

Zeitschrift:	Schweizer Ingenieur und Architekt
Herausgeber:	Verlags-AG der akademischen technischen Vereine
Band:	105 (1987)
Heft:	32
Artikel:	Tschernobyl-Unfall: die radiologischen Auswirkungen des Tschernobyl-Ausfalls auf die Schweiz
Autor:	Burkhart, Werner
DOI:	https://doi.org/10.5169/seals-76675

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: 15.01.2026

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

Neue Technologien: Chancen und Risiken

Neue Technologien eröffnen Chancen für Innovation und Rationalisierung in neuen und verbesserten Produkten und Produktionsweisen. Damit verbunden sind – wie bei jedem Wagnis – Fehlschlagsrisiken.

Rasches Umsetzen neuer Technologien steigert die Marktattraktivität der Erzeugnisse, führt aber auch zu rascheren Innovationsrhythmen und kürzeren Produktlebenszyklen.

Der Zwang zu raschem Markterfolg erhöht das Entwicklungsrisiko und bedingt hohe Investitionen in die Produktionsmittel und in die Technologie, was das Fehlschlagrisiko weiter vergrössert.

Neue Technologien fordern die Unternehmung, das Management und die Mitarbeiter intellektueller und verhaltensmässig heraus. «Kreative Unruhe»

entsteht, die in innovative Bahnen gelenkt sein will! Schubkräfte in Richtung auf vermarktungsfähige, wirtschaftliche Problemlösungen sind zu generieren.

Überkommene Führungsprinzipien, starre Organisationsformen, unflexible Mitarbeiter und «traditioneller» Gewerkschaftseinfluss, bilden Barrieren und Risiken gegen eine forcierte Technologieumsetzung.

Oft trifft man auf die Meinung, mit dem Einkauf modernster Produktionstechnologien sei bereits die entsprechende Effizienzsteigerung des Produktionsapparates gewährleistet. Diese Einstellung birgt das Risiko einer Fehlbeurteilung, die für ein Scheitern in der Anwendung mitverantwortlich sein kann.

Erfolgreich wird eine technologieorientierte Vorwärtsstrategie nur sein, wenn sie in einem passenden unternehmens-

strategischen Umfeld eingebettet ist. Aspekte bezüglich Führung, Mitarbeiter und Verhalten müssen ebenso klar und deutlich in die Einsatzdoktrin neuer Technologien einbezogen sein, wie die Neuorientierung von Strukturen und logistischen Systemen.

Neue Technologien allein sind kein Erfolgsgarant, aber sie öffnen Erfolgsausichten.

Adresse des Verfassers: Dir. Dr. K. E. Stirmann, Geschäftsleitung Maschinenfabrik Rieter AG, 8406 Winterthur.

Literatur

- [1] Stalder, H. Neue Spinnverfahren. Schweizer Ingenieur und Architekt 105 (1987) H. 18, S. 495.
- [2] Furrer, A. Schulterschluss mit der Elektronik. Schweizer Ingenieur und Architekt 104 (1986) H. 12, S. 230.
- [3] Würgler, P. Energietechnische Sanierung. Schweizer Ingenieur und Architekt 103 (1985) H. 15, S. 300.

Tschernobyl-Unfall

Die radiologischen Auswirkungen des Tschernobyl-Ausfalls auf die Schweiz

Von Werner Burkart, Würenlingen

Neun Monate nach der Deposition radioaktiver Spaltprodukte aus dem 4. Kernkraftwerkblock in Tschernobyl können aufgrund der in der Schweiz erfolgten Messungen die Kontaminationen auf den verschiedenen Stufen relevanter Nahrungsketten abgeschätzt werden. Das bisher gesammelte Datenmaterial und die Erkenntnisse aus der Zeit der atmosphärischen Bombentests erlauben Annahmen über die Ökokinetik der Radionuklide und damit Abschätzungen der Strahlendosen für 1986 von etwa 0.15 mSv (15 mrem) für den Durchschnitts-schweizer. Für besonders stark exponierte Gruppen wie z. B. Kleinkinder kritischer Regionen (Südtessin), für die die Empfehlungen der Behörden nicht beachtet wurden, sind Dosen bis zu 2 mSv (200 mrem) zu erwarten. Die maximal zu erwartenden gesundheitlichen Auswirkungen dieser kleinen Strahlendosen können mit den vorhandenen strahlenbiologischen und epidemiologischen Grundlagen abgeschätzt werden.

Für die Bevölkerung der Schweiz gilt, dass die integrierte Strahlendosis als Folge des Tschernobyl-Ausfalls einen Bruchteil sowohl der jährlichen Strahlendosis aus natürlichen und zivilisatorischen Quellen als auch der integrierten Dosis aus den atmosphärischen Bombentests der fünfziger und sechziger Jahre beträgt. Die radiologischen Auswirkungen sind deshalb auch unter ungünstigsten Annahmen äußerst gering und nicht direkt bestimmbar.

Unfallhergang

Um 1.23 Uhr Lokalzeit kam es im vierten Kernkraftwerkblock von Tschernobyl, Ukraine, UdSSR, in der Folge eines schlecht geplanten Versuches, der die Sicherung der Stromversorgung bei Schnellabschaltungen verbessern sollte

(!), nach mehreren groben Verstößen gegen die Betriebsvorschriften zu einer kurzfristigen Leistungsexkursion auf das hundertfache der Maximalleistung. Dies führte zum Bruch von Brennstoff enthaltenden Druckrohren und zu chemischen Folgereaktionen (Metalloxidation unter Bildung von Wasserstoff, Dampfexplosionen und Graphitbrand).

Durch 2 Explosionen wurde die 100 t schwere obere Platte unter Abscherung aller Druckrohre aufgestellt und etwa 4% des Kerninventars ausgeworfen. Praktisch die gesamte edelgasförmige Spaltproduktaktivität, 20–60% des Jods, 10–15% des Cäsiums und mehrere Prozente der schwererflüchtigen Elemente wurden freigesetzt. Erst 9 Tage nach Unfallbeginn konnten die Abgaben durch Ersticken des Graphitbrandes und Abkühlen der Kerentrümmer mit Stickstoff unter Kontrolle gebracht werden. Von den Abgaben her war somit der im Westen praktisch ausgeschlossene «GAU», der grösstmögliche anzunehmende Unfall, eingetroffen. Es wurden gesamthaft über 4×10^{18} Bq (100 MCi) Radioaktivität freigesetzt.

Transport und Deposition der Radioaktivität

Durch die Begleitumstände Graphitbrand und Dampfentwicklung ergab sich ein Kamineffekt, der eine effektive Abgabe der Radioaktivität auf einer Höhe von zuerst bis 1500 m und somit – in Abwesenheit von Regen – eine sehr weiträumige Ausbreitung der Radioaktivität bewirkte. Südöstliche Winde führten die Luftmasse mit den ersten Abgaben nach Skandinavien. Dortige

Routine-Überwachungsmessungen in der Umgebung eigener Kernanlagen führten schliesslich zur Alarmierung der Weltöffentlichkeit, die jedoch von sowjetischer Seite erst anlässlich einer Konferenz der Internationalen Atomenergieagentur der UNO von Ende August in Wien erschöpfend orientiert wurde [1]. Die generelle Ostwindlage der folgenden Tage brachte die Radioaktivität auch in die Schweiz. Trotz den in der ganzen Schweiz sehr ähnlichen Luftaktivitäten ergaben sich infolge der regional stark unterschiedlichen Niederschläge sehr grosse Unterschiede in der vor allem durch Ausregnen verursachten Kontamination des Bodens (nasse Deposition). Die Nordostschweiz, das Südtessin und die Südtäler generell waren durch Gewitterregen und Staulagen bis um eine Grössenordnung stärker betroffen als das westliche Mittelland. Tabelle 2 zeigt Schätzungen über die anfängliche Ausfallaktivität wichtiger Radionuklide pro m² für zwei Standorte. Gegenüber den nach den atmosphärischen Bombentests untersuchten Kontaminationen ergeben sich im zeitlichen Verlauf, in der Aktivitätsverteilung auf die verschiedenen Nuklidgruppen sowie bei den Strahlenarten bedeutende Unterschiede. Entgegen dem chronischen Eintrag früherer Jahre aus sehr hochliegenden Luftsichten der Stratosphäre kam es zu einer kurzzeitigen, akuten Deposition, die durch kurzlebige Spaltstoffe dominiert wurde. Da im Gegensatz zum gänzlich verdampfenden Bombenmaterial die Flüchtigkeit der Brennstoffmaterialien eine grosse Rolle spielte, waren die schwerflüchtigen Aktiniden Plutonium, Americium und Uran mit ihrer biologisch sehr wirksamen α -Strahlung im Tschernobyl-Ausfall praktisch nicht vorhanden. Eine Ausnahme stellen hier die mechanisch gebildeten Partikel dar, deren Grössenverteilung jedoch vor allem zu einer lokalen Belastung der näheren Umgebung führte.

Belastungspfade

Radionuklide, d.h. instabile Atome, die als Spaltprodukte in Kernreaktionen gebildet werden, können den Menschen über mehrere Pfade belasten. Zu Beginn der Kontamination steht die Bestrahlung aus der Schadstoffwolke und die Aufnahme in den Körper durch die Atemluft (Inhalation) im Vordergrund. Nach dem Auswaschen dominieren die Bestrahlung vom Boden und die Aufnahme durch kontaminierte Nahrung (Ingestionspfad). Tabelle 3 zeigt den Zeitverlauf und die kritischen Nuklide für die verschiedenen Pfade. Für die

Äquivalentdosis	Produkt aus Energiedosis und Qualitätsfaktor. Mass für die Schädlichkeit der Strahlung für den Menschen. <u>Einheiten:</u> SI: 1 Sievert (Sv) = J/kg alt: 1 Rem (rem) = 0.01 Sv 1 mSv = 100 mrem m: milli = 10 ⁻³
Effektive Äquivalentdosis (H_{eff})	Umrechnung lokaler Organdosen auf die äquivalente Ganzkörperdosis, d. h. auf eine fiktive Ganzkörperbestrahlung, die eine gleich grosse Schädigung (z. B. Krebsrisiko) beinhaltet. <u>Einheiten:</u> Sv und rem
Externe Bestrahlung	Bestrahlung von aussen durch kosmische Strahlung, Radionuklide im Boden oder Baumaterialien (vor allem gamma-Strahlung)
Interne Bestrahlung	Bestrahlung durch in den Körper aufgenommene Radionuklide (alpha, beta und gamma).
Halbwertszeiten	Physikalische Zeit in der die Radioaktivität durch Zerfall um die Hälfte abnimmt.
Aktivität	Biologische Zeit in der die Konzentration eines Schadstoffes im Körper durch Ausscheidung um die Hälfte abnimmt. <u>Anzahl Zerfälle pro Sekunde</u> <u>Einheiten:</u> SI: 1 Becquerel (Bq) = 1/s alt: 1 Curie (Ci) = 3.7 · 10 ¹⁰ /s 1 Bq = 27 pCi p: pico = 10 ⁻¹² 37 Bq = 1 nCi: n: nano = 10 ⁻⁹
Ionendosis	In der Luft durch Ionisation erzeugte elektrische Ladungen: <u>Einheiten:</u> SI: Coulomb/kg (C/kg) alt: Röntgen (R) = 2.58 · 10 ⁻⁴ C/kg
Absorbierete Dosis/Energiedosis	In der Materie (z. B. in einem Organ) absorbierter Strahlungsenergie pro Masseneinheit. <u>Einheiten:</u> SI: 1 Gray (Gy) = 1 Joule/kg alt: 1 Rad (rd) = 0.01 Gy
Qualitätsfaktor (QF)	Mass für die biologische Schädlichkeit verschiedener Strahlenarten (alpha, beta, gamma) pro deponierte Energiedoseeinheit. Der QF ist 1 für beta und gamma; kann jedoch für schwere Teilchen (z. B. alpha) bis auf 20 ansteigen.

Tabelle 1. Definitionen und Erläuterungen zu den gebräuchlichsten Messgrössen und Einheiten des Strahlenschutzes. (Für gebräuchliche Einheiten vgl. auch Tabelle «Einheiten für Radioaktivität», Seite 938)

Tabelle 2. Im Boden deponierte Aktivität im Gefolge von Tschernobyl für ausgewählte Nuklide. Zum Vergleich ist auch die Deposition durch die atmosphärischen Kernwaffentests angegeben. Werte in kBq/m⁻²(nCi/m⁻²) [2,3]

	Würenlingen	Südtessin	Bombentests kumulierter Eintrag	heutige Überreste
Jod-131	25 (675)	200 (5400)	8000*	0
Cäsium-134/137	7 (190)	60 (1600)	38	4
Strontium-90	0.05 (1)	0.5 (11)	8	2
Ruthenium-103/6	5 (138)	70 (1900)	1580*	0
Aktiniden (Uran, Plutonium, usw.)	- -	0.00015	0.09	0.08
-(Pu-241)	- -	-0.01	0.73	0.18

* Zum grössten Teil vor der Deposition in der Stratosphäre zerfallen

Tabelle 3. Einige Charakteristika wichtiger Belastungspfade nach Tschernobyl

Belastungspfad	Zeitdauer	kritische Nuklide	Dosisbeitrag in % (Schätzung)
Externe Bestrahlung			
Wolke	Stunden – Tage	Kurzlebige Radionuklide, Edelgase	<1
Boden	-Jahrzente	Cäsium, Ruthenium	60
Interne Bestrahlung			
Inhalation	Stunden – Tage	Jod, Tellur	4
Ingestion	Monate (-Jahrzehnte)	Jod, Cäsium, Strontium	36

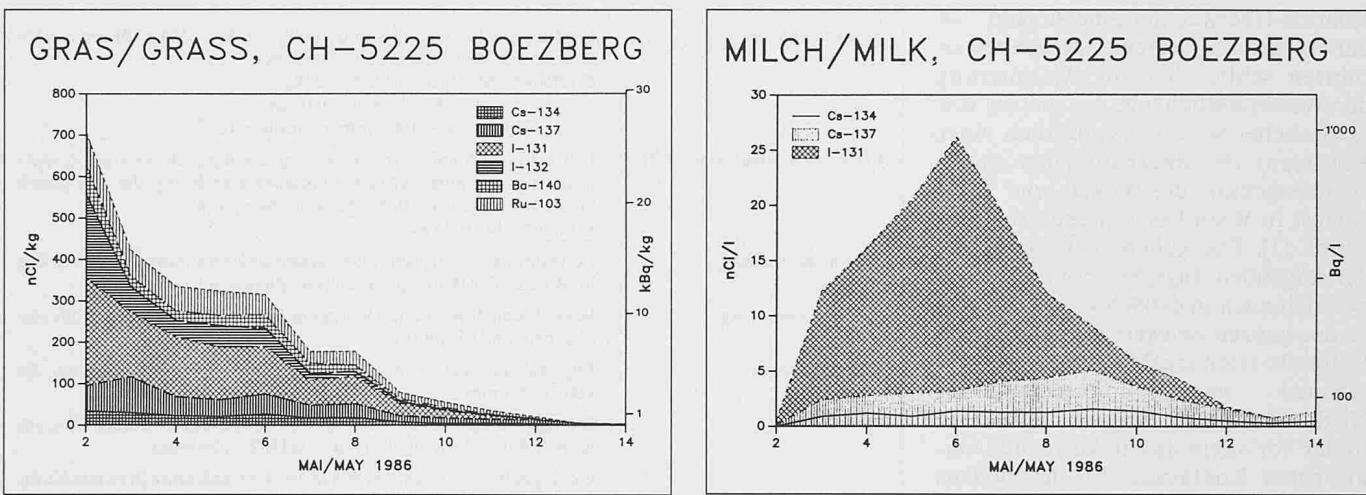


Bild 1. Zeitlicher Verlauf der Radioaktivität im Gras nach Tschernobyl

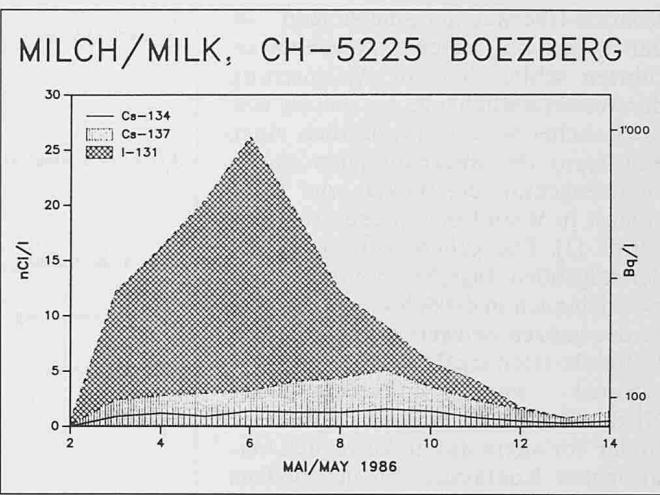


Bild 2. Zeitlicher Verlauf der Radioaktivität in Kuhmilch nach Tschernobyl

akute Phase spielen die kurzlebigen Jodisotope infolge ihrer Flüchtigkeit, des grossen Inventars und der Anreicherung in der Schilddrüse eine Schlüsselrolle. Externe Expositionen lassen sich durch Dosismessgeräte leicht bestimmen. Inhalationsdosen sind durch Luftaktivitätsbestimmungen und Kenntnisse über die Aufenthaltsdauer quantifizierbar. Schwieriger abschätzbar sind die radiologisch bedeutenden Dosen über die Nahrung, die nur unter Verwendung ökologischer Modelle zu quantifizieren sind. Diese Modelle sind sowohl für die einzelnen Radionuklide stark unterschiedlich als auch jahreszeitlich grossen Schwankungen unter-

worfen. So ist der nach Tschernobyl dominierende Expositionspfad über die Frischmilch in den Wintermonaten durch die Verfütterung eingelagerter und somit unverstrahlter Vorräte nicht vorhanden.

Kontaminationspegel am Beispiel der Nahrungskette Gras-Milch

Die Nahrungskette Gras-Kuh(Ziege)-Milch-Mensch ist der bei weitem kritischste Ingestionspfad bei Verstrahlungslagen. Zwei Hauptgründe sind dafür verantwortlich:

□ Die Zeitspanne zwischen der Verfütterung des Grases und dem Milchkonsum ist sehr kurz (wenige Tage),

□ Kuhmilch ist das Hauptnahrungsmittel für Kleinkinder und teilweise auch für Neugeborene.

Die Bilder 1 und 2 zeigen den zeitlichen Verlauf der Radioaktivität im Gras und in der Milch eines Bauernhofes in Bözberg bei Brugg [3]. Die Werte sind typisch für das Mittelland. Für alle Nuklide konnte beobachtet werden, dass die Aktivitäten sowohl im Gras als auch in der Milch deutlich kleinere Halbwertszeiten aufwiesen, als die jeweilige physikalische Zerfallskonstante erwarten liess. Dieser, die Strahlenexposition reduzierende Effekt beruht auf biologischen und ökologischen Mechanismen, wie z.B. das Auswaschen der Radioaktivität von der Futterpflanze in die Erde oder die Ausscheidung von Radionukliden aus Mensch und Tier vor dem Zerfallsereignis.

Eine Gegenüberstellung der Aktivitätsverläufe von Jod und Cäsium in Gras und Milch in Bild 3 zeigt, dass bei beiden Nukliden keine Anreicherung erfolgt. Generell kann gesagt werden, dass die chemische Form der Radioaktivität – zumeist anorganische Ionen oder Oxide, die oft infolge ihrer Unlöslichkeit im Magen/Darm-Trakt von Mensch oder Tier nur schlecht oder gar nicht resorbiert werden – eine Anreicherung in der Nahrungskette in den allermeisten Fällen erfolgreich verhindert. Eine Ausnahme ist das Cäsium in Süßwasserfischen; in Süßwasserseen wird das nur in Spuren vorhandene Kalium – und somit auch das chemisch sehr ähnliche Cäsium – in den Wasserpflanzen und durch deren Verzehr auch im Fischgewebe gegenüber dem Wasser aufkonzentriert. Das Verhältnis der beiden Alkali-Elemente zueinander bleibt sich jedoch annähernd gleich. Im Meerwasser, das eine viel höhere und

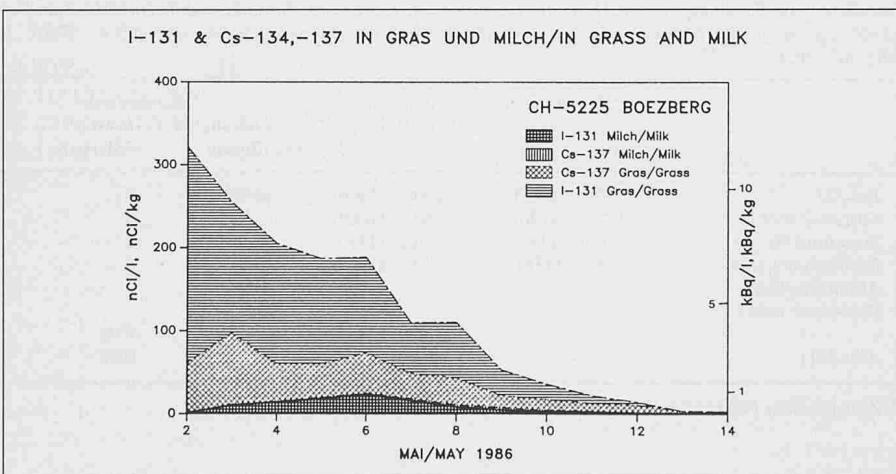


Bild 3. Radioaktivität in Gras und in der daraus produzierten Milch in der Folge von Tschernobyl [3]

Tabelle 4. Abschätzungen der durch Tschernobyl verursachten Strahlenexposition in der Schweiz in mSv (mrem) für 1986. Einfluss der Empfehlungen bezüglich Milchprodukte und Frischgemüse [aus 7,9]

	CH, Mittelland			Südtessin		
	Erwachsene	Kinder 10 J.	Kinder 1 J.	Erwachsene	Kinder 10 J.	Kinder 1 J.
Empfehlungen für Kleinkinder befolgt	0.15 (15)	0.14 (14)	0.1 (10)	1.5 (150)	1.4 (140)	1 (100)
Empfehlungen nicht befolgt			0.2 (20)		2 (200)	

	Bombenstrahlung		Medizinische Bestrahlung										Berufliche Bestrahlung					
	Überlebende Hiroshima/Nagasaki	Bewohner Marshall Inseln	Beteiligte an Bombentests	Morbus Bechterew (Röntgenbestrahlung)	Morbus Bechterew (Radium)	Benigne Becken- erkrankungen	Benigne Brust- erkrankungen	Mehrfaache Brust- Fluoroskopie	Tinea Capitis (Kinder)	Vergrösselter Thymus (Kinder)	Thorotast	Schildrüsenkrebs (1931)	In Utero Röntgenbestrahlung	Diagnostische Röntgenbestrahlung	Radium Zifferblattmaler	Radiologen	Bergwerkarbeiter	Nuklearpersonal
Leukämie Schilddrüse Weibliche Brust Lunge	●● ^a ●●●	●	○	●● ●●	○	●	●	●	●● ●●	●	●	○	●	●	●	●	○	
Knochen Magen Speiseröhre Blase	●●●			●●○○	●									●			●	
Lymphoma (inkl. multiple Myeloma) Hirn Uterus Cervix	●			●					●			○				●	●	○
Leber Haut Speicheldrüse Niere	○○			○	○				●● ●●	●● ●●	○					●	●	
Pankreas Kolon Dünndarm Rektum	○										○ ^b				○			○

^a● starke Assoziation.

● noch eindeutige, jedoch schlechter quantifizierte Assoziation.

○ wahrscheinliche aber statistisch nicht gesicherte Assoziation.

^bObwohl die Korrelation sehr stark ist, wird neuerdings die Chemotoxizität des Thoriums für die beobachteten Leberkrebsfälle verantwortlich gemacht.

Bild 4. Humanepidemiologisch nachgewiesene strahleninduzierte Krebsarten (nach Upton [10])

dem Fischgewebe ähnliche Kaliumkonzentration enthält, erfolgt hingegen keine Anreicherung. Die radiologisch kritische Aufkonzentrierung des Jods erfolgt nicht in der Nahrungskette, sondern erst im Körper.

Das Verhalten der Radioaktivität im Körper

Radioaktive Atome sind chemisch mit stabilen Atomen des gleichen Elements identisch. Die chemische Form der Radioaktivität bestimmt somit das Verhalten im Körper. ^{131}Jod wird sowohl als Jodid wie auch als Methyljodid, wie das nur in Spuren in unserer Nahrung vorkommende stabile ^{127}Jod , in der Lunge sowie im Darm gut aufgenommen und in der kleinen Schilddrüse oberhalb des Kehlkopfes, d.h. in einer Gewebsmasse von nur 20 g, aufkonzentriert. Da die Ausscheidung aus dem Körper sehr langsam erfolgt (biologische Halbwertszeit [HWZ] etwa 120 Tage), zerfallen praktisch alle radioaktiven Jodatome im Körper. $^{137}\text{Cäsium}$, ein Alkalielelement wie das Kalium, verteilt sich recht gleichmäßig im Weichgewebe. Bei einer biologischen HWZ von 80 Tagen und einer physikalischen HWZ von 30

Jahren zerfällt weniger als ein Prozent der Cäsium-Aktivität vor der Ausscheidung aus dem Körper. Strontium, das ähnlich dem Kalzium in die Knochensubstanz eingebaut wird, hat eine biologische HWZ von etwa 2 Jahren.

Eine Berechnung von Strahlendosen muss angesichts dieser Unterschiede neben der eingenommenen Aktivität auch Art der Strahlung, Zerfallsenergie, physikalische HWZ sowie die Biokinistik im Körper (Verteilungsmuster und Rückhaltezeiten) berücksichtigen.

Pro Becquerel aufgenommener Radioaktivität besteht zwischen den natürlich vorkommenden ^3H (Tritium) und $^{226}\text{Radium}$ in der Dosiserwartung und somit auch im Risiko ein Unterschied in der Höhe von 6 Größenordnungen.

Diese Daten für alle natürlich vorkommenden oder künstlich produzierten Radionuklide sind für Erwachsene und auch für Kinder in verschiedenen Daten- und Modellsammlungen niedergelegt [4,5,6]. ICRP-Publikation 30 [4] ermöglicht für alle Nuklide die Umwandlung inhalierter oder ingestierter Aktivität (Bq) in die daraus resultierende effektive Äquivalentdosis (H_{eff}).

Strahlendosen 1986 und zukünftige Exposition

Die Abschätzung der bisher angefallenen Dosen und der noch zu erwartenden Dosen basiert einerseits auf den in den vorherigen Kapiteln beschriebenen Messwerten und Modellen und zusätzlich auf Annahmen über die Verzehrgewohnheiten und das zukünftige Verhalten der Radionuklide in der Biosphäre. Weil das Endresultat auf der Verknüpfung sehr vieler Faktoren beruht, die teilweise grossen Schwankungen unterliegen, ergibt die Annahme ungünstiger, d.h. konservativer Werte auf jeder Stufe unrealistisch hohe Werte, die die Situation der Durchschnittsbevölkerung falsch wiedergeben. Andererseits kann durch das Zusammentreffen negativer Faktoren die Exposition einer Einzelperson den realistischen Mittelwert theoretisch um mehr als eine Größenordnung übertreffen.

So könnte ein Selbstversorger und Hirte im Südtessin, der sich im Mai und Juni 1986 nur von frischer Ziegenmilch, lokalem Frischgemüse und Salat ernährt, eine 100mal grössere Exposition erhalten haben als ein Milchverächter, der sich vor allem mit impo-

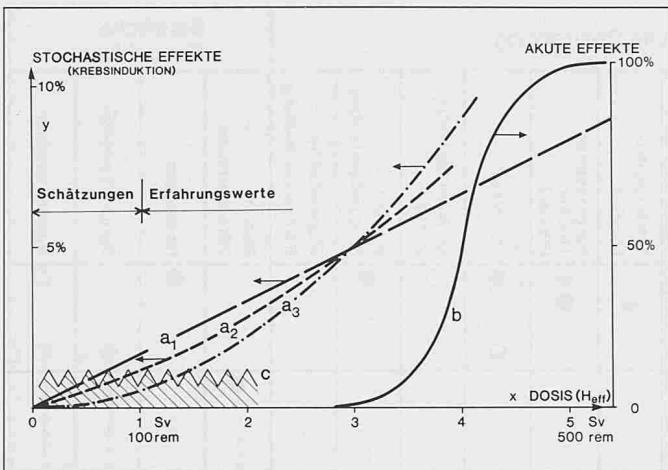


Bild 5. Dosis/Wirkung-Beziehungen für strahleninduzierte Gesundheitsschäden:

- a) flacher Verlauf für Krebsrisiko und genetische Schäden
- b) steiler Verlauf mit Schwellenwert für akute Strahlenschäden
- c) spontane, nicht strahlenbedingte Krebsfälle

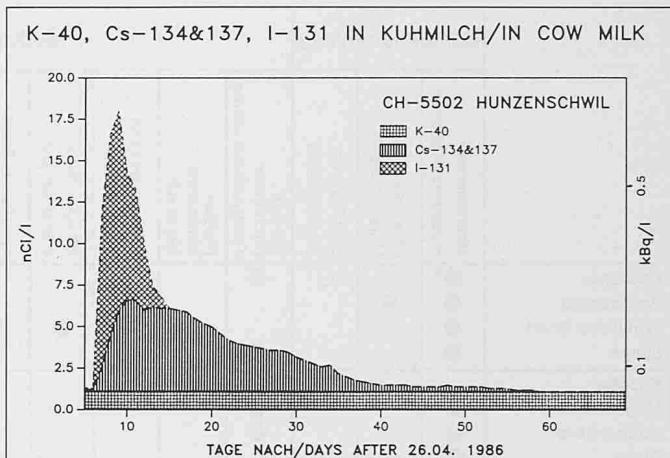


Bild 6. Tschernobyl-Fallout in der Milch im Vergleich mit natürlichem ^{40}K

tierierten Grundnahrungsmitteln (Getreide, Fisch usw.) ernährte und sich ausschliesslich im Innern von Gebäuden aufhielt. Der Durchschnittskonsument dieser Region liegt irgendwo dazwischen. Die schweizerischen Behörden haben zwar regionale und altersabhängige Faktoren berücksichtigt, jedoch sonst auf unrealistische Annahmen verzichtet. Die offiziellen Werte werden im KÜR-Jahresbericht 1985/86 erscheinen [7]. Andere Organe, darunter die HSK (Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen) haben bereits Abschätzungen publiziert (Tabelle IV)[8]. Die Werte für 1986 basieren auf

Messungen, während die zukünftigen Expositionen anhand der Erfahrungen aus den atmosphärischen Bombentests der 50er und 60er Jahre, die übrigens die Schweiz radiologisch stärker belasteten als Tschernobyl, abgeschätzt wurden.

durch eine Erhöhung strahlungsbedingter Krankheiten in der Bevölkerung feststellen zu können. Dies lässt für das einzelne Individuum den positiven Schluss zu, dass das Risiko kleiner Strahlendosen im Vergleich zu anderen Risiken des Lebens relativ unbedeutend ist. So ist es bis heute nicht gelungen, die Auswirkungen der regional stark verschiedenen natürlichen und zivilisatorischen Bestrahlung, die immerhin mehrere Dutzend mSv pro Jahr (mehrere 1000 mrem/a) erreichen kann, zu erfassen. Andererseits wissen wir durch epidemiologische Studien an Menschen, die in der Medizin (Therapie), im Beruf oder durch militärische Aktivitäten mit Dosen im Bereich von 0,1 bis Dutzenden von Sv (10 000 bis mehrere 10^6 mrem) bestrahlt wurden, sehr gut Bescheid über die Strahlenrisiken in höheren Dosisbereichen (Bild 4).

Daraus lassen sich grobe Risikofaktoren für die Induktion von Krebs herleiten. Es wird dabei konservativerweise angenommen, dass kein Schwellenwert für die Schädigung besteht und dass die Dosis/Wirkung-Beziehung linear verläuft [10]. Bild 5 zeigt diese Annahme (a_1) neben anderen, auch diskutierten Möglichkeiten, die für niedrige Dosen bedeutend geringere biologische Effekte prognostizieren würden. Im rechten Teil der Abbildung ist die Dosis/Wirkung-Kurve für akute Strahlenschäden dargestellt. Die Kurve verläuft sehr steil und hat einen Schwellenwert im Bereich von etwa 500 mSv (50 000 mrem).

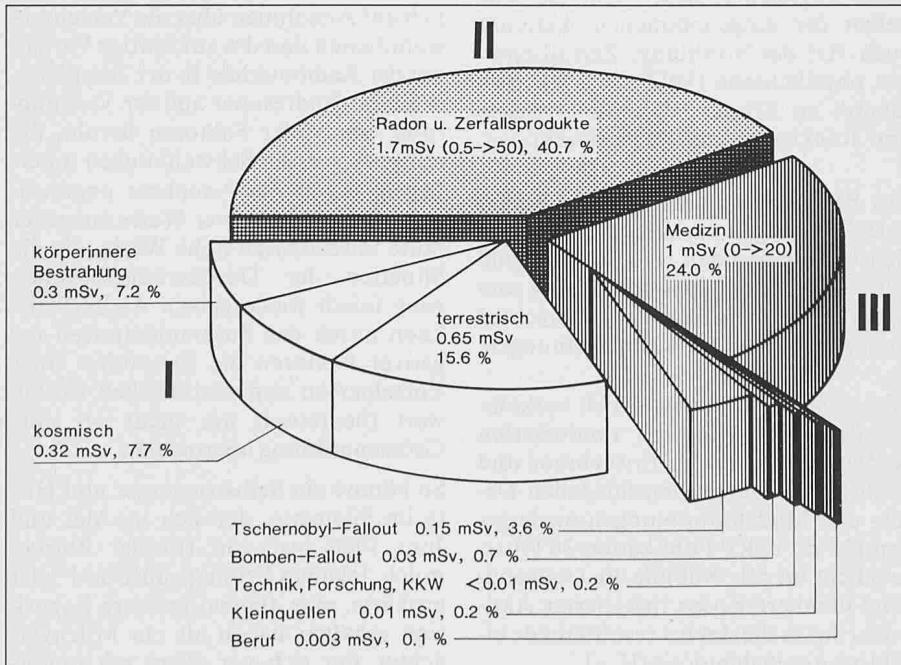
Der Risikofaktor der ICRP für Spätschäden liegt bei 1.75×10^{-2} per Sv. Das heisst, dass nach der Bestrahlung von 50 Personen mit 1 Sv (100 rem) mit einem Krebsfall oder aber mit einem schweren Erbschaden in den nächsten Generationen gerechnet werden muss.

Bild 7. Mittlere jährliche Strahlenexposition in der Schweiz für 1986. Die Mittelbildung ist insbesondere für die medizinische Diagnostik problematisch, da es sich nicht um Normalverteilungen handelt.

I Natürliche Exposition

II Anthropogen verstärkt (zivilisatorisch)

III «Künstliche» Exposition (zivilisatorisch, ohne medizinische Therapie)



Einheiten für Radioaktivität, Dosis und Äquivalentdosis

Faustregel: γ -Quellenaktivität: 1 Ci
Mensch in 1 m Entfernung: 1 rem/h

Äquivalentdosis aus natürlichem Untergrund:
0,1–5 rem/Jahr (Schweiz)

Abgeleitet aus Quelle: Institut für Mittelenergiephysik der ETH Zürich

Diese Tabelle geht auf eine frühere Publikation zurück («Schweizer Ingenieur und Architekt», Heft 51-52/86) Red.

Grösse	Anwendung auf	Basiseinheit	Einheiten alt	Einheiten neu	Umrechnungen
Aktivität	Radioakt. Quelle	Zerfälle pro sec [s ⁻¹]	Curie (Ci)	Bequerel (Bq)	$1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$ $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$
Energiedosis	Material	Energie pro kg [J·kg ⁻¹]	rad	Gray (Gy)	$1 \text{ Gy} = 1 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} = 100 \text{ rad}$
Äquivalentdosis (Biologische Dosis)	Mensch	Energie pro kg x «Qualitätsfaktor» (eine Art «Schädigungsfaktor»), abhängig vom Strahlentyp. γ -Strahlung: 1 [J·kg ⁻¹]	rem	Sievert (Sv)	$1 \text{ SV} = 1 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} = 100 \text{ rem}$
Ionendosis	Messinstrument	Ladung pro kg [As·kg ⁻¹]	Röntgen (R)	keine	$1 \text{ As} \cdot \text{kg}^{-1} = 3.876 \cdot 10^3 \text{ R}$ $1 \text{ A} \cdot \text{kg}^{-1} = 1.39 \cdot 10^7 \text{ R} \cdot \text{h}^{-1}$

Bei einer Gesamtdosis über die nächsten Jahrzehnte durch Tschernobyl von etwa 0,33 mSv (33 mrem) für den Durchschnitts-Schweizer kann man mit dem ICRP-Faktor überschlagsmäßig maximal 6,6 Krebstote oder Erbschäden pro Million Schweizer abschätzen. Dabei ist zu bedenken, dass etwa 25% oder 250 000 einer Million Schweizer auch ohne Strahlung an Krebs sterben werden.

Es ist daher einleuchtend, dass die Effekte kleiner Strahlendosen nie direkt epidemiologisch bestimmt werden können. Dies führt dazu, dass sich dieses Gebiet als Tummelfeld für stark übertriebene, aber oft nicht direkt widerlegbare Meldungen über die Gefährdung der ionisierenden Strahlung bestens eignet. Im Gegensatz zum Anschein, den die Medien erwecken, sind sich jedoch die wissenschaftlichen Körperschaften der Strahlenbiologie und der Medizin weitgehend einig, dass die Annahme einer linearen Dosis/Wirkung-Beziehung für das Krebsrisiko nach Bestrahlung eher eine Überschätzung und sicherlich nicht eine Unterschätzung des Risikos kleiner Strahlendosen darstellt.

Edelgasdruckes «trocken» pulverisiert. Ein kleiner Teil dieser mechanisch entstandenen Partikeln war sehr klein ($\leq 5 \mu\text{m}$ Durchmesser) und somit flugfähig genug, um bis nach Westeuropa zu gelangen. In solchen Partikeln sind die Radionuklide nicht in relativ geringer Zahl an der Oberfläche adsorbiert, sondern bilden die Masse des Partikels. Es wurden β -Aktivitäten von bis zu 10 000 Bq (270 nCi) $^{103}\text{Ruthenium}$ und α -Aktivitäten von annähernd 1 Bq (27 pCi) $^{242}\text{Curium}$ pro Partikel gefunden. Die angewandten dosimetrischen Modelle können die Situation im Falle der «heissen Teilchen» leider nicht realistisch wiedergeben.

In Anbetracht der geringen Zahl solcher Teilchen in der Atemluft während der ersten Tage nach Tschernobyl in der Schweiz erhielt maximal jeder hundertste Einwohner ein solches Teilchen, das bei Deposition im pulmonären Teil der Lunge (Region der Lungenbläschen) einen äusserst kleinen Gewebebezirk sehr hoch und das restliche Lungengewebe praktisch nicht bestrahlte. [11].

Die Frage des Risikos solch inhomogener Bestrahlungen im Vergleich zu gleichmässig verteilter Radioaktivität in der Lunge wurde in den siebziger Jahren wissenschaftlich untersucht. Für die α -Partikel wurde im Tierversuch gezeigt, dass unlösliche, partikuläre Radioaktivität kleinere gesundheitliche Schäden bewirkt als die gleiche Menge gleichmässig verteilter Aktivität. Auch epidemiologische Untersu-

Literatur

- [1] INSAG Summary Report: Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident. IAEA, Wien (1986)
- [2] United Nations Scientific Committee On The Effect Of Atomic Radiation: Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. United Nations, New York (1982)
- [3] Burkart, W., Görlich, W., Portmann W., Wermli C.: Tschernobyl-Fallout: EIR-Datenbasis und erste Korrelationen für 1986. EIR-Bericht, im Druck
- [4] ICRP-Publication 30: Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford (1978)
- [5] National Radiological Protection Board, Derived Emergency Reference Levels for the Introduction of Countermeasures. NRPB-DL10, Chilton, Didcot (1986)
- [6] Institut für Strahlenhygiene, Dosisfaktoren für Inhalation & Ingestion von Radionuklidverbindungen. Heft 63, 79–81, München (1985)
- [7] Eidg. Kommission für die Überwachung der Radioaktivität, 29. Bericht der KÜR für die Jahre 1985/86, BAG-Bulletin, Bern, im Druck
- [8] Der Unfall Tschernobyl: Ein Überblick über Ursachen und Auswirkungen. HSK-AN-1816, Würenlingen (1986)
- [9] Interagency Task Force on the Health Effects of Ionizing Radiation, Report on the Work Group on Science. US Dep. of Health, Education and Welfare, Washington, D.C. (1979)
- [10] Burkart, W.: Nuclear Techn. 62 81–93 (1983)
- [11] Burkart W.: «Hot Particles» im Tschernobyl-Ausfall: Abschätzung der Dosimetrie und Diskussion der biologischen Effekte. In: Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz und ihre wissenschaftliche Interpretation (Eds. André et al.), 660–670, Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern (1987)
- [12] Burkart, W.: Environment Int. 10 455–461 (1984) & 12 49–53 (1986)

Das Problem der «heissen Teilchen»

Durch die gewaltige Leistungsexkursion, die zur Zerstörung des Reaktors führte, wurden anscheinend Teile des Brennstoffs infolge des gewaltigen

chungen an Mitarbeitern der ersten amerikanischen Bombenprojekte, die Plutonium-Partikel in die Lunge aufnahmen, zeigten kein erhöhtes Risiko. Die relativ geringe Potenz dieser Partikel zur Krebsauslösung im Gewebe wird dadurch erklärt, dass praktisch die gesamte Dosis von wenigen direkt benachbarten Gewebszellen aufgenommen wird. Diese Zellen sterben ab, womit sich bezüglich der Krebsinduktion, die ja nur von lebenden und noch teilungsfähigen Zellen ausgehen kann, eine biologische Abschirmung ergibt. Für β -Partikel fehlt jedoch noch die experimentelle Bestätigung dieser Theorie. Angesichts des kleinen Bruchteils der Tschernobyl-Radioaktivität in der Schweiz, der in der Form unlöslicher Partikel vorliegt («1%), kann auch bei den noch bestehenden Unsicherheiten ausgesagt werden, dass die Auswirkungen der «heissen Teilchen» von untergeordneter radiologischer Bedeutung sind.

Zivilisatorische Strahlenexpositionen im Vergleich

Radioaktivität ist seit Anbeginn ein Bestandteil unserer Umwelt. Nur die verfeinerten Messmethoden, die in den letzten Jahrzehnten entwickelt wurden, ermöglichen jedoch die Erfassung der sehr kleinen Mengen, die in Nahrungsmitteln und Gegenständen des tägli-

chen Gebrauchs natürlich oder durch menschliche Aktivitäten vorhanden sind. Bild 6 gibt den Vergleich der ^{131}I - und $^{134}/^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten in Kuhmilch aus dem schweizerischen Mittelland nach Tschernobyl mit der natürlichen und immer vorhandenen ^{40}K -Aktivität der Milch, die je nach Wahl der Einheiten mit 1 200 pCi/l bzw. 1,2 nCi/l bzw. 44 Bq/l stark unterschiedliche Emotionen zu wecken vermag.

Die Graphik zeigt, dass bereits zwei Monate nach dem Unfall die natürliche Radioaktivität der Milch dominiert. Damit soll nicht gesagt werden, dass was sich im Schwankungsbereich der natürlichen Radioaktivität bewegt, von vornherein unbedenklich ist. Die Relationen stimmen jedoch nicht mehr, wenn in der Öffentlichkeit eine grosse Verängstigung entsteht bei Dosen, die um Grössenordnungen kleiner sind als die Jahr für Jahr anfallenden Expositionen der Haustechnik (Innenluftnoxe Radon) [12] und der Medizin, die achselzuckend akzeptiert werden. Bild 7 gibt eine Übersicht der durchschnittlichen Strahlenexpositionen in der Schweiz. Der Vergleich zeigt, dass dank der grossen Entfernung von Tschernobyl der Beitrag aus dem russischen Reaktorunfall radiologisch in der Schweiz nicht von Bedeutung ist.

Obwohl Vergleiche der Risiken verschiedener zivilisatorischer Aktivitäten notgedrungen immer hinken, möchte ich zum Schluss doch folgende zwei Beispiele zur Einstufung der Umwelt-

radioaktivität im Vergleich zu anderen Risiken des täglichen Lebens anführen: Da auf 10^7 Zigaretten ein durch Rauchen bedingter Todesfall zu erwarten ist, entspricht bei linearer Risikobetrachtung jede Zigarette einer Strahlenexposition von etwa 10 mikroSv (1 mrem). Ein Tag Individualverkehr in der Schweiz (durchschnittlich 3,5 Tote) entspräche dem Todesfallrisiko durch strahleninduzierten Krebs nach einer kollektiven Strahlendosis von 240 Sv (24 000 rem). Die Gefährdung des Durchschnittschweizers durch den Verkehr beträgt somit in der Währung der Strahlenhygiene etwa 37 mikroSv (3,7 mrem) pro Tag oder 13 mSv (1350 mrem) pro Jahr. Bei diesen vergleichsweise doch sehr grossen Risiken erstaunt es, dass hier weder Medien noch Öffentlichkeit grössere Anstrengungen zur Reduktion der Risiken fordern. Dies besonders wenn man bedenkt, dass mit einem Bruchteil der im Westen für die nukleare Sicherheit aufgewendeten Mittel und Regelwerke z.B. im Individualverkehr alleine in der Schweiz Hunderte von Menschenleben pro Jahr gerettet werden könnten.

Adresse des Verfassers: Dr. W. Burkart, Leiter des EIR-Forschungsvorhabens «Strahlenbiologie & Radioökologie», EIR, 5303 Würenlingen.

Vgl. auch «Schweizer Ingenieur und Architekt»

Heft 20/86 Seite 500; Heft 21/86 Seite 505;
Heft 51-52/86 Seite 1329 bis Seite 1337

Sicherheit im Kernforschungszenrum Karlsruhe

(KfK) Wie aus dem Sicherheitsbericht des Kernforschungszentrums Karlsruhe (KfK) für 1986 hervorgeht, betrug die beruflich bedingte externe Strahlendosis aller vom Strahlenschutz überwachten Personen im KfK im Mittel 34 Millirem. Dies liegt in der Grössenordnung der jährlich natürlichen Strahlendosis von rund 220 Millirem. 1986 wurden insgesamt 2084 Personen überwacht. Die Hauptabteilung Sicherheit des KfK führt die Strahlenschutzüberwachung in den einzelnen, nach der Strahlenschutzverordnung festgelegten Kontrollbereichen des KfK unabhängig vom jeweiligen Betreiber durch. Weitere wichtige Aufgaben sind die Überwachung der technischen Sicherheit, die Buchführung über den Bestand von Kernbrennstoffen und radioaktiven Materialien sowie die Objektsicherung. Die Strahlenbelastung in den umliegenden Gemeinden aufgrund der Ableitungen der KfK war auch 1986 ver-

nachlässigbar klein. Dabei wird nicht nur die örtliche Strahlendosis gemessen, sondern in der näheren und weiteren Umgebung des Zentrums werden jährlich in Hunderten von Proben aus Luft, Wasser, biologischem Material und Erdböden die für die Strahlenbelastung ebenfalls wesentlichen Radioaktivitätskonzentrationen bestimmt.

Die Hauptabteilung Sicherheit führt ein umfangreiches Forschungsprogramm zu Fragen der Radioökologie, der zivilisatorischen Strahlenbelastung und zur Weiterentwicklung der Radiometrie durch. Sie gehört auf diesem Gebiet zu den führenden Einrichtungen in der BRD und spielte daher auch eine massgebliche Rolle bei der Bestimmung der Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf die Bevölkerung. Unter Berücksichtigung der einzelnen Radionuklide bei der Kontamination von Nahrungsmitteln und der Aktivität in der Atemluft sowie der von ihnen verursachten externen Strahlenexposition ergibt sich für das erste Jahr

nach dem Unfall für Erwachsene im Raum Karlsruhe eine effektive Dosis von 6,8 Millirem.

Eine Bewertung ermöglicht der Vergleich mit der jährlichen natürlich bedingten Strahlenbelastung in der Bundesrepublik, die örtlich zwischen 150 und 400 Millirem schwankt.

Massgebend für die Strahlendosis durch natürliche oder künstliche radioaktive Stoffe ist, abgesehen von der allgemein leicht messbaren Direktstrahlung, ihre Aufnahme und die Dauer und der Ort ihres Verbleibs im Körper. Eine wichtige Erkenntnis im Zusammenhang mit der Untersuchung einer Vielzahl von Personen inkorporierte Radionuklide vom Reaktorunfall in Tschernobyl war die Bestätigung, dass die dabei in der Radiologie verwendeten Rechenmodelle relativ gut mit der Wirklichkeit übereinstimmen bzw. allenfalls eine konservative Überschätzung der Radionuklidkonzentrationen zur Folge haben.