ozeane. In der Atmosphäre kommt es zu Zusammenstößen der primären kosmischen Strahlung mit Stickstoff- und Sauerstoffkernen; daraus entsteht eine große Anzahl unterschiedlicher Sekundärteilchen. Die Zusammensetzung ändert sich mit Annäherung an die Erdoberfläche ständig. Für die Ermittlung der Strahlenbelastung des Menschen haben die Zertrümmerungskerne und die freigesetzten Neutronen besondere Bedeutung. Die Intensität der kosmischen Strahlung hängt ab von der *Höhe* (\rightarrow Abb. 1), der *erdmagnetischen Breite*

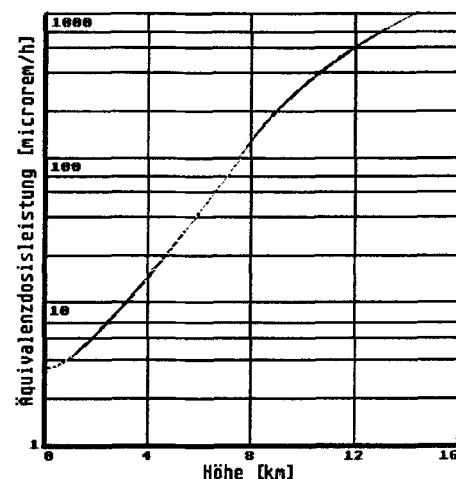


Abb. 1 a: Höhenprofil der Äquivalentdosisleistung der kosmischen Strahlung von 0–16 km Höhe (nach SCHAEFER, 1974)

und der *Phase des Sonnenzyklus*. Höher als 50 km über dem Meeresspiegel ist die Strahlungsintensität konstant, sie steigt an bis zu einem Maximum in etwa 20 km Höhe und fällt in der unteren Atmosphäre kontinuierlich ab. Die erdmagnetische Breite beeinflusst die Strahlungsintensität, da Protonen und andere schwere Ladungsträger durch das Magnetfeld der Erde zu den Polen abgelenkt werden (\rightarrow Abb. 2). Die Strahlungseruptionen können in 18–22 km Höhe (Höhenbereich der Überschallfliegerei)

¹ Korrespondenz: Prof. Dr. Hermann Vogel, leitender Arzt, Abt. für Röntgendiagnostik, AK Ochsenzoll, Hs 77, Langenhorner Chaussee 560, D-2000 Hamburg 62

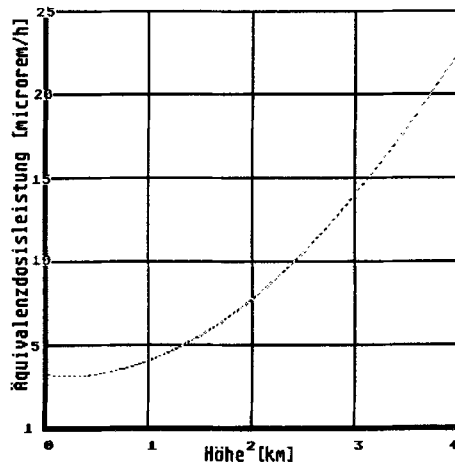


Abb. 1 b: Höhenprofil der Äquivalentdosisleistung der kosmischen Strahlung von 0-4 km Höhe (nach SCHLAEFER, 1974)

zu einer Strahlenbelastung von einigen hundert mrem/h führen. Zu noch höheren Belastungen führen diese Strahlungseruptionen bei Astronauten, die sich im Weltraum befinden. Mehrere Dutzend rem sind möglich; die ständige Belastung der Astronauten durch die galaktische Komponente beträgt schon etwa 4 mrem/h. Dies allein bedeutet für einen russischen Kosmonauten, der sich 300 Tage im Weltraum aufhält, eine Belastung mit etwa 29 rem!

In unseren Breiten beträgt die Strahlenbelastung des Menschen auf der Erdoberfläche durch die kosmische Strahlung etwa 50 mrem/Jahr. Dies entspricht der Hälfte der Gesamtexposition aus äußeren Strahlenquellen. Schwankungen kommen in der Bundesrepublik zwischen 32 und 40 mrem/Jahr vor, bezogen auf größere Gebiete. Einzelne Orte in der Nähe von uran- und radiumhaltigen Gesteinen haben deutlich höhere Werte. Der Wert von 50 mrem/Jahr verdoppelt sich in einer Höhe von 1 500 m über dem Meeresspiegel (MEISSNER, 1976). Er steigt in größeren Höhen weiter an. SCHÄFER berechnet für die

Tabelle 1: Personendosen bei Flügen in Überschall- und Nicht-Überschallflugzeugen (PENTREATH, 1980)

Route	geringer als Schallgeschwindigkeit in 11 Kilometer Höhe		Überschallgeschwindigkeit in 19 Kilometer Höhe	
	Flugzeit (h)	Dosis (µGy)	Flugzeit (h)	Dosis (µGy)
Paris-LosAngeles	11,1	48	3,8	37
Paris-Chicago	8,3	36	2,8	26
Paris-NewYork	7,4	31	2,6	24
NewYork-LosAngeles	5,2	19	1,9	24
Acapulco-Sydney	17,4	44	6,2	21

Äquivalentdosis, die durch die galaktische Strahlung auf der Mondoerfläche verursacht wird, Werte von etwa 125 mrem/24 h. Flugzeugpassagiere und Flugpersonal sind der kosmischen Strahlung ausgesetzt. Studien zeigen, daß Crewmitglieder in den U.S.A. während ihrer Flugzeit einer Strahlenbelastung durch kosmische Strahlung von etwa 170 mrem/Jahr ausgesetzt sind. Einzelne Mannschaftsmitglieder erreichen wahrscheinlich eine Dosis bis zu 500 mrem/Jahr! Nicht berücksichtigt sind dabei Belastungen durch Strahlungseruptionen der Sonne (BRAMLITT, 1985). Bei durchschnittlicher Sonnenaktivität kommt es bei einem Transatlantikflug zu einer Dosis von ca. 20 Mikrogray (UNSCEAR, 1982), (→ Tabelle 1).

1.2 Terrestrische Strahlung

Quellen der terrestrischen Strahlung für den Menschen sind vor allem die Isotope Rubidium⁸¹ und Kalium⁴⁰. Das Kaliumisotop⁴⁰ ist im Gegensatz zu seinem stabilen Isotop Kalium⁴² radioaktiv und wie das nicht radioaktive Isotop weit im Körper verbreitet. Sie gehören zu den Ra-

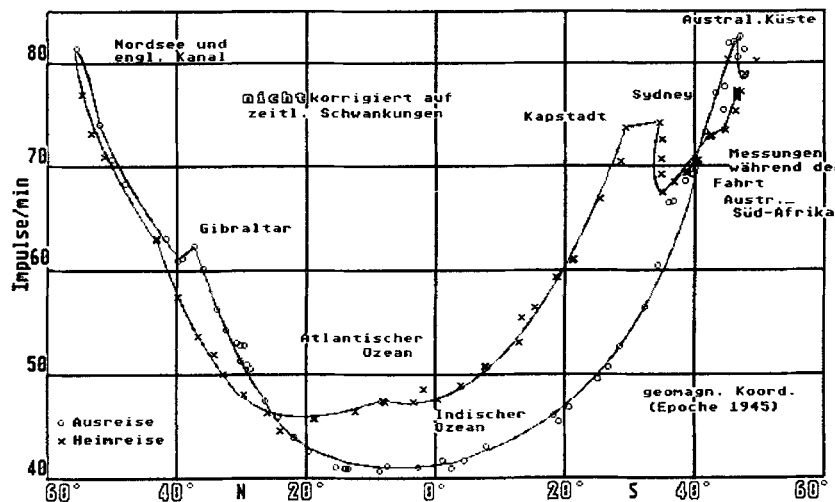


Abb. 2: Der Breiteneffekt der kosmischen Strahlung bei einer Schiffsreise durch den Indischen und Atlantischen Ozean (nach BAGGE, 1976)

dionukliden ohne Umwandlungsreihe (GOLDSTEIN und REYNOLDS, 1965; SEELMANN-EGGEBERT und PFENNIG, 1964). Weiter gehören die Radionuklide der natürlichen Umwandlungsreihen (Uran-Radium-Reihe, Actiniumreihe, Thoriumreihe) zu den Strahlenquellen. Außerdem tragen Radionuklide, die durch die kosmische Strahlung erzeugt werden, zur Strahlenbelastung bei; sie entstehen ständig durch Reaktionen der Nukleonenkomponente der kosmischen Strahlung mit der Lufthülle der Erde. Durch Einfangen eines abgebremsten Neutrons durch einen Stickstoffkern der Atmosphäre entsteht das radioaktive C^{14} , durch Spallation von N^{14} und O^{16} entsteht das Tritium H^3 . N^{14} , O^{16} und Tritium H^3 gelangen auf den Boden, in Gewässer und werden in organische Verbindungen eingebaut. Die im Boden vorkommenden Radionuklide sind nicht nur Ursache einer externen Strahlenbelastung des Menschen; sie werden von Pflanzen aufgenommen, und als Nahrung tragen sie zur internen Strahlenbelastung des Menschen bei. Die terrestrische Strahlung erreicht den Menschen außerdem in erheblichem Umfang über Baustoffe.

Die terrestrische Strahlung unterliegt starken regionalen und zeitlichen Schwankungen, ihr Ausmaß ist abhängig

Tabelle 2: Durchschnittliche Aktivitätskonzentrationen von K^{40} , U^{238} und Th^{232} in Gesteinen sowie in verschiedenen Böden

Gesteinsart	Aktivitätskonzentration [pCi/g]			geschätzte Dosisleistung in der Luft 1 m üb. d. Boden [μ Gy/h]
	K^{40}	U^{238}	Th^{232}	
Eruptivgesteine:				
Acidic (z.B. Granit)	27,0	1,6	1,2	0,120
Intermediate (z.B. Diorit)	19,0	0,62	0,88	0,062
Mafic (z.B. Basalt)	6,5	0,31	0,30	0,023
Ultrabasisch (z.B. Durit)	4,0	0,01	0,66	0,023
Sedimentationsgesteine:				
Kalkstein	2,4	0,75	0,19	0,020
Karbonate	—	0,72	0,21	0,017
Sandstein	10,0	0,5	0,3	0,032
Schiefer	19,0	1,2	1,2	0,079

Bodenart	Aktivitätskonzentration [pCi/g]			geschätzte Dosisleistung in der Luft 1 m üb. d. Boden [μ Gy/h]
	K^{40}	U^{238}	Th^{232}	
Serosemböden	18,0	0,85	1,3	0,074
Grau-Braune Böden	19,0	0,75	1,1	0,069
Kastanienbraune Böden	15,0	0,72	1,0	0,060
Schwarzerde	11,0	0,58	0,97	0,051
Graue Waldböden	10,0	0,48	0,72	0,041
Sodpotzolik	8,1	0,41	0,60	0,034
Podsol	4,0	0,24	0,33	0,018
Moorböden	2,4	0,17	0,17	0,011

von Art und Konzentration der Radionuklide im untersuchten Gestein bzw. Boden. Der Gehalt an radioaktiven Nukliden ist im Eruptivgestein höher als in Sedimentgesteinen, in sauren höher als in basischen Böden (\rightarrow Tabelle 2). Legt man Konzentrationsmittelwerte zugrunde, berechnet sich für 95 % der Bevölkerung eine Strahlenexposition durch Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihe von 25 – 60 mrem/Jahr in der Bundesrepublik. Extreme Werte werden von den indischen Staaten Kerala und Tamilnadu erreicht. Hier kommt es zu Werten von 1 100 mrem/Jahr; in Guarapari und Meaibe an der Atlantikküste Brasiliens werden Werte von 850 mrem/Jahr gemessen. Am Strand von Guarapari beträgt der Wert sogar 17 rem/Jahr! Im brasilianischen Staat Minas Gerais sind auf einem Hügel in unbewohnter Region 25 rem/Jahr gemessen worden; aber auch in Frankreich sind aufgrund des hohen Thoriumgehaltes in großen Granitbezirken Werte bis zu 1 750 mrem/Jahr festgestellt worden (MUTH, 1976; PENNA-FRANCA et al., 1965)

Radon (Rn^{222}) und Thoron (Rn^{220}), beides Edelgase, entstehen aus Radiumisotopen. Sie können in beträchtlichen Konzentrationen in Bergwerken vorkommen. Der Zusammenhang zwischen der Radonexposition von Minenarbeitern und dem Auftreten von Lungenkrebs ist belegt. Schätzungsweise 70 – 90 % der Erkrankungen an Lungenkrebs in den untersuchten Personengruppen sollen durch die beruflich bedingte Radonexposition verursacht sein (AXELSON und EDLING, 1985). Wird das Edelgas Radon eingeatmet, bleiben 20 – 45 % seiner Zerfallsprodukte in der Lunge zurück. Insbesondere die Alphastrahler der verschiedenen Zerfallsprodukte tragen zur Gefährdung bei. Besonders ungünstig ist die Radonexposition in Verbindung mit dem Rauchen; sie erhöht die Häufigkeit der Lungenkrebskrankungen unter den Minenarbeitern beträchtlich. Wahrscheinlich wirkt das Rauchen in einer späteren Phase der Krebsentstehung wie ein Promotor, während die Strahlenexposition durch den Radonzerfall den auslösenden Faktor für die Erkrankung darstellt (AXELSON und EDLING, 1985).

Eine Strahlenexposition wie in Bergwerken kann auch in Höhlen erreicht werden, z.B. in den Höhlen im slowenischen Teil Jugoslawiens. Messungen haben ergeben, daß Touristenführer in diesen Höhlen als strahlenexponierte Arbeiter mit erhöhtem Risiko eingestuft werden müßten (KOBAL et al., 1986).

Der Gehalt von radioaktiven Isotopen in Nahrungsmitteln richtet sich vor allem nach der Konzentration der Elemente im Boden am Ort der Gewinnung.

Eine Ausnahme ist die Paranauß. Die Pflanze reichert Barium an; dies führt gleichzeitig zu einer hohen Ra^{226} - und Ra^{228} -Aufnahme. Der Radiumgehalt in diesen Pflanzen ist bis zu 100 mal höher als in anderen Nahrungsmitteln (HILL, 1962; MAYNEORD et al., 1959; PENNA-FRANCA et al., 1968). Flechten filtern die an Aerosolteilchen gebundenen Radionuklide Tb^{210} und To^{210} aus der Atmosphäre heraus. Sie sind in subarktischen Gebieten Ausgangspunkt einer Nahrungskette, deren Glieder erhöhte Konzentrationen dieser Nuklide aufweisen (\rightarrow Tabelle 3).

Tabelle 3 Konzentration von Pb²¹⁰ und Po²¹⁰ in Flechten (nach UNSCEAR, 1977).

Konzentration von Pb²¹⁰ und Po²¹⁰ in der von Flechten ausgehenden Nahrungskette (nach UNSCEAR, 1977)

Quelle/Ort	Konzentration [pCi/kg Trockengewicht]	
	Pb ²¹⁰	Po ²¹⁰
Flechten:		
Kanada		7.300
Finnland, Lappland	7.900	7.300
Schweden	7.200	6.400
UdSSR, Murmansk	9.200	
USA, Alaska	5.800	5.800
Rentier-Knochen:		
Finnland, Inari	4.600	2.000
Schweden	5.800	3.700
UdSSR, Murmansk	1.500	
USA, Alaska		5.000
Rentier-Fleisch:		
Kanada	11	280
Finnland, Lappland	6	160
Schweden	18	360
UdSSR	38	80
USA, Alaska	15	200
Mensch:		
Knochen	160 – 500	160 – 370
Blut	3,3 – 6,8	5,0 – 12,0
Placenta	1,9 – 2,5	29 – 36

2 Zivilisatorische Umweltradioaktivität

2.1 Radon aus Baustoffen

Im kontinentalen Europa ist das **Radon**, das aus **Baustoffen** freigesetzt wird, die wichtigste Quelle der internen Strahlenbelastung; hier überwiegen mehrstöckige Gebäude, während in Großbritannien und den Vereinigten Staaten Einfamilienhäuser weit verbreitet sind. Bestimmte Baumaterialien haben einen besonderen hohen Radongehalt. Ein Teil des schwedischen Hausbestandes, der zwischen 1930 und 1975 gebaut wurde, ist aus „aerated concrete incorporating alum shale“ gebaut und weist Ra²²⁶-Konzentrationen bis zu 40 pCi/g auf (NERO, 1983), (→ *Tabelle 4*). Wesentlich wird die Radonraumluftkonzentration beeinflusst durch die Belüftungsart und -stärke der Räume (NERO, 1983), (→ *Tabelle 5*).

Radonkonzentrationen in der **Raumluft** können in manchen Häusern erheblich über den Durchschnittswerten liegen; dies gilt für die Heizsaison, in der die Raumbelüftung auf ein Minimum reduziert ist (RUNDO et al. 1978). PORSTENDÖRFER gibt für die Organdosis durch Radon und seine Zerfallsprodukte in Baustoffen die in → *Tabelle 6* aufgeführten Werte an; vorausgesetzt wird ein Aufenthalt in Gebäuden zu 80 %. Beispiele für Baustoffe mit relativ hohem Radionuklidgehalt in der Bundesrepublik: die „red mud“ (aus der Bauxitverarbeitung) für die Herstellung von Ziegelsteinen, Hochofenschlacke für „blocks“. Von

Tabelle 4: Konzentration von K⁴⁰, Ra²²⁶ und Th²³² in verschiedenen Baumaterialien (UNSCEAR, 1977).

Konzentration von K⁴⁰, Ra²²⁶ und Th²³² in verschiedenen Baumaterialien (ETTENHUBER, 1986).

Konzentration von K⁴⁰, Ra²²⁶ und Th²³² in verschiedenen Baumaterialien (NERO, 1983 b).

Ventilationsraten für Gebäude in der Bundesrepublik Deutschland (PORSTENDÖRFER, WICKE, 1978)

Baumaterial	Nuklidkonzentration [pCi/g]		
	K ⁴⁰	Ra ²²⁶	Th ²³²
Granit	28 – 40	2,4 – 3	2,2 – 4,5
Zement	5,2 – 6,3	1,2 – 1,5	1,2 – 1,5
Beton	9 – 19	0,9 – 2	0,8 – 2,3
Backstein	16 – 25	1,4 – 2,6	1,0 – 3,4
Granit	27,8 (18 – 48)	3,1 (0,9 – 5,9)	3,5 (0,9 – 7,0)
Zement	8,7 (2,9 – 13)	2,0 (0,4 – 8,6)	0,6 (0,3 – 1,1)
Beton	12,4 (1,3 – 28)	0,8 (0,4 – 2,8)	0,7 (0,1 – 1,9)
Backstein	18,1 – 19,6	1,2 – 1,5	1,1 – 1,4
Beton	5 – 21	0,2 – 2	0,2 – 2,3
Backstein	17	1,8	1,8
Neubauten (geschlossene Räume)			0,1 – 0,5
Altbauten (geschlossene Räume)			0,3 – 0,8
gekipptes Fenster			0,4 – 5,0
offenes Fenster oder Klimaanlage			1,0 – 10,0

Tabelle 5: Zusammenhang zwischen Raumventilation und Strahlenexposition (PORSTENDÖRFER, WICKE, 1978)

Ventilationsrate [h ⁻¹]	Äquivalentkonzentration der Radon-Zerfallsprodukte [pCi/l]	Dosis (Bronchien) [mrem/a]
0,5	0,2	1.580
0,8	0,13	1.027
1,0	0,11	869
1,2	0,1	790

Tabelle 6: Verschiedene Organdosen (PORSTENDÖRFER, WICKE, 1978)

Organ	Organdosis [mrem/a]
Bronchien	540 – 4.340
Lunge	120 – 1.080
Niere	8 – 88
Leber	2,2 – 30
Knochenmark	1,2 – 18
Gonaden	0,16 – 1,6

größerer Bedeutung ist der Gebrauch von Abfallprodukten, z.B. Ablagerungsphosphaterze, die eine relativ hohe Konzentration von Radionukliden der Uran²³⁸-Serie aufweisen. Phosphatgips, den man durch Behandlung von Phosphaterz mit Schwefelsäure gewinnt, wird als Baumaterial genutzt für die Herstellung von Wandplatten und hat deutlich höhere Konzentrationen. In den USA wurden aus Phosphaterzen Betonteile hergestellt mit deutlich erhöhten Nuklidwerten.

Im Einzelfall kommt es zu recht hohen Strahlenbelastungen durch in Baustoffen vorhandene Nuklide. Vor allem Rn²²² und seine Tochternuklide können zu Expositionen führen,

die weit höher sind als das für beruflich exponierte Personen festgelegte Limit (NERO, 1983 a).

2.2 Kernkraftwerke

Kernkraftwerke setzen radioaktive Spaltprodukte und durch Neutronenstrahlung entstehende Aktivierungsprodukte frei. Sie geben die Nuklide in die Atmosphäre oder ins Kühlwasser ab. Die wichtigsten freigesetzten Nuklide sind Edelgasspaltprodukte (z.B. Xe¹³⁵, Kr⁸⁵), durch Aktivierung entstandene Gase (z.B. Tritium, H³), radioaktive Isotope und C¹⁴. In flüssiger Form werden freigesetzt Tritium und verschiedene Spaltprodukte, z.B. Cäsium, Rutinium und Kobalt. Mengen und Zusammensetzungen der abgegebenen Nuklide schwanken von Reaktor zu Reaktor (FEINENDEGEN, 1977).

Bei Kernkraftwerken im Normalbetrieb muß sowohl die externe Strahlenexposition der Bevölkerung als auch die interne berücksichtigt werden, die durch Inhalation und Ingestion hervorgerufen wird. Zu unterscheiden ist zwischen lokaler bzw. regionaler und globaler Dosis (→ Tabellen 7 und 8).

Tabelle 7: Lokale und globale Dosen (UNSCEAR, 1982)
Lokale und globale Dosen (POCHIN, 1985)

lokale und regionale Bevölkerung		4,2 manSv/GW a		
globale Dosen [manSv/GW a]	10 Jahren	nach 100 Jahren	10 000 Jahren	
H ³	0,015	0,02	0,02	
Kr ⁸⁵	0,9	1,09	1,9	
C ¹⁴	3,0	10,0	70,0	
I ¹²⁹	—	0,02	0,2	
Summe	3,9	12,0	72,0	

lokale und regionale Dosis		6,0 manSv/GW a	
globale Dosis [manSv/GW a]	momentan	in den nächsten 500 Jahren	
	4,0	14,0	

Das Spektrum der Störfälle reicht von Fällen, in denen es zu keiner Strahlenexposition der Mitarbeiter oder der Bevölkerung gekommen ist, bis zu Unglücksfällen mit einer massiven Freisetzung von Radioaktivität. Zu den schwersten Unfällen gehört der Unfall in der britischen Anlage Winscale No. 1 (heute Sellafield) im Oktober 1957. Bei diesem Unfall wurden schätzungsweise 20 000 Curie Jod¹³¹, 600 Curie Cäsium¹³⁷, 80 Curie Strontium⁸⁹ und 9 Curie Strontium⁹⁰ an die Umwelt abgegeben. Ein anderer schwerer Unfall ereignete sich 1979 in einem der Threemile Island-Reaktoren in der Nähe Harrisbourg in den U.S.A.. Hier kam es vor allem zu einer Freisetzung der Edelgase KR⁸⁸, Xe¹³³, Xe¹³⁵ (insgesamt etwa 2,5 Millionen Curie!) und etwa 15 Curie Jod¹³¹. Die Äquivalenzdosis für die gesamte Bevölkerung wurde von verschiedenen Seiten auf 300 bis 3 500 Personen-rem geschätzt.

Tabelle 8: Strahlenexposition von Kernforschungsanlagen durch Abluft und im Nutzwasser (Bundesminister des Inneren, 1974).

Strahlenexposition im Jahre 1974 in der Umgebung von Kernkraftwerken und Kernforschungszentren durch die Abgabe radioaktiver Stoffe mit der Abluft (Bundesminister des Inneren, 1974).

	GFK Karlsruhe	KFA Jülich	andere Forschungsreaktoren
I. Abluft			
1. Radioaktive Gase [Ci/a]	103.000	1.400	< 550
2. Radioaktive Aerosole [Ci/a]	0,25	64	< 1,5 * 10 ⁻⁶
3. Jod [mCi/a]	25,4	98	—
4. Tritium [Ci/a]	1.400	190	0,5
II. Abwasser			
1. Tritium [Ci/a]	770	240	< 0,1
2. andere Radionuklide [mCi/a]	240	470	< 150

Anlage	Maximale Strahlenexposition [mrem/a] durch		Mittlere Keimdrüsenexposition [mrem/a] der Bevölkerung im Umkreis	
	γ-Submersion (Ganzkörperdosis)	β-Submersion (Hautdosis)	von 0–3 km	von 0–20 km
A. Kernkraftwerke				
Kahl	0,2	0,09	0,004	< 0,001
Grundrm.	0,7	0,2	0,02	0,004
Lingen	0,7	0,09	0,03	0,003
Obrigheim	0,6	2,6	0,02	0,003
Stade	0,01	0,01	< 0,001	< 0,001
Würgassen	0,02	0,02	< 0,001	< 0,001
Biblis A	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
B. Kernforschungszentren				
KFA Jülich	0,4	0,3	0,2	0,02
GFK Karlsruhe	13,0	3,7	< 0,45	< 0,1

Unter den bekannten Unfällen hatte die schwersten Folgen die Katastrophe von Tschernobyl (UdSSR) am 26. April 1986. Es kam zu einer etwa 1 000 mal größeren Freisetzung von Radioaktivität als in Winscale 1957 (LANCET, 1986). In der Bundesrepublik Deutschland ergab sich durch den Reaktorunfall eine durchschnittliche effektive Äquivalenzdosis im ersten Jahr nach dem Unfall gemäß → Tabelle 9. In der Nähe des zerstörten Reaktors wurden etwa 25 000 Menschen, die in 3–15 km Entfernung vom Reaktor lebten, mit einer durchschnittlichen Dosis von 35–55 rem belastet. Für den europäischen Teil Rußlands ist eine kollektive Dosis durch die externe Strahlenbelastung von 8,6 Millionen Mann-Rem im Jahr 1986 und weitere 29 Millionen Mann-rem im Laufe der nächsten 50 Jahre errechnet worden (LANCET, 1986).

Kohle enthält nicht nur das Radioisotop C¹⁴, sondern in sehr unterschiedlichen Anteilen auch Thorium, Uran, sowie deren Tochternuklide; sie werden bei der Verbrennung freigesetzt oder lagern sich in der Asche ab. Die

Tabelle 9: Belastung nach dem Unfall von Tschernobyl (WOLF, 1986)

Belastung [mrem]	weniger stark belastete Gebiete (zum Beispiel Rheinland-Pfalz)	stärker belastete Gebiete (vor allem in Süddeutschland)
Erwachsene	10	80
Kind	25	150
Fetus	3	

freigesetzte Radioaktivität führt zu einer Erhöhung der Strahlenexposition des Menschen (POCHIN, 1985). Bei Personen, die in der Nähe großer Kohlekraftwerke wohnen, kann es zu Ganzkörperäquivalenzdosen von bis zu 100 mrem pro Jahr kommen (KATHREN, 1984).

2.3 Oberirdische Atomwaffentests

Die bei oberirdischen Atomwaffentests freigesetzten radioaktiven Produkte sind zum einen Spaltprodukte des Kernmaterials und zum anderen Aktivierungsprodukte von Elementen des Bomben-Konstruktionsmaterials und von Elementen der Umgebung, z.B. Boden, Wasser, Luft (BENES, 1981). Der lokale Fall out in einem Umkreis von etwa 150 km enthält Elemente mit höherem Schmelzpunkt. Die leichter flüchtigen radioaktiven Explosionsprodukte, zu denen auch Cäsium, Strontium und Jod gehören, werden in Abhängigkeit von den atmosphärischen Bedingungen über Tausende von Kilometern transportiert. Sie verweilen zum Teil mehrere Jahre in der Atmosphäre und setzen sich schließlich auf der Erdoberfläche ab oder werden mit Niederschlägen ausgewaschen. Besonders wichtig sind in diesem Zusammenhang Strontium⁸⁹, Strontium⁹⁰, Jod¹³¹, Cäsium¹³⁷. Strontium⁸⁹ ist in den ersten Monaten nach einer Detonation eine Hauptkomponente des Fall out. Es führt hauptsächlich über seine Ablagerung auf Grünfutter und schließlich über die Milch zu einer internen Strahlenexposition des Menschen. Im Körper verhält es sich wie Kalzium und reichert sich in den Knochen an (→ Tabelle 10). Jod¹³¹ wird vom Körper mit Wasser, Milch und Blattgemüse aufgenommen und reichert

Tabelle 10: Abschätzung der Lebensdosis verschiedener Organe durch Sr⁸⁹ aus Atomwaffentests (UNSCEAR, 1982)
Abschätzung der Lebensdosis verschiedener Organe durch Sr⁹⁰ aus Atomwaffentests (UNSCEAR, 1977)

Organ	Lebensdosis [Gy]
Knochenmark	2,2
bone lining cells	3,4
Dickdarm	5,1 – 15,0

Gewebeart	nördliche Hemisphäre		südliche Hemisphäre	
	gemäßigte Zone	Durchschnitt	gemäßigte Zone	Durchschnitt
Knochenmark	0,85	0,56	0,24	0,07
enosteaie Zellen	1,16	0,77	0,33	0,24

sich dort vor allem in der Schilddrüse an. Die Exposition in der Nähe des Explosionsortes ist sehr hoch. Hier tragen auch kurzlebige Isotope zur Strahlenexposition im lokalen Fall out bei. Einige Bewohner der Marshallinseln erhielten 1954 nach einem Kernwaffentest Schilddrüsendosen von bis zu 4,5 Gray (450 rad) (Erwachsene) und 14,0 Gray (1 400 rad) (4 Jahre altes Kind) (KATHREN, 1984). Die Belastung durch interne und externe Strahlenexposition für Personen in den mittleren Breiten der nördlichen Hemisphäre → Tabelle 11. Anfang der 80er Jahre betrug demnach die jährliche externe und interne Strahlenexposition des Menschen in der Bundesrepublik Deutschland weniger als 1 mrem.

Tabelle 11: Folgedosen radioaktiver Atomtest-Produkte

Nuklid	Folgedosis [mGy]	Organ
H ³	0,02	Ganzkörper
C ¹⁴	0,22	Ganzkörper
	0,38	Knochenmark bis zum Jahre 2020
Fe ⁵⁵	0,01	Gonaden
Kr ⁸⁵	1,8 * 10 ⁻⁵	Haut
	1,6 * 10 ⁻⁷	Gonaden
Sr ⁸⁹	0,004	Knochenmark
Sr ⁹⁰	0,56	Knochenmark
Cs ¹³⁷	0,27	Ganzkörper
Pn ²³⁹ /Pn ²⁴⁰	0,026	Knochen
	0,016	Lunge

2.4 Nuklide in Konsumgütern

Nuklide in Konsumgütern können zu beachtenswerten Strahlenexpositionen führen. Leuchtziffern von Uhren und Anzeigergeräten wurden mit Radium²²⁶, Strontium⁹⁰, Pm¹⁴⁷ und H³ angefertigt. Radium²²⁶ und Strontium⁹⁰ werden nicht mehr verwendet. Sie sind durch Pm¹⁴⁷ und H³ ersetzt worden. Eine Armbanduhr mit Ra²²⁶-Leuchtziffern, die das ganze Jahr getragen wird, führt zu einer geschätzten Äquivalentdosis für das Handgelenk von 2,4 rem (24 mSievert).

Bei Mißbrauch und ständigem Tragen von Taucheruhren kann es zu einer Jahresdosis von einigen rem kommen. Tritium und Pm¹⁴⁷ finden sich auch in Klingelknöpfen, Telefonwählscheiben, Schildern zur Kennzeichnung von Notausgängen und ähnlichem. Die von diesen Gegenständen ausgehende Dosis ist aber vernachlässigbar (UNSCEAR, 1977). In Rauchmeldern wurde früher Radium²²⁶ benutzt, das inzwischen durch Am²⁴¹ ersetzt worden ist. Die durchschnittliche Populationsdosis, die durch die Geräte verursacht wird, liegt in den USA nach Schätzungen bei 10 – 14 Gray (1 000 – 1 400 rad) (UNSCEAR, 1977).

Uran ist in größerem Umfang benutzt worden, um bei der Herstellung künstlicher Zähne die Fluoreszenz natürlicher Zähne zu imitieren. Etwa 10 % der „falschen“ Zähne in den USA enthalten Uran. Die Äquivalenzdosis, die sich daraus für den Gaumen und die Lokalregion ergibt, wird auf 7 mSievert (0,7 rem)/Jahr geschätzt.

Uran in Glasuren für Porzellan- und Keramikartikel führt durch den unvermeidlichen Abrieb zu Inkorporationen der Substanz. Der Benutzer kann einer Dosis von einigen mrad jährlich ausgesetzt sein.

Mit Uranfarben gefärbte Fliesen führen zu einer erhöhten Exposition von bis zu 100 $\mu\text{R}/\text{h}$. Die Ganzkörperdosis pro Person, die durch Uranfarben verursacht wird, beträgt allerdings weniger als 1 mR/Jahr. Die Untersuchung italienischer Bodenfliesen, die in einem Frankfurter Wohnhaus im Flur, Treppenhaus und Hausarbeitsraum verlegt worden sind, ergab einen errechneten Wert für die Strahlenexposition der Körperfläche von etwa 1,1 mSivert/Jahr (BÖDDICKER und KOLB, 1980).

Messungen im Abstand von 5 cm vor dem Fernsehbildschirm ergaben Dosen von weniger als 0,1 mR/h. In der Bundesrepublik Deutschland sind nur in wenigen Fällen Dosisleistungen von 1 $\mu\text{Sivert}/\text{h}$ bei 5 cm Abstand von der Oberfläche der Geräte gemessen worden.

3 Medizin (Diagnostik und Therapie)

Bei der Strahlenexposition in der Medizin lassen sich zwei Bereiche unterscheiden:

- 1) der Anteil, den die medizinisch bedingte Strahlenexposition an der Gesamtexposition der Bevölkerung hat, und
- 2) die Dosis, der eine einzelne Person im Verlauf einer röntgenologischen Untersuchung oder einer nuklearmedizinischen Behandlung ausgesetzt ist (\rightarrow Tabelle 12).

Tabell 12: Anteile der medizinischen Anwendungen an der Gesamtexposition (POCHIN, 1985)

Quelle	durchschnittliche effektive Jahresdosis in einem industrialisierten Land [mSv]
Röntgen-Diagnostik	0,6
Diagnostik mit Hilfe der Nuklearmedizin	0,02
Strahlungs-therapie	0,2

Polen und Japan haben Werte vorgelegt, die eine Abschätzung der durch Röntgenuntersuchungen verursachten Exposition der Bevölkerung ermöglichen. Für Polen betrug im Jahr 1976 diese Exposition 600 Mann-Sv pro 10 Einwohner, 1974 in Japan 1 800 mSv pro 10 Einwohner. Für Schweden beträgt die Jahresdosis pro Kopf der Bevölkerung 0,7 mSv und für die BRD etwa 1,5 mSv (JACOBI et al., 1982). Die Dosis, der ein Patient im Rahmen einer radiologischen Behandlung ausgesetzt wird, schwankt in erheblichem Maße und ist abhängig vom technischen Stand und Zustand der Geräte, von der vorschriftsmäßigen Handhabung derselben und von den individuellen anatomischen Verhältnissen. Als Beispiel für die auftretenden Organ- bzw. Gewebesdosen bei Röntgenaufnahmen sind in \rightarrow Tabelle 13 Werte aufgeführt, die auf einer umfangreichen Erhebung in Japan fußen. Zu beachten ist, daß sowohl in der Strahlentherapie als auch in der Röntgendiag-

nostik nur Teile des Körpers durch die Strahlen belastet werden. Demgegenüber ist die Strahlenbelastung aus natürlichen Quellen und durch zivilisationsbedingte Umwelt-radioaktivität eine **Ganzkörperbelastung**.

Tabelle 13: Organdosen bei verschiedenen Röntgen-Untersuchungen (HAGEN, 1983)

röntgenologisch untersuchtes Organ bzw. Gewebe	Dosis auf [mSv/Untersuchung]			
	Gonaden	Brust	Lunge	Knochenmark
Hüfte/oberer Femur	2,7	0,0004	0,0014	0,018
Magen/oberer Darmtrakt	0,05	0,11	1,8	2,8
Abdomen	0,18	0,0018	0,004	0,8
Brustkorb	0,0001	0,3	0,3	0,07
Kopf	0,01	0,03	0,09	0,3

Literatur

- AXELSON, O.; EDLING, C. (1985): Radon Daughter Exposure and Lung Cancer. Presented at the 1985 Annual Meeting of the Society for Occupational and Environmental Health. Session on Attributable Risk to Occupation and Smoking, April 9–11, 1985, Washington D.C.
- BAGGE, E. (1976): Die kosmische Primärstrahlung außerhalb und in der Atmosphäre. In: H. GREMMEL, H. A. LADNER, O. MESSERSCHMIDT et al. (Hrsg.): Strahlenschutz in Forschung und Praxis Bd. 16. Georg Thieme Verlag, Stuttgart – New York
- BENES, J. (1981): Radioaktive Kontamination der Biosphäre. VEB Gustaf Fischer Verlag, Jena
- BÖDDICKER, W.; KOLB, W. (1980): Strahlenexposition durch andere Quellen. In: B. GÖBEL et al. (Hrsg.) Umweltrisiko 80. Georg Thieme Verlag, Stuttgart – New York
- BRAMLITT E. T. (1985): Commercial Aviation Crew Member Radiation Dose. Health Phys. Vol. 49, No. 3
- BUNDESMINISTER DES INNEREN (1974): Jahresbericht des Bundesministers des Inneren: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. Referat Öffentlichkeitsarbeit, Bonn
- ETTENHUBER, E.; LEHMANN, R. (1986): The Collective Dose Equivalent Due to the Naturally Occurring Radionuclides. In: Building materials in the German Democratic Republic, Part 1, External Exposure. Health Phys., Vol. 50, No. 1, pp 49–56
- FEINENDEGEN, L. E. (1977): Das Strahlenrisiko bei Kernkraftwerken und radioaktivem Müll. In: Öff. Gesundheits-Wesen 39, 584–598, Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- GOLDSTEIN, G.; REYNOLDS, S. A. (1965): Specific Activities and Half-Lives of Common Radionuclides. Nucl. Data Tables A1, 435–452
- HAGEN, U. (1983): Risiko der Strahlenbelastung in Diagnostik und Therapie. In: A. W. EIFF, von (Hrsg.) Risikofaktoren der Umwelt. F. K. Schattauer Verlag, Stuttgart – New York
- HILL, C. R. (1962): Identification of α -Emitters in Normal Biological Materials. Health Phys., Vol. 8, 17–25
- JACOBI, W.; PARETZKE, H. G.; EHLING, U. H. (1982): Strahlenexposition und Strahlenrisiko der Bevölkerung. In: Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München (Hrsg.) GSF-Bericht 1982, München, S. 710
- KATHREN, R. L. (1984): Radioactivity in the Environment – Sources, Distribution and Surveillance. Harwood Academic Publ. 15, 1984
- KOBAL, I.; SMODIS, B.; SKOFLJANEC, M. (1986): Radon 222 Air Concentrations in the Slovenian Karst Caves of Yugoslavia. Health Phys., Vol. 50, No. 6, 830–834

- LANCET, The (editorial) (1986): Living with Radiation after Chernobyl. September 13, 1986, 609 – 610
- MAYNEORD, W. V.; RADLEY, J. M.; TURNER, R. C. (1959): Alpha Radiation of the Human Body and the Environment. *Strahlentherapie* 110, 431 – 442
- MEISSNER, J. (1976): Strahlenexposition und biologische Probleme bei der Raumfahrt. In: Vereinigung deutscher Strahlenschutzärzte e.V. (Hrsg.) *Strahlenschutz, Forschung und Praxis*, Bd. 16, Risiko der Gefährdung durch die Strahlenexposition in der Medizin. Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- MUTH, H. (1976): Bilanz der externen und internen natürlichen Strahlenexposition. In: Vereinigung deutscher Strahlenschutzärzte e.V. (Hrsg.) *Strahlenschutz, Forschung und Praxis*, Bd. 16, Risiko der Gefährdung durch die Strahlenexposition in der Medizin. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 129 – 138
- NERO, A. V. (1983): Airborne Radionuclides and Radiation in Buildings: A Review. *Health Phys.*, Vol. 45, No. 2, 303 – 322
- NERO, A. V. (1983 a): Indoor Radiation Exposures from Rn²²² and its Daughters: A View of the Issue. *Health Phys.*, Vol. 45, No. 2, 277 – 288
- PENNA-FRANCA, E.; ALMEIDA, J. C.; BECKER, J. (1965): Brazilian Areas of High Natural Radioactivity. *Health Phys.*, Vol. 11, 699 – 712
- PENNA-FRANCA, E.; FISZMAN, M.; LABAO, N. et al. (1968): Radioactivity of Brazil Nuts. *Health Phys.*, Vol. 14, 95 – 99
- PENTHREAT, R. J. (1980): Nuclear Power, the Environment and Man. In: International Atomic Energy Agency (ed.) Vienna, p. 26
- POCHIN, E. (1985): Nuclear Radiation: Risks and Benefits. Oxford Science Publications. Clarendon Pr.
- PORSTENDÖRFER, J.; WICKE, A.; SCHRAUB, A. (1978): The Influence of Exhalation, Ventilation and Deposition Processes upon the Concentration of Radon (222 Rn), Thoron (220 Rn) and their Decay Products in Room Air. *Health Phys.*, Vol. 34 (5), 465 – 473
- RUNDO, J.; MARKUN, F.; PLONDKE, N. J. (1978): High concentrations of Radon in Certain Houses. In: *Health Phys.*, Vol. 36, 729 – 730
- SCHAEFER, H. J. (1974): Das Höhenprofil der kosmischen Strahlen. In: K. AURAND (Hrsg.) *Die natürliche Strahlenexposition des Menschen*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- SEELMANN-EGGEBERT, W.; PFENNIG, G. (1964) In: Bundesministerium für wissenschaftliche Forschung (Hrsg.) *Radionuklidtabellen*, Bonn
- UNSCEAR (1977): Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations Publication, New York
- UNSCEAR (1982): Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations Publication, New York
- WOLF, R. (1986): Tschernobyl: Eine Bilanz. *Fortschr. Med.* 104, Jg. 1986, 47 – 48

Kurznachrichten aus Forschung und Technologie

Katalysatoren zur Entstickung

DeNO_x-Katalysatoren haben sich seit einigen Jahren auf dem Markt der Entstickung von Kraftwerksabgasen durchgesetzt. In der SCR-Reaktion (Selective Catalytic Reduction) werden die unerwünschten Stickoxide mit Ammoniak zu Stickstoff und Wasser umgesetzt.

Die Katalysatoren bestehen aus Titanoxid, Wolframoxid sowie Vanadiumoxid als Aktivkomponente und sind wegen des in staubhaltigen Gasen zu erwartenden Druckverlustes als Wabenkörper ausgebildet. Bei DeNO_x-Anlagen vor E-Filter werden Waben mit ca. 6 mm Öffnung eingesetzt (high-dust-Schaltung), während im staubarmen Bereich nach REA (low-dust-Schaltung) aktivere Katalysatoren mit ca. 3,5 mm üblich sind. Die Katalysatoren werden im Temperaturbereich zwischen 300 °C (nach REA) und 400 °C (high-dust) betrieben.

Mit Hilfe der SCR-Technologie lassen sich Entstickungsraten bis zu 90 % erzielen. Der

kritische Faktor ist dabei die Ammoniak-Dosierung, da es bei überstöchiometrischer Fahrweise, Strömungsschiefelage oder beginnender Katalysator-Desaktivierung zu einem erhöhten Ammoniak-Schlupf kommen kann. Dieser beeinflusst die Aschequalität und fördert die Bildung von Ammoniumsulfaten in den kälteren Anlagenteilen. Bei zu niedriger Katalysatortemperatur kann es auch auf den Wabenkörpern selbst zur Bildung von Ammoniumsulfaten kommen, welche die Poren des Katalysators verkleben können. Das dazu erforderliche Schwefeltrioxid stammt zum Teil aus der Feuerung selbst, wird aber auch am Katalysator durch Oxidation von Schwefeldioxid gebildet. Die Oxidationsraten liegen dabei in der Regel unter 1,5 %. Die Standzeiten der Katalysatoren betragen je nach Feuerungsart zwischen zwei und fünf Jahren. Besonders rasche Desaktivierungen werden im high-dust-Bereich nach Schmelzkammerkesseln beobachtet. Hier schädigt gasförmiges Arsenoxid den Katalysator. Aber auch dünne Staubschichten auf der Katalysatoroberfläche, Alkaliionen oder Sinterungseffekte können zur Desaktivierung führen.

Diese Probleme konnten durch Anpassung des Katalysators und durch verfahrenstechnische Maßnahmen gelöst werden. Die großtechnischen DeNO_x-Anlagen, von denen in der Bundesrepublik die erste 1985 (Kraftwerk Altbach) in Betrieb ging, laufen bisher ohne nennenswerte Probleme. Auch ist zu erwähnen, daß es sich hier um die größten existierenden katalytischen Reaktoren handelt. Der größte mit BASF-Katalysator bestückte Reaktor hat eine Querschnittsfläche von 240 Quadratmetern und ist 16 m hoch. Mehrere hundert Kubikmeter Katalysator reinigen hier einen Abgasstrom von 1,6 Millionen Nm³/h. In jüngster Zeit kommen SCR-Katalysatoren auch zur Entstickung von Müllverbrennungsanlagen und Prozeßabgasen zur Anwendung.

Dr. R. Drews,
BASF Aktiengesellschaft,
D-6700 Ludwigshafen