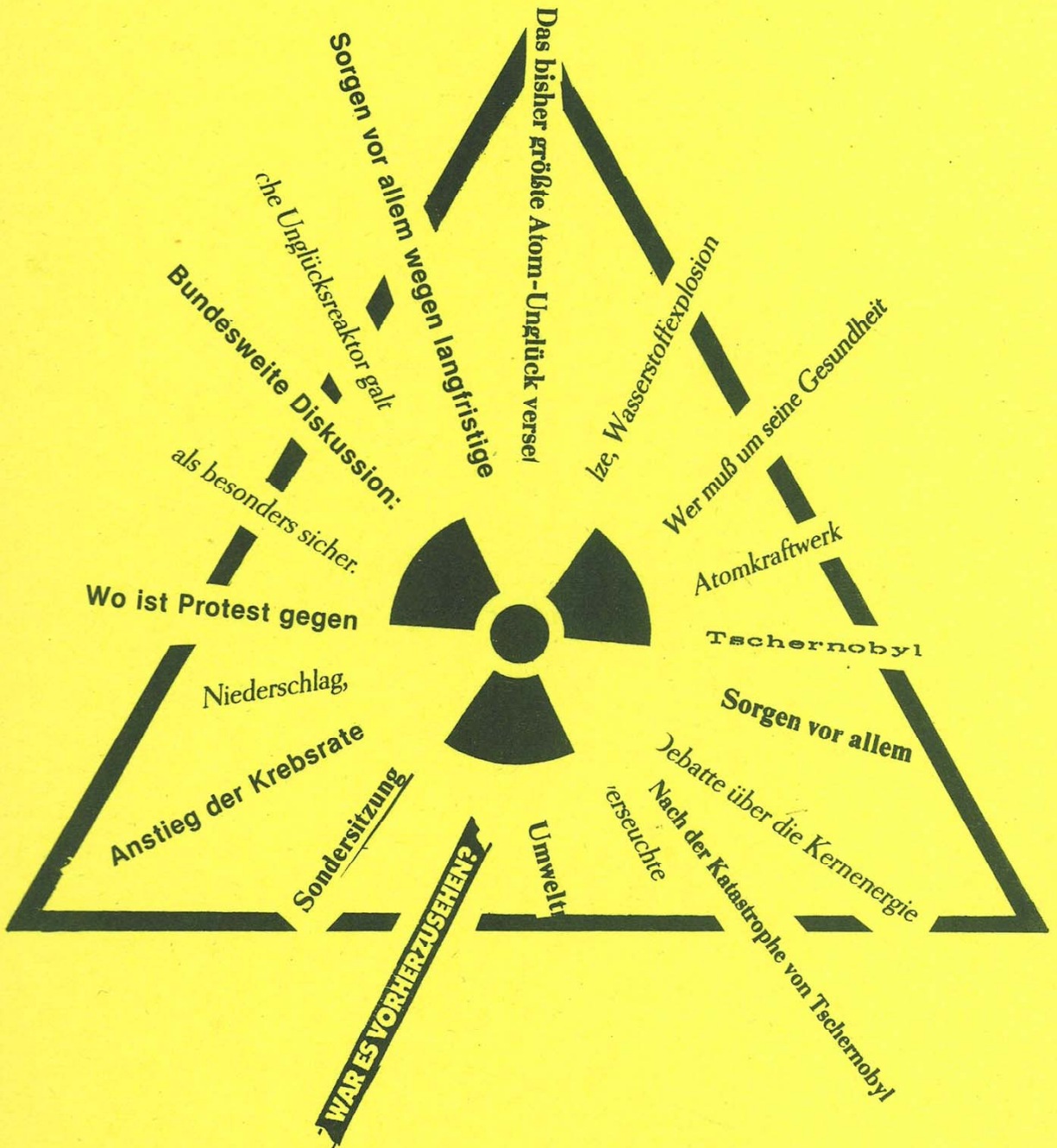


# Die Folgen von Tschernobyl

Eine allgemeine Einführung in  
die Problematik der Radioaktivität



**3. erweiterte Auflage**  
**Heidelberg, Juni 1986**

IFEU-Bericht Nr. 43, ISBN 3-924426-27-9, 3. erweiterte Auflage  
Veröffentlicht im IFEU-Eigenverlag  
Druck: Schwarzwurzeldruck, Heidelberg  
und Druckerei Steinmaus, Mörlenbach

Bestellungen von Einzelexemplaren *nur* durch Einsendung  
eines mit 70 Pfg. frankierten B5-Rückumschlags und 5,- DM.  
Ab 10 Exemplare 4,- DM, ab 50 Exemplare 3,50 DM  
zuzügl. Porto und Versand.

Nachdruck nur auszugsweise gestattet,  
Belegexemplare erwünscht.

© IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg e.V.  
– gemeinnütziges Forschungsinstitut –  
Im Sand 5, 6900 Heidelberg

Juni 1986

# **Die Folgen von Tschernobyl**

Eine allgemeine Einführung in  
die Problematik der Radioaktivität

von

Mario Schmidt,  
Dieter Teufel und Ulrich Höpfner

unter Mitwirkung von

Heike Dießelberg,  
Jörg Wortmann, Petra Bauer,  
Bernd Franke und Karl-Heinrich Adzersen

IFEU-Bericht Nr. 43  
Heidelberg, Juni 1986

3. erweiterte Auflage

# Inhalt:

Einleitung zur 1.Auflage sowie zur 3.Auflage	
Was ist Radioaktivität ? .....	1
Abkürzungen, Schreibweisen .....	3
Becquerels, Millirems und Grays... ..	4
Wie wird Radioaktivität gemessen ? .....	5
Gamma-Dosisleistung und Geigerzähler-Messungen .....	6
Messungen der Bodenkontamination .....	7
Natürliche Radioaktivität.....	7
Welche Isotope entstehen bei der Kernspaltung.....	9
Aitlast: Kernwaffenversuche .....	11
Die schädliche Wirkung von Radioaktivität .....	14
Akute Schäden durch hohe Strahlendosis .....	15
Langzeitschäden durch Niedrigstrahlung.....	17
Gesundheitsschäden durch natürliche Radioaktivität ? .....	19
Zu den Argumenten der Nuklearmediziner .....	21
Die Wirkung der wichtigsten Radionuklide .....	23
Die Einwirkung von Strahlen - Anreicherungs-pfade.....	26
Die Wurzel Aufnahme radioaktiver Stoffe aus dem Boden .....	28
Der Fleisch- und Milchpfad .....	32
Die Dosisberechnung nach BMI-Grundlage .....	34
Inhalation .....	35
Ingestion .....	37
Bodenstrahlung .....	39
Kritik an den Dosisfaktoren des BMI .....	40
Das Wichtigste: Das Krebsrisiko .....	41
Genetische Spätschäden .....	45
Und wie hoch sind die Grenzwerte ? .....	45
Neue Grenzwerte ? - Zum "effektiven Dosismodell" .....	47
Die Ausbreitung der Tschernobyl-Wolke .....	49
Messungen in der BRD nach Tschernobyl.....	51
Luftmessungen .....	54
Lebensmittelmessungen .....	56
Milchmessungen .....	59
Sonstige Messungen .....	61
Bodenmessungen.....	63
Die langfristige Strahlenbelastung in der BRD.....	65
Empfehlungen für den Speiseplan .....	69
Was kann man tun ? .....	71
Zitierte Literatur .....	75

## Einleitung zur 1. Auflage

Mit der Katastrophe in Tschernobyl lebte die Diskussion über die Risiken der Kernenergie, die vor wenigen Jahren in der Bundesrepublik abebbte, wieder auf. Plötzlich und unerwartet interessieren sich wieder viele für die Fragen der Radioökologie, wollen wissen, wie man Becquerel in Millirem umrechnet, oder sind einfach nur auf der Suche nach Grundinformationen über diese Strahlenform, für die wir keine Sinnesorgane haben.

Während der politischen und fachlichen Diskussion um die Risiken der Kernenergie wurden viele der jetzt drängenden Probleme bereits ausführlich behandelt. In vielen Studien, auch seitens des IFEU-Instituts, wurden z.B. die Fragen des Übergangs von radioaktiven Stoffen aus dem Boden in die Pflanzen, in das Fleisch der Tiere bzw. letztendlich die Einlagerung der Stoffe in den Menschen behandelt. Die in den offiziellen Berechnungsgrundlagen verwendeten Dosis- und Transferfaktoren wurden ebenso kritisch diskutiert wie die Ermittlung der langfristigen Gesundheitsschäden oder Erbschäden infolge radioaktiver Niedrigstrahlung. Schließlich wurden in vielen Gutachten die Risiken von Kernkraftunfällen analysiert.

Trotzdem scheint zur Zeit eine kurze, kritische Einführung in die wichtigsten Aspekte der Radioökologie zu fehlen.

Wir versuchen hiermit dem nicht fachkundigen, aber interessierten Leser einen Überblick über das Thema zu geben, bieten ihm, soweit verfügbar, Informationen über den derzeitigen Stand der Strahlenbelastung durch den KKW-Unfall in Tschernobyl und einige Rechenbeispiele, mit denen er seine Strahlenbelastung und das daraus entstehende Risiko selbst grob abschätzen kann. Wir wollen somit dazu beitragen, daß dieses Thema transparenter wird, und es dem Leser ermöglichen, sich ein eigenes Urteil zu bilden.

Mai 1986

Die Verfasser

## Einleitung zur 3. Auflage

Am 12. Juni wurde in den meisten Tageszeitungen der Bundesrepublik eine Großanzeige der Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke (VDEW) mit folgender Überschrift abgedruckt: **"Die Bundesärztekammer zu Tschernobyl"**. Finanziert durch die Stromerzeuger konnte darin der Präsident der Bundesärztekammer, Karsten Vilmar, Stellung zu dem Reaktorunglück in Tschernobyl beziehen: **"Nach dem zuverlässigen Urteil von Experten, insbesondere Nuklearmedizinern, Strahlenschutzärzten, Strahlenbiologen und Kernphysikern, hat in unserem Lande durch die erhöhte Strahlenexposition kein Bürger gesundheitliche Schäden erlitten. Die Wahrscheinlichkeit, daß solche Schäden in den kommenden Jahren auftreten, wird aufgrund wissenschaftlicher Erkenntnisse und vorliegender Meßdaten als äußerst gering angesehen."**

Die Autoren dieser Broschüre können diese Auffassung des Kammerpräsidenten nicht teilen, da objektive Informationen dem entgegenstehen. Diese Informationen sind in dieser Broschüre zusammengestellt und sollen einem größeren Leserkreis die Probleme der Belastung durch niedrige Strahlendosen aufzeigen.

Denn es ist sicherlich richtig, wie Vilmar weiter schreibt: "*Die Wirkungen ionisierender Strahlung sind dem Laien nur schwer verständlich zu machen.*" Doch darf dies nicht als Vorwand für verharmlosende Darstellungen dienen, sondern sollte im Gegenteil dazu führen, daß die interessierte Bevölkerung besser informiert wird. Dies ist das Hauptanliegen dieser Broschüre.

Die hohe Verkaufszahl der beiden ersten Auflagen dieser Broschüre bestätigt uns in diesem Anliegen und ermuntert uns zu einer erweiterten 3. Auflage.

Gegenüber der 2. Auflage wurden einige Kapitel erweitert, aktualisiert und korrigiert. Die Fallzahlen für Tumore wurden neueren wissenschaftlichen Veröffentlichungen angeglichen. Die Meßdaten wurden auf den aktuellen Stand gebracht. Doch können bei der Vielzahl der jetzt vorliegenden Einzelwerte nur Beispiele gebracht werden. Denn eine umfassende Veröffentlichung oder eine statistische Auswertung von Meßdaten übersteigt den Rahmen dieser Broschüre. Überdies haben wir neben zahlreichen kleineren Ergänzungen die "Empfehlungen" erweitert und auf den neuen Stand gebracht. Denn heute, sechs Wochen nach dem Eintreffen der radioaktiven Wolke aus Tschernobyl, tritt die Frage nach der Belastung der Nahrung über den Boden in den Vordergrund, die nach der direkten Kontamination dagegen in den Hintergrund.

Abschließend möchten wir allen Lesern und Kollegen danken, die uns mit Anregungen und Informationen unterstützt haben. Besonderer Dank gilt unserem Mitarbeiter Bernd Franke, der uns aus den USA beriet, sowie dem Öko-Institut in Darmstadt, von dem wir viele wichtige Meßdaten erhielten.

18. Juni 1986

Die Verfasser

## Was ist Radioaktivität?

Radioaktivität ist eine Eigenschaft von Materie, die um die Jahrhundertwende von Henri Becquerel und von Marie und Pierre Curie entdeckt wurde. Radioaktivität bedeutet, daß die Atomkerne eines chemischen Elementes instabil sind und unter Aussendung von radioaktiven Strahlen zerfallen. Bei diesem **radioaktiven Zerfall** entsteht ein anderes Element, das oft auch radioaktiv ist. Die Zerfallsreihe setzt sich fort bis ein stabiles, dann nicht mehr radioaktives Element erreicht ist.

Von jedem chemischen Element (Wasserstoff, Sauerstoff, Kohlenstoff, Iod, Caesium....) gibt es verschiedene "Sorten", die radioaktiv oder nicht radioaktiv sein können. Diese "Sorten" werden häufig als **Isotope** bezeichnet, die dazu gehörigen Atomkerne als **Nuklide**. So tritt Iod in der stabilen und nicht radioaktiven Form des Iod-127 auf. Es gibt jedoch auch die radioaktiven Iod-Isotope Iod-129, Iod-131 oder Iod-132, um nur die wichtigsten zu nennen; chemisch, also in ihrer Reaktion mit anderen Substanzen, verhalten sich die radioaktiven Iod-Isotope ebenso wie das stabile Iod.

Der radioaktive Zerfall erfolgt unter Aussendung radioaktiver Strahlung. Diese radioaktive Strahlung unterteilt man in drei Arten:

- **Gamma-Strahlen ( $\gamma$ )** sind energiereiche elektromagnetische Wellen (wie die Röntgen-Strahlen), die beim Durchgang von Materie nur sehr wenig abgeschwächt werden. Der Schutz vor Gamma-Strahlen kann daher z.B. durch dicke Blei- oder Betonplatten erfolgen.
- **Beta-Strahlen ( $\beta$ )** bestehen aus negativ geladenen Teilchen mit einer sehr geringen Masse. Ihre Reichweite im menschlichen Gewebe beträgt wenige Zentimeter, in der Luft bis zu einigen Metern.
- **Alpha-Strahlen ( $\alpha$ )** sind positiv geladene Heliumkerne. Wegen ihrer großen Masse und Ladung stoßen sie schnell mit anderen Atomen und Molekülen zusammen und geben dabei einen Teil ihrer Energie ab; ihre Reichweite ist vergleichsweise gering und beträgt in der Luft einige cm, im menschlichen Gewebe nur einen knappen Millimeter. Umgekehrt heißt das aber, daß Alpha-Strahlen ihre große Energie bereits auf einer kurzen Wegstrecke abgeben.

Der radioaktive Zerfall erfolgt spontan, d.h. unbeeinflusst z.B. von Kälte, Hitze oder irgendwelchen anderen Einwirkungen. Ursache für den Zerfall ist die Instabilität des Atomkerns. Je instabiler dieser Kern ist, desto mehr Atome eines Isotopes zerfallen in einer bestimmten Zeit. Welches der vielen Isotope gerade an welcher Stelle zerfällt, ist zufällig. Nur über eine größere Anzahl von gleichartigen Isotopen gemittelt, kann eine statistische Aussage über den Zerfall gemacht werden.

Eine wichtige Größe von radioaktiven Stoffen ist deshalb ihre Halbwertszeit. Sie gibt an, wann der Stoff zur Hälfte zerfallen ist. So beträgt beispielsweise die Halbwertszeit von Caesium-137 (Cs-137) etwa 30 Jahre, d.h. nach 30 Jahren ist von einer bestimmten Menge radioaktiven Caesiums nur noch die Hälfte radioaktiv, weitere 30 Jahre später nur noch ein Viertel usw.. Mit der Halbwertszeit hat man ein Maß dafür, wie lang ein radioaktiver Stoff für unsere Umwelt ein Problem darstellen kann. So hat Iod-131 (I-131) eine Halbwertszeit von 8 Tagen und ist nach einigen Monaten nahezu vollständig zerfallen. Ist dagegen Cs-137 in die Umwelt gelangt, so ist es bei einer Halbwertszeit von 30 Jahren ein Problem für mehrere Generationen. Auch heute können z.B. noch langlebige Isotope, die bei den Kernwaffenversuchen der 50er und 60er Jahre entstanden sind, bei uns nachgewiesen werden.

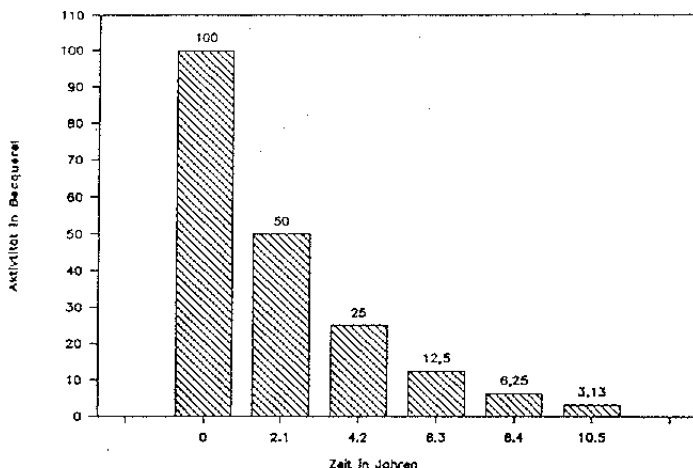
In Tabelle 1 sind die Halbwertszeiten für einige relevante Isotope aufgelistet. Viele radioaktive Isotope sind aufgrund ihrer geringen Halbwertszeiten normalerweise nicht vorhanden. Sie wurden erst durch Atombombenexplosionen und durch den Einsatz von Kernkraftwerken in die heutige Umwelt geleitet. Diese Isotope werden deshalb auch als künstliche Isotope bezeichnet.

Tab.1: Halbwertszeit von einigen Isotopen  
(a=Jahre, d=Tage, h=Stunden)

Isotop	Abk.	Halbwertszeit
Tritium	T	12,3 a
Kohlenstoff-14	C-14	5700 a
Kalium-40	K-40	1,3 Mrd. a
Krypton-85	Kr-85	10,6 a
Strontium-89	Sr-89	54 d
Strontium-90	Sr-90	29 a
Yttrium-91	Y-91	59 d
Technetium-99	Tc-99	0,2 Mio. a
Ruthenium-103	Ru-103	40 d
Ruthenium-106	Ru-106	1 a
Iod-129	I-129	16 Mio. a
Iod-131	I-131	8 d
Iod-132	I-132	2,3 h
Tellur-132	Te-132	78 h
Xenon-133	Xe-133	5,3 d
Caesium-134	Cs-134	2,1 a
Caesium-137	Cs-137	30 a
Neptunium-239	Np-239	2,3 d
Plutonium-238	Pu-238	86 a
Plutonium-239	Pu-239	24 400 a
Plutonium-241	Pu-241	13 a



Abb.1: Darstellung des Abklingens einer Cs 134-Probe mit einer Halbwertszeit von 2,1 Jahren. Die Anfangsaktivität der Probe beträgt in diesem Fall 100 Becquerel (Bq)



## Abkürzungen, Schreibweisen

Im folgenden werden häufig Schreibweisen und Abkürzungen verwendet, die dem nicht naturwissenschaftlich Geübten einige Schwierigkeiten bereiten können. Dazu gehört z.B. die Potenzschreibweise, mit der man große oder kleine Zahlen einfach darstellen kann, ohne mit "vielen Nullen hantieren" zu müssen. Dazu ein Beispiel:  $3,5 \cdot 10^4$  ist gleichbedeutend mit 35 000, d.h. in diesem Fall wird das Komma um 4 Stellen nach rechts verschoben.  $10^2$  ist demnach Hundert,  $10^3$  ist Eintausend. Steht vor der Hochzahl ("Exponent") ein Minuszeichen, so beschreibt dies kleine Zahlen, das Komma muß demnach nach links verschoben werden:  $2 \cdot 10^{-2} = 0,02$  oder  $7,2 \cdot 10^{-5} = 0,000072$ .

Die Vorsilbe Milli("m") bei physikalischen Einheiten bedeutet soviel wie ein Tausendstel, z.B. 1 Milli-Becquerel (mBq) = 0,001 Bq oder in Exponentenschreibweise  $1 \text{ mBq} = 10^{-3} \text{ Bq}$ . Mikro ( $\mu$ ) bedeutet ein Millionstel:  $1 \text{ Bq} = 0,000001 \text{ Bq} = 10^{-6} \text{ Bq}$ . Umgekehrt steht Kilo für Tausend und Mega für Millionen. Beispiel: 1 Megawatt (MW) = 1.000.000 Watt =  $10^6$  Watt.

Für die Isotope werden im folgenden überwiegend die Kurzschreibweise verwendet, d.h. ihre chemische Abkürzung und die Massenzahl dazu, also statt Iod-131 "I-131" oder statt Caesium-137 "Cs-137". Die Abkürzungen können in Tabelle 1 nachgeschlagen werden.

Die verschiedenen Strahlenarten werden mit den drei griechischen Buchstaben  $\alpha$  (Alpha),  $\beta$  (Beta) und  $\gamma$  (Gamma) unterschieden.

## Becquerels, Millirems und Grays...

Seit der Katastrophe von Tschernobyl ist das Wirrwarr von Einheiten und Maßangaben, wenn es um die Bezifferung der gemessenen Radioaktivität geht, offenkundig. Dazu beigetragen hat eine Umstellung auf internationale und weitgehend unbekannte Einheiten, die selbst so manchem Wissenschaftler anfangs das Leben schwer machten.

**Becquerel (Bq)** ist das Maß für die **Aktivität** und gibt an, wieviele Atome einer gemessenen Probe pro Sekunde zerfallen. Vereinfacht gesprochen können "Becquerel" dem Tacken des Geiger-Müller-Zählers entsprechen; 100 Becquerel bedeuten also 100 Zerfälle pro Sekunde. Meistens wird die Aktivität auf einen Kubikmeter (bei Luft), einen Quadratmeter (beim Boden) oder ein Kilogramm (bei Nahrung) bezogen.

Becquerel kann die Gesamtaktivität, z.B. durch sämtliche BetaStrahlen aus einer Probe, angeben oder nur die Aktivität eines bestimmten Isotopes wie z.B. I-131 oder Cs-137. Dies hängt von den verwendeten Meßgeräten ab. Einfache und billige Geiger-Müller-Zähler messen nur die nuklidunspezifische Gamma- und Betaaktivität mit einer geringen Empfindlichkeit. Wesentlich aufwendigere Meßgeräte können dagegen auch die Aktivität der einzelnen Isotope messen.

Die frühere Einheit für Aktivität war **Curie (Ci)**. Es gilt der Umrechnungsfaktor  $1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$  oder  $1 \text{ pCi (Picocurie)} = 0,037 \text{ Bq}$ .

Mit der Aktivität kann zwar die Menge der vorhandenen radioaktiven Nuklide angegeben werden, nicht aber ihre Wirksamkeit. Die Wirksamkeit hängt zwar auch von der Aktivität der Stoffe ab, jedoch zusätzlich von der Isotopenzusammensetzung, von der Art der Strahlung, ihrer Energie und anderen Faktoren.

Die physikalische Wirkung der Strahlung wird durch die sogenannte **Dosis** angegeben, das ist die Strahlenenergie, die in einem Kilogramm Materie absorbiert wird. Die Einheit der Dosis ist **1 Gray (Gy)**. Die früherere Einheit, die auch heute noch sehr gebräuchlich ist, war Rad. Es gilt  $1 \text{ Gy} = 100 \text{ Rad}$ .

Neben dieser physikalischen Dosis gibt es noch die sogenannte biologisch wirksame **Äquivalentdosis**, die ein Maß für die Schädlichkeit einer Strahlung beim Menschen ist. Sie kann mit Hilfe von Qualitätsfaktoren aus der physikalischen Dosis bzw. mit sogenannten Dosisfaktoren aus der Aktivität eines bestimmten Isotopes berechnet werden. Für den Fall, daß  $\beta$ - oder  $\gamma$ -Strahlung vorliegt, kann die physikalische Dosis direkt in die Äquivalentdosis umgerechnet werden; der Qualitätsfaktor ist in diesem Fall gleich 1, also gilt  $1 \text{ rad} = 1 \text{ rem}$ .

Die internationale Einheit der Äquivalentdosis ist Sievert (Sv), bekannter und gebräuchlicher ist jedoch immer noch das **Rem**, das auch im folgenden benutzt werden soll. Es gilt:  $1 \text{ Sv} = 100 \text{ Rem}$ . Die häufig zitierten **Millirem (mrem)** sind ein Tausendstel Rem:  $1 \text{ Rem} = 1000 \text{ mrem}$ .

## Wie wird Radioaktivität gemessen?

Die im Zusammenhang mit den Freisetzungen aus dem Tschernobyl-Reaktor publizierten Meßdaten hatten unterschiedliche Bezugssysteme und trugen dadurch zur Verwirrung bei. Das wichtigste und letzten Endes einzig aussagekräftige Maß für die Menge an Radioaktivität ist die Konzentration eines bestimmten Radionuklids in einem bestimmten Umweltmedium, z.B. die Angabe für Iod-131 in Bq/m<sup>3</sup> Luft oder in Bq/kg Lebensmittel. Nur aus diesen Angaben können Strahlenbelastungen berechnet werden.

Art und Konzentration eines Radionuklids können in der Regel nur mit aufwendigen Apparaturen gemessen werden. Die Messungen dauern je nach Höhe der Konzentration eines Nuklids zwischen einigen Minuten und Tagen.

Bei gamma-strahlenden Radionukliden wird die Zahl der von der Meßsubstanz ausgehenden Gammastrahlen gezählt und gleichzeitig deren Energie gemessen. Da die Energie der Gammastrahlen charakteristisch für die Art des Radionuklids ist, kann es dadurch bestimmt werden. Auf diese Art können z.B. gemessen werden: Iod-131, Caesium-137, Caesium-134 u.a..

Bei reinen Beta-Strahlern wie z.B. Strontium-90, Strontium-89, Tritium, Kohlenstoff-14 und Technetium-99 ist die Bestimmung schwieriger. Die beim radioaktiven Zerfall ausgesandten Beta-Strahlen weisen keine genau definierte Energie auf, so daß hier von der Energie der Beta-Teilchen nur schwer auf die Art des Strahlers geschlossen werden kann. Man muß deshalb im allgemeinen das zu untersuchende Element zunächst chemisch isolieren und anschließend die Zahl der Beta-Zerfälle messen.

Gibt es mehr als ein radioaktives Isotop des betreffenden Elements, wie z.B. Sr-89 und Sr-90 bei Strontium, muß man über die chemische Trennung der unterschiedlichen Zerfallsprodukte dieser Isotope und deren quantitative Bestimmung auf die Konzentration von Sr-90 zurückrechnen. Bei der getrennten Bestimmung von Sr-89 und Sr-90 dauert dies ca. 10-14 Tage.

Bei reinen Alpha-Strahlern läuft die Messung prinzipiell ähnlich wie bei den Beta-Strahlern ab. Nach der chemischen Isolierung wird die Zahl der Alpha-Zerfälle gemessen. In einzelnen Fällen kann das Radionuklid auch direkt über die Energie der gemessenen Alpha-Teilchen bestimmt werden.

## Gamma-Dosisleistung und Geigerzähler-Messungen

Amtliche Meßergebnisse wurden vielfach als Gamma-Ortsdosisleistung in Mikrorern oder nanogray/Stunde angegeben. Daß die Messung der Gamma-Ortsdosisleistung ein ungeeignetes Maß für die radioaktive Belastung des Menschen ist, zeigt das baden-württembergische Fernüberwachungssystem für Kernkraftwerke, das diese Methode benutzt. Dieses wurde hier wie in anderen Bundesländern in den letzten Jahren aufgebaut, um Störfälle aus in- und ausländischen Kernkraftwerken (z.B. Fessenheim) ohne Zeitverzögerung sofort zu erkennen und an das Umweltministerium zu melden. Dieses Fernüberwachungssystem löste selbst zu Zeiten der höchsten Luftbelastung infolge des Tschernobyl-Unfalls keinen Alarm aus und zeigte auch keine deutliche Erhöhung der Radioaktivitätskonzentration.

Gamma-Strahlung hat in Luft eine Reichweite von einigen 100 bis über 1000 Metern. Somit wird mit Gamma-Zählern Strahlung aus einem sehr weiten Bereich erfaßt: aus der Atmosphäre, aus dem Weltall und aus natürlichen Radionukliden der Erdkruste. Durch den Tschernobyl-Fall-out hat sich nun in den oberen Zentimetern des Bodens künstliche Radioaktivität abgelagert. Selbst bei einer mehrhundertfachen Konzentration im Vergleich zur normalen Aktivität erhöht die Gamma-Strahlung aus dieser Kontamination die in **einigen Metern Höhe gemessene** Gamma-Ortsdosisleistung kaum. Denn sie ist klein gegenüber der normalen Hintergrundstrahlung aus einem sehr viel weiteren Bereich (Weltall, Atmosphäre, Erdkruste).

Dieses Problem stellt sich auch bei Messungen mit Geigerzählern. Auch diese messen die gesamte Strahlung aus allen Quellen der näheren und weiteren Umgebung mit mehr oder weniger guter Empfindlichkeit. Eventuell erhöhte Strahlung z.B. aus einem verseuchten Salatkopf oder von der obersten Schicht des Bodens wird deshalb von der gesamten übrigen Strahlung überlagert, selbst wenn die Konzentration radioaktiver Stoffe in der kleinen Probe um ein Vielfaches höher ist als normal.

Bei Geigerzählern, die auch Beta-Strahlung registrieren, ist diese Hintergrundüberlagerung geringer, da Beta-Strahlung in Luft nur eine Reichweite von einigen Metern, in Boden von Millimetern hat.

Schließlich muß beachtet werden, daß je nach Art und Energie der Strahlung und Typ des Zählrohrs nicht sämtliche Zerfälle registriert werden. Bei manchen Nukliden wird die Strahlung von handelsüblichen Beta-Zählrohren überhaupt nicht erfaßt, wie z.B. bei radioaktivem Wasserstoff (Tritium). Ein Geigerzähler zeigt also in der Regel immer weniger Aktivität an, als vorhanden ist.

Die Effektivität eines Geigerzählers kann verbessert werden, wenn er mit einem großflächigen und gleichzeitig flachen Zählrohr ausgerüstet ist. In diesem Fall wird das Verhältnis der aus der untersuchten Probe stammenden Strahlen im Vergleich zur übrigen Strahlung geometrisch erhöht.

## Messungen der Bodenkontamination

Die Kenntnis der Bodenkontamination ist wegen der Bodenstrahlung und vor allem des Übergangs der Radionuklide aus dem Boden in die Nahrungskette des Menschen von Bedeutung. Die Bodenbelastung kann nur im Labor mit Gammaspektroskopie oder durch radiochemische Abtrennung bei rein betastrahlenden Nukliden exakt bestimmt werden.

Die meisten bisher vorliegenden Meßwerte wurden mit tragbaren Geräten über eine Auszählung der Beta-Zerfälle im Freien gemessen. Die verwendeten Geräte registrieren in der Regel  $\beta$ - und  $\gamma$ -Strahlung mit einer Effektivität von ca. 30-50 % ( $\beta$ ) bzw. ca. 1 % ( $\gamma$ ), d.h. sie erfassen primär die Betastrahlung. Dabei wird die Bodenkontamination deutlich unterschätzt, da ein Teil der Beta-Strahlung der in den Boden eingedrungenen Radioaktivität vom Boden selbst absorbiert wird und das Meßgerät nicht mehr erreicht. Die veröffentlichten Werte der Bodenkontamination sind deshalb dort, wo sie mit Handgeräten ermittelt wurden, zu niedrig.

Da die Radioaktivität zukünftig weiter langsam in den Boden eindringt, sinkt dadurch die an der Bodenoberfläche meßbare Zählrate. Dies darf nicht fehlerhaft als Absinken der Bodenaktivität interpretiert werden, wie dies in den letzten Wochen geschah. Der Abbau der Aktivität im Boden erfolgt nur über den radioaktiven Zerfall entsprechend der Halbwertszeit der beteiligten Nuklide.

Ähnliches gilt für die Kontaminationsmessung bei Lebensmitteln mit tragbaren Geräten. Auch hier wird die Kontamination unterschätzt, da ein Teil der Radioaktivität (z.B. Cäsium-Isotope als Blattdüngung) in die Pflanze eindringt und an der Oberfläche nicht mehr meßbar ist.

## Natürliche Radioaktivität

Die natürliche Radioaktivität setzt sich im wesentlichen aus drei verschiedenen Komponenten zusammen, aus der kosmischen Strahlung, aus der terrestrischen Strahlung und aus der Inkorporation (Aufnahme in den Körper) natürlicher radioaktiver Elemente.

Kosmische Strahlung in Meereshöhe	ca. 30 mrem/a
Terrestrische Strahlung von außen	ca. 50 mrem/a
Inkorporation natürl. Radionuklide	ca. 30 mrem/a
Durchschnittliche Gesamtbelastung	ca. 110 mrem/a

Quelle: Bundesminister des Inneren, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1983

Je nach Ort kann die Strahlenbelastung infolge natürlicher Radioaktivität erheblich schwanken. Werte, wonach die Strahlenbelastung im Schwarzwald (in Menzenschwand) bis zu 1800 mrem/a betragen könne, sind allerdings unzutreffend. Man müßte sich hierzu 1 Jahr lang auf der Schutthalde einer alten Uranmine aufhalten, um einer derartigen Belastung ausgesetzt zu sein. Diese Angabe bezieht sich keinesfalls auf die Bewohner der Schwarzwaldgemeinde.

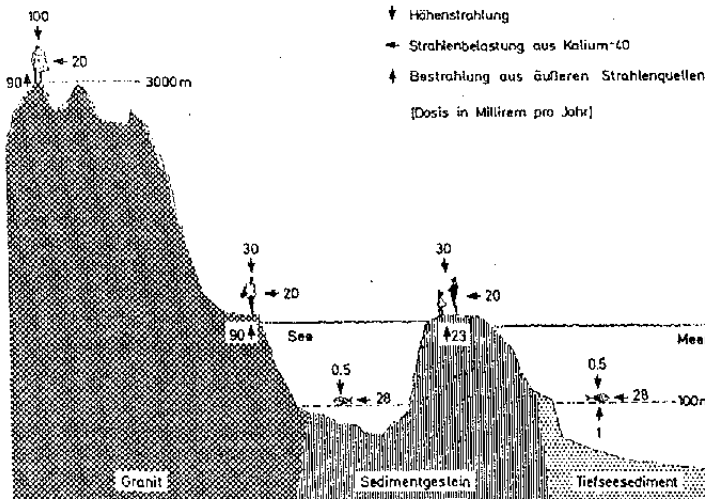
Die kosmische Strahlung wird durch eine Vielzahl energiereicher Teilchen verursacht, die z.T. in der oberen Atmosphäre gebildet werden. Ein wesentlicher Beitrag der Strahlung besteht aus energiereichen elektromagnetischen Wellen. Dabei ist die Abschirmung durch die Atmosphärenluft ganz beträchtlich, so daß die Höhenstrahlung im Gebirge wesentlich höher ist als in Meereshöhe.

Die terrestrische Strahlung kommt durch radioaktive Nuklide zustande, die u.a. im Gestein (Granit oder Feldspat) eingelagert sind. Das wichtigste natürliche radioaktive Nuklid ist hierbei neben Radon-222 das Kalium-40, das durch seine Einlagerung im Mauerwerk auch in Gebäuden zu einer Belastung führt.

Kalium-40 wird aber auch, ebenso wie andere Nuklide (Kohlenstoff-14 oder Radium-226) vor allem mit der Nahrung in den Körper aufgenommen (inkorporierte Strahlung) und trägt zur inneren Strahlenbelastung bei.

Der Strahlungshintergrund durch die natürlichen Radionuklide im Niederschlag liegt durch den  $\beta$ -Strahler Tritium normal unter 1 Bq pro Liter. Die Konzentration des  $\beta$ -Strahlers K-40 im Boden liegt im Bereich von 30 Bq/kg, der Wert von K-40 im Trinkwasser bei wenigen Zehntel Bq/l.

Abb.2: Quellen natürlicher Strahlenbelastung (schematisiert), Dosis in Millirem pro Jahr (aus Weish, Gruber, Radioaktivität und Umwelt, 1979)



# Welche Isotope entstehen bei der Kernspaltung?

Bei Atombombenexplosionen oder der energetischen Nutzung der Kernspaltung in Reaktoren werden andere radioaktive Substanzen erzeugt als sie sich gleichsam natürlich noch in unserer Umwelt befinden. Bei den meisten radioaktiven Stoffen, die dabei freigesetzt werden können, handelt es sich um Spaltstoffe oder Aktivierungsstoffe durch die Kernspaltung. Werden Urankerne ( $U-235$ ) gespalten, so entstehen unterschiedlich große Bruchstücke. Dabei gibt es eine Häufung bei der Atomzahl bei etwa 100 (z.B. Strontium-90, Krypton-85 oder Ruthenium-103) und bei etwa 130 (Iod-131, Caesium-137). Andere radioaktive Stoffe entstehen durch Aktivierungen oder Zerfallsreihen, so z.B. der radioaktive Wasserstoff, das Tritium, oder Elemente wie Kohlenstoff-14, Cobalt-60 oder Plutonium-239.

Insgesamt treten in einem Reaktor mehrere hundert verschiedene, meist radioaktive Isotope auf. In Tab.2 sind die Spaltprodukte aufgetragen, die beim Betrieb eines Leichtwasserreaktors, wie er in der Bundesrepublik üblich ist, in den Brennelementen vorliegen. Die Werte können jedoch nicht direkt auf den Reaktor von Tschernobyl übertragen werden, da es sich hier um einen graphitmoderierten Reaktor handelte. Insbesondere ist die Angabe des Plutoniuminventars mit großer Unsicherheit behaftet. Denn vermutlich wurde der Reaktor neben der Energieerzeugung auch zur Erzeugung von Plutonium für Atombomben verwendet. Bei einem Kernunfall kommt es allerdings i.a. nicht zur Freisetzung des gesamten nuklearen Inventars, sondern nur, je nach Ausmaß des Unfalls, zur Freisetzung eines Anteils von einigen bis einigen Dutzend Prozent.

Tab.2: Aktivitäten der in einem Leichtwasserreaktor vom Typ Biblis im Gleichgewicht vorhandenen wichtigsten Spaltprodukte in Billionen Becquerel =  $10^{15}$  Bq (Quelle: Deutsche Risikostudie 1977)

Krypton-85	329
Krypton-88	2.800
Strontium-89	3.900
Strontium-90	200
Zirkonium-95	6.600
Ruthenium-103	5.100
Ruthenium-106	1.500
Iod-131	3.800
Iod-133	7.500
Xenon-133	7.400
Caesium-134	510
Caesium-137	260
Barium-140	6.900
Cer-144	4.000
Plutonium-238	4,7
Plutonium-239	1,1
Plutonium-241	220

Der Reaktor in Tschernobyl hatte eine Leistung von 1.000 MW und sein Brennstoff war wahrscheinlich zu 1,5 % angereichert. Der Brennstoff in den sowjetischen RBMK-Reaktoren wird bis zu einem Abbrand von ca. 18.000 MWd/t ausgenutzt. Damit liegt das maximal mögliche Inventar langlebiger radioaktiver Spaltprodukte in dem Reaktor Tschernobyl nach einjährigem Betrieb bei etwa einem Drittel des Inventars deutscher Kernkraftwerke. Diese besitzen mit 1.300 MW eine um 30% höhere Leistung und mit ca. 40.000 MWd/t einen deutlich höheren Abbrand.

Ersten groben Berechnungen der Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF)<sup>1</sup> zufolge hat der Reaktor in Tschernobyl bei einem durchschnittlichen Abbrand von 8.000-10.000 MWd/t nach Beendigung der Kettenreaktion folgende Isotope enthalten (in  $10^{25}$  Bq):

Sr-89	1.200
Sr-90	200
I-131	1.000
Cs-134	500
Cs-137	280

Da der Kern des Tschernobyl-Reaktors vermutlich zum größten Teil zerstört wurde, wurden bestimmte Nuklide wie z.B. die Edelgase zu fast 100 Prozent freigesetzt. Wahrscheinlich gilt das auch für das Iod. Der Freisetzunganteil von Cäsium sollte zwischen 10 und 50 Prozent und jener von Strontium zwischen 2 und 10 Prozent gelegen haben.

Diese Zahlen sind jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet. Genauere Angaben wird man möglicherweise machen können, wenn die UdSSR ihren Bericht über den Ablauf des Unfalls im Spätsommer 1986 vorlegt.

Die in Wackersdorf geplante Wiederaufbereitungsanlage wird nach mehrjährigem Betrieb grob geschätzt über fünfzigmal soviel langlebige Spaltprodukte enthalten wie der Reaktor in Tschernobyl.

<sup>1</sup> R.Paul (Hg.), *Atomkraft am Ende?*, 2.ergänzte Auflage, Verlag Die Werkstatt, Göttingen, Juni 1986

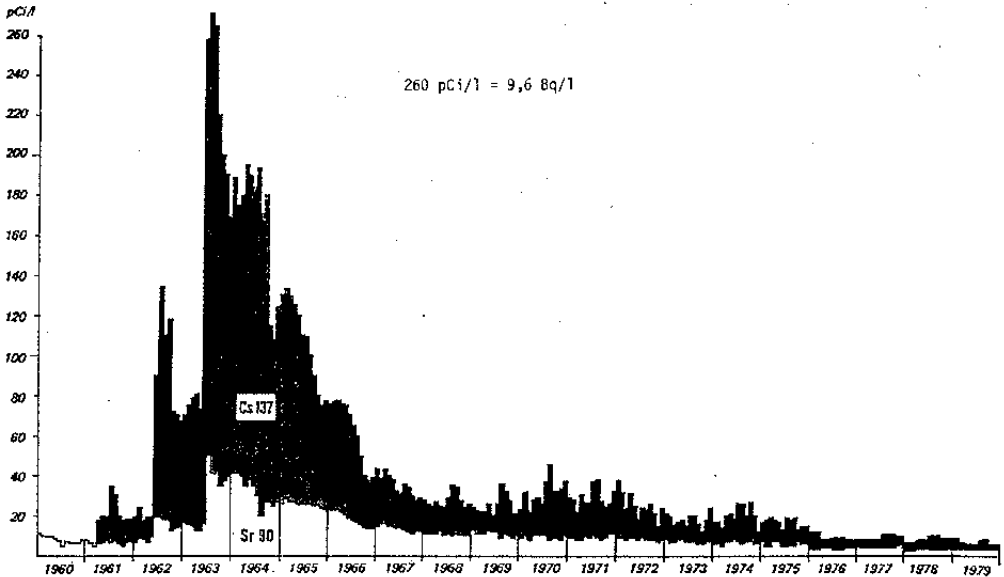


## Atlant: Kernwaffenversuche

Durch die Kernwaffenversuche in den 50er und 60er Jahren sind größere Mengen künstlicher und z.T. auch langlebiger Radionuklide in die Biosphäre gelangt, die sich in Europa noch heute nachweisen lassen. Die wichtigsten Nuklide des Atombombenfallouts sind wegen ihrer langen Halbwertszeit Cs-137 und Sr-90. Die meisten oberirdischen Atombombenversuche wurden Anfang der 60er Jahre durchgeführt, bevor sie ab 1963 weitestgehend eingestellt wurden.

Die maximalen Immissionskonzentrationen wurden in der Bundesrepublik Deutschland 1963 festgestellt. So wurden in der Milch Monatsmittelwerte an Cs-137-Aktivitäten bis maximal 9,6 Bq/l und Sr-90 bis maximal 2 Bq/l gemessen. In den 70er Jahren lag die Belastung der Milch bei Sr-90 in der Bundesrepublik bei etwa 0,2 Bq/l und bei Cs-137 bei etwa 0,2-0,7 Bq/l mit abnehmender Tendenz.<sup>1</sup>

Abb.3: Monatsmittelwerte des Cs-137- und Sr-90-Gehaltes der Milch in der Bundesrepublik in Picocurie pro Liter (1 pCi = 0,037 Bq).



<sup>1</sup> BMI, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1979

Die im Mai 1986 in der Bundesrepublik gemessenen Tagesmittelwerte der Trinkmilch lagen zwischen 2 und 130 Bq/l für Cs-137. In Bayern erreichten die Cs-137-Werte im Mai sogar 185 Bq/l<sup>1</sup> (vgl. das Kapitel zu Meßwerten). Der von der Bundesregierung zunächst erlassene, dann wieder aufgehobene Grenzwert lag für Cs-137 bei 100 Bq/l.

1964 wurden in der Bundesrepublik pro Person durch die gesamte Nahrung etwa 3.200 Bq an Cs-137 und 400 Bq an Sr-90 aufgenommen<sup>2</sup>. Aus den Abbildungen 4 und 5 ist die Belastung der verschiedenen Nahrungsmittel in den Jahren 1964 und 1983 für Cs-137 zu ersehen<sup>3</sup>. Die Belastung für 1964 wurde dabei hauptsächlich durch direkte Fallout-Ablagerungen auf den Pflanzen verursacht, die wesentlich geringere Belastung von 1983 dagegen überwiegend durch die Wurzel Aufnahme aus dem Boden (siehe die entsprechenden Kapitel). Dieser Belastungsunterschied ist einleuchtend: Die direkte Kontamination der Pflanzenoberfläche ist stärker als die Wirkung dieser Kontamination über den Boden. Zu der 1983 geringeren Lebensmittelbelastung, die auch das Belastungsniveau vor dem Tschernobyl-Unfall ersehen läßt, trägt auch der inzwischen erfolgte radioaktive Zerfall der Fallout-Substanzen bei.

In den Daten der Abb. 4 (1964) sind bei den überprüften Lebensmitteln überwiegend Importe eingeschlossen. Die Abkürzungen bedeuten: Weizenmehl, Roggenmehl, Kartoffeln, Hülsenfrüchte (Erbsen, Bohnen, Linsen), Karotten, Steinobst (Pflaumen, Mirabellen, Kirschen...), Wald- und Gartenbeeren, Dosenpilze, Frischpilze und Kalbfleisch. Besonders hoch und außerhalb der Skala der Graphik lag 1964 die Belastung bei frischen Pilzen.

Die Angaben in Abb. 5 (1983) für Gerste, Hafer, Weizen und Roggen beziehen sich auf Inlandsgetreide. Die weiteren Abkürzungen lauten: Kartoffeln, Grünkohl, Kopfsalat, Bohnen, Zwetschgen, Kernobst (Äpfel, Birnen...), Rind-, Schweine- und Kalbfleisch.

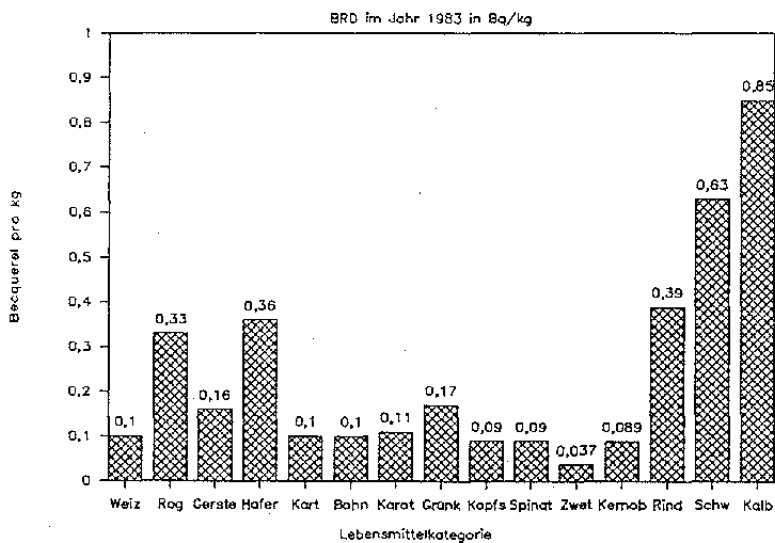
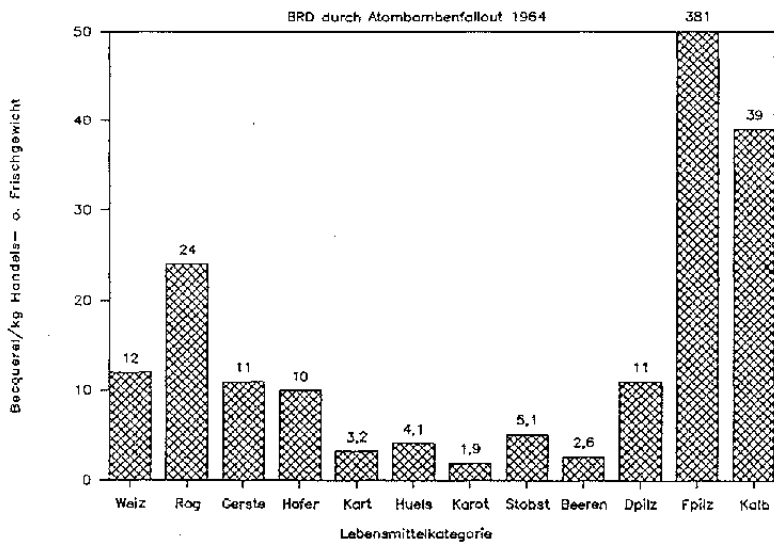
Insgesamt wurden durch den Atombombenfallout hauptsächlich Anfang der 60er Jahre in unseren Breiten etwa 5.000 Bq Cs-137 und 3.000 Bq Sr-90 pro m<sup>2</sup> abgelagert. Die im Südosten Baden-Württembergs und in Südbayern in 10 Tagen nach dem Reaktorunfall abgelagerte Cs-137-Aktivität liegt im Bereich von 10.000 bis 30.000 Bq/m<sup>2</sup> und damit 2 bis 6 mal so hoch wie die gesamte infolge der Atombombentests der letzten 35 Jahre abgelagerte Caesiummenge.

<sup>1</sup> Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Tagesmittelwerte aus der Datenbank RADAN, 11.6.1986

<sup>2</sup> BMI, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1983

<sup>3</sup> BMI 1983 und Bundesminister für Bildung und Wissenschaft, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Umweltüberwachung 1956-1968, Bonn 1970

Abb.4 und 5: Caesium-Konzentrationen in Lebensmitteln 1964 und 1983 durch den Atombombenfallout in der Bundesrepublik (Abk. siehe Text)



## Die schädliche Wirkung von Radioaktivität

Die wesentlichste Wirkung der radioaktiven Strahlen im atomaren Bereich besteht in der Ionisierung von Materie; sie werden deshalb auch häufig als ionisierende Strahlen bezeichnet. Dabei wird die Energie der Strahlen derart auf die Materie übertragen, daß die Elektronen der Materieatome weggerissen werden, die Atome also ionisiert ("Ionen") werden.

Das Ionisationsvermögen der Strahlen ist je nach Strahlenart ( $\alpha, \beta, \gamma$ ) und Energie der Strahlen unterschiedlich groß. Wegen ihrer geringen Reichweite geben  $\alpha$ -Strahlen ihre Energie im Gewebe in Bruchteilen eines mm ab; bei  $\beta$ -Strahlen ist die ionisierende Wirkung auf eine größere Region verteilt.

Die biologische Wirkung von radioaktiver Strahlung beruht auf dieser Ionisierung der Materie im Gewebe. Zwar sind Ionen auch im normalen Ablauf der Körperfunktionen stets vorhanden, jedoch haben sie gezielte Aufgaben beim Stoffwechsel in den Zellen zu erfüllen. Die Ionisation durch die Strahlen erzeugt dagegen wahllos Ionen, wodurch in dem Zellaufbau Schäden entstehen oder Fehlfunktionen auftreten können.

Die Schäden in den einzelnen Zellen können verschiedene Formen annehmen und i.a. nicht vorhergesagt werden. Relevant für die biologische Wirkung der Schäden sind die Art und der Zustand der betroffenen Zellen, die Anwesenheit bestimmter Stoffe, die Beeinflussung durch andere Nachbarzellen und viele andere Faktoren. Die Bandbreite der Folgen radioaktiver Strahlung reicht von einer kurzzeitigen Beeinträchtigung bestimmter Zellfunktionen über eine Reihe mehr oder weniger schwerwiegender, dauerhafter Beschädigungen von Zellteilen bis hin zum Zelltod.

Für das Lebewesen ist die vorübergehende Zellschädigung ebenso wie der Zelltod, wenn er nur verhältnismäßig wenig Zellen betrifft, nahezu ungefährlich. Anders verhält es sich bei dauerhaften Zellschäden, durch die die Zellen sich abnormal verhalten und entwickeln können und gut- oder bösartige Tumore entstehen können. Diese Schäden, die das bestrahlte Lebewesen (i.a. den Menschen) selbst betreffen, nennt man somatische Schäden. Die nachteilige gesundheitliche Auswirkung (z.B. Krebs) einer Bestrahlung kann dabei erst nach vielen Jahren bis Jahrzehnten auftreten.

Neben diesen somatischen Schäden gibt es noch genetische Strahlenschäden. Hierbei werden männliche oder weibliche Keimzellen geschädigt; die Folgen können Erbschäden bei nachfolgenden Generationen oder das Absterben des Embryo (Fehlgeburt) sein.

Die Wahrscheinlichkeit des Eintretens von relevanten Schäden ist zwar bei hohen Strahlendosen, denen das Gewebe ausgesetzt war, i.a. größer, jedoch wird vermutet, daß auch schon der Zerfall eines einzigen radioaktiven Nuklids im Körper ausreichen kann, um eine oder mehrere Zellen zu beschädigen. Im ungünstigsten Fall kann ein solcher Zelldefekt bereits zu gesundheitlichen Schäden führen.

Strahlung schädigt nicht alle Zellen in einem gleichen Maß. Zellen durchlaufen in ihrem Leben verschiedene Phasen unterschiedlicher Strahlenempfindlichkeit. In bestimmten Phasen ihrer Teilung, d.h. also beim Wachstum, sind sie besonders empfindlich. Zellen, die sich rasch vermehren, können somit stärker durch radioaktive Strahlung geschädigt werden. Da Krebszellen sich i.a. schnell vermehren, wird zu ihrer Bekämpfung in der Medizin häufig die Strahlentherapie eingesetzt. Andererseits sind auch andere Zellen mit erhöhter Wachstumsaktivität strahlensensibel, z.B. die Zellen der blutbildenden Organe (Knochenmark) oder der Organismus von Kindern und Feten. Vor allem hierauf ist die erhöhte Strahlengefährdung von Kleinkindern zurückzuführen.

Für die Wirkung von radioaktiver Strahlung ist i.a. weiterhin wichtig, wie sich die ionisierende Strahlung auf den Körper räumlich verteilt. Dies hängt von der Art der Strahlung des entsprechenden Radionuklides sowie von der chemischen Verteilung des Stoffes im Körper ab. Von einer **Ganzkörperbestrahlung** spricht man, wenn die Strahlenbelastung im ganzen Körper etwa gleich groß ist, z.B. weil das radioaktive Nuklid im ganzen Körper eingelagert wurde. Dies ist z.B. bei den radioaktiven Nukliden des Wasserstoffs, des Kohlenstoffs oder des Kaliums der Fall, also bei Tritium, C-14 und K-40, die der Körper von den nichtradioaktiven Isotopen nicht unterscheiden kann und folglich im ganzen Körper einbaut. Andererseits tritt Ganzkörperstrahlung auch bei äußerer Bestrahlung mit Strahlen auf, die den Körper ganz durchdringen können, wie z.B. bei energiereichen  $\gamma$ -Strahlen.

Von einer **Teilkörperbestrahlung** spricht man dagegen, wenn nur bestimmte Bereiche oder Organe des Körpers betroffen sind, weil nur dieser Körperbereich äußerlich bestrahlt wurde oder dort eine bestimmte Nuklidart besonders eingelagert wird. So liegt z.B. eine Teilkörperbestrahlung für die Haut vor, wenn man auf einer radioaktiv stark verseuchten ("kontaminierten") Wiese liegt.

Die Teilkörper- oder Organbestrahlung ist insbesondere bei Nukliden wichtig, deren Strahlen nur eine geringe Reichweite haben und die sich in bestimmten Körperteilen konzentrieren. Das bekannteste Beispiel ist die Sammlung von I-131 in der Schilddrüse. Da die Schilddrüse von Natur aus Iod anreichert, lagert sie auch radioaktives I-131 ein, das sie nicht von dem stabilen Iod unterscheiden kann. Das I-131 wirkt deshalb hauptsächlich auf das Gewebe der Schilddrüse.

## **Akute Schäden durch hohe Strahlendosis**

Wenn Menschen kurzzeitig einer hohen Strahlendosis ausgesetzt sind, etwa bei einem KKW-Unfall in unmittelbarer Nähe oder einer Atombombenexplosion, treten **akute Auswirkungen** auf, die von den sogenannten **Spätschäden**, die erst viele Jahre oder sogar Jahrzehnte nach der Bestrahlung auftreten, unterschieden werden müssen.

Das Krankheitsbild von der sogenannten "Strahlenkrankheit" wurde erstmals nach den Atombombenabwürfen in Hiroshima und Nagasaki beobachtet. Neben den unmittelbaren Folgen der Explosionen, wie etwa Verbrennungen und anderen Verletzungen, wurden bei den überlebenden Opfern infolge der sehr hohen radioaktiven Strahlung folgende Symptome beobachtet: Fieber, Schwindel, heftige Kopfschmerzen, Erbre-

chen und Durchfall. Später traten Haarausfall und Geschwüre auf. Die schädigende Einwirkung der Strahlung auf die blutbildenden Organe (Knochenmark) machte sich durch fiebrige Infektionen und dem Verlust jeglicher Abwehrkräfte bemerkbar. Bei Ganzkörperbestrahlungen mit 1000 rem und mehr muß bei 95 % der Bestrahlten mit dem Tod innerhalb weniger Stunden gerechnet werden. Bei 200 bis 600 rem sterben noch 40 % der Bestrahlten innerhalb eines kurzen Zeitraumes.

Mit diesen akuten Gesundheitsschäden durch den Unfall in Tschernobyl muß in der Bundesrepublik Deutschland natürlich nicht gerechnet werden. Dazu waren die hier aufgetretenen Strahlendosen zu niedrig. Anders kann die Situation jedoch unmittelbar am Unfallort ausgesehen haben. Strahlendosen von mehreren 100 rem sind hier wahrscheinlich.

#### Akute Wirkungen durch hohe Strahlendosis:

0 - 50 rem	geringfügige Blutbildveränderungen, sonst keine nachweisbaren Wirkungen.
80 - 120 rem	bei 5 - 10 % der Exponierten etwa ein Tag lang Erbrechen, Übelkeit und Müdigkeit.
130 - 170 rem	bei etwa 25% der Exponierten etwa 1 Tag lang Erbrechen und Übelkeit, gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit; keine akuten Todesfälle zu erwarten.
180 - 260 rem	bei etwa 25% der Bestrahlten etwa ein Tag lang Erbrechen und Übelkeit, gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit. Einzelne Todesfälle zu erwarten.
270 - 330 rem	bei fast allen Bestrahlten Erbrechen und Übelkeit am ersten Tag, gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit; etwa 20 % Todesfälle innerhalb von 2 bis 6 Wochen; etwa 3 Monate lange Rekonvaleszenz der Überlebenden.
400 - 500 rem	bei allen Bestrahlten Erbrechen und Übelkeit am ersten Tag gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit; etwa 50 % Todesfälle innerhalb eines Monats; etwa 6 Monate lange Rekonvaleszenz der Überlebenden
550 - 770 rem	bei allen Bestrahlten Erbrechen und Übelkeit innerhalb 4 Stunden nach der Bestrahlung, gefolgt von anderen Symptomen der Strahlenkrankheit. Bis zu 100 % Todesfälle; wenige Überlebende mit Rekonvaleszenzzeiten von etwa 6 Monaten.
1000 rem	bei allen Bestrahlten Erbrechen und Übelkeit innerhalb 1 - 2 Stunden; wahrscheinlich keine Überlebenden.
5000 rem	fast augenblicklich einsetzende schwerste Krankheit; Tod aller Bestrahlten innerhalb 1 Woche.

## Langzeitschäden durch Niedrigstrahlung

Durch niedrige Strahlendosen können sowohl somatische als auch genetische Schäden auftreten. Da die Schäden sich jedoch meist erst Jahre später bemerkbar machen und das zusätzliche Risiko für Einzelpersonen verhältnismäßig gering ansteigt, können die Effekte wenn überhaupt nur einige Jahre bis Jahrzehnte nach der Strahlenbelastung durch einen gewissen Anstieg der entsprechenden Krankheitshäufigkeit statistisch nachgewiesen werden. Nahezu unmöglich ist deshalb auch ein kausaler Nachweis beispielsweise zwischen einer Leukämieerkrankung und einer früheren Strahlenbelastung.

Man geht im Bereich niedriger Strahlendosen davon aus, daß es keinen Schwellenwert (wie bei verschiedenen chemischen Giften) gibt, unterhalb dessen die Strahlung für den Organismus ungefährlich ist. Jede noch so geringe Strahlendosis kann eine biologische Wirkung auslösen, die sich schlimmstenfalls als Gesundheitsschaden manifestiert. Allerdings nimmt die Wahrscheinlichkeit eines solchen Schadens bei geringen Dosen ab, so daß man die Beziehung zwischen geringer Dosis und ihrer Wirkung meist nur noch statistisch in einer größeren Bevölkerung beobachten kann. Der genaue Zusammenhang zwischen Dosis und Wirkung ist dabei in der Wissenschaft noch strittig.

Die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP)<sup>1</sup> geht von einem linear-quadratischen Dosis-Wirkungszusammenhang aus (das entspricht in Abb.6 der Kurve b); das hieße, daß mit zunehmender Dosis mit einem überproportionalen Anstieg an Schäden zu rechnen ist. Im Niedrigdosisbereich wären damit verhältnismäßig wenig Schäden zu erwarten. Andere Wissenschaftler gehen dagegen von einem linearen Zusammenhang (Kurve a) aus (doppelte Dosis erzeugt doppelte Effekte); denkbar wäre jedoch auch, daß geringe Dosen eine verhältnismäßig hohe Wirkung haben (Kurve c). Die genaue Dosis-Wirkungsbeziehung läßt sich im niedrigen Dosisbereich nur schwer nachweisen, da die zu erwartenden Spätschäden sich nicht von ohnehin vorkommenden Erkrankungen und Mißbildungen unterscheiden und meist nur über eine große Zahl von beobachteten Personen nachgewiesen werden können.

In den letzten Jahrzehnten wurde dennoch in Untersuchungen deutlich gezeigt, daß auch bei niedrigsten Dosen mit Strahlenwirkungen gerechnet werden muß. So untersuchten beispielsweise A.Stewart et al. seit Ende der 50er Jahre den Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Leukämie und Krebs bei (inzwischen mehr als 20.000) Kindern und vorgeburtlicher (im Mutterleib) diagnostischer Röntgenbestrahlung<sup>2</sup>. Die Untersuchungen konnten einen Zusammenhang zwischen Bestrahlung und Tumorzahlfrequenz schon bei einer Strahlendosis im Bereich von 250 mrem nachweisen. Diese Ergebnisse im Niedrigdosisbereich waren möglich, da Krebs im Kindesalter normalerweise sehr selten auftritt. Stewart et al. fanden einen Zusammenhang zwischen Dosis und Tumorzahlfrequenz, der sich am besten durch eine lineare Dosis-Wirkungsbeziehung beschreiben läßt.

<sup>1</sup> ICRP Publ.26, 1977

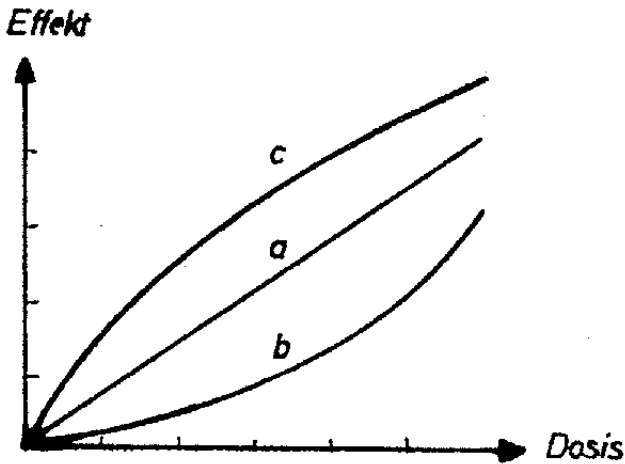
<sup>2</sup> z.B. A.Stewart, G.W.Kneale, Lancet 2, 1970, 1185

Die Ergebnisse bei vorgeburtlicher Bestrahlung wurden auch von anderen Studien bestätigt<sup>1</sup>. Diamond et al.<sup>2</sup> fanden bei den geborenen Kindern z.B. eine erhöhte Mißbildungsrate.

In den USA wurden 1.400 Leukämiefälle aus einem Gebiet mit 13 Millionen Einwohnern ausgewählt und analysiert. Die Autoren fanden bei Männern einen Zusammenhang von Leukämie und röntgendiagnostischer Bestrahlung, wobei sie die Knochenmarkdosis mit  $< 500$  mrem abschätzten<sup>1</sup>.

Trotzdem wird heute noch vereinzelt mit einem Schwellenwert argumentiert, der unterstellt, daß Strahlendosen unterhalb dieses Wertes und somit unterhalb des gesetzlich zulässigen Höchstwertes "praktisch unschädlich" seien. Dieser Annahme liegt die Vorstellung zugrunde, daß Reparatur- und Erholungsvorgänge der Zellen die Schäden aufheben könnten, wenn zwischen den Bestrahlungen genügend große Zeitabstände dies ermöglichten.

Abb.6: Theoretische Dosis-Wirkungsbeziehungen mit linearer (Kurve a) und quadratisch-linearer Abhängigkeit (Kurve b)



<sup>1</sup> vgl. hierzu I.Schmitz-Feuerhake, Bundestagsdrucksache 8/4341, 1980

<sup>2</sup> E.L.Diamond et al., Am.J.Epidemiol. 97, 1973, 283



Unumstritten finden Reparatur- und Erholungsvorgänge in den Zellen statt; bekannt sind hierbei z.B. Mechanismen, die Fehler in der DNS (der Erbsubstanz) korrigieren. Die Frage ist jedoch, ob diese Reparaturmechanismen bei geringeren Dosen eher stattfinden, so daß sich daraus ein Schwellenwert ableiten ließe.

Der Annahme, daß im Niedrigdosisbereich die Reparaturvorgänge eher wirksam werden, liegt die Vorstellung zugrunde, daß der Zeitraum, innerhalb dessen eine bestimmte Strahlungsmenge auf das Gewebe trifft, eine entscheidende Rolle spielt. Trifft die Strahlung verteilt über einen längeren Zeitraum auf das Gewebe, so könnten Erholungsprozesse eher stattfinden. Dies hätte zur Folge, so die These, daß das Strahlenrisiko für niedrige Strahlendosen überschätzt ist, wenn es von Untersuchungen hergeleitet wird, denen hohe Strahlendosen zugrunde liegen.

Erholungsvorgänge bei einer zeitlichen Ausdehnung der gleichen Dosisbestrahlung wurden jedoch nur in der Strahlentherapie bei sehr hohen Strahlendosen im Bereich von einigen 100 rem beobachtet. Die Entstehung von Krebs und Mutationen sind jedoch Vorgänge, die damit nicht verglichen werden können. Hier wurden gerade entgegengesetzte Effekte beobachtet. So wurde weder bei einer Auswertung von Brustkrebsfällen bei den Überlebenden aus Hiroshima und Nagasaki noch Untersuchungen über Schilddrüsenkrebs bei Menschen dieser abnehmende Effekt entdeckt<sup>1</sup>.

## **Gesundheitsschäden durch natürliche Radioaktivität?**

Die natürliche Strahlung und ihre Schwankungsbreite dienen häufig als vermeintlicher Beleg, daß radioaktive Niedrigstrahlung keine Schäden beim Menschen verursachen könne. In einer Vielzahl von wissenschaftlichen Untersuchungen wurde jedoch in den vergangenen Jahren nachgewiesen, daß auch natürliche Radioaktivität zu gesundheitlichen Schäden führen kann, und daß an Orten mit erhöhter natürlicher Strahlenbelastung mit einem erhöhten Gesundheitsrisiko gerechnet werden muß.

So haben z.B. mehrere Wissenschaftlerteams in den 70er Jahren bei Bevölkerungsgruppen, die einer erhöhten Untergrund- bzw. Radonstrahlung ausgesetzt waren, eine erhöhte Rate an genetischen Veränderungen festgestellt. Z.B. wurde in Brasilien in einer Gegend mit 6fach erhöhter externer Strahlenbelastung eine signifikant erhöhte Rate an Chromosomenaberrationen bei den Bewohnern gefunden<sup>2</sup>. Pohl-Rühling et al.<sup>3</sup> fanden bei Erwachsenen, die einer erhöhten natürlichen Strahlung von einigen 100 mrad/Jahr in Bad Gastein ausgesetzt sind, eine deutliche Erhöhung an Chromosomenschäden.

<sup>1</sup> I.Schmitz-Feuerhake, 1980

<sup>2</sup> M.A.Barcinski et al., *Am.J.Hum.Genet.* 27, 1975, 802

<sup>3</sup> Pohl-Rühling et al., *IAEA-SM-202/701 (1976)* 317

In dieser Untersuchung wird überdies festgestellt, daß die Zunahme der Chromosomenaberrationen im niedrigen Dosisbereich steil ist, während sie bei höheren Strahlenbelastungen stark abflacht. Dies würde bedeuten, daß eine Extrapolation der Wirkungen aus Untersuchungen mit hoher Strahlendosis in die Bereiche niedriger Strahlendosis das Risiko unterschätzt.

In anderen Untersuchungen wurde eine Korrelation zwischen der Häufigkeit von Krebserkrankungen bestimmter Organe und den Horizontalinien des geomagnetischen Flusses und damit der Höhe der kosmischen Strahlung gefunden. Archer<sup>1</sup> untersuchte 1978 die Bevölkerung in Colorado, wo die Leute vorwiegend oberhalb 1500 Meter leben, und fand eine allgemein erhöhte Krebsrate. Eine ähnliche Übereinstimmung wurde auch schon 1960 von Wesley<sup>2</sup> für die Anzahl von genetisch bedingten Todeburten gefunden.

Der 1979 im Auftrag der U.S. National Academy of Science veröffentlichte "BEIR-III-Report" spricht von ca. 1% aller Krebserkrankungen, die durch die natürliche Strahlung ausgelöst würden. Andere Untersuchungen<sup>3</sup> geben den Anteil der durch die natürliche Strahlung verursachten Krebsfälle mit 1 - 10 % an, bei Leukämie bis 20%. In der Bundesrepublik werden demnach jährlich mehrere Tausend tödliche Krebsfälle durch die natürliche Strahlung verursacht. Allein durch Kalium-40 werden in der Bundesrepublik vermutlich ca. mehrere hundert Krebsfälle pro Jahr ausgelöst.

In den letzten Wochen wurde von Behörden häufig die Menge an natürlichem radioaktivem Kalium-40 angegeben, die täglich mit der Nahrung aufgenommen wird, und mit der Zufuhr von Cs-137 oder I-131 aus dem Reaktorunfall verglichen. Dieser Vergleich ist problematisch:

Der Anteil von radioaktiven Kalium-40 in Kalium ist in der Biosphäre konstant. Der menschliche Organismus benötigt Kalium, er nimmt somit in geringen Spuren auch stets das radioaktive K-40 auf. Allerdings regelt der Körper den Kaliumgehalt genau und hält ihn konstant. Eine verstärkte Kaliumzufuhr und damit K-40-Aufnahme führt zu einer erhöhten Kaliumausscheidung und damit nicht zu einer erhöhten radioaktiven Belastung. Deshalb beträgt die Strahlendosis durch K-40 beim Menschen ziemlich konstant 20 mrem/a; sie ist nicht vermeidbar.

Demgegenüber wird durch künstliche radioaktive Produkte wie z.B. durch Iod-131 oder Cs-137 eine zusätzliche Strahlendosis verursacht, die direkt von der Aufnahmemenge dieser Radionuklide abhängt.

<sup>1</sup> V.E.Archer, *Health Phys.* 34, 1978, 237

<sup>2</sup> J.P.Wesley, *Int.J.Radiat.Biol.* 2, 1960, 97

<sup>3</sup> siehe hierzu IFEU-Bericht Nr.24, 1983

## Zu den Argumenten der Nuklearmediziner

In der Nuklearmedizin werden zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken (Tumorbekämpfung) unterschiedlich starke Strahlenbelastungen verwendet, die bis zu einigen 1000 rem Organbelastung reichen können. Diese Untersuchungen und Behandlungen erfolgen zumeist aufgrund einer medizinischen Indikation und beinhalten eine Risikoabwägung zwischen einem möglichen Heilerfolg jetzt und einem dadurch wesentlich später eintretenden Folgeschaden.

Aus derartigen Bestrahlungen und vor allem ihren Auswertungen kann allerdings nicht - wie es teilweise getan wird - auf das völlige Fehlen von Strahlenspät Schäden geschlossen werden:

- Die Nuklearmedizin behandelt eine kleine, ausgewählte Bevölkerungsgruppe; Schwangere und kleine Kinder werden normalerweise nicht bestrahlt. Demnach wären Ergebnisse solcher Untersuchungen nicht für die gesamte Bevölkerung repräsentativ.
- In den letzten Jahren wurden nur wenige epidemiologische Untersuchungen an Kollektiven bestrahlter Patienten durchgeführt. Dabei zeigten sich nach 10-30 Jahren deutliche Erhöhungen der Tumorzahlfrequenz (siehe unten). Bei den meisten Bestrahlten wird allerdings das Auftreten von Spät Schäden nicht untersucht. Ein Grund liegt sicherlich in dem großen Aufwand, den die langfristige Registrierung medizinisch bestrahlter Menschen über die Latenzzeit der Entstehung von Spät Schäden (10-30 Jahre) erfordern würde.
- Eine schwedische Untersuchung<sup>1</sup> von Radiojodtest-Patienten, auf die sich die Strahlenschutzkommission bei der Bewertung des I-131 Risikos beruft, hat drei Mängel:

1. Die mittlere Beobachtungszeit nach der Bestrahlung ist mit 17 Jahren erheblich zu kurz angesetzt. Denn Schilddrüsenkarzinome haben eine erheblich größere Latenzzeit: nach 20 Jahren treten erst 5%, nach 25 Jahren erst 25% und erst nach 35 Jahren 100% der Fälle auf.<sup>2</sup>

2. Während gründliche Untersuchungen Patientenkollektive direkt überprüfen, wurde in dieser Arbeit nur untersucht, ob die bestrahlten Patienten später (mit einem unbekanntem Zeitverzug) im schwedischen Tumoregister aufgeführt sind.

3. Schließlich bezieht sich die Studie nur auf Erwachsene und läßt die erheblich strahlensensibleren Kinder außer Acht.

<sup>1</sup> L.E.Holm et al, *J.Nat.Canc.Inst.* 64 (1980) 1055

<sup>2</sup> M.I.Favus et al, *N.Engl.J.Med.* 194 (1976) 1019

- Eine israelische Untersuchung<sup>1</sup> beobachtete an 11.000 Kindern, die mit einer therapeutisch bedingten Schilddrüsenedosis in Höhe von 9 rem belastet worden waren, eine Schilddrüsenkarzinomrate von 0,16% sowie eine Rate von Schilddrüsenerkrankungen insgesamt in Höhe von 0,29%. Bei den Kindern, die bei der Bestrahlung jünger als 6 Jahre alt waren, lag der Anteil an ausgelösten Karzinomen bei 0,29%.

Dieses Ergebnis kann auf die Schilddrüsenedosis von 3 rem angewendet werden, die die Strahlenschutzkommission nach dem Tschernobyl-Unfall als für Kleinkinder vertretbar erachtet hat und den Grenzwerten für Milch zugrundegelegt hat. Die Dosis von 3 rem wird bei einem Kind z.B. bereits durch den Verzehr von 13 Liter Milch mit dem nach der Strahlenschutzkommission gerade noch zulässigen I-131-Gehalt von 500 Bq/l erreicht. Die Iod-Dosis von 3 rem bedeutet nach der obigen Untersuchung<sup>1</sup> für Kleinkinder ein Risiko für die Auslösung eines Schilddrüsentumors von 1:1.000.

- Auf andere Untersuchungen, die ein erhöhtes Auftreten von Strahlenspätchäden aufgrund medizinischer Bestrahlung nachweisen, wird in den Kapiteln "Niedrigstrahlung" und "Krebsrisiko" eingegangen.

<sup>1</sup> E.Ron, B.Modan: *J.Nat.Canc.Inst.* 65, 1980, 7

## Die Wirkung der wichtigsten Radionuklide

### I-131

gilt als eine der Leitsubstanzen, wenn es zur Freisetzung von Radioaktivität kommt. Da die menschliche Schilddrüse Iod benötigt, wird das Iod hauptsächlich in der Schilddrüse abgelagert, wo es zu erheblichen Belastungen kommen kann. Eine verstärkte Anreicherung ist insbesondere in Gebieten wahrscheinlich, wo die Bevölkerung unter Iodmangel leidet (Süddeutschland). Neben der Inhalation nimmt der Mensch Iod hauptsächlich über die Trinkmilch auf. So wird rund die Hälfte des I-131, das sich in einem Kilo kontaminiertem Futter befunden hat, in 1 Liter Milch weitergegeben und belastet dann den Menschen.

Da Kinder und Kleinkinder im Verhältnis zu ihrem Körpergewicht wesentlich mehr Milch zu sich nehmen als Erwachsene und überdies aufgrund ihrer geringen Schilddrüsenmasse bei gleicher Iodaufnahme eine wesentlich höhere Schilddrüsendosis erhalten, sind sie durch radioaktives Iod stärker belastet als Erwachsene. Allerdings hat I-131 mit 8 Tagen eine relativ geringe Halbwertszeit, so daß Sicherheitsmaßnahmen hinsichtlich der Iodaufnahme nur eine begrenzte Zeit notwendig sind.

### Cs-137

wird ebenso wie Cs-134 in Milch, insbesondere aber im Muskelfleisch angereichert und somit, neben der Inhalation, über fleischliche Nahrung aufgenommen. Der Grund hierfür liegt darin, daß der Körper Caesium mit Kalium verwechselt und es deshalb in seinem Muskelgewebe einlagert. Zudem ist Caesium sehr gut wasserlöslich. Caesium trägt deshalb auch überwiegend zur Ganzkörperbelastung bei.

Anfangs gelangt Caesium durch die Ablagerung auf den Pflanzen über den Gemüse- und Milchpfad in die Nahrungskette. Später, wenn die direkte Ablagerung auf den Pflanzen keine Rolle mehr spielt, wird Caesium über die Wurzeln in die Pflanzen aufgenommen und führt somit zu einer ständigen (Halbwertszeit von Cs-137: 30 Jahre); wenn auch dann wesentlich geringeren Belastung als infolge der direkten Ablagerung.

### Sr-90

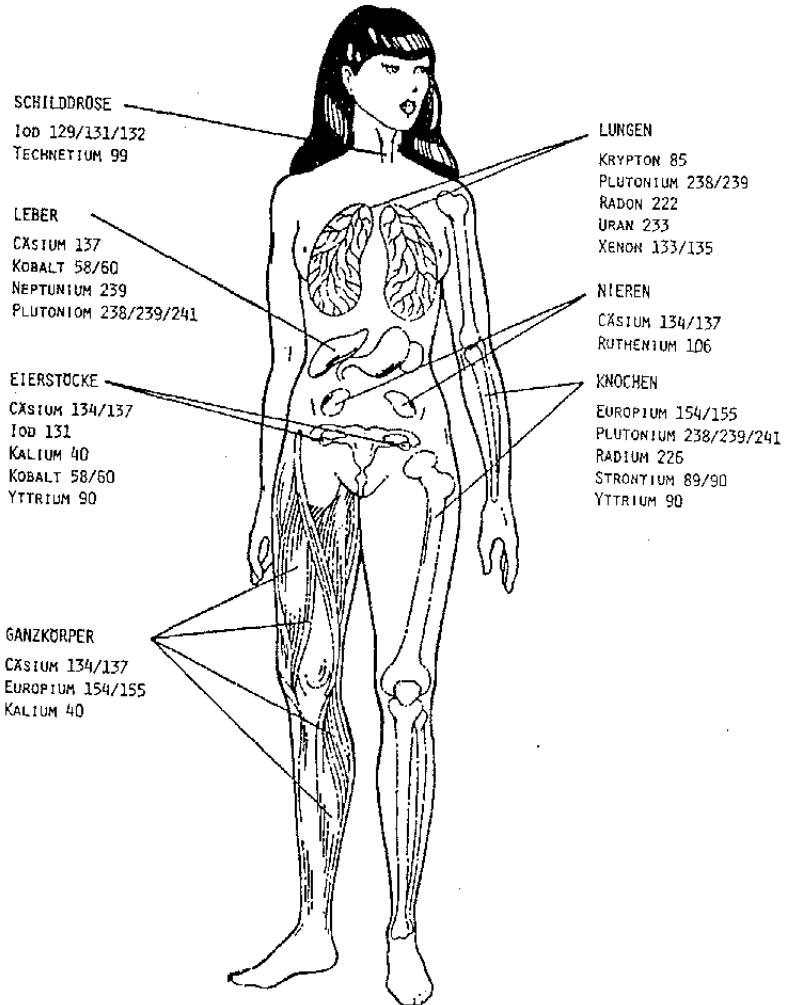
wird ebenso wie Sr-89 vom Körper mit Calcium verwechselt und in Knochen und Zähnen eingelagert. Diese Einlagerung ist gefährlich, weil Sr-90 dadurch die blutbildenden Organe (Knochenmark) schädigen kann, was schlimmstenfalls zu Leukämie führen kann.

Der Körper lagert Strontium um so mehr ein, je größer sein Calcium-Bedarf bzw.-Mangel ist, also insbesondere zu Zeiten des Wachstums.

Strontium wird durch oberflächlich kontaminiertes Blattgemüse, Milch, Inhalation und Fleisch aufgenommen. In bestimmten, vor allem calciumarmen Böden kann Strontium auch sehr gut von Wurzeln aufgenommen und in Pflanzen eingebaut werden.

Strontium-90 zerfällt mit einer Halbwertszeit von 29 Jahren zu dem ebenfalls radioaktiven Yttrium-90 (Halbwertszeit 59 Tage), das besonders für die Gonaden gefährlich ist.

Abb.7: Bevorzugte Wirkung von radioaktiven Nukliden in den verschiedenen menschlichen Organen



Pu-239

hat eine hohe chemische und eine sehr hohe radiologische Toxizität. Als radioaktives,  $\alpha$ -strahlendes Nuklid trägt Plutonium hauptsächlich durch Inhalation zur Belastung des Menschen bei; betroffen ist deshalb im wesentlichen die Lunge. Weniger als 1 Millionstel Gramm Plutonium kann Lungenkrebs auslösen. Als besonders hoch wird das Lungenkrebsrisiko eingeschätzt, wenn Plutonium in Form von Aerosolen (kleinste Staubpartikel) oder als Oxid-Schwebeteilchen nach Bränden durch Inhalation in den Körper gelangt.

Über die Nahrungskette wird Plutonium weniger stark aufgenommen, da das freigesetzte Plutoniumdioxid schwerlöslich ist. Allerdings kann das Plutonium in der Biosphäre pflanzenverfügbar gemacht werden, so daß es auch in gewissen Mengen über den Nahrungsweg aufgenommen wird. Durch inkorporiertes Plutonium können Knochen- und Lebertumore ausgelöst werden.

Tritium

ist radioaktiver Wasserstoff, der in der Regel als radioaktives Wasser auftritt und deshalb in der gesamten Biosphäre oder im ganzen Körpergewebe vorkommen kann. Er trägt deshalb zu einer Ganzkörperbelastung bei. Neben der Ingestion ist auch die Inhalation von Bedeutung. Neben der Strahlendosis spielt bei Tritium, welches in die Erbsubstanz eingebaut wurde, zu einem geringen Teil auch die Änderung des Elementcharakters (Transmutation) beim radioaktiven Zerfall eine Rolle, durch die z.B. chemische Änderungen in Biomolekülen entstehen können.

C-14

Ebenfalls wie Tritium gehört auch radioaktiver Kohlenstoff zu den Radionukliden, die nahezu überall im Gewebe eingebaut werden können. Radioaktiver Kohlenstoff wird als radioaktives Kohlendioxid freigesetzt und von den Pflanzen durch deren Assimilation aufgenommen und eingebaut. Die Belastung erfolgt deshalb hauptsächlich über die Ingestion.

Wie beim Tritium muß auch bei C-14 die Transmutation berücksichtigt werden; d.h. daß nach dem Zerfall eines C-14-Atoms ein Stickstoffatom entsteht, dessen chemisches Verhalten völlig anders als das des Kohlenstoffs ist.

## Die Einwirkung von Strahlen – Anreicherungspfade –

Eine radioaktive Wolke, wie sie infolge des Unglücks in Tschernobyl über Deutschland zog, kann auf verschiedene Arten die Bevölkerung belasten:

- Die äußere Bestrahlung oder "Submersion" entsteht durch die  $\alpha$ - und  $\beta$ -Strahlen der radioaktiven Wolke. Die  $\beta$ -Strahlen haben allerdings nur eine Reichweite von wenigen Metern, die  $\alpha$ -Strahlen sind dagegen von größerer Reichweite. Die  $\alpha$ -Strahlung verursacht eine Ganzkörperbelastung, die  $\beta$ -Strahlung führt zu einer Hautdosis.
- Die Bodenstrahlung besteht im wesentlichen ebenfalls aus  $\alpha$ - und  $\beta$ -Strahlen, letztere sind allerdings von eher untergeordneter Rolle. Es handelt sich hierbei um die Strahlung der radioaktiven Partikel, die sich auf dem Boden abgelagert haben, also wie bei der Submersion um eine äußere Bestrahlung. Die Belastung für die Haut oder die Gonaden kann erfolgen, wenn sich z.B. eine Person direkt auf verseuchten Boden oder in kontaminiertes Gras legt.
- Eine der wesentlichsten Belastungen entsteht durch das Einatmen der radioaktiven Stoffe (Inhalation). Die Partikel gelangen dabei über die Lunge in den Blutkreislauf und können dabei den Körper von innen bestrahlen, manche Stoffe werden dabei vom Körper angereichert, so z.B. das I-131 in der Schilddrüse.
- Die Hauptbelastung entsteht durch die sogenannte Ingestion, d.h. durch den Verzehr von kontaminierter Nahrung. Die radioaktiven Stoffe werden hier über den Magen-Darm-Trakt aufgenommen und in verschiedenen Organen oder Geweben eingelagert.

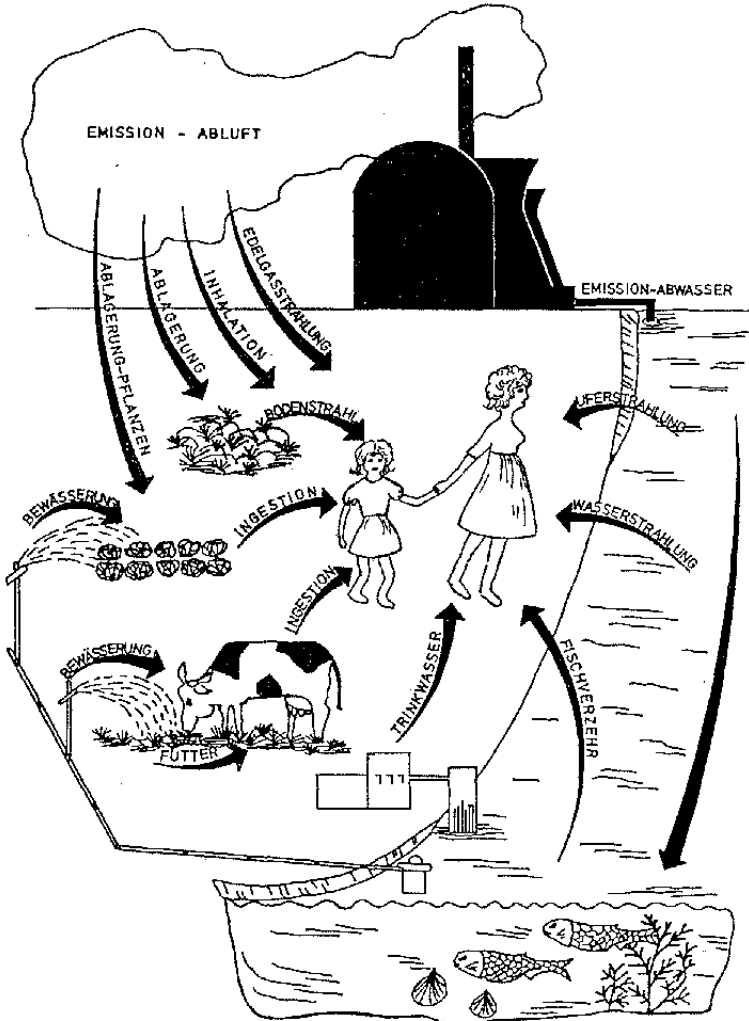
Diese Aufnahme von radioaktiven Stoffen durch Atmung und Verzehr wird auch als Inkorporation bezeichnet. Die Inkorporation von Radionukliden durch Inhalation oder Ingestion muß als der wichtigste Belastungspfad von Radioaktivität angesehen werden.

Die Ingestion von Radionukliden erfolgt über verschiedene Nahrungsmittel. Der bekannteste Pfad ist der "Milchpfad", bei dem die radioaktiven Stoffe mit dem Gras von den Kühen aufgenommen werden und in der Milch dann hohe Konzentration aufweisen. Die Radionuklide können weiterhin auch im Fleisch von Nutztieren oder von Fischen angesammelt werden, oder können direkt über Gemüse und Obst in den



menschlichen Körper gelangen. Das Maß der Ansammlung hängt z.B. von den chemischen Eigenschaften der Radionuklide, von der chemischen Form, in der es in die Biosphäre gelangt und dem Nahrungsmittelpfad ab.

Die verschiedenen radioökologischen Belastungspfade des Menschen, hier dargestellt am Beispiel des Normalbetriebs eines Kernkraftwerkes.



## Die Wurzelaufnahme radioaktiver Stoffe aus dem Boden

Radioaktive Substanzen lagern sich aus der Luft auf dem Boden ab und dringen dort ein. Sie werden in unterschiedlichem Ausmaß von den Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen und gelangen über den Verzehr dieser Pflanzen direkt oder über den Umweg des Tieres in den Menschen. Da die Menge der Radionuklide im Boden fast nur durch ihren Zerfall zurückgeht, stellt dieser Übergang aus dem Boden bei langlebigen Nukliden, wie z.B. dem Cs-137 oder dem Sr-90, eine sehr lange wirksame Belastung der menschlichen Nahrung dar.

Die Kontamination des Bodens und damit die Wurzelaufnahme radioaktiver Stoffe in Nahrungspflanzen und über Weidepflanzen in Fleisch und Milch sind somit das größte langfristige Problem einer radioaktiven Belastung der Biosphäre. Je nach ihrer chemischen Beschaffenheit und einigen weiteren Randbedingungen werden die Radionuklide aus dem Boden verschieden stark von Pflanzen und Tieren aufgenommen. Die für den Transfer, das heißt für den Übergang "Boden-Pflanze" wichtigsten Radionuklide sind dabei die langlebigen Substanzen Cs-137 und Sr-90. Sie werden aufgrund ihrer chemischen Verwandtschaft mit Kalium bzw. Calcium ähnlich wie diese aufgenommen und gelangen schließlich in den Stoffwechsel des menschlichen Organismus.

Das Maß für die Höhe der Wurzelaufnahme von Radionukliden ist der sogenannte Transferfaktor. Er gibt das Verhältnis der Radionuklidkonzentration im essbaren Teil der Pflanze im Vergleich zur Radionuklidkonzentration des Bodens an. Ein Transferfaktor von 0,1 z.B. besagt, daß die Konzentration des betreffenden Radionuklids in der Pflanze 0,1 oder 10% im Vergleich zur Konzentration im Boden ist. Bei einem Transferfaktor von größer als 1 kommt es zu einer Anreicherung. Ein Transferfaktor von 2 besagt z.B., daß die Konzentration in der Pflanze doppelt so hoch wie im Boden ist.

Um die in der Pflanze zu erwartete Radionuklidkonzentration zu berechnen, muß zunächst die Konzentration im Boden ermittelt werden. Dazu dividiert man die Boden-Radioaktivität in Bq/m<sup>2</sup> durch 280 kg, das ist die Bodenmenge, die in Pflugtiefe unter einem m<sup>2</sup> Boden liegt (Trockengewicht).

Die Transferfaktoren hängen sehr stark von der Radionuklidart, der Bodenart sowie der Pflanzenart ab, unterliegen also je nach den Randbedingungen großen Schwankungen. Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die Schwankungsbreite der Transferfaktoren von Caesium und Strontium für die wichtigsten landwirtschaftlichen Pflanzen. Der Wert "Vegetation" ist der von der Strahlenschutzkommission für alle Pflanzen- und Bodenarten einheitlich verwendete Transferfaktor, der vom Bundesministerium des Innern (BMI) 1979 zur allgemeinen Verwendung in radioökologischen Berechnungen empfohlen wurde<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> BMI, Gemeinsames Ministerialblatt Nr.21, S.371, 1979 und 1980, 1982

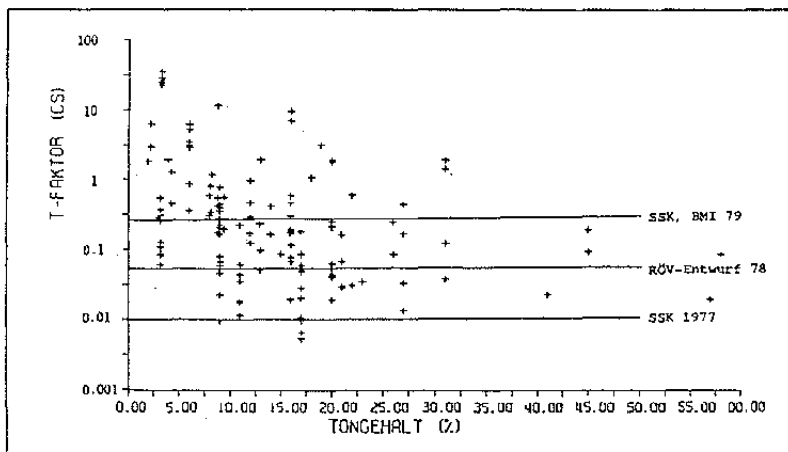
Tab. 3: Schwankungsbreite der Transferfaktoren Boden-Pflanze für Caesium und Strontium in (Bq/kg Pflanze-Frischgewicht : Bq/kg Boden-Trockengewicht)

	Transferfaktor Cs	Transferfaktor Sr
Blattgemüse	0,075 - 0,9	0,08 - 7,8
Kartoffeln	0,023 - 0,16	0,015 - 0,38
Wurzelgemüse	0,0025 - 0,15	0,055 - 21
Gras	0,0011 - 14	0,018 - 9,8
Klee	0,004 - 33	0,22 - 7,4
"Vegetation" (BMI, 1979)	0,05	0,4

Die von der Strahlenschutzkommission zur Berechnung von Strahlendosen verwendeten pauschalen Transfer- und Dosisfaktoren liegen dabei verhältnismäßig niedrig. Dies bedeutet, daß unter ungünstigen Situationen deutlich höhere Strahlenbelastungen als die berechneten auftreten können.

Abbildung 8 zeigt als Beispiel eine Auswertung der internationalen Literatur über Transferfaktoren Boden - Pflanze für Caesium. Es fanden sich insgesamt 142 im Experiment oder im Freiland gemessene Transferfaktoren, die je nach Boden- und Pflanzenart stark variierten. (In der Graphik sind die Transferfaktoren auf Trockengewicht Pflanze bezogen, sie können mit dem Faktor 0,2 in Frischgewicht umgerechnet werden.) Die in die Graphik eingezeichneten waagerechten Linien zeigen den jeweils von der Strahlenschutzkommission zur Berechnung verwendeten und allgemein empfohlenen Caesium-Transferfaktor.

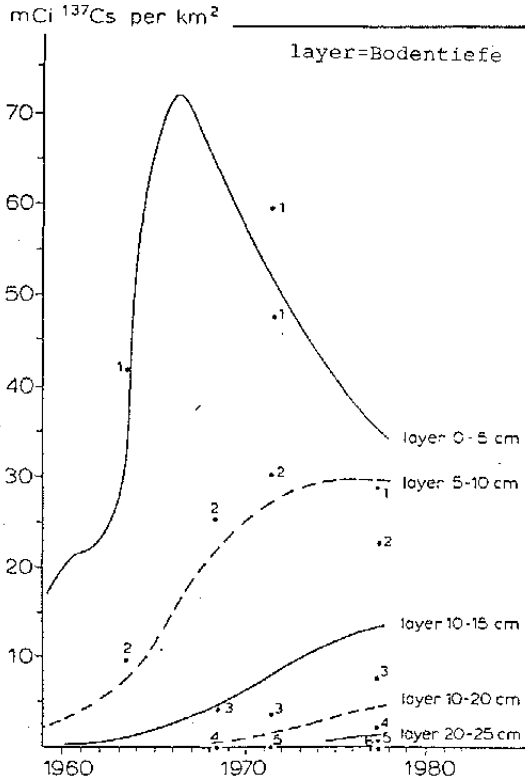
Abb.8: Literatursauswertung von Transferfaktoren für Boden/Pflanze in (Bq/kg Weidegras, Trockengew.):(Bq/kg Boden, Trockengew.)<sup>1</sup>



Aus Abbildung 8 geht hervor, daß dieser Wert früher am untersten Ende der beobachteten Bandbreite lag und heute gerade etwa im Mittelfeld der Schwankungsbreite liegt. Nach Angaben der Strahlenschutzkommission war der jeweils von ihr verwendete Transferfaktor zu jedem Zeitpunkt "konservativ", d.h. er sollte jeweils für die ungünstigste Anreicherung gelten und daher alle anderen in der Realität vorkommenden Radioaktivitätsanreicherungen abdecken.

Demgegenüber kann, wie aus der Abbildung weiterhin erkennbar, der radioaktive Transfer von Caesium aus dem Boden in die Pflanze bis zum Hundertfachen höher liegen als der Wert, der von der SSK angegeben wird (der senkrechte Maßstab ist logarithmisch). Für Plutonium liegt der Transferfaktor Boden/Pflanze nach der Strahlenschutzkommission bei 0,00025. Dieser Wert gilt jedoch nur für Plutonium, welches als Plutoniumdioxid (schwerlöslich) vorliegt. Im Laufe von Jahren kann Plutonium durch Bodenorganismen pflanzenverfügbar gemacht werden, wodurch der Transferfaktor um ein bis zwei Zehnerpotenzen ansteigt.

Abb.9: Bodenkontamination durch Cs-137 in Abhängigkeit von der Zeit und der Bodentiefe<sup>1</sup>



<sup>1</sup> M.J.Frissel et al., Deutsches Atomforum, Radioökologie, 1979

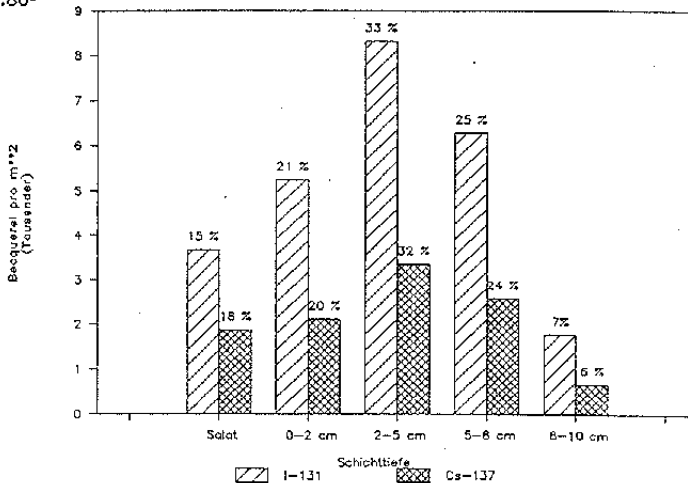
Neben dem Transferverhalten ist wichtig, in welchen Bodentiefen die Radionuklide nach einer gewissen Zeit verfügbar sind. Würden sie nach einer Bodenkontamination beispielsweise schnell in den Boden einsickern, so könnten sie bald in das Grundwasser gelangen. Aber auch für die Aufnahme über die Pflanzen ist es wichtig zu wissen, wann die Radionuklide in den Wurzelbereich im Erdboden vorgedrungen sind.

Die Bodenkontamination durch Radionuklide, so wie sie durch den Unfall in Tschernobyl verursacht wurde, betrifft hauptsächlich noch die obersten Bodenschichten. Dies wird auch noch einige Jahre so bleiben, wenn der Boden nicht umgepflügt wird. Untersuchungen über die Bodenkontamination durch den weltweiten Atombombenfallout haben dieses Verhalten verschiedener Radionuklide deutlich werden lassen. In der Abbildung 9 ist die Verteilung von Cs-137 auf einer Weide in den Niederlanden gezeigt. Die höchsten Konzentrationen traten in den sechziger Jahren in den obersten 5 cm auf (Punkte mit Ziffer 1). In den unteren Schichten (Punkte mit Ziffern 5 u. 6) traten meßbare Erhöhungen erst Ende der 70er Jahre auf. Die durchgezogenen Linien sind die Ergebnisse theoretischer Modellberechnungen.

Allerdings hängt die Wandergeschwindigkeit der Radionuklide stark von ihrer chemischen Form und von der Art des Bodens (z.B. von seiner Austauschkapazität) ab. So ist die Wandergeschwindigkeit in Sand- und Lößböden i.a. größer.

Neue Messungen der Universität Konstanz<sup>1</sup> auf einem Salatacker auf der Bodenseeinsel Reichenau zeigen, daß die Nuklide nur langsam in das Erdreich eindringen. In Abb.10 sind Messungen für I-131 und Cs-137 vom 11. Mai 1986 aufgeführt. Danach befanden sich etwa 10 Tage nach der hauptsächlich Bodenkontamination nahezu das gesamte Iod und Caesium in den obersten 10 cm des Ackers.

Abb.10: Bodenanalyse eines Salatackers auf der Insel Reichenau vom 11.5.86<sup>1</sup>



<sup>1</sup> Uni Konstanz, Fak.f.Physik, Bodenanalyse Reichenau, 12.5.86

## Der Fleisch- und Milchpfad

Die Radioaktivität aus den Pflanzen kann auf zwei Arten in den Menschen gelangen: durch das Essen von Gemüse und Früchten oder durch den Verzehr von Milch- und Fleischprodukten. Zur Bestimmung dieses Belastungspfades "Pflanze-Tier-Mensch" ist die Kenntnis des Übergangs ("Transfer") der Radionuklide von dem Futter der Tiere in ihr Fleisch bzw. ihre Milch notwendig.

Auch hier sind zahlreiche Randbedingungen für das Ausmaß des Transfers verantwortlich, die von der chemischen Form des Nuklids über die Futterzusammensetzung bis zur Tierrasse reichen. Die in den "Allgemeinen Berechnungsgrundlagen" des BMI empfohlenen Faktoren spiegeln den Transfer meist nur unvollkommen wieder und geben zumeist einen zu niedrigen Wert an (siehe Tabelle 4).

Die Radioaktivität im Fleisch eines Tieres ergibt sich aus der Halbwertszeit des entsprechenden Nuklids, der Radioaktivitätskonzentration im Futter, der Futtermenge der Tiere und dem Transferfaktor. Hohe Transferfaktoren bedeuten also noch nicht unbedingt eine hohe radioaktive Belastung des Fleisches. Wenn die Transferfaktoren allerdings

- beim Rind rund 0,02 und größer
- beim Schwein rund 0,1 und größer oder
- bei Geflügel rund 1 und größer

sind, dann liegt die Radionuklidkonzentration langlebiger Radionuklide im Fleisch oder in der Milch höher als im gefressenen Futter. Es kommt zu einer Anreicherung. Diese Transferfaktoren können, dies zeigen die Daten der Tabelle 4 ganz deutlich, sehr unterschiedliche Werte haben.

Allerdings weisen sämtliche Nutztiere im Durchschnitt jeweils vergleichbar hohe Nuklidkonzentrationen auf. So liegen die Mittelwerte der Cs-137-Aktivität im Fleisch der Nutztiere alle in gleicher Größenordnung, wie die Daten aus der bundesdeutschen Lebensmittelüberwachung infolge des Fallouts durch die Atombombentests zeigen. (Siehe auch Kapitel "Altlast: Kernwaffenversuche")

Das Fleisch von Rot- und Schwarzwild ist hingegen eindeutig höher belastet als das von Nutztieren, wie die Fallout-Konzentrationsmessungen belegen. So kann Wildfleisch durchschnittlich um den Faktor 5, im Einzelfall auch um den Faktor >20 höhere Caesium-Konzentrationen aufweisen.

Der Einbau von Radionukliden in das Fleisch geht recht langsam vonstatten und hat z.B. bei Caesium erst nach 60 Tagen seinen Gleichgewichtszustand erreicht. Deshalb geben Messungen des Fleisches von Tieren, die erst wenige Tage kontaminiertes Futter gefressen haben, noch nicht die bei längerer Zufuhr zu erwartenden Konzentrationen an.

Tab.4: Transferfaktoren<sup>1</sup> vom Futter der Nutztiere in ihr Fleisch/Milch in (Bq/kg):(Bq/d Aufnahme) für Fleisch und in (Bq/l):(Bq/d Aufnahme) für Milch

Nuklid		Tierart	BMI 77	IFEU <sup>a</sup>
Cs	Fleisch	Rind		0,02 - 0,09
		Kalb		0,2 - 0,6
		Schwein		0,2 - 0,6
		Schaf, Ziege		0,1
		Geflügel		0,4 - 4,5
	Milch	Nutztier	0,03 0,012	
Sr	Fleisch	Rind		0,001-0,003
		Schwein		0,008
		Schaf, Ziege		0,002
		Geflügel		0,0009(?)
	Milch	Nutztier	0,0006 0,002	
I	Fleisch	Rind		0,01 - 0,02
		Schwein		0,09
	Milch	Nutztier	0,0029 0,01	

<sup>a</sup>) siehe Auswertung der internationalen Literatur in <sup>1</sup>

<sup>1</sup> IFEU-Bericht Nr.20, 1982

## Die Dosisberechnung nach BMI-Grundlage

Meßwerte über die Radioaktivität in Lebensmittel, in der Luft oder im Boden werden meist als Aktivitäten angegeben, d.h. in Becquerel. Wie weiter vorne ausgeführt, sagt diese Einheit noch nichts über die biologische Wirksamkeit bzw. Schädlichkeit der gemessenen Strahlung aus. Das Maß dieser biologischen Wirkung wird dagegen als "Äquivalentdosis" in rem (bzw. in Sievert) ausgedrückt.

Mit Hilfe eines **Dosisfaktors** kann für ein bestimmtes Nuklid und für ein entsprechendes Organ die Äquivalentdosis aus der aufgenommenen Aktivität berechnet werden. Um also die Strahlendosis durch einen der vier Belastungspfade Submersion, Bodenstrahlung, Inhalation oder Ingestion zu berechnen, muß man wissen, wieviel Aktivität (in Becquerel) eines bestimmten Nuklides in der Atemluft oder im Boden in welchem Zeitraum vorhanden war bzw. durch die Nahrung aufgenommen wurde.

Über die Höhe der Dosisfaktoren gibt es in der Wissenschaft seit Jahren eine intensive und kontroverse Diskussion. Das Bundesministerium des Inneren (BMI) hat 1979 in einer allgemeinen Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition die Verwendung bestimmter Dosisfaktoren empfohlen, die auch die Grundlage für die hier zitierten Umrechnungsfaktoren sind.

Die Höhe der Strahlenbelastung für zwei Menschen kann allerdings sehr unterschiedlich sein, auch wenn beide die gleiche Menge an radioaktiven Stoffen aufgenommen haben. Der Unterschied hängt z.B. vom Alter, dem gesundheitlichen Zustand oder einfach von individuellen physiologischen Parametern wie etwa der Größe eines Körperorgans ab. So kann sich zum Beispiel die Schilddrüsendosis von zwei Kleinkindern, die je einen Liter der gleichen Milch getrunken haben, bis zum Faktor 10, in Einzelfällen sogar mehr unterscheiden. Die im folgenden verwendeten Dosisfaktoren des BMI stellen Mittelwerte dar und werden von uns als Orientierungsmaßstab verwendet.

Für die radioaktive Belastung durch den Unfall in Tschernobyl sind hauptsächlich die Bereiche Inhalation, Ingestion und Bodenstrahlung von Bedeutung. Ihre Berechnung wird im folgenden beschrieben.



## Inhalation

Für die Bestimmung der radioaktiven Belastung durch Inhalation ist die Kenntnis der Aktivität eines bestimmten Radionuklids in der Luft notwendig. Diese Messungen liegen meistens in Becquerel pro Kubikmeter Luft vor. Geht man von einer durchschnittlichen Atemrate eines Menschen aus, so läßt sich durch Multiplikation von Atemrate und Luftkonzentration die aufgenommene Aktivität des entsprechenden Nuklids in einer bestimmten Zeiteinheit berechnen. Durch Multiplikation dieses Wertes mit dem unten angegebenen Dosisfaktor erhält man die Äquivalentdosis (A-Dosis) durch die Inhalation des betrachteten Nuklids.

$$\boxed{\text{A-Dosis in mrem pro Sek.}} = \boxed{\text{Dosisfaktor in mrem/Bq}} \cdot \boxed{\text{Atemrate in m}^3 \text{ pro Sek.}} \cdot \boxed{\text{Aktivität in Bq/m}^3}$$

Die dazu notwendigen Dosisfaktoren sind in der folgenden Liste für Erwachsene und Kleinkinder getrennt aufgeführt. Für Erwachsene gilt außerdem laut BMI eine Atemrate von  $2,32 \cdot 10^{-4}$  m<sup>3</sup>/sek und für Kleinkinder von  $5,03 \cdot 10^{-5}$  m<sup>3</sup>/sek an. Bei Sport oder schwerer Arbeit kann die Atemrate sich jedoch um ein Vielfaches erhöhen.

Inhalationsdosisfaktoren in rem/Bq für ausgewählte Radionuklide bezogen auf bestimmte Organe (Quelle: BMI):

Erwachsener:

Nuklid	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schilddr.	Lunge
Sr-89	$1,2 \cdot 10^{-5}$	-	$3,0 \cdot 10^{-7}$	-	$5,7 \cdot 10^{-6}$
Sr-90	$3,0 \cdot 10^{-4}$	-	$2,6 \cdot 10^{-5}$	-	$2,7 \cdot 10^{-5}$
I-131	-	-	$6,2 \cdot 10^{-8}$	$3,8 \cdot 10^{-5}$	$5,7 \cdot 10^{-7}$
Cs-134	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$2,7 \cdot 10^{-6}$	$1,8 \cdot 10^{-6}$	-	$1,3 \cdot 10^{-5}$
Cs-137	$1,6 \cdot 10^{-6}$	$1,8 \cdot 10^{-6}$	$9,2 \cdot 10^{-7}$	-	$1,1 \cdot 10^{-5}$
Pu-239	$1,9 \cdot 10^{-1}$	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$3,8 \cdot 10^{-3}$	-	$5,7 \cdot 10^{-3}$

Kleinkind:

Nuklid	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schilddr.	Lunge
Sr-89	$8,3 \cdot 10^{-7}$	-	$2,4 \cdot 10^{-8}$	-	$4,5 \cdot 10^{-5}$
Sr-90	$2,6 \cdot 10^{-4}$	-	$1,6 \cdot 10^{-5}$	-	$3,0 \cdot 10^{-4}$
I-131	$7,0 \cdot 10^{-7}$	$8,2 \cdot 10^{-7}$	$4,8 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-4}$	-
Cs-134	$9,3 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-6}$	-	$2,0 \cdot 10^{-6}$
Cs-137	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$8,5 \cdot 10^{-7}$	-	$1,8 \cdot 10^{-6}$
Pu-239	$6,3 \cdot 10^{-2}$	$8,1 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	-	$3,9 \cdot 10^{-2}$

**Rechenbeispiel:** In Darmstadt wurde am 1. Mai 1986 zwischen ca. 18<sup>30</sup> Uhr und 19<sup>30</sup> eine Iodaktivität in der Luft von ca. 166 Bq/m<sup>3</sup> gemessen. Für ein Kleinkind ergibt sich folglich folgende Schilddrüsenbelastung durch Iod-131:

$$166 \text{ Bq/m}^3 \cdot 3,2 \cdot 10^{-4} \text{ rem/Bq} \cdot 6,03 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3/\text{sek} = 3,2 \cdot 10^{-6} \text{ rem/sek}$$

Rechnet man die Rem jetzt noch in Millirem (1 rem = 1000 mrem) um, und geht von einer Inhalationsdauer bei dieser Strahlenbelastung von etwa 1 Stunde (=3600 Sek.) aus, so ergibt sich:

$$3,2 \cdot 10^{-6} \text{ rem/sek} \cdot 1000 \cdot 3600 \text{ sek} = \underline{11,5 \text{ mrem}}$$

In diesem Beispiel wurde die Schilddrüse eines Kindes, das sich etwa 1 Stunde lang bei einer Iodaktivität in der Luft von 166 Bq/m<sup>3</sup> aufhielt, mit etwa 11,5 mrem belastet. Eine Belastung durch radioaktives I-131 besteht unter normalen Umständen nicht, d.h. die Schilddrüsenbelastung durch I-131 ist normalerweise Null.

Andere Organbelastungen durch I-131 können mit Hilfe der obigen Tabelle für Kleinkinder und Erwachsene entsprechend berechnet werden. Für die Berechnung der Belastung durch andere Nuklide ist allerdings die Kenntnis der Luftaktivität dieser Nuklide (Cs-137, Sr-90, usw.) notwendig. Nur aufgrund einer Gesamtaktivität, wie sie in der Presse häufig angegeben wurde, kann diese Berechnung nicht ohne weiteres durchgeführt werden.

## Ingestion

Die Aufnahme von Radionukliden mit der Nahrung kann sowohl mit der Milch oder dem Trinkwasser als auch mit Fleisch, Gemüse und anderen Nahrungsmitteln erfolgen. Für die Berechnung der aus dieser Ingestion resultierenden Dosisbelastung ist nötig, die Aktivität des jeweiligen Radionuklides in den Nahrungsmitteln und die entsprechenden Verzehraten zu kennen. Die Aktivitäten werden z.B. bei Milch in Becquerel/Liter oder bei Fleisch oder Gemüse in Bq/kg angegeben.

Die Ingestionsdosisfaktoren sind laut BMI für alle Lebensmittel gleich; sie unterscheiden sich wieder zwischen Erwachsenen und Kleinkindern und werden getrennt für die Organbelastungen für das jeweilige Radionuklid angegeben (siehe Tabelle).

Man kann die aufgenommene Dosis durch ein Radionuklid pro Menge verzehrter Nahrung berechnen oder von der allgemeinen Ingestionsbelastung in einem gewissen Zeitraum ausgehen, wenn man normale EBgewohnheiten voraussetzt.

Bei der täglichen Nahrungsaufnahme geht die BMI-Empfehlung von durchschnittlichen Richtwerten aus, mit denen die Belastung einer durchschnittlichen Person theoretisch berechnet werden kann. Für den Trinkwasserverbrauch eines Erwachsenen wird 1,21 Liter/Tag angesetzt, der Verbrauch an Milch und Milchprodukten liegt bei 0,3 Liter/Tag. An Fleischwaren verzehrt ein durchschnittlicher Erwachsener laut BMI 0,205 kg/Tag und an Blattgemüse 0,058 kg/Tag. Für Kleinkinder wird laut BMI-Empfehlung die Ingestionsdosis nur infolge des Milchverzehr betrachtet; die anderen weniger relevanten Belastungspfade können, so die Empfehlung, außer Betracht bleiben. Für Kleinkinder wird ein durchschnittlicher Vollmilchkonsum von 0,82 Liter/Tag angesetzt.

Die Berechnung der Äquivalentdosis in rem oder mrem ergibt sich wieder durch Multiplikation der verzehrten Lebensmittelmenge, der Aktivität eines bestimmten Radionuklids pro Menge des verzehrten Lebensmittels und dem Organ-Dosisfaktor des betrachteten Radionuklids.

$$\boxed{\text{Ä-Dosis in rem/kg}} = \boxed{\text{Aktivität der Nahrung in Bq/kg}} \cdot \boxed{\text{Dosisfaktor in rem/Bq}}$$

Man erhält mit dieser Formel die aufgenommene Organdosis in rem durch den Verzehr von 1 kg bzw. 1 l der entsprechenden Nahrung. Bei Milch muß statt kg Liter verwendet werden.

Ingestionsdosisfaktoren in rem/Bq für ausgewählte Radionuklide bezogen auf bestimmte Organe (Quelle: BMI):

Erwachsene:

Nuklid	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schilddr.	Magen-Darm
Sr-89	$8,4 \cdot 10^{-6}$	-	$2,4 \cdot 10^{-7}$	-	$1,7 \cdot 10^{-6}$
Sr-90	$2,6 \cdot 10^{-4}$	-	$2,4 \cdot 10^{-5}$	-	$1,3 \cdot 10^{-6}$
I-131	-	-	$8,4 \cdot 10^{-8}$	$5,1 \cdot 10^{-5}$	$8,4 \cdot 10^{-7}$
Cs-134	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$5,9 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$	-	$1,3 \cdot 10^{-6}$
Cs-137	$2,0 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	-	$1,3 \cdot 10^{-6}$
Pu-239	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$5,7 \cdot 10^{-7}$	-	$1,7 \cdot 10^{-6}$

Kleinkinder:

Nuklid	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schilddr.	Magen-Darm
Sr-89	$7,9 \cdot 10^{-5}$	-	$2,3 \cdot 10^{-6}$	-	$1,5 \cdot 10^{-6}$
Sr-90	$6,8 \cdot 10^{-4}$	-	$1,7 \cdot 10^{-4}$	-	$6,6 \cdot 10^{-6}$
I-131	$9,2 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$6,4 \cdot 10^{-7}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$4,1 \cdot 10^{-8}$
Cs-134	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$	-	$5,3 \cdot 10^{-8}$
Cs-137	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-6}$	-	$5,1 \cdot 10^{-8}$
Pu-239	$4,8 \cdot 10^{-5}$	$6,1 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	-	$2,0 \cdot 10^{-6}$

**Rechenbeispiel:** Nach der Katastrophe in Tschernobyl hat die Strahlenschutzkommission der Bundesregierung für I-131 in Milch einen Grenzwert von 500 Bq/l empfohlen. Wie hoch ist die Schilddrüsendosis für ein Kleinkind durch den Konsum von 1 Liter Milch, dessen Iodaktivität nach diesem Richtwert gerade noch zulässig ist ?

$$499 \text{ Bq/l} \cdot 4,2 \cdot 10^{-4} \text{ rem/Bq} = 0,21 \text{ rem/l} = \underline{210 \text{ mrem/l}}$$

Ein Kleinkind wird also durch 1 Liter Milch, deren Iodkonzentration nach den Empfehlungen der Strahlenschutzkommission bzw. der Bundesregierung noch unschädlich sein soll, mit 210 mrem Schilddrüsendosis belastet. Geht man von einem täglichen Milchkonsum von 0,82 l aus, so würde ein Kleinkind durch die derart kontaminierte Milch in einer Woche insgesamt mit 1200 mrem belastet. Demgegenüber steht der Grenzwert von 90 mrem pro Jahr für die Schilddrüsenbelastung aus der Strahlenschutzverordnung, die für den Normalbetrieb von Kerntechnischen Anlagen gilt (vgl. Kapitel "Grenzwerte"). Bei Einhaltung des hessischen Milchgrenzwertes von 20 mrem/l Milch würde der Milchkonsum nach einer Woche bei einem Kleinkind zu einer Belastung von ca. 50 mrem führen.

**Ein weiteres Beispiel:** In München wurde in Hammelfleisch, das am 6.6.86 gekauft worden war, eine Cs-137-Aktivität von 955 Bq/kg und eine Cs-134-Aktivität von 500 Bq/kg gemessen. Die Leber eines Erwachsenen würde - den Verzehr von 1 kg unterstellt - durch Cs-137 belastet:

$$955 \text{ Bq/kg} \cdot 2,5 \cdot 10^{-6} \text{ rem/Bq} = 2,39 \cdot 10^{-3} = \underline{2,39 \text{ mrem}}$$

Die Belastung durch Cs-134 läge bei:

$$500 \text{ Bq/kg} \cdot 5,9 \cdot 10^{-6} \text{ rem/Bq} = 2,95 \cdot 10^{-3} = \underline{2,95 \text{ mrem}}$$

Geht man von einem dreitägigen Verzehr von jeweils 150 Gramm aus, so folgt daraus für einen Erwachsenen eine Leberdosis von 2,4 mrem, eine Ganzkörperdosis von 0,9 mrem, eine Knochendosis von 1,2 mrem, eine Milzdosis von 1,6 mrem und eine Magen-Darm-Dosis von 0,85 mrem.

Diese Beispiele betrachten die radioaktive Belastung durch Ingestion von Nahrungsmitteln, die infolge des direkten Fallouts aus Tschernobyl kontaminiert waren. In Zukunft spielt die Aktivität der kurzlebigen Radionuklide wie z.B. I-131 aufgrund der geringen Halbwertszeit keine Rolle mehr. Die Aktivität der längerlebigen Nuklide, v.a. Cs-137 und Sr-90, bleibt in der Biosphäre dagegen noch lange erhalten und führt zu einer langfristigen Belastung über den Ingestionspfad. Dabei wird die Höhe der derzeitigen Belastung, die durch die äußere Ablagerung der Nuklide auf den Pflanzen zustandekommt, allerdings zurückgehen.

## Bodenstrahlung

Bei der Bodenstrahlung handelt es sich um die  $\gamma$ -Strahlung über einem mit Radionukliden kontaminierten Boden. Auch hierfür gibt es in der Berechnungsempfehlung des BMI Dosisfaktoren für unterschiedliche Nuklide. Die Berechnung der Bodenstrahlung erfolgt über die Aktivität eines Nuklids pro Quadratmeter Boden. Dabei ist eine Strahlungsabschwächung durch die Bodenrauigkeit und durch Kleidung bereits berücksichtigt. Mit den Dosisfaktoren des BMI läßt sich dann die äußere  $\gamma$ -Strahlung in einem Meter Höhe berechnen. Die Formel lautet hierzu:

$$\boxed{\text{A-Dosis in Rem/sek}} = \boxed{\text{Bodenaktivität in Bq/m}^2} \cdot \boxed{\text{Dosisfaktor in rem m}^2/\text{Bq sek}}$$

Bodenstrahlungsdosisfaktoren in rem m<sup>2</sup>/Bq sek für einige ausgewählte Nuklide (Quelle: BMI):

Ru-103	Ru-106/Rh-106	I-131	Cs-134	Cs-137
4,1·10 <sup>-14</sup>	1,4·10 <sup>-14</sup>	3,0·10 <sup>-14</sup>	1,1·10 <sup>-13</sup>	3,8·10 <sup>-14</sup>

Diese Werte beziehen sich allerdings (im Gegensatz zur Inhalation und Ingestion) auf die Expositionszeit von 1 Sekunde. Der so erhaltene Wert muß also noch mit der Zeit, in welcher man der Bodenstrahlung ausgesetzt ist, multipliziert werden.

**Rechenbeispiel:** Die Bodenkontamination in Neuherberg bei München betrug nach Messungen der GSF Anfang Mai 86 in Bq/m<sup>2</sup>: 80.000 I-131, 24.000 Cs-137, 8.600 Cs-134, 21.000 Ru-103, 26.000 Ru-106 und 12.000 Ba-140/La-140.

Die Gammadosis des ganzen Körpers durch Bodenstrahlung berechnet sich am Beispiel Cs-137 wie folgt:

$$24\ 000\ \text{Bq/m}^2 \cdot 3,8 \cdot 10^{-14}\ \text{rem m}^2/\text{Bq sek} = 9,12 \cdot 10^{-10}\ \text{rem/sek}$$

Dies ergibt pro Tag: 0,079 mrem

Für Iod-131 ergibt sich 0,21, für Cs-134 0,082, für Ru-106/Rh-106 0,03, für Ru-103 0,074 und für Ba-140/La-140 0,162 mrem/Tag, zusammen also 0,64 mrem/Tag.

Diese Werte gelten für Erwachsene bei einem Aufenthalt im Freien 1 m über dem Erdboden. Berücksichtigt man, daß die Radionuklide langsam in den Boden einwandern, daß durch Gebäude Bodenstrahlung abgeschirmt wird und daß die Nuklide zerfallen, folgt daraus für den ersten Monat eine gesamte Bodenstrahlung (Ganzkörperdosis) von 2 bis 5 mrem/Monat und langfristig von 0,5 bis 1,5 mrem/Monat, also von 6 bis 18 mrem/Jahr.

## Kritik an den Dosisfaktoren des BMI

Das physiologische Verhalten des Menschen hängt neben den vielen oben genannten Faktoren (z.B. Strahlenart, Nuklidmenge, Halbwertszeit etc.) auch vom Alter, dem Gesundheitszustand oder den Ernährungsgewohnheiten des betroffenen Menschen ab.

Von der Strahlenschutzkommission (vom BMI 1979 veröffentlicht) werden hingegen Dosisfaktoren empfohlen, die lediglich zwischen "Erwachsenen" und "Kleinkindern" unterscheiden. Die Berechnungsgrundlagen des BMI gehen somit von dem Konzept einer "Standardperson" aus. Völlig unberücksichtigt bleiben diejenigen, die aufgrund ihrer erhöhten Strahlensensibilität den größten Schutz benötigen: Embryonen und Feten. Diese Risikogruppe ist i.a. um ein Mehrfaches strahlensensibler als der "Standardmensch".

Bei der Ingestion wird für Kleinkinder nur die Berücksichtigung des Milchpfades empfohlen; die Berechnung der Bodenstrahlung bezieht sich ausschließlich auf die Höhe von einem Meter. Ein eigener Wert für Kleinkinder wird nicht angegeben; Bodenstrahlung z.B. durch Liegen im kontaminierten Gras und die somit erhöhte Exposition durch  $\beta$ -Strahlung bleiben unberücksichtigt.

Trotzdem bezeichnet die Strahlenschutzkommission ihre angenommenen Dosisfaktoren als "konservativ", so daß alle in der Realität vorkommenden Strahlenbelastungen bereits abgedeckt seien. In einigen Fällen konnte gezeigt werden, daß für verschiedene Elemente zu niedrige Dosisfaktoren angenommen wurden, weil bestimmte chemische Verhaltensweisen nicht berücksichtigt wurden. Dies gilt z.B. für Kobalt, das nach Einlagerung in das Vitamin B<sub>12</sub> verstärkt in der Leber gespeichert wird, oder für Zink, für das zu niedrige Resorptionsraten im Magen-Darm-Trakt angenommen wurden<sup>1</sup>.

Die oben zitierten Dosisfaktoren unterschätzen somit die tatsächliche Dosis und müssen als optimistische Angaben aufgefaßt werden. Unter realistischen Bedingungen kann die biologische Wirkung bei gleicher Strahlenmenge wesentlich höher liegen als aufgrund der vorliegenden Dosisfaktoren angenommen wird.

<sup>1</sup> siehe hierzu IFEU-Bericht Nr.9

## Das Wichtigste: Das Krebsrisiko

Aussagekräftiger als die Angaben in Becquerel und Millirem ist die Berechnung des Krebsrisikos infolge erhöhter Strahlung. Bei den Erkrankungen durch niedrige Strahlendosen handelt es sich im Gegensatz zu akuten, direkt auf die Belastung folgenden Erkrankungen meist um Effekte, die nicht ursächlich auf die Strahlung zurückgeführt werden können. Daher kann das Risiko meist nur bei der Betrachtung größerer strahlenbelasteter Bevölkerungsgruppen untersucht werden. Dies ist mit der Situation beim Rauchen vergleichbar, bei der auch nicht konkret bei Einzelpersonen vorhergesagt werden kann, ob bzw. welche Krebserkrankung sie erleiden.

Bei der Angabe des Krebsrisikos wird i.a. zwischen **Mortalität**, das heißt Todesfällen, und **Inzidenzen**, d.h. Erkrankungen, unterschieden. Die Mortalität ist bei bestimmten Krebserkrankungen, z.B. bei Schilddrüsen-tumoren, zahlenmäßig wesentlich niedriger als die Inzidenz.

### Risiko in "Personen-Rem"

Das Krebsrisiko wird i.a. in der Einheit Tumore/Pers.rem angegeben. Wenn z.B. das Mortalitätsrisiko für Lungenkrebs mit 100 Fällen pro Million Pers.rem beziffert wird, so bedeutet dies folgendes: Werden 1 Million Personen einer Strahlung von 1 Rem ausgesetzt (deshalb auch Pers.rem), dann muß langfristig mit 100 tödlichen Krebsfällen gerechnet werden. Beträgt die Strahlung nur 100 Millirem (=0,1 rem) so treten 100 Krebsfälle unter 10 Millionen bestrahlter Personen auf, bzw. 10 Krebsfälle mit tödlichem Ausgang bei 1 Millionen bestrahlter Personen.

Die ersten Abschätzungen des Krebsrisikos durch radioaktive Niedrigstrahlung wurden auf der Grundlage der Erkrankungen unter den Überlebenden in Hiroshima und Nagasaki gemacht. Es handelte sich hier um eine sehr große Bevölkerungsgruppe (ca. 80.000 Pers.), die sehr unterschiedlichen Strahlendosen ausgesetzt war. Nach Auswertungen dieser Daten muß mit etwa 100 zusätzlichen Krebs- und Leukämietodesfällen pro 1 Millionen Pers.rem gerechnet werden. Diese Daten über Hiroshima und Nagasaki fanden breiten Eingang in strahlenbiologische Berechnungen und in Risikoanalysen. So verwendete z.B. die "Deutsche Risikostudie Kernkraftwerke" des TÜV und der Gesellschaft für Reaktorsicherheit von 1979 zur Berechnung der Spätschäden nach Unfällen in KKW eine Dosis-Wirkungsbeziehung von 125 Todesfällen pro Millionen Pers.rem.

An diesen Untersuchungen über die japanischen Atombombenopfer wurde in den vergangenen Jahren jedoch wiederholt starke Kritik geübt:

- 1981 wurde von Wissenschaftlern der Lawrence Livermore Laboratories in den USA Zweifel geäußert, ob die angenommene Strahlenbelastung der Atombombenopfer durch Neutronen wirklich so hoch war wie bislang angenommen. Die alten Dosisberechnungen wurden in Frage gestellt; die tatsächliche Strahlendosis könnte um einen Faktor 2-3 niedriger gewesen sein. Damit wären aber auch die aus den Untersuchungen abgeleiteten Risikozahlen bei Niedrigstrahlung zu niedrig<sup>1</sup>.
- A.Stewart und G.Kneale (England) bezweifelten wiederholt die Eignung von Atombombenuntersuchungen für den Niedrigstrahlungsbereich (zitiert nach <sup>1</sup>); denn die Untersuchungen setzten erst 1950 ein. Man glaubte damals, daß die Bevölkerung sich zu diesem Zeitpunkt wieder in einem "normalen Zustand" befunden hätte. Unberücksichtigt blieben bei dieser Erfassung jedoch die Opfer vor 1950, die gegenüber Niedrigstrahlung möglicherweise besonders gefährdet gewesen wären, jedoch bereits vor dem Untersuchungsbeginn infolge der allgemein nach den Atombombenexplosionen herrschenden Umstände gestorben sind ("Katastropheneffekt"). Außerdem wiesen die Wissenschaftler darauf hin, daß die erhöhte Anfälligkeit gegen Infektionskrankheiten infolge einer durch Strahlung verursachten Blutkrankheit bei den Krebs- und Leukämiestatistiken nicht erfaßt wurde. Aus ihren Überlegungen folgerten die beiden Wissenschaftler, daß vermutlich zehnmal mehr Menschen als allgemein angenommen an der Atombombenstrahlung nach 1950 gestorben sind und davon zwei Drittel an anderen Erkrankungen als Krebs.

In den letzten Jahren wurde eine Reihe weiterer epidemiologischer Arbeiten veröffentlicht, in denen an großen Kollektiven die Höhe des Strahlenrisikos ermittelt wurde. Dabei wurden in der Regel erheblich höhere Werte als die bis dahin angenommenen festgestellt. Ein Beispiel ist die sogenannte Drei-Staaten-Leukämie-Studie, in der Daten von 13 Millionen Menschen aus den USA ausgewertet wurden. Aus dieser großen Gesamtgruppe wurden 1.400 Leukämiefälle und fast genauso viele Kontrollfälle verwendet, um das Leukämierisiko, das durch Röntgenbestrahlung entsteht, zu bestimmen. Dabei ergab sich ein wesentlich höheres Strahlenrisiko (vgl. Kapitel zu "Niedrigstrahlung").

Zu einem Standardwerk avancierte der 1980 veröffentlichte BEIR-III-Report der US-Academy of Science<sup>2</sup>. Der endgültigen Veröffentlichung des Berichtes, der sich mit der Wirkung von Niedrigstrahlung beschäftigt, war jedoch ein Eklat vorausgegangen. Der ursprüngliche BEIR-III-Report der Kommission unter dem Vorsitz des Umweltepidemiologen Prof. E.P.Radford wurde 1979 von der US Academy plötzlich zurückgezogen und ein Jahr später korrigiert veröffentlicht.

<sup>1</sup> R.Alvarez, *Bull.of the Atom.Scient.* 10, 1984, 26; R.Alvarez, *Joint Hearings of the senate environment and public works subcommittee on nuclear regulation regarding radioepidemiological risk tables*, 11.Juni 1985; E.Marshall, *Science* 212, May 1981

<sup>2</sup> *National Academy of Science, Report of the Advisory Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation, Washington, 1980*



Der wesentliche Unterschied bestand darin, daß in der endgültigen Fassung statt einer linearen Dosiswirkung eine linear-quadratische Beziehung angenommen wurde. Das Krebsrisiko wurde dadurch bei niedriger Strahlendosis rechnerisch kleiner. Bei der Annahme eines linearen Zusammenhangs läge das Risiko für 1 Mio. Pers.rem bei 167 - 501 Krebstoten, bei einer linear-quadratischen Kurve nur bei 77 - 226.

Dazu erklärte der ehemalige Kommissionsvorsitzende Radford:

*"Die neue Version des Berichts mißachtet alle Studien des Krebsrisikos am Menschen, mit Ausnahme der japanischen Daten. Sie reduziert auch die Risikoschätzungen so weit, daß sie etwa denjenigen im BEIR I von 1972 entsprechen. Dabei wird aber nicht beachtet, daß der wichtige Schritt fehlt, nämlich das Krebsrisiko von nun an als Inzidenz zu beschreiben und sie mißachtet auch viele Daten, daß z.B. das Krebsrisiko steigt, daß die Dosen, welche Wirkungen zeigen, sich ständig senken und daß die verschiedenen menschlichen Krebsarten, die durch Strahlung ausgelöst werden können, sich erhöht haben. Die neue Version des Berichts ... hat diese wichtigen Punkte nicht beachtet und entspricht deshalb nicht dem neuesten Stand der Wissenschaft bezüglich Risikoabschätzungen, was eigentlich die Aufgabe des BEIR-III-Komitees gewesen wäre".*

Abweichend von der offiziellen BEIR-III-Position vertrat Radford die Ansicht, daß das lebenslängliche Krebsrisiko bei 1 Mio. Pers.rem bei Männern bei 260 - 880 und bei Frauen bei 550 - 1620 Inzidenzen liegt.

Den Berechnungen in dieser Broschüre wurden Zahlen zugrundegelegt, die die kanadische Wissenschaftlerin Rosalie Bertell 1984 veröffentlicht hat<sup>2</sup>. Diese Risikozahlen beruhen auf einer Neuauswertung des BEIR-III-Report unter Berücksichtigung verschiedener dort vernachlässigter Aspekte.

In Tab. 5 sind Krebsrisikozahlen von verschiedenen Autoren aufgetragen. Sie beziehen sich auf Krebsinzidenzen pro Mio. Pers.rem. Die niedrigsten Abschätzungen stammen von der UNSCEAR, dem Wissenschaftlichen Atomstrahlenkomitee der Vereinten Nationen. Die ICRP ist die internationale Strahlenschutzkommission. Die höchsten sind von John Gofman, einem bekannten amerikanischen Kernenergiekritiker und ehemaligen leitenden Wissenschaftler in der amerikanischen Strahlenforschung und Atomenergiebehörde.

**Tab.5:** Risikofaktoren für Krebsinzidenzen pro Mio. Pers.rem<sup>2</sup>

UNSCEAR 1977	100
ICRP-26 1977	345
BEIR-III 1980	719
Gofman 1981	3.333 - 4.256
Bertell-Handbook 1984	549 - 1648

<sup>1</sup> BEIR-III, S.227, zit. nach R.Graeb, 1985

<sup>2</sup> R.Bertell, Handbook for estimating health effects from exposure to ionizing radiation, Institute of Concern for Public Health, Canada, 1984

Risikozahlen für die **verschiedenen Organerkrankungen** sind in der folgenden Tabelle 6 zusammengestellt. Bei der ICRP sind sowohl die Mortalität als auch die Inzidenz aufgeführt, bei Bertell dagegen nur die Inzidenz.

Tab.6: Risikofaktoren pro Mio. Personen-rem nach ICRP<sup>1</sup> und R.Bertell<sup>2</sup>  
( - bedeutet: keine Angaben)

Organ	Risikofaktor nach IRCP 26		Risikofaktor nach R.Bertell	
	Mortalität	Inzidenz	Ges.Bevölk. Inzidenz	Kinder <9 a Inzidenz
Brustkrebs	25	50	55 - 228	99 - 525
Schilddrüsenkrebs	5	100	38 - 60	60 - 95
Schilddrüsenknoten	-	-	115 - 182	180 - 284
Leber	-	-	97 - 275	390 -1245
Lungenkrebs	20	20	25 - 150	22 - 255
Leukämie	20	20	20 - 48	25 - 85
Knochenkrebs	5	5	2 - 8	2 - 10
Hautkrebs	1	100	10 - 113	23 - 247
Krebs and. Organe	50	50	187 - 584	279 -1325
Gesamt	126	345	549 -1648	1080-4071

Um das Krebsrisiko einer Bevölkerungsgruppe zu berechnen, muß die Risikozahl der betrachteten Organerkrankung mit der entsprechenden Organdosis in rem und der Anzahl der exponierten Personen in Millionen multipliziert werden.

**Rechenbeispiel:** Nimmt ein Kleinkind einen Liter Milch auf, deren Iod-131-Gehalt gerade unter dem Grenzwert der Bundesregierung von 500 Bq/l liegt, so erhält es, wie oben gezeigt wurde, eine Dosis von 210 mrem. Würden 1 Million Kleinkinder mit einer solchen einmaligen Dosis belastet werden, so wäre nach Bertell allein durch diese Belastung langfristig mit ca 13 - 20 zusätzlichen bösartigen Schilddrüsentumoren und ca. 38 - 60 zusätzlichen Schilddrüsenknoten zu rechnen.

<sup>1</sup> ICRP-Publication 26, 1977

<sup>2</sup> R.Bertell, Handbook for estimating health effects from exposure to ionizing radiation, Institute of Concern for Public Health, Canada, 1984

## Genetische Spätschäden

Zur Abschätzung genetischer Strahlenschäden ist die Datenbasis noch unsicherer als für somatische Strahlenschäden. Für viele Erkrankungen werden genetische Komponenten vermutet. Genetische Schäden werden überwiegend rezessiv vererbt und manifestieren sich deshalb erst beim Zusammentreffen zweier rezessiver Ellerngene in Folgegenerationen. Das heißt, daß genetische Schäden über lange Zeit unbemerkt bleiben und erst nach mehreren Generationen in Erscheinung treten können.

Die erblichen Gesundheitsschädigungen können von Stoffwechselstörungen bis zu schweren Krankheiten (z.B. Down-Syndrom) reichen.

Für eine Bevölkerung von 1 Million Personen (mit etwa 420.000 Geburten pro Generation=30a) sind folgende Risikozahlen für Schäden pro Generation und pro rem genetischer Belastung abgeschätzt worden:

UNSCEAR 1977	78
Deutsche Risikostudie 1979	42
BEIR III 1980	31 - 480
Gofman 1981	80 - 8.400
Bertell Handbook 1984	210 - 4.452

Ein kleinerer Teil der Schädigungen wird bereits in der 1. Generation auftreten.

## Und wie hoch sind die Grenzwerte?

Die Strahlenschutzverordnung legt in § 45 Dosisgrenzwerte für die Normalbevölkerung fest. Die nachfolgende Tabelle zeigt die Höhe dieser Grenzwerte.

Organ	Grenzwert in mrem/Jahr
Ganzkörper	30
Keimdrüsen	30
Knochen	180
Haut	180
alle anderen Organe	90

§ 45 der Strahlenschutzverordnung legt fest, daß diese Grenzwerte an der ungünstigsten Einwirkungsstelle in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage nicht überschritten werden dürfen. Dies hat automatisch zur Folge, daß alle anderen Personen, die nicht der maximalen Strahlenbelastung einer kerntechnischen Anlage ausgesetzt sind, niedrigere Strahlendosen erhalten. Diese juristische Definition ist wichtig: sie bedeutet, daß diese Grenzwerte nicht als Durchschnittswerte gelten, sondern Maximalwerte sind, die nur im ungünstigsten Fall erreicht werden dürfen. Dadurch wird die durchschnittliche Strahlenbelastung der Menschen deutlich unterhalb dieser Werte begrenzt.

Die Begründung des Bundesinnenministeriums im Jahr 1976 für diese Art der Grenzwertregelung lautete, daß durch die Definition der Grenzwerte als nicht überschreitbare Maximalwerte das strahlen genetische Risiko der Bevölkerung auf ein akzeptables Maß begrenzt wird. Weiterhin enthält §45 der Strahlenschutzverordnung die Forderung, daß die künstliche Strahlenbelastung des Menschen auch unterhalb der Grenzwerte so gering wie möglich gehalten wird.

Zusätzlich ist in der Strahlenschutzverordnung (Anlage IX) ein Grenzwert für die Oberflächenkontamination außerhalb von betrieblichen Überwachungsbereichen von  $0,37 \text{ Bq/cm}^2$  (=  $3\,700 \text{ Bq/m}^2$ ) festgelegt. § 64, Abs. 3 SSV0 bestimmt: "Wird eine Kontamination von Gegenständen, die die Grenzwerte der Anlage IX überschreitet festgestellt, so sind unverzüglich Maßnahmen zu treffen, um eine Weiterverbreitung oder Inkorporation abzuwenden."

§ 35, Abs. 1 SSV0 bestimmt: "Mit Strahlenwarnzeichen nach Anlage VIII in ausreichender Anzahl sind deutlich sichtbar und dauerhaft zu kennzeichnen:...4. Bereiche, in denen die Kontamination die Grenzwerte der Anlage IX überschreitet."

Die nach Tschernobyl gemessene Oberflächenkontamination des Bodens und von Pflanzen liegt bundesweit bei 5.000 bis einige 100.000  $\text{Bq/m}^2$ , davon etwa 20% langlebige Strahler. Unverzügliche Maßnahmen wurden jedoch nicht getroffen.

§ 46 der Strahlenschutzverordnung legt in Abs. 4 Grenzwerte für die Ableitung von Abwasser fest. Danach darf Abwasser nur dann in Abwasserkanäle oder oberirdische Gewässer eingeleitet werden, wenn es im Jahresmittel keine höhere Konzentration als  $2,25 \text{ Bq I-131/Liter}$  enthält.

Der von der Bundesregierung festgelegte und von den meisten Bundesländern übernommene Grenzwert für I-131 in Milch, unterhalb dessen Milch verkauft werden darf, liegt bei  $500 \text{ Bq I-131/Liter}$  Milch. Die Trinkmilch in Bayern hatte im Mai 1986 I-131-Gehalte von durchschnittlich 20 bis  $450 \text{ Bq/l}$ . Bevor diese Milch in die Kanalisation geschüttet werden darf, müßte sie 9 bis 200fach verdünnt werden. Zum Verzehr wurde diese Milch dennoch freigegeben.

## Neue Grenzwerte? — Zum »effektiven Dosismodell« —

Das bisherige Berechnungsverfahren, Dosisfaktoren anzugeben und damit Strahlendosen bzw. Risikozahlen zu entwickeln, besteht darin, zuerst Strahlendosen für einzelne Organe, in denen die Konzentration des jeweiligen Radionuklids besonders hoch ist, zu berechnen. Zusätzlich zu den Organdosen kann die Ganzkörperbelastung berechnet werden. Eine so ermittelte Strahlenbelastung kann mit den Dosis-Wirkungsbeziehungen in ein Risiko der entsprechenden Krebserkrankung umgerechnet werden (vgl. Kapitel "Krebsrisiko").

Die Internationale Strahlenschutzkommission ICRP hat 1977 ein neues Modell zur Berechnung von Dosisfaktoren entwickelt, das sogenannte **effektive Dosismodell**<sup>1</sup>. Dieses weicht von der bisherigen Art der Dosisberechnung deutlich ab. Denn die einzelnen zuvor ermittelten Organdosen werden jetzt mit dimensionslosen Wichtungsfaktoren multipliziert. Diese Wichtungsfaktoren wurden von der ICRP danach bemessen, wieviel Karzinome bei Bestrahlung eines Organs auftreten und wieviel Prozent dieser Tumore zum Tod führen. Die Wichtungsfaktoren sind alle kleiner als 1 und umso kleiner, je höher die "Heilungschance" der einzelnen Tumorerkrankungen ist.

Organ	Wichtungsfaktor
Keimdrüsen	0,25
Brust	0,15
Knochenmark	0,12
Lunge	0,12
Schilddrüse	0,03
Knochen	0,03
übrige Organe	0,30

Dies bedeutet, daß z.B. eine Strahlenbelastung durch Iod in der Schilddrüse mit dem Wichtungsfaktor der ICRP von 0,03 multipliziert wird, wodurch aus einer Strahlendosis von z.B. vorher 100 mrem rechnerisch nur noch 3 mrem werden. Die vom Körpergewebe absorbierte Energie aus radioaktiver Strahlung und damit auch der Schaden im Gewebe bleibt aber gleich, was weder von einem ICRP-Faktor noch von der Operierbarkeit der Tumoren abhängt.

<sup>1</sup> ICRP-Publication 26, 1977

Die Entwicklung des effektiven Dosismodells basierte auf der Überlegung, daß das Mortalitätsrisiko bei unterschiedlichen Organen, die mit der gleichen Effektivdosis belastet werden, identisch sein soll. Das würde bedeuten, daß die gleiche Effektivdosis z.B. bei einer Person als Belastung der Schilddrüse, bei einer anderen als Belastung des Knochenmarks jeweils zum gleichen Risiko für eine tödliche Krebserkrankung führen würde. Jedoch hat das Modell der Effektivdosis einige entscheidende Schwächen, die seinen Sinn erheblich in Frage stellen:

- Die Risikozahlen, die in die Wichtungsfaktoren eingehen, sind äußerst ungenau zu bestimmen; die Höhe der Wichtungsfaktoren ist umstritten.
- Die Mortalitätsfaktoren, die von der ICRP angesetzt wurden, sind zu niedrig; die ICRP unterschätzt also das Krebsrisiko (vgl. Kapitel "Krebsrisiko"). Insbesondere gibt sie keine gesonderten Faktoren für die strahlensensibleren Kinder an.
- Die Mortalität ist nur ein Teil der Bewertung von radioaktivem Risiko. Genetische Schäden oder Krebserkrankungen, die nicht zum Tod führen, bleiben unberücksichtigt.
- Infolge des medizinischen Fortschritts würden sich in Zukunft die Wichtungsfaktoren verringern, und damit die zulässige reale Dosis bei gleichbleibender Effektivdosis erhöht werden.

Inbesondere der letzte Punkt entfernt die ICRP von dem Prinzip der Schadensvorsorge. Durch die Anwendung des Modells der effektiven Dosis würde der medizinische Fortschritt nicht den Menschen, sondern den Betreibern von kerntechnischen Anlagen zugute kommen. Denn eine höhere Heilungsrate einer Krebsart führte zu einer Verringerung der Wichtungsfaktoren für das betreffende Organ. Damit ergäbe sich zwar eine rechnerische, nicht aber eine tatsächliche Verringerung der Strahlendosis; eine Erhöhung der gesetzlich zulässigen Aufnahme von Radionukliden wäre die Folge.

Das Modell der effektiven Dosis soll, wenn es nach dem Willen der deutschen Strahlenschutzkommission und der Bundesregierung geht, in Zukunft der Berechnung von Dosisfaktoren und Strahlenbelastungen zugrundegelegt werden. Zu diesem Zweck wird seit zwei Jahren die Änderung der Strahlenschutzverordnung geplant. Bei der Strahlenbelastung durch Tschernobyl wurde von vielen offiziellen Stellen bereits das neue Modell angewandt und statt der tatsächlichen Dosis mit der wesentlich niedrigeren Effektivdosis argumentiert.

## Die Ausbreitung der Tschernobyl-Wolke

Eine erste Auswertung der meteorologischen Verhältnisse und der Radioaktivitätswerte in Europa infolge des Reaktorunglücks in Tschernobyl erlaubt eine vorsichtige Rekonstruktion des Transportweges der radioaktiven Stoffe. Diese Auswertung wurde im Juni 1986 vom Deutschen Wetterdienst und dem Kernforschungszentrum Karlsruhe vorgelegt<sup>1</sup>.

Für den Weg von Tschernobyl bis in die Bundesrepublik brauchten die radioaktiv verseuchten Luftmassen etwa 3 bis 4 Tage, d.h. der Radioaktivitätsanstieg, der am 1. Mai in Süddeutschland zu verzeichnen war, ist auf eine Freisetzung der Nuklide in Tschernobyl ungefähr am 27./28. April zurückzuführen.

Der Unfallzeitpunkt lag vermutlich in der Nacht vom 25. auf den 26. April 1986. Zu diesem Zeitpunkt lag Tschernobyl am südwestlichen Rand eines ausgedehnten Hochdruckgebietes mit Zentrum westlich des Urals. Die Strömung des Hochdruckgebietes (im Uhrzeigersinn) führte anfangs zu einem Transport der radioaktiven Luftmassen in nordwestliche Richtung über die Ostsee bis an die Westküste Mittelschwedens. Hier wurden die ersten stark erhöhten Radioaktivitätswerte gemessen, die auf den Reaktorunfall in der Ukraine schließen ließen.

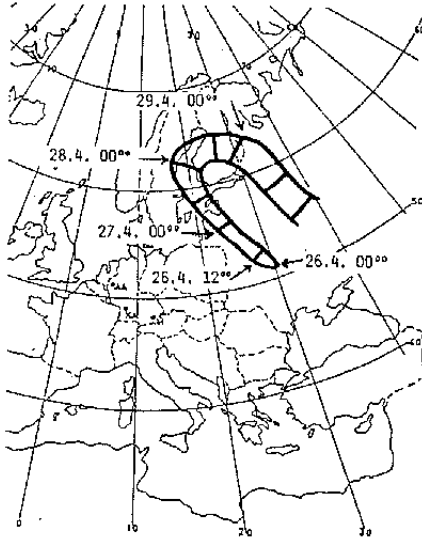
Diese erste Strömung vom 26. April ist in Abb. 11a dargestellt. Die Querstriche stellen dabei die zeitliche Entwicklung dar: 2 Querstriche liegen 12 Stunden auseinander. Die Breite der Wolke kann nur grob angegeben werden. Da es sich um eine vorläufige Auswertung handelt, können auch außerhalb dieser Wolke erhöhte Werte aufgetreten sein.

Die radioaktiven Partikel, die einen Tag später, also am 27. April, in Tschernobyl aus dem Reaktor emittiert wurden, wanderten zuerst zwar auch in Richtung Nordwesten (Abb. 11b), wurden dann jedoch von einem Zwischenhoch in südwestliche Richtung abgelenkt. Bis zum 2. Mai überquerten sie dann vom Süden kommend den westlichen Teil der Bundesrepublik.

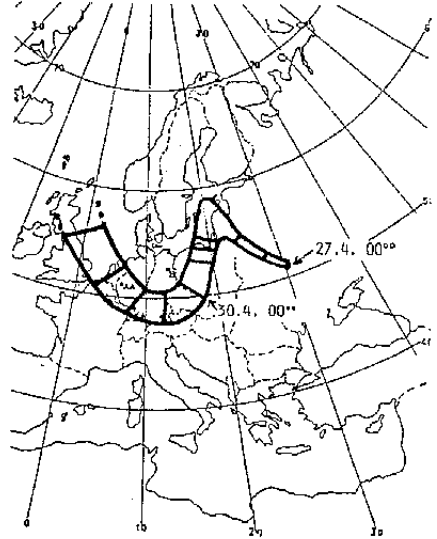
Überlagert wurde diese Strömung durch eine zweite, etwas später gestartete Wolke, die bereits früher in Richtung Westen abgelenkt wurde und folglich schon am 30. April den Süden Deutschlands erreichte (Abb. 11c). Diese beiden Strömungen führten zu den hohen Radioaktivitätswerten in der Zeit vom 30. April bis 2. Mai. So wurden die zwei höchsten Werte bei der Gesellschaft für Strahlenforschung in München am 30.4. und am 1.5. gemessen. In der westlich gelegeneren Landesanstalt für Umweltschutz in Karlsruhe traten die beiden Maxima am 1.5. und 2.5. auf und bei der Kernforschungsanlage in Jülich sogar erst am 2.5. und 3.5.. In den nordöstlichen Bereichen der Bundesrepublik wurden in diesem Zeitraum hingegen keine deutlich überhöhten Luftwerte festgestellt.

<sup>1</sup> H.-J. Panitz et al., Analyse der Ausbreitungsvorgänge nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl, KfK, Juni 1986

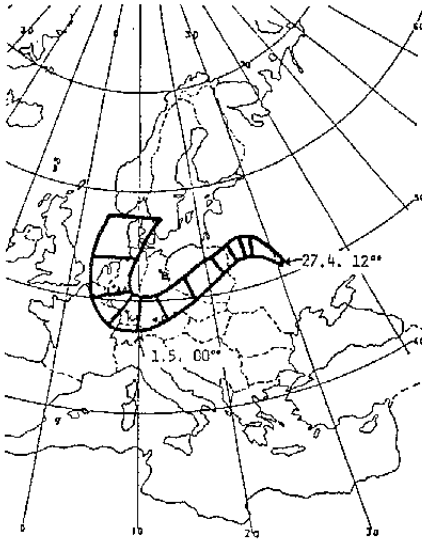
Abb. 11a-d: Ausbreitung der radioaktiven Wolke des Tschernobyl-Unfalles zwischen dem 26.4. und 3.5.86 nach KfK



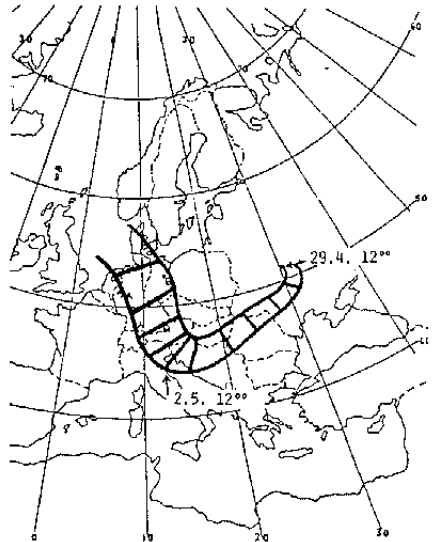
a: 26.4. 00°



b: 27.4. 00°



c: 27.4. 12



d: 29.4. 12



Am 28. und 29. April änderte sich in der Ukraine die Strömungsrichtung. Die radioaktiven Luftmassen wurden nach Nordwesten bzw. Osten abgedrängt. Erst im Verlauf des 29. April wirkte sich ein mitteleuropäischer Hochdruckkeil aus: Die Strömung wechselte nach Südosten und schlug einen großen Bogen durch den Balkan über Norditalien bis in die Bundesrepublik. Hier konnte am 3.5. an nahezu allen Meßstationen von Süden nach Norden fortschreitend ein kleineres Maximum beobachtet werden (Abb. 11d).

An den folgenden Tagen erfolgte der Transport der Luftmassen aus Tschernobyl hauptsächlich in südliche und südwestliche Richtungen und spielte für die Bundesrepublik unmittelbar keine Rolle mehr.

Zu einem verstärkten Auswaschen der Radioaktivität aus der Luft kam es am 30. April in Bayern, wo eine Kaltfront mit starken Niederschlägen und Gewittern auf die Radioaktivitätsfahne traf. Dadurch wurden im süddeutschen, vor allem bayrischen Raum wesentlich höhere Bodenbelastungen als im übrigen Bundesgebiet verursacht. Im Südwesten der Bundesrepublik regnete es beim Eintreffen der radioaktiven, zum Teil bereits etwas ausgewaschenen Wolke nur noch wenig oder überhaupt nicht. Die Bodenbelastung ist daher regional sehr unterschiedlich und insgesamt niedriger als in Bayern.

## **Messungen in der BRD nach Tschernobyl**

Die Messungen in der Bundesrepublik konzentrierten sich anfangs nur auf die Aktivität in der Luft, meist angegeben als Beta-Gesamtaktivität. Dann wurden umfangreiche Messungen von Milch und Blattgemüse eingeleitet. Die Leitisotope waren hierbei Iod-131 und Caesium-137, die sich aufgrund ihrer hohen Aktivität in den Labors verhältnismäßig leicht nachweisen ließen.

Mittlerweile liegen unzählige Meßwerte vor. Sie umfassen Proben von Boden, Wasser, Bewuchs und allen Arten von Lebensmitteln. Weiterhin wurden inzwischen Strontium und Plutonium gemessen, wenngleich in wesentlich geringerer Anzahl.

Die meisten Meßdaten, die uns bisher zugänglich waren, stammen aus Baden-Württemberg. Die Anzahl der bayrischen Meßwerte ist dagegen äußerst spärlich, obwohl gerade hier die höchsten Belastungen zu erwarten sind. Weiterhin liegen inzwischen erste Meßberichte von Forschungseinrichtungen wie dem Kernforschungszentrum Karlsruhe (KfK) oder der Kernforschungsanlage Jülich (KfA) vor.

Im Rahmen dieser Broschüre ist es weder möglich noch sinnvoll, alle diese Meßwerte anzugeben oder statistisch auszuwerten. Wir beschränken uns deshalb auf einzelne Beispiele. Dabei muß beachtet werden, daß die meisten hier zitierten Meßwerte von Einzelproben stammen, und eine Übertragbarkeit auf die generelle Belastung, z.B. bestimmter Lebensmittel, mit großen Unsicherheiten behaftet ist.

Zur Zusammensetzung des radioaktiven Fallouts aus Tschernobyl liegen verschiedene Messungen vor, die zumindestens größenordnungsmäßig übereinstimmen. Deshalb kann eine relativ einheitliche Zusammensetzung der radioaktiven Wolke angenommen werden; allerdings müssen der radioaktive Zerfall und verschiedene Ablagerungseffekte berücksichtigt werden.

In Tabelle 7 sind Werte über die Nuklid-Zusammensetzung der Wolke aufgelistet. Die Luftwerte wurden im Kernforschungszentrum Karlsruhe am 1.5.<sup>1</sup> bzw. vom Wetterdienst Offenbach am 4.5. bestimmt. Die Bodenwerte stammen von der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung in München.

Iod-131 wurde recht übereinstimmend zu etwa einem Drittel bestimmt, Caesium-137 zu etwa 5 - 13 Prozent. Die Strontiumwerte lagen dagegen wesentlich niedriger: Sr-90 wurde im Verhältnis zu Cs-137 nur zu etwa 1 Prozent festgestellt. Einige detailliertere Messungen von Strontium aus der Kernforschungsanlage Jülich sind in Tab. 8 zusammengestellt<sup>2</sup>. Das Verhältnis von Sr-90 zu Cs-137 lag zwischen 1,3 und 16 %, das von Sr-89 zu Cs-137 von 4,5 bis 30 %.

Tab. 7: Nuklidzusammensetzung des Tschernobyl-Fallouts in Prozent; "-" bedeutet: nicht gemessen.

	KfK Luft Aeros.	Wetterd.Off. Luft	GSF Boden
Co-58, 60	-	-	2,9 %
Sr-89	0,66 %	-	-
Sr-90	0,07 %	-	-
Mo/Tc-99m	3,2 %	-	3,0 %
Nb-95	-	0,3 %	-
Ru-103	5,0 %	25,6 %	7,2 %
Ru-106	-	12,8 %	8,9 %
Te-129m	4,6 %	-	-
Te-132	15,6 %	-	34,0 %
I-131	36,6 %	26,9 %	27,0 %
I-132	15,6 %	-	-
Cs-134	3,5 %	7,7 %	3,0 %
Cs-136	1,2 %	-	-
Cs-137	6,7 %	12,8 %	8,2 %
La/Ba-140	7,3 %	-	4,1 %
Eu-155	-	0,1 %	-
Np-239	-	3,3 %	-
Pu-239, 240	< 0,0001 %	-	-

<sup>1</sup> H.Kiefer, *Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl*, KfK, Juni 1986

<sup>2</sup> KfA Jülich, *Radioaktivitätsmessung nach dem Reaktorunglück Tschernobyl*, Juni 1986

Tab. 8: Radio-Strontium-Messungen der KfA Jülich Anfang Mai

		Cs-137	Sr-90	Sr-89	
Gras	4.5.	160	25	36	Bq/m <sup>2</sup>
	7.5.	370	39	114	"
	9.5.	260	7,5	39	"
Ackerboden	9.5.	1370	82	124	"
	2.-4.5.	-	43	84	"
Regen	4.-7.5.	190	5,9	52	"
	7.-9.5.	71	0,9	7,7	"
	4.5.	8	0,15	0,71	Bq/l
Milch	9.5.	30	0,39	1,35	"
	9,5	210	7,5	19	Bq/kg

Die Plutoniummessungen in Tab. 9 wurden Anfang Mai ebenfalls in Jülich vorgenommen. Dabei wurde nach dem Plutoniumgehalt in Luftaerosolen, im Regen und auf dem Weidegras unterschieden.

Tab. 9: Plutoniumdeposition in Milli-Becquerel/m<sup>2</sup> (= 0,001 Bq/m<sup>2</sup>)

		Pu-239	Pu-238
Luftaerosol	1.5.	< 0,009	< 0,011
	2.5.	< 0,050	< 0,060
Regen	2.-4.5.	< 8,7	9,8
	4.-7.5.	< 6,5	< 7,4
	7.-9.5.	< 1,1	< 1,5
Weidegras	4.5.	< 10	< 10
	7.5.	ca. 13	ca. 4
	9.5.	< 10	< 14

Bei Messungen an der Universität Münster wurde in der Woche vom 30.4. - 5.5.86 eine Luftaktivität an Pu-239 von  $9 \cdot 10^{-6}$  Bq/m<sup>3</sup> festgestellt. In Bodenproben wurde eine Pu-Aktivität von 150 mBq/kg und von 2,5 mBq/m<sup>2</sup> gemessen.<sup>1</sup>

Für die Bestimmung der radioaktiven Edelgase Xenon-133 und Krypton-85 sind spezielle Untersuchungsverfahren notwendig. Sie sind in Tabelle 8 noch nicht erfaßt. Die Xenon-133-Aktivität lag am 1. Mai um zwei Größenordnungen über der Cs-137-Aktivität<sup>2</sup>, Krypton-85 lag etwa bei der Hälfte von Cs-137.

<sup>1</sup> R.Santo, Institut für Kernphysik der Universität Münster

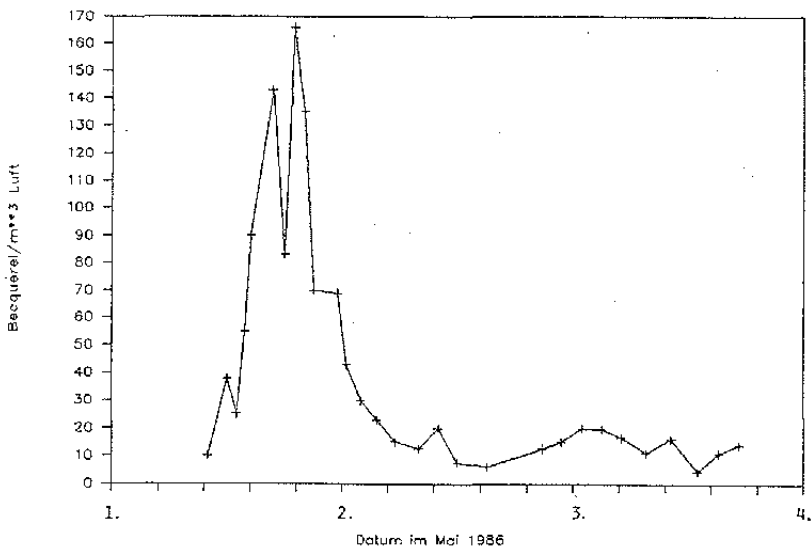
<sup>2</sup> W.Weiss et al., Die Radioaktivität der bodennahen Luft der Bundesrepublik Deutschland im Zeitraum 29.4. - 10.5.86, Institut für Atmosphärische Radioaktivität Freiburg, Juni 1986

## Luftmessungen

Während des Durchzuges der Tschernobyl-Wolke durch die Bundesrepublik wurden von vielen Institutionen und wissenschaftlichen Einrichtungen regelmäßige Luftmessungen vorgenommen. Der Deutsche Wetterdienst beispielsweise gab alle 2 Stunden Meßwerte über die Beta-Gesamtaktivität in Luftaerosolen von etwa einem Dutzend Meßstationen bekannt. Allerdings wurde bei diesen Werten stets der Anteil der Radionuklide vernachlässigt, der nicht auf Aerosolen, d.h. auf kleinsten Staubpartikeln abgelagert war, sondern gasförmig vorlag. Messungen, die auch die gasförmigen Bestandteile, z.B. das gasförmige Jod-131, erfaßten, wurden z.B. von der Hessischen Landesanstalt für Umweltschutz in Darmstadt durchgeführt. Erwartungsgemäß lagen die dort gemessenen Werte höher als an den Meßstationen des Deutschen Wetterdienstes.

In Abbildung 12 sind die Luftmeßwerte für Iod-131 aus Darmstadt aufgetragen. Der dargestellte Zeitraum reicht vom 1. Mai 9<sup>30</sup> Uhr bis zum 3. Mai 18<sup>00</sup>. Dabei trat am 1. Mai in den Abendstunden ein Maximum von ca. 170 Bq/m<sup>3</sup> Luft auf. Legt man diese Luftmeßwerte der Inhalationsberechnung zugrunde, so erhielt ein Kleinkind, das sich während dieser Expositionszeit im Freien aufhielt, vom 1. bis 3. Mai eine Schilddrüsendosis von über 120 mrem. Diese Dosis berücksichtigt dabei nur die Inhalation und ausschließlich die Belastung durch das I-131-Nuklid. Die Schilddrüsendosis bei Erwachsenen lag bei ungefähr 50 mrem.

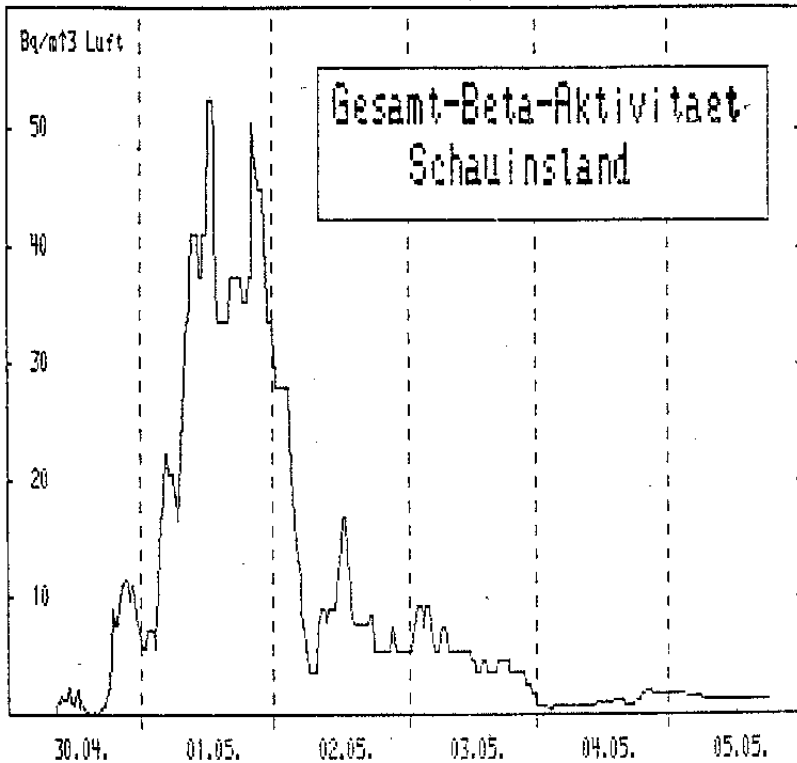
Abb.12: I-131-Aktivität in der Luft in Darmstadt vom 1.-3.Mai in Bq/m<sup>3</sup>



Allein durch die Inhalation wurden bei Kleinkindern demnach in Süddeutschland Schilddrüsendosen erreicht, die den Grenzwert der Strahlenschutzverordnung deutlich überschreiten.

In Abb. 13 ist die künstliche, d.h. durch den Reaktorunfall verursachte Gesamt-Beta-Aktivität in Luftaerosolen auf dem Schauinsland dargestellt. Die Werte liegen niedriger als in Darmstadt, da sie nur den Aerosol-Anteil beinhalten. Der zeitliche Verlauf der Lufradioaktivität zeigt sehr deutlich die drei verschiedenen Spitzenwerte (vgl. Kapitel "Ausbreitung"). Die höchsten Aerosolwerte wurden an der Meßstation des Umweltbundesamtes "Brotjackkriegel" im bayrischen Wald am 30. Mai festgestellt. An den Meßstationen in Norddeutschland wurden dagegen vergleichsweise niedrige Werte gemessen, die ihr Maximum am 3. bis 5. Mai erreichten.

Abb. 13: Künstliche Gesamt-Beta-Aktivität des Luftaerosols auf dem Schauinsland in  $\text{Bq}/\text{m}^3$



## Lebensmittelmessungen

Die hier vorgestellten Lebensmittelproben stammen ausschließlich aus Baden-Württemberg. Da es sich um Stichproben handelt, können die Meßwerte nicht unbedingt auf die Lebensmittelgruppe insgesamt übertragen werden. So können erhebliche Unterschreitungen der hier angegebenen Werte, jedoch auch bedeutende Überschreitungen (z.B. in Bayern) auftreten. Die Daten stammen von den regelmäßigen Lageberichten des baden-württembergischen Umweltministeriums.

Bei den Gemüseproben wurden einige typische Werte aus der Zeit von Anfang und Ende Mai zusammengestellt. Anfang Mai waren i.a. die I-131-Werte besonders hoch. Nach mehreren Wochen sanken diese Werte stark ab und die Cs-137-Werte dominierten.

Obst aus verschiedenen europäischen Ländern von Anfang Juni ist in Tabelle 11 aufgelistet. Die Iod-131-Werte lagen dabei erwartungsgemäß niedrig; die Cs-137-Werte schwankten im Bereich einiger bis einiger Dutzend Bq/kg. Bei den Obstproben sollte berücksichtigt werden, daß sie im Gegensatz zum aufgeführten Gemüse gewaschen und verzehrfertig gemessen wurden.

Beim Fleisch hängen die Werte stark davon ab, ob die Tiere Trocken- oder Frischfutter bekamen bzw. auf der Weide standen. Ein Vergleichswert: Im Maximum der Atombombenversuche in den 60er Jahren lag der Cs-137-Gehalt im Rindfleisch bei ca. 30-40 Bq/kg. In den 70er Jahren lag er dann unter 1 Bq/kg. Besonders stark belastet ist nach wie vor (Mitte Juni) Wildfleisch.

Ebenfalls stark belastet sind Süßwasserfische aus stehenden Gewässern. Daten von Anfang Juni 86 sind in Tab. 14 zusammengestellt.

Tab. 10: Ausgewählte Gemüseproben in Baden-Württemberg in Bq/kg

Gemüse	Datum	Ort	I-131	Cs-137
Spinat	6.5.	Ingersheim	3840	268
Lauch	"	"	430	30
Petersilie	"	Achern	2101	65
Salat	"	Karlsruhe	1500	64
Kohlrabi	7.5.	Reutlingen	665	171
Rhabarber	"	Obrigheim	103	14
Kresse	"	Mühlacker	496	34
Spargel	8.5.	Bietigheim	16	31
Salat	26.5.	Frickenhausen	21	38
Petersilie	26./27.5.	Heidelberg	27	14
Roter Salat	28.5.	Karlsruhe-D.	27	10
Spinat	28.5.	Essingen	12,8	4,4

Tab. 11: Obstproben aus Baden-Württemberg, gewaschen und verzehrfähig, in Bq/kg

Obst	Ort	Datum	I-131	Cs-137
Erdbeeren	Ludwigsburg, ital.	4.6.	1,8	7,1
	Nürtingen-N.	5.6.	3,6	5,0
	Ostfildern	"	5,6	8,0
	Heidelberg, ital.	3.6.	6,1	13,8
	Heidelberg, Großm.	5.6.	8,5	10,0
	Achern-Mösb.	"	4,7	9,0
	Oberasbach	"	1,2	5,8
	Lautenbach	6.6.	2,3	16,4
Aprikosen	Bietigheim-B., griech.	4.6.	12,7	16,8
	Böblingen, griech.	"	16,5	16,0
	Karlsruhe, span.	3.6.	2,9	4,0
	Freiburg, griech.	"	11,5	15,4
	Reutlingen, griech.	"	9,9	14,7
Kirschen	Karlsruhe, ital.	3.6.	6,3	7,8
	Offenburg, franz.	3.6.	6,6	13,4
Pfirsiche	Tübingen, ital.	3.6.	5,9	27,3

Tab. 12: Rindfleischmessungen aus Baden-Württemberg in Bq/kg (alle mit Weide bzw. Grünfütterung)

Ort/Datum	Fleisch		Leber		Niere	
	I-131	Cs-137	I-131	Cs-137	I-131	Cs-137
Ulm/16.5.	74	393	184	292	266	415
Flein/20.5.	10,7	14,9	15,3	9,7	28	21,5
Odenwald/20.5.	90	53	-	-	40,7	60,8
Mannheim/4.6.	4,4	5,2	13	9,4	-	-
Friedach/4.6.	<10	46	<10	26	-	-

Tab. 13: Wildfleischuntersuchungen (Reh) in Baden-Württemberg vom 11.6.86 in Bq/kg

Ort	Fleisch		Leber	
	I-131	Cs-137	I-131	Cs-137
Aalen-Hüttlingen	12,9	62,6	17,6	66,9
Wolfegg	0	690,4	29,4	313,5
Bad Wurzach	45	1411	-	-
	18,9	2109	-	-
Waldburg	< 10	713	39	562

Tab. 14: Süßwasserfisch aus Baden-Württemberg vom 10.6.86 in Bq/kg

Ort	Fisch	I-131	Cs-137
Haidgauer Quellsee	Rotaugen	< 1,7	91
Bibersee	"	100	960
Wolpertsw.-Schreckensee	Hecht	0	370
	Karpfen	114	470
	Aal	0	200

Tab. 15: Honigmessungen in Baden-Württemberg in Bq/kg

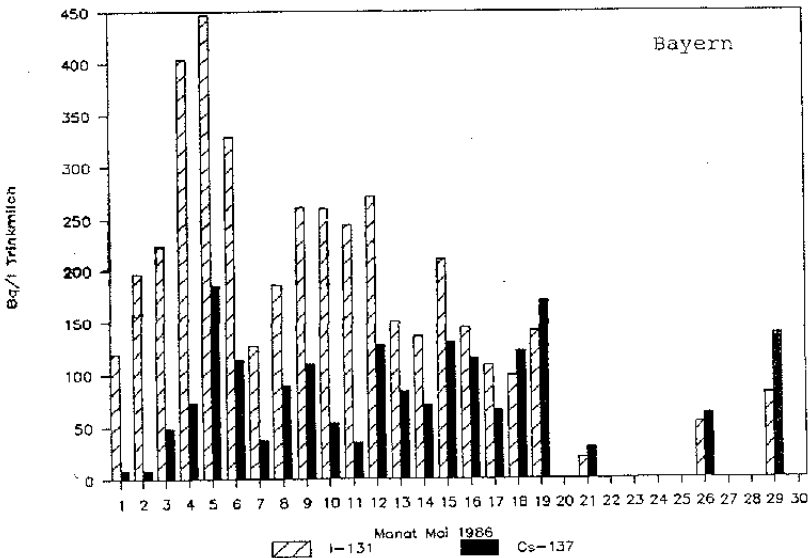
Ort	Datum	I-131	Cs-137
Malsch	21.5.	492	61
Kirchheim-Teck	26.5.	154	144
Oberdrackenstein/Alb	28.5.	234	34
Rastatt	30.5.	96	< 20
Stockach-W.	2.6.	22,4	57,0
Wüstenrot	3.6.	139,3	53,2
Eppingen-A.	6.6.	90,6	60,3
Sinsheim-R.	6.6.	53,2	25,3



## Milchmessungen

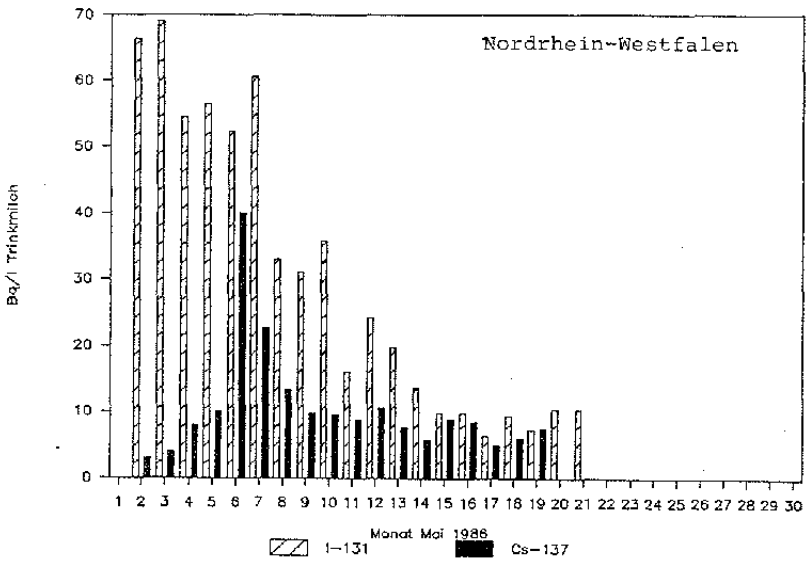
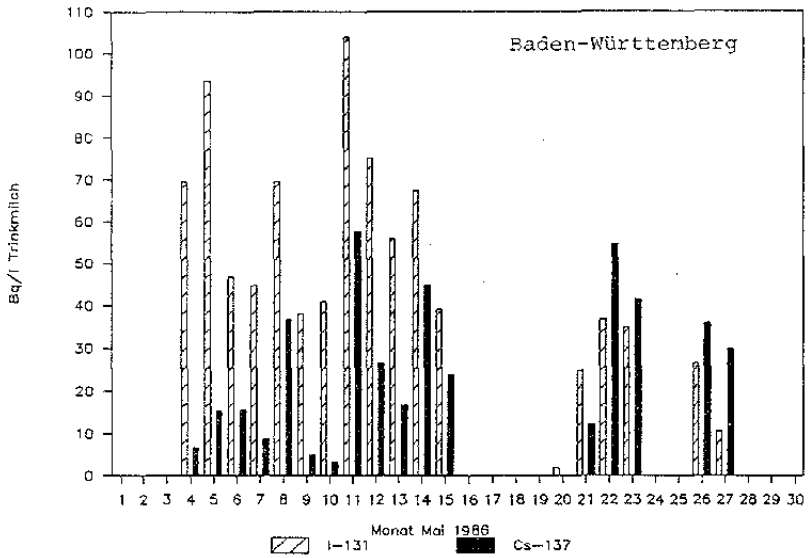
Von den I-131- und Cs-137-Aktivitäten in Milch liegen derzeit die meisten Meßwerte vor. Die Aufführung von Einzelwerten erscheint nicht sinnvoll. Einen guten Überblick über den Radioaktivitätsverlauf in der Milch im Mai 1986 zeigen jedoch die Abb.14 bis 16. Darin sind die **Tagesmittelwerte** der Kontamination von Trinkmilch aufgetragen, unterschieden nach den Bundesländern Bayern, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen<sup>1</sup>. Da es sich um Mittelwerte der täglich erhobenen Proben handelt, können Einzelwerte wesentlich höher gewesen sein. So lagen die bayrischen Tagesmittelwerte für I-131 Anfang Mai zwischen 200 und 450 Bq/l. Von den bis zum 10.5. untersuchten knapp 1000 bayrischen Milchproben hatten jedoch 18 % den Richtwert der Strahlenschutzkommission von 500 Bq I-131/l überschritten. Die einzelnen I-131-Aktivitäten in Milchproben erreichten dabei Spitzenwerte<sup>2</sup> bis zu 2650 Bq/l.

Abb.14-16: Tagesmittelwerte für Trinkmilch im Mai 1986 unterschieden nach Bundesland und den Radionukliden Iod-131 und Caesium-137



<sup>1</sup> Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Tagesmittelwerte aus Datenbank RADAN, 11.6.86

<sup>2</sup> Staatsminister Alfred Dick, Sondersitzung des Bayrischen Landtags vom 14.5.86



In Baden-Württemberg lagen die I-131-Tagesmittelwerte für Milch mit ca. 50 bis 110 Bq/l unter den bayrischen Werten; noch niedriger lagen die Werte in Nordrhein-Westfalen (verschiedene Skalen beachten!). Die Cs-137-Werte lagen in Bayern bei durchschnittlich 100 Bq/l, in Nordrhein-Westfalen dagegen nur bei etwa 10 Bq/l.

Aus diesen Belastungen kann, unter der Annahme normaler Verzehrgeohnheiten, die Schilddrüsendosis von Kleinkindern durch den Milchkonsum abgeschätzt werden. Die fehlenden Werte in der letzten Maiwoche wurden dabei optimistisch interpoliert. Die Abschätzung ergibt für ein Kleinkind folgende Schilddrüsenbelastungen durch I-131 im Mai 1986:

- ca. 1.600 mrem in Bayern,
- ca. 400 mrem in Baden-Württemberg und
- ca. 200 mrem in Nordrhein-Westfalen.

Nimmt man an, daß z.B. in Bayern die Hälfte der 11 Mio Einwohner den Grenzwerten und Entwarnungen der Bundes- und Landesregierung vertraute und weiter Milch trank, so ergibt sich, daß allein durch I-131 in der Milch im Monat Mai in Bayern ca. 15 - 23 zusätzliche Schilddrüsenkarzinome und ca. 44 - 70 Schilddrüsenknoten auftreten werden. Hätte Bayern statt 500 Bq/l einen niedrigeren Grenzwert von z.B. 20 Bq I-131/l festgelegt, wären dadurch über 90% dieser langfristig auftretenden Schilddrüsentumore verhinderbar gewesen.

Inzwischen sind die Milch-Iodwerte aufgrund des radioaktiven Zerfalls stark zurückgegangen und auch die Caesiumwerte sind gesunken, da das Vieh nicht mehr so hoch kontaminiertes Frischfutter erhält wie Anfang Mai.

## **Sonstige Messungen**

Mittelfristig spielen die Futtermittel für die Belastung von Fleisch und Milch eine erhebliche Rolle. Umfangreiche Messungen liegen aus Baden-Württemberg von der Universität Konstanz vor<sup>1</sup>. Danach enthielt Gras aus der letzten Maiwoche im Durchschnitt etwa 400 Bq/kg an Caesium-137 (+/- 100). Bei einem 2.Grasschnitt vom 26.5. bei Weingarten wurden nur noch sehr niedrige Radioaktivitätswerte festgestellt.

Grassilage, die bis zum 26.5. eingelagert wurde, weist hingegen einen durchschnittlichen Cs-137-Gehalt von 1100 Bq/kg auf. Die Universität Konstanz verweist darauf, daß die Verfütterung dieser Silage im Winter zu einem Anstieg der Caesiumwerte im Fleisch und in der Milch führen würde.

Für Heu wurden unterschiedliche, aber durchweg hohe Caesiumwerte gemessen, die vermutlich vom Schnittdatum und vom Gehalt an Rest-

<sup>1</sup> Uni Konstanz, Fakultät f. Phys., Radioaktivitätsbelastung von Futtermitteln, 31.5.86

feuchte abhängen. Caesium verbleibt vermutlich vollständig in der Trockensubstanz.

Die Konstanzer Wissenschaftler haben abgeschätzt, daß ein Grassilo bzw. ein Heuschopf mit 80 t Füllung ca. 90 bzw. 200 Millionen Bq Cs-137 enthalten. Die davon ausgehende Strahlendosis beträgt bei einem Aufenthalt in unmittelbarer Nähe demnach ca. 0,1 - 2 mrem pro Stunde.

In Tab.16 sind Meßwerte der Uni Konstanz für Iod-131 und Caesium-137 aufgetragen. Dabei muß stets noch Caesium-134 hinzugerechnet werden, das etwa die Hälfte von Cs-137 ausmacht.

Tab.16: Futtermittel im Mai 1986 aus Baden-Württemberg

Datum	Ort	I-131 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg
Grassilage			
22.5.	Kaltbrunn	590	990
23.5.	Wahlwies	620	1250
25.5.	Lichthof	370	960
26.5.	Deggenhausertal	200	700
26.5.	Herrmannsberg	500	1760
26.5.	Weingarten	440	810
Heu vom 1.Schnitt			
25.5.	Deggenhausertal	4270	12440
26.5.	Litzelstetten	670	2430
26.5.	Göggingen	400	920
28.5.	Fischbach	490	1690

## Bodenmessungen

Die Bodenwerte zeigten in der Bundesrepublik eine große Schwankungsbreite. Sehr hohe Werte traten in Bayern und in Ostwürttemberg mit z.T. mehreren 100.000 Bq/m<sup>2</sup> Beta-Gesamtaktivität auf. In Tab. 17 sind Kontaminationswerte von Acker- und Weideböden aus dem Aachener Raum, gemessen von der Kernforschungsanlage Jülich<sup>1</sup> aufgeführt. Dabei wurde nach einzelnen Radionukliden unterschieden.

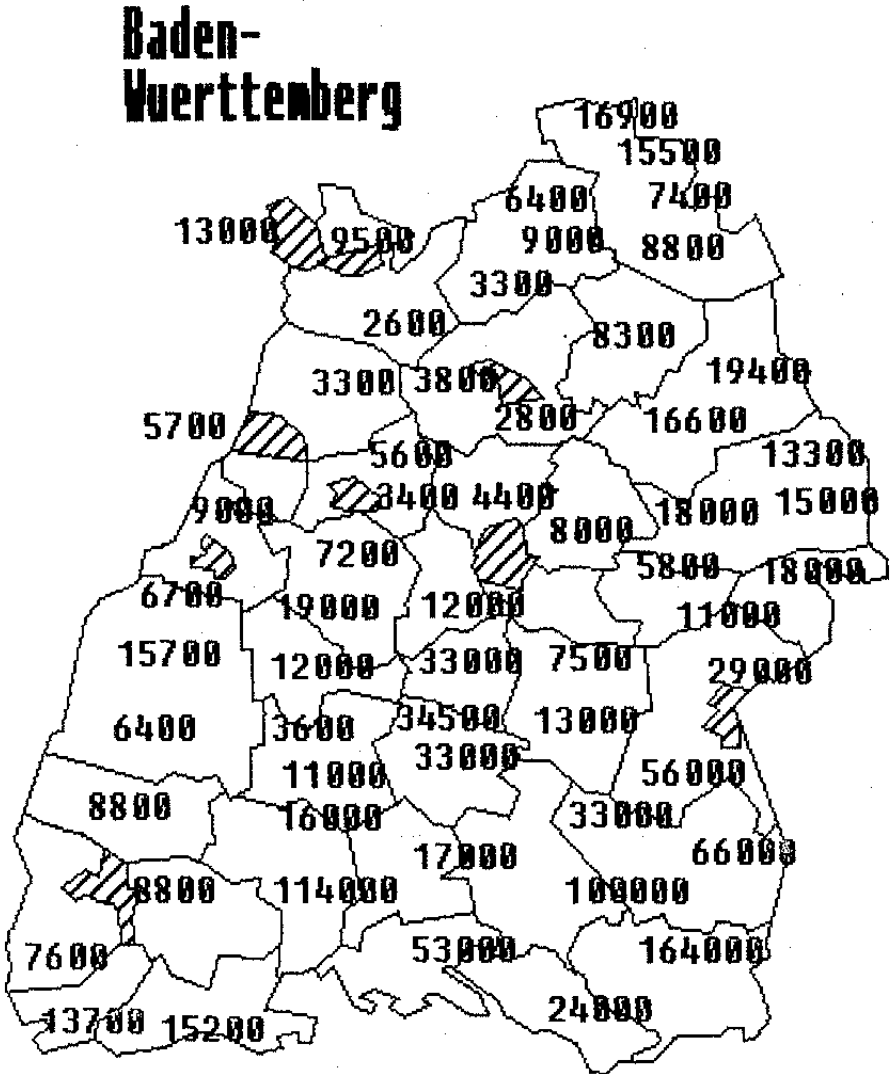
Tab.17: Radioaktivitätswerte von Acker- und Weideböden in Bq/m<sup>2</sup>

Datum	Ort	Nuklid	Bq/m <sup>2</sup>
9.5.	Hambach	Ru-103	2.160
		I-131	4.300
		Te-132	1.750
		Cs-137	1.370
9.5.	Merzenhausen	Ru-103	2.500
		I-131	7.080
		Te-132	2.630
		Cs-134	820
		Cs-137	1.800
12.5.	Jülich	Ru-103	2.650
		I-131	6.100
		Te-132	1.460
		Cs-134	980
		Cs-137	2.390

Die Bodenbelastung in Baden-Württemberg ist in Abb.17 dargestellt. Die höchsten Werte wurden dabei in Ostwürttemberg gemessen, wo während der erhöhten Luftradioaktivität starke Gewitter auftraten. Die einzelnen Meßwerte stammen vom baden-württembergischen Umweltministerium und wurden zum größten Teil mit Handmeßgeräten Anfang Mai ermittelt. Sie sind deshalb vermutlich zu niedrig.

<sup>1</sup> KFA, Radioaktivitätsmessungen nach dem Reaktorunglück Tschernobyl, Juni 1986

Abb.17: Bodenkontamination in Baden-Württemberg am 5./7. Mai angegeben als Betagesamtaktivität in Bq/m<sup>2</sup>



## Die langfristige Strahlenbelastung in der BRD

Der Fallout wird über die Nahrungskette zu einer langfristigen Erhöhung der Strahlenbelastung führen. Diese Strahlenbelastung wird deutlich geringer sein als in den ersten Wochen nach dem Reaktorunfall. Sie wird durch die Wurzel Aufnahme aus dem Boden verursacht (vgl. Kapitel über "Wurzel Aufnahme"). Die beiden wichtigsten Radionuklide sind dabei Cs-137 und Sr-90 mit Halbwertszeiten von 30 bzw. 29 Jahren.

Das IFEU berechnete mit den vorliegenden Meßwerten die langfristige zu erwartende Strahlendosis durch den Verzehr von Nahrungsmitteln und durch Bodenstrahlung. Zugrundegelegt wurden die Dosisfaktoren der Strahlenschutzkommission. Während diese für alle Pflanzen- und Fleischarten einheitliche Transferfaktoren und für den menschlichen Verzehr maximale Verzehrraten vorsieht, wurden bei unseren Rechnungen jedoch pflanzen- und tierspezifische Transferfaktoren und mittlere Verzehrsmengen pro Kopf der Bevölkerung verwendet (für Erwachsene/Kinder jeweils in kg/Jahr: Blattgemüse 30/15, Wurzelgemüse 37/10, Kartoffeln 70/15, Getreide 72/15, Rindfleisch 21/15, Schweinefleisch 51/10, Kuhmilch 120/150). Es wurde eine mittlere Ablagerung von 30.000 Bq/m<sup>2</sup> mit einem Anteil von 12,8% Cs-137, 7,7% Cs-134 und 0,4% Sr-90 angenommen.

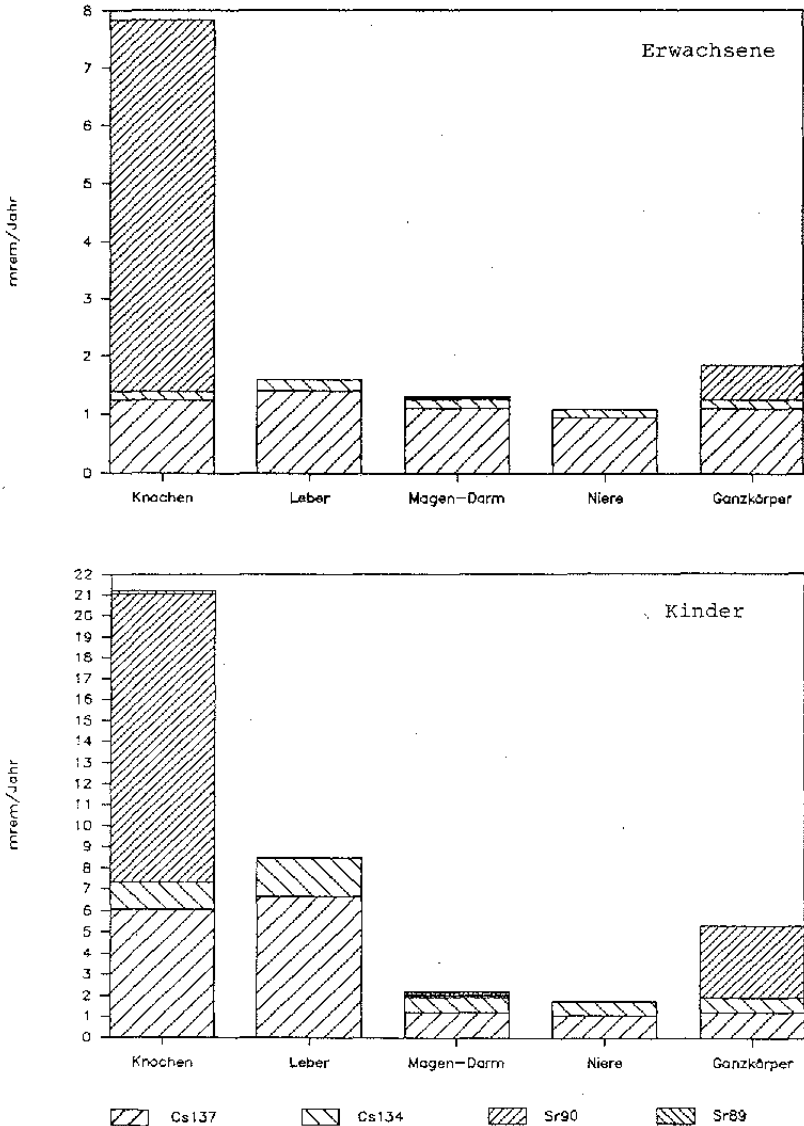
Die Ergebnisse stellen eine vorsichtige Abschätzung dar, da die zugrundegelegte mittlere Bodenablagerung (30.000 Bq/m<sup>2</sup>) als Bundesmittel möglicherweise zu niedrig ist. In Süddeutschland wurden z.T. Bodenkontaminationen von mehreren 100.000 Bq/m<sup>2</sup> gemessen.

Berücksichtigt wurden nur die Bodenstrahlung und die langfristige Aufnahme von Radioaktivität über die Wurzeln in die Nahrungsmittel. Die äußere Kontamination von Nahrungsmitteln und andere Belastungspfade in der Zeit nach dem Unfall wie Inhalation und Ingestion (z.B. Milch, Gemüse) sind in den Werten nicht enthalten.

Für einen Erwachsenen ist im Mittel der nächsten 50 Jahre mit einer mittleren Ganzkörperbelastung von knapp 2 mrem pro Jahr und einer Knochenbelastung von 8 mrem pro Jahr zu rechnen. Für Kinder liegen die im Mittel der nächsten 10 Jahre zu erwartenden Werte pro Jahr bei 5 mrem Ganzkörper-, 20 mrem Knochen- und 8 mrem Leberbelastung. Wie aus den Abb. 18 und 19 ersichtlich ist, wird die Hauptbelastung durch Cs-137, beim Knochen durch Sr-90 verursacht. Dabei muß allerdings beachtet werden, daß es sich hier um Mittelwerte über die nächsten 50 Jahre (Kinder 10 Jahre) handelt. In den kommenden Jahren wird die Strahlenbelastung wegen der noch wenig zerfallenen Nuklide etwas höher liegen: beim Erwachsenen bei 6 mrem Ganzkörper- und 16 mrem Knochenbelastung und bei Kindern bei 7 mrem Ganzkörper- und bei 28 mrem Knochenbelastung.

In Abb. 20 und 21 sind die langfristigen Strahlendosen insgesamt aufgetragen. Hierbei muß berücksichtigt werden, daß sich der Zeitraum bei Erwachsenen auf 50 Jahre, bei Kindern auf 10 Jahre bezieht. Aus den beiden Abbildungen lassen sich diesmal die Belastungen durch die verschiedenen Expositionspfade ersehen. Bei den Lebensmitteln stammt der größte Belastungsanteil vom Fleisch und von der Milch.

Abb.18 und 19: Die langfristige Strahlendosis für Erwachsene und Kinder in der Bundesrepublik pro Jahr unterschieden nach belastetem Organ und Radionuklid.





Da die Aufnahme von Radionukliden in Pflanzen stark von der Bodenart abhängt, die Verzehrgewohnheiten unterschiedlich sind und vor allem in Süddeutschland (Südost-Baden-Württemberg und Bayern) erheblich höhere Bodenkontaminationen (bis 400.000 Bq/m<sup>2</sup>) verursacht wurden, wurden zusätzliche Berechnungen über die in Einzelfällen möglichen höheren Belastungen durchgeführt. Dabei ergaben sich für einen Erwachsenen unter ungünstigsten Bedingungen (z.B. hohe gemessene Radionuklidablagerung in Bayern, Bodenart mit hohen Transferfaktoren, hoher Konsum besonders belasteter Nahrungsmittel ausschließlich aus diesem Gebiet) maximal mögliche Strahlenbelastungen von 700 mrem Ganzkörper-, 2.000 mrem Knochen- und 1.000 mrem Leberdosis pro Jahr. Für ein Kind ergaben sich unter den gleichen Bedingungen 400 mrem Ganzkörper-, 5.000 mrem Knochen- und 5.600 mrem Leberdosis pro Jahr.

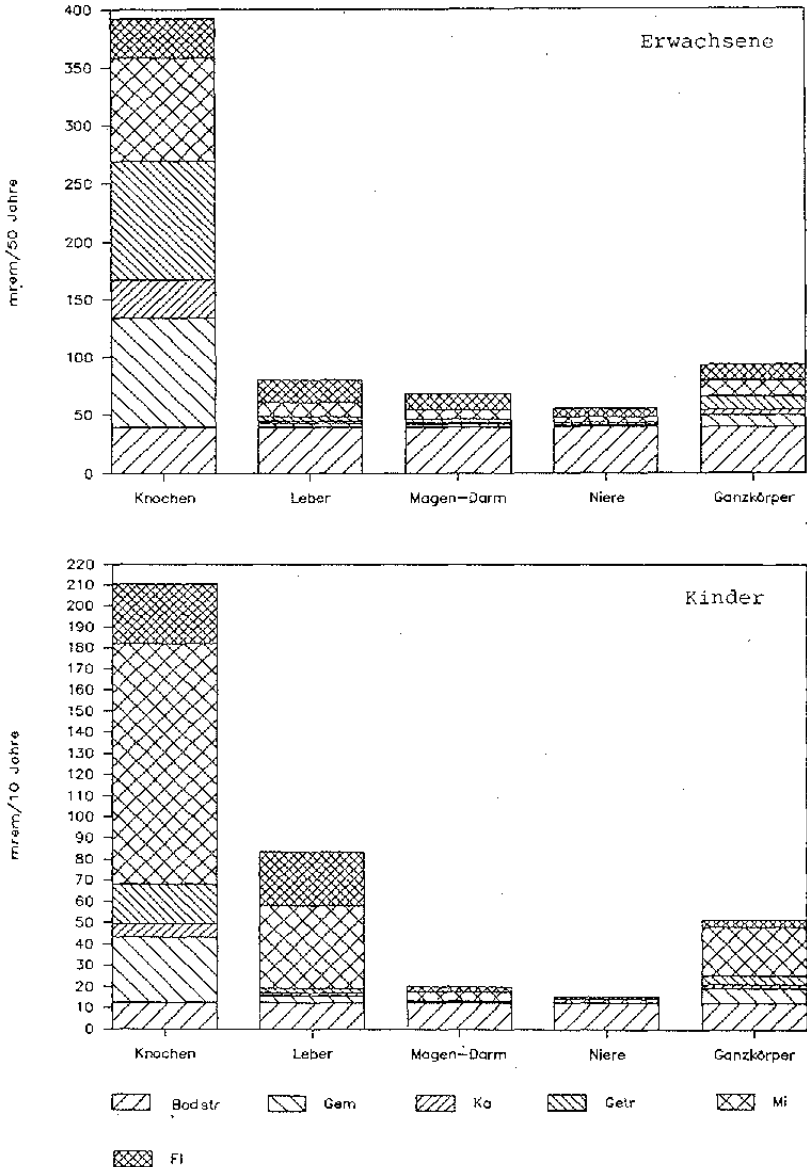
Mit Hilfe der vorne beschriebenen Dosis-Wirkungsbeziehungen von Bertell können die errechneten mittleren Strahlenbelastungen in Langzeitschäden umgerechnet werden. Dabei ergibt sich, daß durch die Strahlenbelastung der nächsten 50 Jahre in der Bundesrepublik mit der Auslösung von 4.000 - 14.000 Krebsfällen in den nächsten 70 Jahren gerechnet werden muß. Legt man die Risikozahlen von Gofman den Abschätzungen zugrunde, so ergeben sich 18.000 - 23.000 Krebsfälle. Hinzu kommen die genetischen Schäden, die, grob abgeschätzt, bei etwa 800 - 90.000 Fällen liegen.

Das individuelle Risiko, einen Tumor als Spätschaden zu erleiden, liegt für den einzelnen Menschen im Durchschnitt bei 1:29.000 bis 1:8.000. Das bedeutet, daß von 29.000 bzw. 8.000 Menschen je eine Person durch die Strahlenbelastung einen Tumor bekommt. In den höchstbelasteten Gebieten liegt das individuelle Risiko im Mittel bei 1:6.000 bis 1:1.000, in Einzelfällen bis um eine Zehnerpotenz höher. Das individuelle Risiko für Kinder liegt jeweils etwa 2,5-fach höher.

Aus den Zahlen geht hervor, daß das individuelle Risiko infolge der langfristig wirkenden Strahlenbelastung nicht gravierend ist und im Bereich anderer Umweltrisiken liegt. So beträgt z.B. das individuelle Risiko, im Straßenverkehr getötet zu werden, ca. 1:100. Ein derartiger Vergleich mit anderen Risiken bedeutet nicht, daß ein (zusätzliches) Risiko von z.B. 1:8.000 dadurch akzeptabel wird, daß es andere Gefährdungen mit durchaus höherem Risiko gibt. So wurde in den letzten Wochen darauf hingewiesen, daß die durch Tschernobyl zu erwartenden Spätschäden in der großen Zahl "normaler" Krebsfälle statistisch keine Rolle spielen. Dies ist für die durchschnittliche Belastung in der Bundesrepublik sicherlich richtig. Für den einzelnen Erkrankten zählt diese Argumentation nicht. Vorsorge gegen gesundheitliche Schäden jeder Art zu treffen, Schäden zu vermeiden oder zu verringern - dies sind ethische Grundprinzipien unserer Gesellschaft.

Der Vergleich mit anderen Risiken zeigt, daß es auch nach Tschernobyl notwendig ist, sich gegen andere unnötige Risiken unserer Zivilisation wie z.B. die Gefahren durch eine Chemisierung der Landwirtschaft, durch Luftschadstoffe oder aus dem Straßenverkehr zu wenden.

Abb.20 und 21: Langfristige Strahlendosis über 50 Jahre (Erwachsener) bzw. 10 Jahre (Kinder), unterschieden nach Belastungspfad. Die Abkürzungen bedeuten: Bodstr.=Bodenstrahlung, Gem=Gemüse, Ka=Kartoffeln, Getr=Getreide, Mi=Milch, FI=Fleisch.



## Empfehlungen für den Speiseplan

Die Iod-131-Werte in der Milch und auf dem Gemüse sind in den letzten Wochen stark zurückgegangen. Zahlreiche Bürger, insbesondere Schwangere und Eltern von Kleinkindern, stellen sich nun die Frage, ob sie in den nächsten Monaten und Jahren die radioaktive Belastung durch besonderes Verhalten bei der Ernährung verringern können bzw. sollen. Im Prinzip ergeben sich durch den Reaktorunfall in Tschernobyl drei zeitlich verschiedene Phasen für die Belastung der Lebensmittel:

- Die erste Phase ist bereits weitgehend abgeschlossen und verursacht die höchsten Belastungen bei Gemüse, Milch und Fleisch. Diese Belastungen kamen durch direkte radioaktive Ablagerungen auf den Pflanzenoberflächen zustande. Mittlerweile spielt diese direkte Ablagerung beim Gemüse keine Rolle mehr und auch beim Futtermittel, d.h. bei der Milch und beim Fleisch, sinkt ihre Bedeutung.
- Bei der zweiten Phase kommt es nochmals zu einem Radioaktivitätsanstieg in Fleisch und Milch, der allerdings nicht so hoch wie in der ersten Phase sein wird. Er wird dadurch verursacht, daß eingelagerte Futtermittel von dem stark belasteten ersten Schnitt nach dem Reaktorunglück an das Vieh verfüttert werden. Diese Futtermittel können, besonders wenn sie aus Süddeutschland stammen, stark belastet sein. Die Belastung wird hauptsächlich durch Caesium verursacht. Das Iod-131 spielt bis dahin aufgrund seiner niedrigen Halbwertszeit keine Rolle mehr.
- Die dritte Phase zeichnet sich durch ihre Langfristigkeit aus; die radioaktive Belastung in dieser Phase liegt um mehr als eine Größenordnung niedriger als direkt nach dem Unfall. Sie kommt dadurch zustande, daß die langlebigen Radionuklide über den Boden in die Pflanzen eingebaut werden. Die vergleichsweise niedrigen jährlichen Belastungen dauern allerdings Jahre und Jahrzehnte an.

Verhaltensempfehlungen für die Zeit unmittelbar nach dem Unfall kommen jetzt entweder zu spät oder sie betreffen nur noch Teilbereiche. Sie wurden hauptsächlich in den ersten beiden Auflagen dieser Broschüre beschrieben. Bei der pflanzlichen Nahrung sollte man darauf achten, kein Gemüse oder Obst zu essen, das unmittelbar nach dem Unfall auf dem Feld oder im Freien wuchs (z.B. eingefrorener Spinat oder andere Gemüsekonserven aus dieser Zeit). Besonders stark wurden die Radionuklide auf Gemüse mit hoher Blattoberfläche abgelagert (Kopfsalat, Spinat). Bei unterirdisch wachsendem Gemüse (z.B. Spargel) besteht kein Grund zur Besorgnis.

Wegen der großen Wurzeltiefe enthalten Früchte von Bäumen im allgemeinen deutlich weniger radioaktive Nuklide als andere Früchte. Dies gilt besonders für hochstämmige Streuobstbestände und für naturgemäße Bewirtschaftung, wo der Boden nicht gepflügt wird, weniger für Zwergobst aus Plantagen.

Die radioaktive Belastung durch den Verzehr hängt aber nicht allein von den gemessenen Konzentrationen in bestimmten Lebensmitteln ab, sondern auch von der Menge der verzehrten Lebensmittel. Die Konzentrationen werden i.a. in Becquerel pro Kilogramm angegeben. Beispielsweise haben Kräuter (Thymian, Schnittlauch, Petersilie) sehr hohe Werte an Iod-131 und Caesium aufgewiesen. Da man Thymian allerdings nur grammweise verzehrt, relativieren sich die hohen Meßwerte.

Extrem hohe Werte treten in den nächsten Monaten (und Jahren) bei Waldpilzen auf. Von einem Verzehr vor allem von größeren Mengen ist deshalb abzuraten. Hohe Belastungen können auch in Honig auftreten, der von im Mai blühenden Pflanzen stammt.

In der Milch tritt wegen des erfolgten radioaktiven Zerfalls kaum noch Iod-131 auf, wohl aber Caesium. Hier muß zur Zeit immer noch mit überhöhten, wenngleich sinkenden Werten gerechnet werden. Inzwischen stammt die H-Milch weitestgehend aus der Zeit unmittelbar nach dem Unfall.

Wer radioaktive Belastung mit Sicherheit vermeiden will (z.B. bei der Kleinkindernahrung), kann auf Säuglingsmilch mit einem Verfallsdatum bis Ende April 1987 umsteigen, die laut Auskunft der Hersteller unbelastet sein soll, oder auf Milchpulver aus EG-Interventionsbeständen. Dieses Milchpulver ist bei kühler und trockener Lagerung mehrere Jahre haltbar und enthält außer Fett und den fettlöslichen Vitaminen A, D, E und K alle wichtigen Bestandteile einer Vollmilch.

Da sich die Radionuklide Caesium und Strontium in der Vollmilch aufgrund ihrer guten Wasserlöslichkeit hauptsächlich in der Molke anreichern, verbleiben in fettreichen Milchprodukten verhältnismäßig geringe Mengen an Radioaktivität. So erreichen die Strontium- und Caesium-Werte in der Butter nur noch wenige Prozent ihrer Konzentration in der Vollmilch. In Magermilch hingegen sind die Werte gegenüber der Vollmilch leicht erhöht. Stark erhöht sind die Caesiumwerte in Trockenmolke, die bei der Käseherstellung anfällt und normalerweise zur Schweinefütterung verwendet wird.

Mit sehr starken Belastungen muß in den nächsten Monaten bei Wildfleisch gerechnet werden, da sich die Tiere auch unmittelbar nach dem Fallout im Freien ernährt haben.

Die Belastung von normalem Fleisch ist nicht eindeutig vorhersagbar. Auch hier muß bei Tieren, die nach dem Reaktorunfall auf der Weide standen, Frischfutter oder Molke bekamen, mit stark erhöhten Caesiumwerten im Fleisch gerechnet werden. Da aber viele Landwirte ihre Tiere aufgrund der Warnungen erst später auf die Weide getrieben haben, und ein Großteil des Fleisches von Mastbetrieben mit altem Trockenfutter stammt, ist die Belastung z.T. auch gering. Bei Fleisch muß deshalb von einer mäßigen bis mittelstarken Belastung bis zum nächsten Frühjahr ausgegangen werden. Besonders stark reichern sich die Radionuklide in den Innereien an. Schließlich enthält Fleisch im allgemeinen pro Kilogramm deutlich mehr Caesium als Getreide oder Kartoffeln; die durchschnittliche Caesium-Konzentration in Gemüse ist ebenfalls geringer als im Fleisch von Nutztieren.

Süßwasserfische aus stehenden Gewässern können in der nächsten Zeit ebenfalls hohe Caesiumwerte enthalten.

Zur Vermeidung radioaktiver Belastung wurden Konserven, H-Milch und anderen Lagerprodukten in größerem Umfang als sonst verzehrt. Falls diese nicht eindeutig aus der Zeit vor dem Tschernobyl-Unfall stammen, können sie genausoviel Radionuklide wie Frischware enthalten, unter Umständen sogar erheblich mehr, wenn stark belastete und nicht verkäufliche Produkte zu Konserven verarbeitet wurden.

Längerfristig, auch über das Frühjahr 1986 hinaus, kann man eine erhöhte Einlagerung an Caesium und Strontium im Körper durch eine **ausgewogene und ballaststoffreiche Ernährung** vermindern. Caesium und Strontium sind dem Kalium und Calcium sehr ähnlich, werden vom Körper bei der Aufnahme gegenüber diesen jedoch benachteiligt. Eine kalium- bzw. calciumreiche Nahrung verstärkt eine solche Benachteiligung von Caesium und Strontium. Von Kalium- und Calciumpräparaten muß im Normalfall dagegen abgeraten werden. Hier helfen Früchte wie Aprikosen, die sehr kaliumhaltig sind, wesentlich weiter und schmecken auch besser.

Zum Abschluß muß darauf hingewiesen werden, daß unausgeglichene Ernährung ein wichtiger Faktor für gesundheitliche Schäden sein kann. Bei überzogenen Verhaltensformen, die die Belastung durch Tschernobyl um jeden Preis vermeiden wollen, kann dieses Risiko sogar größer werden als durch die erhöht aufgenommene Radioaktivität. Es ist deshalb notwendig, daß bei der Ernährung ebenfalls auf die anderen Aspekte geachtet wird. So ist unsere Nahrung auch durch **andere Umweltgifte** (Pestizide, Schwermetalle, Nitrate) stark belastet; biologisch angebauten Lebensmitteln sollte man deshalb den Vorzug geben. Biologisch angebaute Produkte enthalten zwar ungefähr gleich viel Radionuklide wie konventionell angebaute (bei Obst weniger), aber sie enthalten deutlich weniger andere Schadstoffe.

## Was kann man tun?

Die radioaktiven Substanzen aus dem Tschernobyl-Reaktor sind in der Bundesrepublik mittlerweile überall in mehr oder weniger großen Mengen anzutreffen. Wenn man sich auch der dadurch verursachten Belastung nicht grundsätzlich entziehen kann, so kann man doch durch einzelne Maßnahmen versuchen, die Strahlenbelastung und damit das Risiko zu verringern. Wie weit der Einzelne bei diesen Maßnahmen gehen möchte, ist natürlich eine persönliche Entscheidung und hängt davon ab, welches Problembewußtsein und welche Risikobereitschaft vorhanden bzw. nicht vorhanden sind.

Die möglichen Maßnahmen sollen im Folgenden in der Reihenfolge der Belastungswege, auf denen uns die Radioaktivität erreicht, aufgezählt und erläutert werden:

## Direkte Strahlung aus der Atmosphäre

Eine deutlich erhöhte direkte äußere Strahlung aus der Atmosphäre herrschte in der Bundesrepublik in den ersten 14 Tagen nach der Reaktorkatastrophe. Sie verursachte insgesamt einige millirem Ganzkörperbelastung. Diese Strahlung hätte um etwa dreißig- bis fünfzig Prozent verringert werden können, wenn man sich bei einer rechtzeitigen Empfehlung in Steingebäuden aufgehalten hätte.

## Einatmung radioaktiver Stoffe

Die Belastung durch die Einatmung radioaktiver Substanzen wurde im wesentlichen in den Tagen nach Eintreffen der radioaktiven Wolke verursacht. Ein Kleinkind erhielt in dieser Zeit durch Einatmung von radioaktivem Iod je nach Wohnort eine Schilddrüsenbelastung von 10 bis über 100 millirem.

Eine Verringerung dieser Inhalationsbelastung hätte z.B. erfolgen können:

- durch häufigeren Aufenthalt in geschlossenen Räumen insbesondere während der Belastungsspitze (z.B. im Oberrheingraben am Nachmittag/ Abend des 1.5.86) und
- durch verringerte körperliche Aktivitäten zumindest während der Zeit der hohen Luftaktivitäten. Denn damit wäre der Luftdurchsatz durch die Lungen und somit die Aufnahme von radioaktiven Stoffen über die Lunge verringert worden. (Ein Sportler atmet bis zu 4 mal mehr Luft pro Zeiteinheit ein wie eine ruhende Person.)

Beide Maßnahmen hätten die Belastung der Bevölkerung deutlich vermindert. Die hierzu notwendige Empfehlung durch die Bundesregierung unterblieb jedoch. Der Regen hat inzwischen die radioaktiven Substanzen auf dem Boden abgelagert.

## Bodenstrahlung

Die auf dem Boden bzw. in den oberen Zentimetern des Bodens abgelagerten radioaktiven Stoffe (vor allem Caesiumisotope) verursachen durch ihren Zerfall eine Gamma-Bestrahlung des Ganzkörpers. Eine zusätzliche Beta-Strahlung direkt auf die Haut wird wirksam, wenn man z.B. beim Sonnenbaden ohne Unterlage auf dem Boden liegt.

Einerseits ist ein Schutz vor der Beta-Strahlung beispielsweise durch eine Decke ratsam. Andererseits sollten solche Vorsichtsmaßnahmen nicht den an sich gesunden Aufenthalt im Freien einschränken. So können Kinder inzwischen wieder auf Rasen spielen, insbesondere wenn er zwischenzeitlich gemäht wurde. Die Radionuklide sind inzwischen fest mit Pflanzen-, Boden- und anderen Oberflächen verbunden, so daß die mögliche Aufnahme von Radioaktivität durch im Freien spielende Kinder auf diesem Weg sehr viel kleiner ist als durch die Nahrungsaufnahme.

Der Gammastrahlung durch die auf dem Boden abgelagerten Radionuklide in Höhe von 0,5 bis 6 mrem/Jahr kann man sich nicht entziehen.

## **Aufnahme von Radioaktivität durch vorübergehend kontaminierte Nahrung**

Das größte Risiko infolge der radioaktiven Belastung durch die Tschernobyl-Emissionen stellt die Aufnahme radioaktiver Stoffe mit den Nahrungsmitteln in den Körper dar. Im Körper verursachen Radionuklide eine wesentlich höhere Strahlenbelastung als bei Bestrahlung des Organismus von außen. Hierbei galt als kurzfristiges Hauptproblem die insbesondere durch den Regen außen auf den Pflanzen abgelagerte Radioaktivität, als langfristiges dagegen die Aufnahme der Radionuklide aus dem Boden über die Wurzeln in die Pflanzen und somit über die Nahrungskette in den Menschen.

Zuerst zu den Problemen der kurzfristigen äußeren Nahrungsmittelkontamination:

Bei essbaren Pflanzenteilen, vor allem bei Blattgemüse, wurden ca. vierzehn Tage nach dem Reaktorunfall Werte zwischen einigen hundert und einigen Tausend Bq I-131/kg und von zehn bis einigen Hundert Bq Cs-137/kg gemessen.

Die Strahlenschutzkommission hatte ursprünglich für Blattgemüse und Salat eine Kontaminationsgrenze von 250 Bq Iod-131/kg sowie von 100 Bq Caesium-137/kg empfohlen.

Frisches Blattgemüse und Salat überschritten diesen Grenzwert zum Teil deutlich und wurden - sofern bereits geerntet - Anfang Mai zunächst beschlagnahmt und vernichtet. Dann wurden die Bauern z.B. in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen aufgefordert, erntereifes Blattgemüse unterzupflügen. Inzwischen hat die Strahlenschutzkommission den Grenzwert für Blattgemüse ersatzlos gestrichen.

Durch gutes Waschen und Entfernen der äußeren Blätter konnten von der äußerlich anhaftenden Radioaktivität zu Beginn etwa 30-60% (Iod 131) und etwa 40-80% (Caesium 137) entfernt werden. Nachdem die Radionuklide in die Pflanzen eingewandert sind (Blattdüngungseffekt bei Caesium), kann heute (Mitte Juni) praktisch nichts mehr äußerlich abgewaschen werden.

Die Kontamination tierischer Nahrungsmittel hängt in direktem Maße von der Konzentration radioaktiver Stoffe im Futter der Tiere ab.

Die Konzentration von radioaktiven Substanzen, vor allem Caesium in Fleisch und Fleischprodukten wird noch einige Zeit anhalten. Hohe Meßwerte liegen für Wild vor; Analysen bei Nutztieren zeigen z.T. hohe Kontaminationen, vor allem wenn in den letzten Wochen Frischfutter gegeben wurde.

Hessen hat Grenzwerte für Fleisch festgelegt (200 Bq/kg für Iod-131 und 100 Bq/kg für Cs-137). Die Bundesregierung hat lediglich die viel zu hohen Grenzwerte von 370 Bq Cs-137/kg für Milch und Babynahrung und 600 Bq/kg für andere Lebensmittel übernommen. Für Fleisch, welches das Hauptproblem bei Cs-137 ist, sind niedrige Grenzwerte nicht so leicht einzuhalten wie bei Milch, wo eine Verdünnung der radioaktiven Belastung durch Mischen verschiedener Milchsorten vorgenommen wird und so ein Grenzwert unterschritten werden kann.

Überdies beträgt die Verweildauer z.B. von radioaktivem Caesium in Fleisch mehrere Monate, so daß eine jetzt erfolgende Kontamination des Fleisches von Nutztieren sich nur langsam abbaut.

Es läßt sich abschätzen, daß durch die zu hohen bzw. fehlenden Grenzwerte der Bundesregierung langfristig mindestens mehrere hundert zusätzliche Tumore verursacht werden.

### **Abschließende Empfehlungen:**

Bei der gleichsam allgegenwärtigen Radioaktivität bleiben nur einige indirekte Möglichkeiten, das Risiko zu mindern:

- Eine allgemein ausgeglichene und gesunde Ernährung bekommt jetzt noch mehr Gewicht, insbesondere wenn sie darauf achtet, mit der Nahrung möglichst wenig andere Schadstoffe wie Rückstände von Pestiziden, Nitrate, Schwermetalle u.a. aufzunehmen.
- Sinnvoll wäre außerdem, die Freisetzung zusätzlicher künstlicher Radionuklide in unsere Umwelt zu verhindern. Dies betrifft vor allem die Umgebung kerntechnischer Anlagen.

Ein modernes Kernkraftwerk (1300 MW) gibt im sogenannten bestimmungsgemäßen Betrieb größenordnungsmäßig mehrere 100 Mio. Bq bis einige Mrd. Bq langlebiger Strahler wie Caesiumisotope pro Jahr über den Kamin in die Umwelt ab.

Die bei Wackersdorf geplante Wiederaufarbeitungsanlage würde nach den Antragsunterlagen der Betreiberfirma im Normalbetrieb pro Jahr ca.

15 Mrd Bq Caesium 137,  
20 Mrd Bq Strontium 90,  
1 Mrd Bq Alphastrahler wie Plutonium,  
7 Mrd Bq Iod 129 (Halbwertszeit 17 Mio Jahre),  
 $10^{13}$  Bq Kohlenstoff 14 (Halbwertszeit 5700 Jahre),  
 $10^{15}$  Bq Tritium (radioaktiver Wasserstoff, Halbwertszeit 12 Jahre)  
und  $10^{16}$  Bq Krypton 85 (Edelgas, Halbwertszeit 10 Jahre)

Über einen 200 m hohen Kamin emittieren.



## Zitierte Literatur

Rosalie Bertell, Handbook for estimating health effects from exposure to ionizing radiation, Institute of Concern for Public Health, Toronto, 1984

J.Bleck, I.Schmitz-Feuerhake, Die Wirkung ionisierender Strahlung auf den Menschen, Universität Bremen, 1979

John W. Gofman, Radiation and Human Health, San Francisco, 1981

Inge Schmitz-Feuerhake, Das Strahlenrisiko, Beantwortung eines Fragenkatalogs für die Enquete-Kommission "Zukünftige Kernenergiepolitik" des Deutschen Bundestages, Universität Bremen, 1980

Tutorium Umweltschutz, Radioökologisches Gutachten zum KKW Wyhl, Heidelberg, 1978

P.Weish, E.Gruber, Radioaktivität und Umwelt, Stuttgart, 1979

### sowie die IFEU-Berichte:

Radioökologie, Beantwortung des Themenkatalogs "Strahlenrisiko". Studie im Auftrag der Enquete-Kommission "Zukünftige Kernenergiepolitik" des 8. Deutschen Bundestages, IFEU-Bericht Nr.9, 1980

Die Gefährdung der Bevölkerung in der Umgebung des Kernkraftwerkes Neckarwestheim, IFEU-Bericht Nr.18, 1982

Bewertungsgrundlagen für radioökologische Berechnungsverfahren, Im Auftrag des Bundesministeriums des Innern, IFEU-Bericht Nr.20, 1982

Risikovergleich Kernenergie, Kohle und natürliche Radioaktivität, Im Auftrag des Bundesministeriums des Innern, IFEU-Bericht Nr.24, 1983

Risikoorientierte Analyse zum SNR 300; Im Auftrag des Bundesministeriums für Forschung und Technologie und der Gesellschaft für Reaktorsicherheit; IFEU-Bericht Nr.30, 1982

Das **IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg** ist ein finanziell unabhängiges Forschungsinstitut. Es wurde 1978 von Wissenschaftlern der Universität Heidelberg in der Rechtsform eines eingetragenen gemeinnützigen Vereins gegründet.

Das IFEU widmet sich vorrangig den Problemen, die durch die zivilisatorische Belastung der Umwelt entstehen, hinterfragt wissenschaftliche Positionen von Industrie, Forschungszentren und Verwaltung und berichtet darüber öffentlich in Studien, Gutachten oder Vorträgen.

Dies wird zum Teil – wie z.B. bei der vorliegenden Broschüre – ermöglicht durch Spenden und ehrenamtliche Arbeit, zum anderen Teil durch Aufträge. Das Spektrum der Auftraggeber reicht von Ministerien in Bund und Ländern über Kommunen bis zu Stiftungen oder einzelnen Bürgern.

### **Die bisher wichtigsten Arbeitsgebiete des IFEU sind:**

- Das Umweltverhalten von radioaktiven Emissionen bei Normalbetrieb und Störfällen in kerntechnischen Anlagen
- Emissionsverminderte und energiesparende Nutzung fossiler Brennstoffe in Kraftwerken und Verkehr
- Abfallwirtschaftsplanung, insbesondere Abfallvermeidung, Abfallverwertung und Umweltverträglichkeitsprüfung von Abfallbeseitigungsanlagen

### **Ausgewählte Literatur des IFEU:**

- Nr. 7 »Vergiftete Umwelt, gefährdete Kinder« (u.a. Radioaktivität und kindlicher Organismus), 1984, rororo akt., 188 S., DM 7.80
- Nr. 9 »Radioökologie, Beantwortung des Fragenkatalogs Strahlenrisiko«, Oktober 1980, DIN A 4, 74 S., DM 8,-
- Nr. 14 »Studie über die Folgen von Unfällen im KKW Grafenrheinfeld für die Bevölkerung der Stadt Schweinfurt«, Juni 1981, DIN A 4, 84 S., DM 9,-
- Nr. 19 »Atome für den Krieg – Ein Beitrag zum Zusammenhang der Atomenergienutzung und der Aufrüstung«, Juli 1983, Verlag Kölner Volksblatt, DM 12,80
- Nr. 24 »Risikovergleich Kernenergie, Kohle und natürliche Radioaktivität«, Mai 1983, DIN A 5, ca. 200 S., DM 12,-
- Nr. 27 »Kalkar-Report. Der Schnelle Brüter, unabwägbares Risiko mit militärischen Gefahren?«, September 1983, Fischer alternativ, 154 S., DM 8,-
- Nr. 33 »Ökologische Müllverwertung – Handbuch für optimale Müllkonzepte«, 2. völlig überarbeitete Auflage, Mai 1986, C. F. Müller Verlag, 410 S., DM 24,-
- Nr. 40 »Wirksamkeitsanalyse emissionsvermindernder Maßnahmen – NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> in Kraftwerken, Verkehr, Industrie und Haushalten«, 3. aktualisierte Auflage, Jan. 1986, DIN A 4, 65 S., DM 8,-
- Nr. 42 »Schadstoffemissionen aus dem Kfz-Verkehr – EG-Beschlüsse und steuerliche Anreize zum schadstoffarmen Pkw«, Nov. 1985, DINA5, 150 S., DM 15,-

Zur Wahrung der Unabhängigkeit des IFEU sind Spenden eine große Hilfe. Das IFEU ist als Verein vom Finanzamt Heidelberg als gemeinnützig und besonders förderungswürdig anerkannt. Spendenbescheinigungen werden auf Anforderung erstellt.

**Postgiroamt Karlsruhe, BLZ 660 100 75, Kontonummer: 1636 29-756**  
**Volksbank Heidelberg, BLZ 672 900 00, Kontonummer: 630 02**

**»Atomkraftwerke sind weniger gefährlich als Kohlekraftwerke. Die Wahrscheinlichkeit einer Katastrophe in einem Atomkraftwerk liegt bei einer Größenordnung von 1:1.000.000 im Jahr.«**

*A. Petrosjanz, Vorsitzender des staatlichen Komitees zur Nutzung der Atomenergie in der UdSSR, Februar 1986*

**»Die Verlässlichkeit des ganzen Systems ist sehr hoch ... Zur Betriebssicherheit sind die Kraftwerke mit drei parallel arbeitenden Sicherheitssystemen ausgerüstet.«**

*Sowjetunion – Aktueller Stand und Perspektiven«, Atomwirtschaft, Dezember 1983, zum Reaktortyp in Tschernobyl*

**Tagesschau: »Herr Minister, ist eine Gefährdung der Bevölkerung in der Bundesrepublik auszuschließen?«**

**»Ja, absolut auszuschließen. Wir sind 2.000 Kilometer von dieser Unfallstelle entfernt. Eine Gefährdung der deutschen Bevölkerung ist ausgeschlossen.«**

*Bundesinnenminister Friedrich Zimmermann, 29.4.1986*

**»Wenn wir den Unfall bei uns im Land gehabt hätten, dann wäre alles geregelt gewesen.«**

*Umweltminister Weiser, Baden-Württemberg*