

Sonderdruck aus:

Armin Hermann/Rolf Schumacher (Hrsg.)

Das Ende des Atomzeitalters?

Eine sachlich-kritische Dokumentation

mit 239 Abbildungen und 47 Tabellen

Verlag Moos & Partner München

Herausgeber

Armin Hermann, Stuttgart
Rolf Schumacher, München

Autoren

Siehe Anhang dieses Buches

Redaktionelle Mitarbeit

Astrid Amelungse, Rosemarie von dem Knesebeck,
Bettina Ort, Helmut Venghaus.

Satzarbeiten und Filmmontage

Helga Zaunreither, München

Reproduktion

Reprostudio Karl-Heinz Fuchs, München

Druck/Bindung

Schoder Offset- und Buchdruck, Augsburg

CIP-Kurztitelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Das Ende des Atomzeitalters?:

Eine sachl.-krit. Dokumentation / Armin Hermann; Rolf Schumacher
(Hrsg.). – München: Moos, 1987.
ISBN 3-89164-029-3

NE: Hermann, Armin (Hrsg.)

Alle Rechte, auch die des Nachdruckes, der Wiedergabe in jeder Form und der Übersetzung in andere Sprachen behalten sich Herausgeber und Verleger vor. Es ist ohne schriftliche Genehmigung des Verlages nicht erlaubt, das Buch oder Teile daraus auf photomechanischem Weg (Photokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen oder unter Verwendung elektronischer bzw. mechanischer Systeme zu speichern, systematisch auszuwerten oder zu verbreiten (mit Ausnahme der in §§ 53, 54 URG ausdrücklich genannten Sonderfälle).

Verlag Moos & Partner KG, 8032 Gräfelfing vor München
Printed in the Federal Republic of Germany

ISBN 3-89164-029-3

Mario Schmidt Der Tschernobyl-Fallout und die radioökologischen Belastungspfade

Nach der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl und dem radioaktiven Niederschlag in der Bundesrepublik mußte die Öffentlichkeit lernen, daß die radioaktive Belastung den Menschen auf vielen verschiedenen Wegen erreicht, daß radioaktive Partikel eingeatmet werden, vom Boden her strahlen und vor allem mit der Nahrung aufgenommen werden können. Im folgenden sollen die wesentlichen Aspekte der radioaktiven Belastung in der Bundesrepublik infolge des Unfalls von Tschernobyl erläutert und bewertet werden.

Prinzipiell kann eine radioaktive Belastung den Menschen auf drei verschiedenen Wegen erreichen. Einer *äußeren Bestrah-*

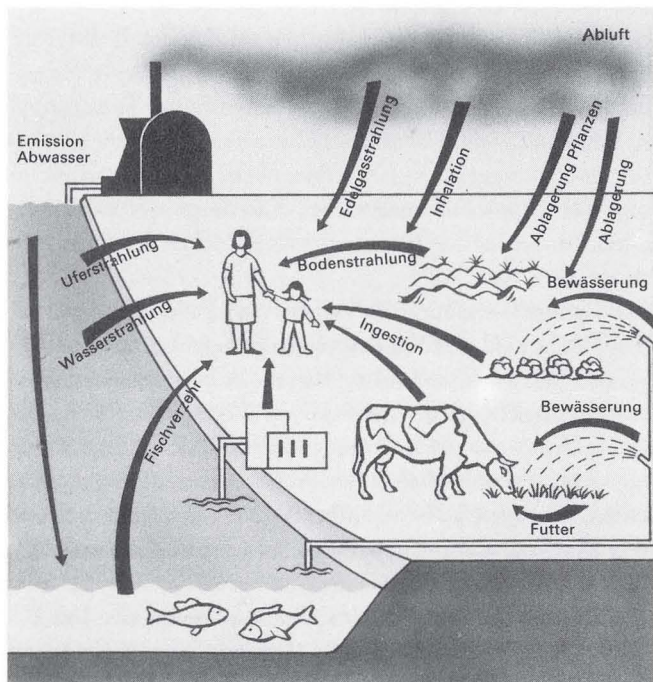
lung ist er ausgesetzt, wenn er sich beispielweise in der Nähe von mit radioaktiven Partikel verseuchten Flächen aufhält. Er kann die radioaktiven Stoffe jedoch auch in den Körper aufnehmen (»inkorporieren«), einerseits durch *Einatmen* von radioaktiv belasteter Luft oder andererseits durch *Nahrungsaufnahme* (Ingestion). Je nach den chemischen Eigenschaften der radioaktiven Nuklide werden sie im Körper in bestimmten Organen gespeichert oder nach einer gewissen Aufenthaltsdauer ausgeschieden.

Zur Bewertung aller Belastungswege ist eine genaue Kenntnis der nuklidbezogenen Konzentrationen (zum Beispiel von Jod-131, Caesium-137 oder Strontium-90) der Nahrungsmittel, des Bodens und der Luft unabdingbar. Einfache Geiger-Müller-Zählrohre helfen bei der Ermittlung dieser Werte nicht weiter. Nuklidbezogene Aktivitäten können nur mit aufwendigen und teuren Meßgeräten ermittelt werden, über die nur einige Universitätsinstitute und Forschungseinrichtungen in der Bundesrepublik verfügen.*

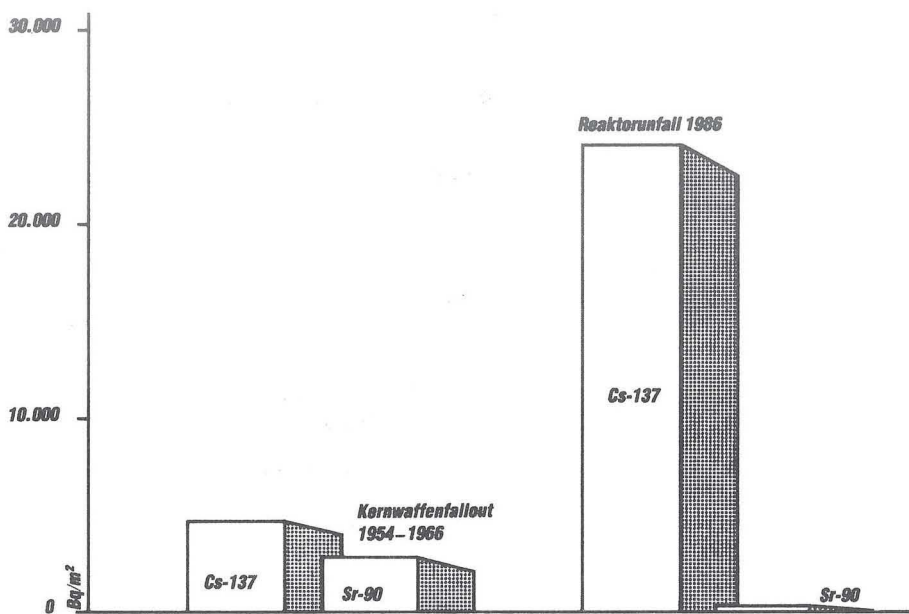
Radioaktive Ablagerung auf dem Boden

Die Bodenkontamination stellt einen wichtigen Indikator für die Höhe der regionalen Belastung dar. Aus den Radioaktivitätskonzentrationen im Boden läßt sich auch grob abschätzen, wie hoch die Ablagerung radioaktiver Partikel auf der Vegetation wie zum Beispiel Gemüse und Futtermittel war. Weiterhin kann mit solchen Bodenwerten für Nutzpflanzen die langfristige Wurzelaufnahme der Nuklide geschätzt werden.

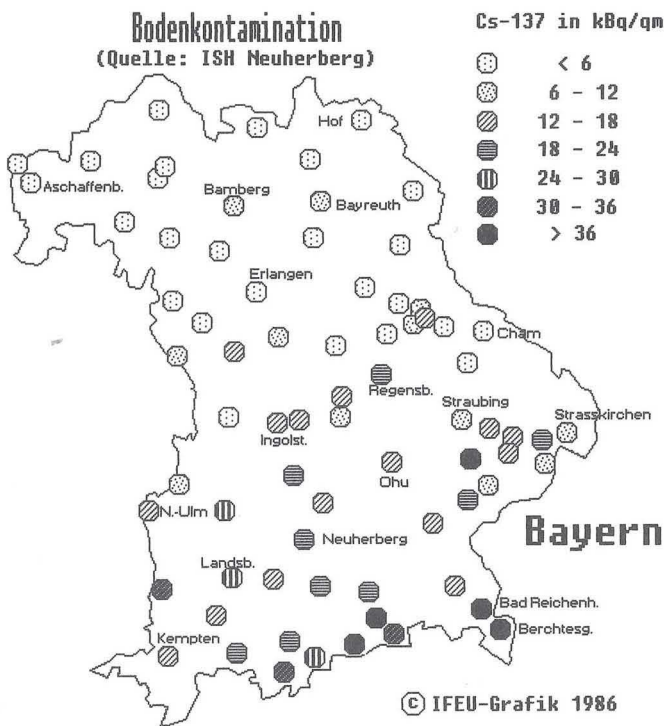
Schon vor Tschernobyl war es einmal zu einer großen, länderübergreifenden radioaktiven Kontamination gekommen: In den 50er und 60er Jahren setzten die zahlreichen Atombombenversuche erhebliche Mengen von nuklearen Spaltprodukten frei, die sich über die ganze nördliche Hemisphäre verteilten. Insgesamt wurden in diesen Jahren in unseren Breiten ca. 5 000



Die verschiedenen radioökologischen Belastungspfade des Menschen, dargestellt am Beispiel des Normalbetriebs eines Kernkraftwerkes¹.



Der Tschernobyl-Fallout von Caesium-137 und Strontium-90 im Vergleich zu dem gesamten Atombombenfallout in der Bundesrepublik der letzten Jahrzehnte.



Bq an Caesium-137 (Cs-137) und ca. 3 000 Bq an Strontium-90 (Sr-90) pro Quadratmeter Boden abgelagert¹. Bedeutsam war damals insbesondere die Strontiumablagerung, da Strontium radiotoxischer als Caesium ist.

Im Mai 1986 wurden bei München infolge des Reaktorunglücks 20 000 Bq/m² Caesium-137 und etwa 210 Bq/m² Strontium-90 gemessen². Der Caesium-Fallout durch Tschernobyl lag hier somit um das Vierfache höher als die gesamten Ablagerungen der vergangenen Jahrzehnte in der Bundesrepublik infolge der Atombombenversuche. Allerdings war die Strontiumbelastung wesentlich geringer als zu Zeiten der Atomwaffentests.

Eine Gesamtbeurteilung des Tschernobyl-Fallouts in der Bundesrepublik wird allerdings durch starke regionale Schwankungen der Belastung erschwert. Regnete es beispielsweise während des Durchzugs der radioaktiven Wolke, wurde verstärkt Radioaktivität aus der Luft ausgewaschen und auf dem Boden abgelagert. Im südöstlichen Bayern bei Berchtesgaden wurden Bodenwerte für Cs-137 von über 36 000 Bq/m² ermittelt³, in Nordbayern und in anderen nördlicher gelegenen Gebieten dagegen lediglich einige 1 000 Bq/m².

Bei dem Tschernobyl-Fallout spielte das radioaktive Jod-131 (J-131) eine besondere Rolle. In München wurden davon im Mai 1986 ca. 90 000 Bq/m² auf dem Boden abgelagert². Allerdings hat Jod-131 mit seiner hohen Radiotoxizität im Vergleich

Caesium-137-Bodenbelastungen durch Tschernobyl in Bayern nach Angaben des Instituts für Strahlenhygiene in Neuherberg. 34

zu dem erwähnten Caesium-137 und Strontium-90 nur eine sehr kurze Halbwertszeit von etwa einer Woche. Das Jodproblem beschränkte sich deshalb auf die ersten Wochen unmittelbar nach dem Unglück. Die längerlebigen Nuklide Caesium-137 und Strontium-90 tragen dagegen auch künftig zu einer langfristigen Belastung bei.

Die unterschiedlichen Halbwertszeiten, aber auch zeitlich verschiedene Konzentrationen in der Luft, im Boden oder in den diversen Lebensmitteln legen es nahe, die radioaktive Belastung in der Bundesrepublik grob in vier Phasen aufzuteilen. Jede Phase hat ihre speziellen Belastungspfade.

Die 1. Phase: Inhalation belasteter Luft

In der Zeit unmittelbar während des Durchzugs der radioaktiven Wolke waren stark erhöhte Konzentrationen von radioaktiven Nukliden in der Luft festzustellen. Am leichtesten war Jod-131 nachzuweisen, das deshalb zur einer Leitsubstanz für die radioaktive Belastung wurde. Die Menschen waren dieser Radioaktivität hauptsächlich durch Einatmen der radioaktiven Partikel ausgesetzt. Dabei traten je nach Wetterlage allerdings große regionale Schwankungen auf. Die Hessische Landesanstalt für Umweltschutz ermittelte am 1. Mai in Darmstadt für Jod-131 einen Spitzenwert von ca. 170 Bq pro m³ Luft. Ein in Darmstadt lebendes Kleinkind erhielt durch Einatmen der Darmstädter Luft vom 1. bis 4. Mai 1986 eine Schilddrüsendosis von etwa 120 mrem, ein Erwachsener von etwa 50 mrem.¹ Diese erste Phase dauerte je nach geographischer Lage 2 bis 3 Tage.

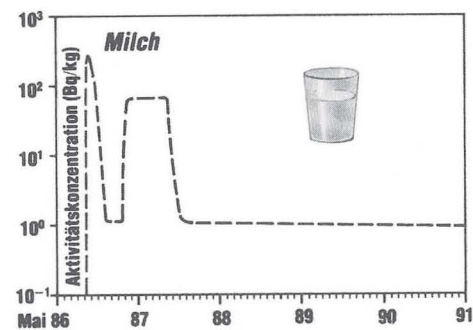
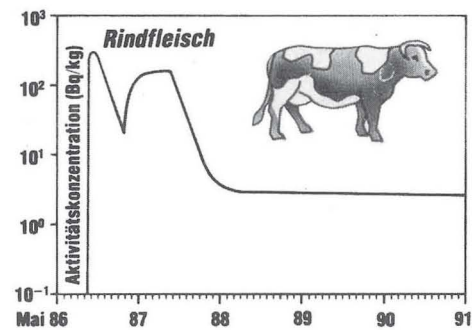
Die 2. Phase: hohe Werte für Milch und Gemüse

Außer der kurzfristig hohen Belastung der Luft stellen die abgelagerten Radionuklide das Hauptproblem dar. Die radioaktiven Nuklide haben sich trocken (Fallout) oder durch Regen (Washout) aus der Luft auf dem Boden und auf der Vegetation abgelagert. Dies führte zu einer erhöhten äußeren Bestrahlung der Menschen, die sich in unmittelbarer Nähe solcher kontaminierter Flächen aufhielten. Den weitaus größten Belastungsbeitrag lieferten jedoch die Nuklide, die sich auf Gemüse und Futtermittel abgelagert haben und so in den Nahrungskreislauf des Menschen gelangten. Im Gemüse wurden Spitzenkonzentrationen von mehreren 1 000 Bq/kg für Jod-131 gemessen. Für Milch führte die Strahlenschutzkommission einen Grenzwert von 500 Bq Jod-131 pro Liter ein, der allerdings sehr umstritten war. So erhielt beispielsweise ein Kleinkind, das einen Liter

Milch mit 500 Bq/l trank, eine Schilddrüsendosis von 210 mrem. In Bayern haben von den bis zum 10. Mai untersuchten 1 000 Milchproben ca. 18% den Richtwert von 500 Bq/l überschritten.¹

Die 3. Phase: Entwarnung im Sommer, Anstieg im Winter

Mit dem raschen radioaktiven Zerfall der kurzlebigen Nuklide hauptsächlich von Jod-131 nahm die Lebensmittelbelastung im Sommer 1986 wieder ab. Weiterhin führte das Abernten oder Mähen des kontaminierten Bewuchses und das Nachwachsen weniger stark belasteter Futtermittel zu einer Entlastung im Fleisch- und Milchbereich. Die Lebensmittelwerte wurden jetzt von den langlebigen Nukliden, insbesondere dem Caesium, dominiert. Je nach Wachstumsstand bestimmter Obst- und Gemüsesorten zum Zeitpunkt des Reaktorunfalls wurde im Sommer ein Anstieg der radioaktiven Kontamination festgestellt. Obstpflanzen, Getreide und andere Nutzpflanzen hat-



Der zeitliche Verlauf der Caesium-137-Aktivitäten in Rindfleisch und Milch nach Berechnungen der GSF München². Der Anstieg im Winterhalbjahr 1986/87 kommt durch die Verfütterung von kontaminiertem Heu zustande.

ten die oberflächlich abgelagerten Radionuklide durch das Blatt aufgenommen und in sich einlagern. Mit der Ernte im Sommer gelangten somit schubweise die Radionuklide in die Nahrung. Die gewöhnlich im Herbst einsetzende Winterfütterung des Viehs wird die radioaktive Kontamination erneut ansteigen lassen. Große Mengen des für die Winterfütterung gelagerten Heus werden im allgemeinen bereits im Mai geerntet. 1986 fiel diese erste Heuernte kurz nach dem Reaktorunglück an, wodurch das eingebrachte Futtermittel erhebliche Caesium-Belastungen aufwies. Nach Hochrechnungen werden dadurch mehrere Billionen (10^{12}) Bq an Cs-137 im Winter 1986 in Süddeutschland an das Vieh verfüttert werden⁴. Die Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (GSF) hat den daraus resultierenden Cs-137-Anstieg im Fleisch und in der Milch für den Raum München berechnet². Die zeitlich aufsummierte Belastung im Winterhalbjahr 86/87 führt dabei zu einer ähnlich hohen wie die kurze Spitzenbelastung im Mai und Juni.

Das lange Ende: Transfer über den Boden

Die letzte und weitaus am längsten währende Phase setzt ein, wenn nach der ersten Vegetationsperiode die oberflächliche Pflanzenkontamination in den Hintergrund tritt und die Pflanzen die Radionuklide nur noch aus dem Boden aufnehmen. Diese Belastungen sind um Größenordnungen niedriger als in der Zeit unmittelbar nach dem Unfall; hohe Radionuklidwerte können nur noch in wenigen speziellen Fällen, beispielsweise in Waldpilzen, erreicht werden. Allerdings dauert diese geringe Belastung wesentlich länger an.

Die wichtigsten Belastungspfade

Der Pflanzen-Tier-Transfer

Die Radioaktivität, die sich auf der Vegetation abgelagert hat, kann auf zwei verschiedenen Wegen in den menschlichen Organismus gelangen: zum einen direkt über den Verzehr von Obst und Gemüse, zum anderen indirekt über den Milch- oder den Fleischpfad, bei dem die Radionuklide von den Tieren über das Futter aufgenommen werden. Die Höhe der Belastung der Milch- und Fleischprodukte ist dabei von einer Vielzahl von Parametern abhängig.

- Sie hängt einerseits von der Menge der zugeführten verunreinigten Futtermittel. Deshalb wurde im Mai 1986 empfoh-

len, die Tierfütterung in der Bundesrepublik überwiegend auf altes unverseuchtes Trockenfutter umzustellen. Grünfutter führte dagegen zu hohen Belastungen.

- Die Radionuklide werden entsprechend ihren chemischen Eigenschaften unterschiedlich stark im Fleisch festgehalten bzw. mit der Milch ausgeschieden. So lagert sich zum Beispiel Caesium überwiegend im Muskelgewebe und Strontium im Knochensystem ab.
- Auch die Tierrasse und vor allem deren Freßgewohnheiten haben einen wichtigen Einfluß. So ist die Fleischbelastung durch Radionuklide im allgemeinen beim Wildfleisch am größten, gefolgt von Kalb-, Rind- und Schweinefleisch.

Zur zahlenmäßigen Beschreibung eines solchen Transfers vom Futtermittel in die Milch bzw. in das Fleisch werden in der Radioökologie sogenannte Transferfaktoren verwendet. Der Milchtransferfaktor gibt beispielsweise das Verhältnis der in der Milch pro Liter enthaltenen Aktivität zu der in der Tagesration Futter enthaltenen Aktivität an.

Transferfaktoren für Milch und Fleisch nach den Allgemeinen Berechnungsgrundlagen des Bundesinnenministeriums. Angaben in (Bq/kg Fleisch):(Bq/d-Aufnahme) bzw. (Bq/l Milch):(Bq/d-Aufnahme)

Radionuklid	Transfer Futter/Fleisch	Transfer Futter/Milch
Jod	0,0029	0,01
Caesium	0,03	0,012
Strontium	0,0006	0,002

Genau genommen müßten für jedes Nuklid, jede Tierrasse und bestimmte Fütterungsbedingungen Transferfaktoren angegeben werden. In der Bundesrepublik werden hingegen meistens nur nach Radionukliden unterteilte Transferfaktoren verwendet, die vom Bundesinnenministerium 1979 für radioökologische Berechnungen empfohlen wurden (vergleiche obige Tabelle)⁵. Nimmt eine Kuh beispielsweise täglich 15 000 Bq Cs-137 mit dem Futter auf, so sind demnach 180 Bq/l an Cs-137 in der Milch zu erwarten. Wie die Auswertung der internationalen Literatur ergibt, können die Transferfaktoren je nach Tierart und Fütterung allerdings erheblich von diesen durchschnittlichen Werten abweichen^{6,7}.

Die Aufnahme über das Blatt

Bei der Blattaufnahme werden die auf den Blättern abgelagerten Radionuklide in die Pflanze eingebaut. Eine Aufnahme von

Mineralstoffen über die Blätter ist eine bekannter Effekt und wird in der Landwirtschaft bei sogenannten Blattdüngungen oft genutzt. Da im Mai erhebliche Mengen an radionukliden auf der schon grünenden Vegetation abgelagert wurden, gelangten so hohe Mengen an Radioaktivität in die Nahrungskette.

Der Grad dieser Aufnahme hängt dabei von mehreren Faktoren ab: zum Beispiel von dem Mikroklima, der Blattoberfläche einer Pflanze oder der Möglichkeit verschiedener Pflanzen, bestimmte Mineralstoffe bevorzugt aufzunehmen und zu speichern. Beispielsweise wird die Blattaufnahme durch nachfolgenden Regen sehr gefördert.

Das Verhalten der verschiedenen Radionuklide läßt sich dabei analog zu chemisch verwandten Elementen abschätzen. Da Caesium chemisch sehr dem Kalium ähnelt, Kalium aber beispielsweise sehr stark in Aprikosen, Johannisbeeren oder Kirschen enthalten ist, waren diese Obstsorten im Sommer 1986 auch verhältnismäßig stark mit Cs-137 belastet. Dabei spielte es keine Rolle, daß das Caesium über das Blatt und nicht über die Wurzel aufgenommen wurde. Caesium ist, im Gegensatz zu Strontium, innerhalb der Pflanze sehr mobil und kann sich nach der Aufnahme gleichmäßig verteilen. Entscheidend war allerdings das Wachstumsstadium (beziehungsweise die Blattmasse) der Pflanze im Mai. So zeigten sich im August in der Ernte von Wintergetreide erhöhte Caesiumwerte. Sommergetreide war hingegen wesentlich schwächer belastet, da sein Wachstumsstadium im Mai weit hinter dem vom Wintergetreide lag.

Man nimmt an, daß die Blattaufnahme bei Nuklearunfällen in der Vegetationsperiode zu einer Belastung des Menschen führt, die bis um 2 Größenordnungen über der langfristigen Belastungen durch den Boden-Wurzel-Transfer liegen kann⁸.

Der Boden-Pflanzen-Transfer

Am schwierigsten abzuschätzen ist die langfristige Wurzelaufnahme von Radionukliden aus dem Boden in die Pflanzen. Der Transfer hängt hier von sehr vielen Parametern ab, vor allem von der Bodenbeschaffenheit. Caesium und Strontium verbleiben nach ihrer Ablagerung auf dem Boden über Jahre hinweg in den obersten Zentimetern. Dies haben vor allem die Messungen des weltweiten Fallouts durch die Atombombenversuche gezeigt. Lediglich im landwirtschaftlich genutzten Bereich muß mit einer guten Durchmischung der obersten 20-30 cm durch die Feldbearbeitung gerechnet werden. Die langlebigen Radionuklide sind somit für viele Jahre oder sogar Jahrzehnte

wurzelverfügbar und führen zu einer langfristigen, wenn auch niedrigen Belastung der Lebensmittel.

Aufgrund der großen Ähnlichkeit von Caesium mit Kalium und von Strontium mit Calcium werden die beiden Radionuklide von den Pflanzen im allgemeinen gut aufgenommen. Die Höhe der Aufnahme hängt dabei weniger von den verschiedenen Pflanzenarten als von den verschiedenen Bodenparametern ab. Hierzu gehören beispielsweise die Zusammensetzung des Bodens, seine Austauschkapazität, sein pH-Wert und sein Nährstoffgehalt. Kurzfristig gut verfügbar sind Caesium und Strontium in Böden mit geringer Austauschkapazität oder niedrigem pH-Wert. Der Boden bindet die Radionuklide dann verhältnismäßig schlecht; kurzfristig sind die Radionuklide jedoch besser pflanzenverfügbar, da sie im Bodenwasser gelöst vorliegen. So sind die Transferfaktoren für Cs-137 in Pflanzen auf austauscharmen Sandböden bis zu 80fach höher als auf Parabraunerde⁹. In Böden mit hoher Austauschkapazität, zum Beispiel mit hohem Humusgehalt, werden die Radionuklide dagegen besser gebunden, sind damit aber auch langfristig verfügbar.

Transferfaktoren Boden-Pflanze: Empfohlene Rechenwerte des Bundesinnenministers und die in Freilandversuchen festgestellte Variationsbreite vom Kernforschungszentrum Jülich⁹ für zwei verschiedene Bodenarten. Die Angaben sind in (Bq/kg Pflanze-Frischgewicht): (Bq/kg Boden Trockengewicht)

Nuklid	BMI	Variationsbreite Jülich	
		Parabraunerde	Podsol
Sr-90	0,20	0,010-0,340	0,014-0,800
Cs-137	0,05	0,001-0,0036	0,004-0,059

Entsprechend der Komplexität des Transfervorgangs streuen auch die Faktoren Boden-Pflanze über einen weiten Bereich, teilweise sogar über mehrere Zehnerpotenzen. Die allgemeinen Berechnungsgrundlagen des Bundesinnenministeriums unterscheiden bei dem Transfer wieder lediglich nach der Nuklidart, nicht aber nach der Pflanzenart oder den Anbaubedingungen. Genaue Vorhersagen sind aufgrund der gängigen Transferfaktoren somit kaum möglich. Sie können nur die Basis für grobe Abschätzungen sein.

Von der Aktivität zu der Strahlendosis

Bei den bisher geschilderten Betrachtungen ging es im wesentlichen darum, die Aktivität bestimmter Nuklide in den verschiedenen Umweltmedien zu bestimmten oder abzuschätzen. Ein

Maß für die biologische Wirkung dieser Radioaktivität im menschlichen Organismus hat man damit allerdings noch nicht. Sie muß neben der Aktivität natürlich auch von anderen Parametern abhängen, beispielsweise von der Strahlenart der einzelnen Radionuklide, den chemisch-physikalischen Anreicherungsprozessen im Körper und physiologischen Parametern. Die hierzu gebräuchliche Äquivalentdosis, die in der Einheit rem bzw. in Sievert (Sv) angegeben wird, läßt sich zum Beispiel mit Hilfe von Dosisfaktoren aus der Aktivitätsmenge, die ein Mensch zu sich genommen hat, berechnen. In den Dosisfaktoren sind dann wichtige Parameter einbezogen.

Wie bei allen Berechnungsfaktoren in diesem Bereich müßte auch bei den Dosisfaktoren der Spannweite der verschiedenen beeinflussenden Parameter (zum Beispiel Alter, körperliche Verfassung) Rechnung getragen werden. In der Praxis wird dies kaum gemacht; so unterscheiden die Allgemeinen Berechnungsgrundlagen des Bundesinnenministeriums bei den Individuen lediglich zwischen Erwachsenen und Kleinkindern und gehen somit von sogenannten Standardmensch aus. Angaben über Schwangere, Föten oder besonders strahlensensible Personen werden nicht gemacht. Wenngleich sich mit diesen Werten durchaus durchschnittliche Belastungen, sogenannte Kollektivdosen für die Bevölkerung abschätzen lassen, bei der Berechnung einer individuellen Dosis für bestimmte Personen muß die Verwendung solcher durchschnittlicher Dosisfaktoren notgedrungen zu großen Unsicherheiten führen.

Dosisfaktoren für Inhalation und Nahrungsaufnahme nach den Allgemeinen Berechnungsgrundlagen des Bundesinnenministers⁵. Sowohl die Inhalation als auch die Nahrungsaufnahme ist in Millirem/Bq angegeben. Die Organdosis erhält man nach Multiplikation mit der jeweiligen Aufnahmemenge an radioaktiven Nukliden in Bq.

	I-131	I-131	Cs-134	Cs-137
Organ	Schilddr.	Ganzkörp.	Ganzkörp.	Ganzkörp.
Inhalation				
Erwachsener	$3,8 \cdot 10^{-2}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$	$9,2 \cdot 10^{-4}$
Kleinkind	$3,2 \cdot 10^{-1}$	$4,8 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$8,5 \cdot 10^{-7}$
Nahrung				
Erwachsener	$5,1 \cdot 10^{-2}$	$8,4 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$
Kleinkind	$4,2 \cdot 10^{-1}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$

Für den Normalbetrieb von kerntechnischen Anlagen gibt es vom Bundesgesetzgeber für die einzelnen Organdosen Grenzwerte, die nicht überschritten werden dürfen. Für Knochen und Haut liegen diese Grenzwerte jeweils bei 180 mrem pro Jahr, bei Keimdrüsen und Ganzkörperbelastung bei 30 mrem/Jahr. Alle anderen Organe, also beispielsweise auch die Schild-

drüse haben einen Grenzwert von 90 mrem/Jahr. Durch den oben erwähnten Verzehr von einem Liter Milch mit 500 Bq Jod-131 hätte ein Kleinkind den Jahresgrenzwert für die Schilddrüse also bereits überschritten.

Allerdings laufen in den internationalen und nationalen Strahlenschutzgremien Bestrebungen, diese organbezogenen Dosen und z.T. auch die Grenzwerte durch eine universelle *effektive Dosis* zu ersetzen. Dazu werden alle Organdosen, die ein Mensch bei einer Strahlenexposition erhalten hat, mit einem Wichtungsfaktor versehen und addiert. Der Wichtungsfaktor orientiert sich am Anteil der jeweiligen strahleninduzierten Organerkrankungen an der strahleninduzierten Gesamtmortalität. Da die Belastung der Schilddrüse zwar zu Schilddrüsenkarzinomen führen kann, nur ein Bruchteil davon aber tödlich verläuft, wird die Schilddrüsendosis beispielsweise mit einem sehr niedrigen Faktor von 0,03 versehen. Aus den 120 mrem Schilddrüsenbelastung für das Kleinkind werden somit nur 3,36 mrem „effektive Dosis“.

Wichtungsfaktoren für die einzelnen Organdosen zur Berechnung der effektiven Dosis¹⁰

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

Von kritischen Wissenschaftlern wird der Sinne der Einführung dieser effektiven Dosis stark in Zweifel gezogen. Wichtiges Gegenargument ist dabei, daß künftige Grenzwerte, die sich nur auf die effektive Dosis beziehen, lediglich das Sterblichkeitsrisiko berücksichtigen, die strahlenverursachten Krankheiten ohne Todesfolge jedoch vernachlässigt bleiben. Eine effektive Dosis dürfte deshalb nicht mit der Mortalität sondern nur mit der Morbidität gewichtet werden.

Über den Daumen gepeilt: Das Krebsrisiko

Aber selbst, wenn die Strahlendosis, die ein Mensch erhält, bekannt ist, kann damit das Risiko später an Krebs oder anderem zu erkranken, noch nicht genau beziffert werden. Die Ermittlung von Risikozahlen ist schwierig, da es in der friedlichen und militärischen Nutzung der Kernenergie glücklicherweise nur

wenige Fälle gab, bei denen große Personengruppen einer größeren Strahlendosis ausgesetzt waren. Die wichtigsten epidemiologischen Untersuchungen beziehen sich auf eine Langzeituntersuchung der Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki. Umstritten ist hier allerdings, ob die Zahlen wirklich repräsentativ sind, da viele strahlensensible Personen bereits lange vor dem Untersuchungsbeginn an anderen Folgen der Atombombenexplosionen gestorben sind und die ermittelten Risikozahlen deshalb notwendigerweise zu niedrig ausfallen müßten. Andererseits ist nicht klar, ob die Risikozahlen aus diesen Vorfällen mit zum Teil extrem hohen Strahlenexpositionen wirklich verglichen werden können mit niedrigeren Strahlenexpositionen wie beispielsweise in der Bundesrepublik nach dem Reaktorunfall.

In nachfolgender Tabelle sind deshalb die Risikozahlen von verschiedenen wissenschaftlichen Autoren oder Gremien angegeben. Diese Risikozahlen beziehen sich auf Erkrankungen (Inzidenzen). Sie geben an, mit wievielen Krebsfällen gerechnet werden muß, wenn eine bestimmte Bevölkerungsgruppe insgesamt 1 Million Personen-rem (Organdosis) erhalten hat, das heißt 1 Million Menschen jeweils 1 rem, oder 100 000 Menschen jeweils 10 rem usw. Am häufigsten wird der Richtwert der internationalen Strahlenschutzkommission ICRP von 345 Fällen verwendet. Kritische Wissenschaftler halten dagegen die Zahlen von dem Bericht der amerikanischen Akademie der Wissenschaften BEIR bzw. von der kanadischen Wissenschaftlerin Rosalie Bertell für korrekter. Die Schätzungen von John

Gofmann, dem ehemaligen stellvertretenden Direktor der amerikanischen Lawrence Livermore Laboratorien liegen sogar noch höher.

Krebsrisiko nach einer Kollektivbestrahlung von 1 Million Personen-Rem, angegeben von verschiedenen Autoren¹

Autor	Krebsinzidenzen pro 1 Mio. Personen-Rem
UNSCEAR 1977	100
ICRP 1977 ¹⁰	345
BEIR 1980 ¹¹	719
Bertell 1984 ¹²	549-1648
Gofmann 1981	3333-4255

Erste Abschätzungen des Heidelberger IFEU-Institutes ergaben, daß bei einer durchschnittlichen Bodenbelastung in der Bundesrepublik mit ca. 30 000 Bq Gesamtbetaaktivität durch Tschernobyl in den nächsten 50 Jahren mit 4 000 bis 14 000 zusätzlichen Krebsfällen allein durch den langfristigen Transfer Boden-Pflanze und der menschlichen Ernährung gerechnet werden muß¹. Unberücksichtigt bliebe dabei allerdings die Belastung des ersten Jahres, die durch Inhalation und Blattaufnahme von Radionukliden sehr hoch war. Das relative individuelle Risiko in der Bundesrepublik steigt durch den Reaktorunfall in Tschernobyl mit den errechneten Zahlen nur unmerklich an. Ob die absolute Zahl der Erkrankungen als ein vertretbares Risiko für unsere Gesellschaft angesehen werden kann, ist jedoch eine andere und weitaus schwierigere Frage.

Literatur

- * Eine Liste der ökologischen Institute, die Messungen auch für private Personen durchführen, ist bei der Koordinationsstelle Radioaktivität der Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF), Hornerstr. 28, 2800 Bremen 1 erhältlich.
- ¹ M. Schmidt/D. Teufel/U. Höpfner, Die Folgen von Tschernobyl, IFEU-Bericht Nr. 43, 3. Aufl., Heidelberg, Juni 1986
 - ² Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München, Umweltradioaktivität und Strahlenexposition in Südbayern durch den Tschernobyl-Unfall, GSF-Bericht 16/86.
 - ³ E. Wirth, Institut f. Strahlenhygiene Neuherberg, persönl. Mitteilung.
 - ⁴ M. Schmidt/B. Franke/J. Giegrieh, Die Caesium-Boden- und Grasbelastung in Süddeutschland und die Winterfütterung 86/87, IFEU-Bericht 45. Heidelberg, September 1986.
 - ⁵ Bundesminister des Inneren, Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Stahlenexposition bei radioaktiven Abteilungen mit der Abluft oder Oberflächengewässern, Gemeinsames Ministerialblatt 21, 371, 1979 und Änderungen von 1980 und 1982.
 - ⁶ U. Höpfner, Zur Bestimmung der Transferfaktoren Futter-Fleisch, Radioökologiesymposium. Stuttgart, 1981.
 - ⁷ G. Müller-Brunecker, Zum Verhalten von Cäsium, Strontium, Jod und einiger Transurane in Nutztieren. GSF-Bericht S-935, München, 1982.
 - ⁸ G. Pröhl, Aufnahme von Radionukliden durch das Blatt und die daraus resultierende Kontamination landwirtschaftlicher Erzeugnisse. GSF-Bericht SS-861, München, 1982.
 - ⁹ W. Steffens/F. Führ/W. Mittelstaedt, Die Aufnahme von Radionukliden aus den Böden – Bestimmung von Transferfaktoren. Umweltforschung 1983 der Kernforschungsanlage Jülich.
 - ¹⁰ Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission, Heft Nr. 26. Stuttgart, 1977.
 - ¹¹ Committee of the Biological Effects of Ionizing Radiations, The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation. Washington 1980.
 - ¹² R. Bertell, Handbook for Estimating Health Effects from Exposure to Ionizing Radiation. Institute of Concern for Public Health. Toronto 1984.