

*Aus dem Max-Planck-Institut für Biophysik Frankfurt a. M. (Sonderausschuß Radioaktivität)*

## Kontamination von Lebensmitteln durch Kernwaffenversuche und ihre biologische Bedeutung\*)

Von W. SCHEUERMANN (Hannover)

Mit 9 Abbildungen und 7 Tabellen

(Eingegangen am 2. Oktober 1961)

Das beginnende Atomzeitalter hat nicht nur Fortschritt und Segen, sondern auch zahlreiche Gefahren mit sich gebracht. Eine dieser Gefahren soll an dieser Stelle behandelt werden, die Möglichkeit einer Strahlengefährdung des Menschen durch Aufnahme radioaktiver Substanzen mit den Lebensmitteln. Leider sind der Biologie und Medizin gegenüber der Technik und Physik im Hinblick auf die Geschwindigkeit des Fortschrittes Grenzen gesetzt. D. h. während z. B. die Entwicklung der Kernenergiebetriebe unter großen finanziellen Aufwendungen rasche Fortschritte gemacht hat, konnten unsere Kenntnisse über die Auswirkung zusätzlicher geringer Strahlenbelastung auf den Menschen in vergleichbaren Zeiträumen nur sehr wenig erweitert werden. Bei den verhältnismäßig sehr geringen zusätzlichen, ständig einwirkenden Strahlendosen sind bei dem menschlichen Organismus sogenannte Spätschädigungen bzw. genetische Schädigungen zu erwarten. Die mittlere Latenzzeit bei einer der am frühesten sich manifestierenden Spätschädigung, der Leukämie, beträgt etwa 6—8 Jahre. Genetische Schäden, die im Gegensatz zu somatischen Spätschädigungen überindividuell sind, lassen sich prinzipiell erst im Laufe der folgenden Generationen, also etwa nach 60—100 Jahren feststellen. Eine tiefergehende Darlegung der biologischen Bedeutung kann daher bis heute nicht gegeben werden.

Unbekannte Gefahren oder auch nur Gefahrenmöglichkeiten führen aber im allgemeinen zu einer größeren Unruhe als solche, die klar erkannt sind und denen man daher gezielt begegnen kann.

Heute, fast 16 Jahre nach der ersten Kernwaffenexplosion am 17. 7. 1945 in Nevada (Alamogordo) ist doch eine klarere Beurteilung möglich trotz noch großer Lücken in unseren strahlenbiologischen Kenntnissen.

Zunächst möchte ich einen Überblick über die Verbreitung radioaktiver Substanzen durch die Atmosphäre, ihren Eingang in Pflanze, Tier und Mensch sowie ihre Bedeutung in Bezug auf eine mögliche Gefährdung des Menschen geben. Entscheidende Faktoren für die Höhe der Kontamination von Lebensmitteln sind einmal die räumliche Verteilung radioaktiver Sub-

\*) Vortrag am 7. 4. 1961 vor der Deutschen Gesellschaft für Ernährung in Mainz.

stanzen in den landwirtschaftlichen Anbaugebieten und zum anderen *der zeitliche Verlauf* des Fallout während der Vegetationsperiode. Um diese Bedingungen näher kennenzulernen, muß ich etwas mehr auf die Kernwaffenversuche und die Verbreitung der dabei entstehenden radioaktiven Substanzen eingehen.

In den Jahren 1945 bis 1960 haben über 200 Kernwaffenexplosionen stattgefunden (s. Tab. 1). Offizielle Angaben über die tatsächliche Anzahl dieser Versuche und der dabei gegebenen Versuchsbedingungen liegen nicht vor, so daß die in Tabelle 1 angegebenen Daten nur einen Anhalt über die Zahl der durchgeführten Kernwaffenexplosionen geben können.

*Tabelle 1.* Anzahl der von 1945—1960 erfolgten Kernwaffenexplosionen nach verschiedenen inoffiziellen Angaben

Jahr	kT	MGT	USA	USSR	Großbrit.	Frankr.
1945	3	—	3	—	—	—
1946	2	—	2	—	—	—
1947	—	—	—	—	—	—
1948	3	—	3	—	—	—
1949	1	—	—	1	—	—
1950	—	—	—	—	—	—
1951	15	—	13	2	—	—
1952	11	1	10	—	2	—
1953	15	1	11	3	2	—
1954	5	3	3	5	—	—
1955	20	1	15	4	2	—
1956	26	4	13	7	10	—
1957	38	5	24	12	7	—
1958	62	6	34	29	5	—
1959	—	—	—	—	—	—
1960	3	—	—	—	—	3

Weiterhin fehlen genaue Angaben über die Stärke der einzelnen Explosionen, der im allgemeinen die Menge der gebildeten radioaktiven Substanzen proportional ist. Außerdem kann die Größe der Kernwaffenexplosion Einfluß auf die Verbreitung der Spaltprodukte über die Erde haben.

Grundsätzlich ist zwischen kT-Waffen — häufig als Atombomben bezeichnet — und MGT-Waffen — häufig Wasserstoffbomben genannt — zu unterscheiden. Die Explosionskraft von kT-Waffen entspricht einem Energie-Äquivalent von mehreren tausend Tonnen TNT (Trinitrotoluol), der von MGT-Waffen von mehreren Millionen Tonnen TNT.

Abbildung 1 gibt ein grob-anschauliches Bild über die Ausbreitungsmechanismen von radioaktiven Substanzen, die bei Kernwaffenexplosionen entstehen. Bei der Explosion von kT-Waffen bleiben die radioaktiven Substanzen in der unteren Schicht der Atmosphäre, der sogenannten Troposphäre und werden von ihr innerhalb mehrerer Wochen vorwiegend durch den Regen auf die Erde niedergeschlagen. Sie können dabei die Erde umkreisen und bleiben im allgemeinen in den geographischen Breiten, in denen der betreffende Versuch stattfand.

Bei Kernwaffenversuchen im MGT-Bereich werden die Spaltprodukte vorwiegend in die Stratosphäre geschleudert. Durch hier nicht weiter zu erörternde

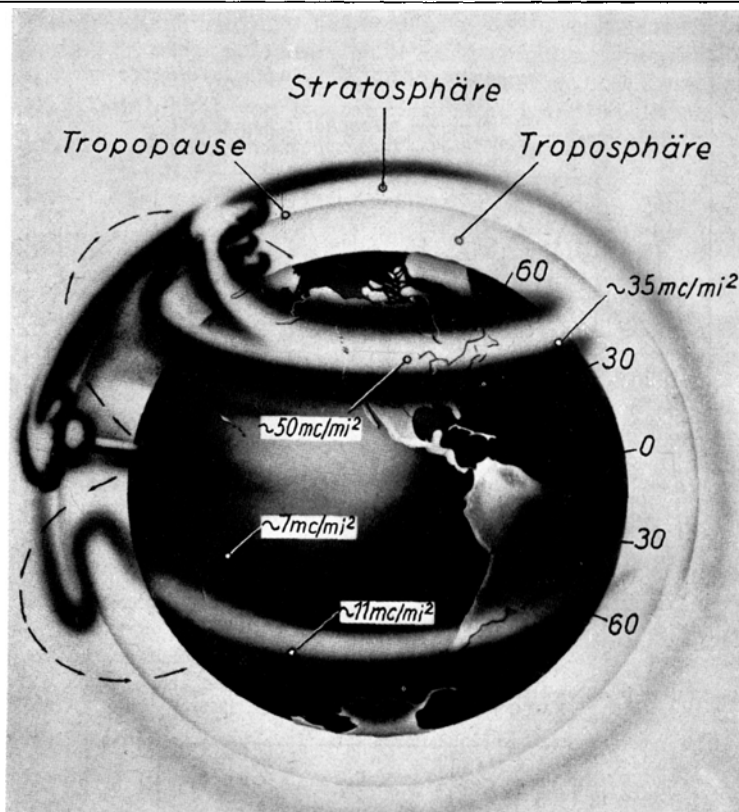


Abb. 1. Transport, Durchmischung und Ablagerung von Spaltprodukten bei MGT-Versuchen. [Herkunft: W. LANGHAM und E. G. ANDERSON. Hearings Before the Special Subcommittee on Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy Congress USA 2, 1087 (1959)]

geo-physikalisch-meteorologische Bedingungen gelangen die Spaltprodukte aus der Stratosphäre nur langsam in die Troposphäre. So wird die Ausbildung eines stratosphärischen Reservoirs verständlich. Die mittlere Verweilzeit in der Stratosphäre beträgt je nach Ort des Kernwaffenversuchs in Pol- oder Äquatornähe mehrere Monate bis zu mehreren Jahren. Die in die Stratosphäre gelangten Substanzen verteilen sich — wenn auch nicht gleichmäßig — über den ganzen Erdball.

Die unterschiedliche Kontamination der Erdoberfläche als Folge des bis 1958 erfolgten Fallout ist in Abbildung 2 wiedergegeben.

In dieser Abbildung ist auf der Ordinate die  $^{90}\text{Sr}$ -Kontamination des Bodens in  $\text{mc } ^{90}\text{Sr}/\text{km}^2$ , auf der Abszisse die geographische Breite aufgetragen. Die gleichen Verhältnisse gelten im großen ganzen auch für die anderen Spaltprodukte. Für die Bundesrepublik, die sich zwischen dem 47. und 56. Grad nördlicher Breite erstreckt, ergab sich für 1958 etwa ein Kontaminationsgrad von  $11 \text{ mc } ^{90}\text{Sr}/\text{km}^2$ . Sie befindet sich damit in dem Maximum der Kontamination in der nördlichen Hemisphäre, das sich von 30 Grad bis 60 Grad nördlicher Breite erstreckt. Der Anteil der Kontamination des Bodens, der aus Troposphäre und Stratosphäre herrührt, ist in der nächsten Abbildung dargestellt.

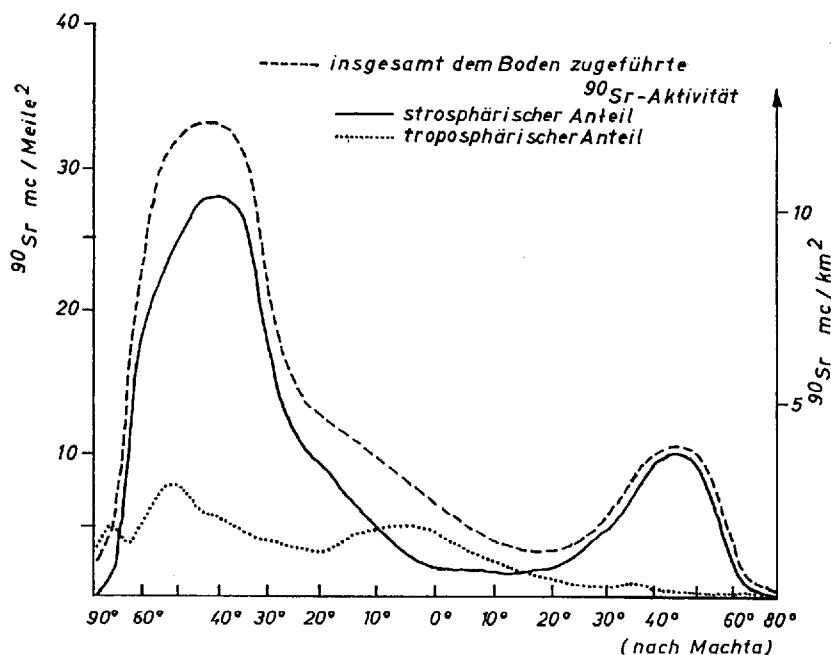


Abb. 2.  $\text{mc } ^{90}\text{Sr}/\text{km}^2$  in Abhängigkeit von der geographischen Breite. (Nach ALEXANDER Report of the FAO-Committee Rome 30. 11. - 11. 12. 1959)

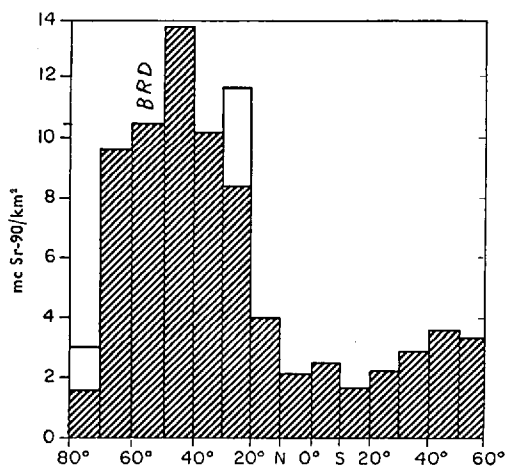


Abb. 3.  $^{90}\text{Sr}$ -Ablagerung auf der Erde 1958. [Nach W. LANGHAM und E. G. ANDERSON, Hearings Before the Special Subcommittee on Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy Congress USA 2, 1078 (1959)]

Wesentlich höhere Kontaminationen traten in solchen Gebieten auf, bei denen noch durch Lokal-fallout in unmittelbarer Umgebung, d. h. bis zu einer Entfernung von mehreren 100 km von dem Ort der Kernwaffenexplosion Spaltprodukte niedergeschlagen wurden.

Innerhalb der Bundesrepublik Deutschland ist aufgrund der Breitenabhängigkeit der Kontamination praktisch kein Unterschied festzustellen.

Da jedoch Zusammenhänge zwischen der Niederschlagsmenge und der Kontamination bestehen, sind auch in der Bundesrepublik Unterschiede in der Verseuchung einzelner Gebiete vorhanden. Ergebnisse von Untersuchungen über den Zusammenhang von Kontaminationsgrad und Niederschlagsmenge sind in den folgenden Abbildungen wiedergegeben.

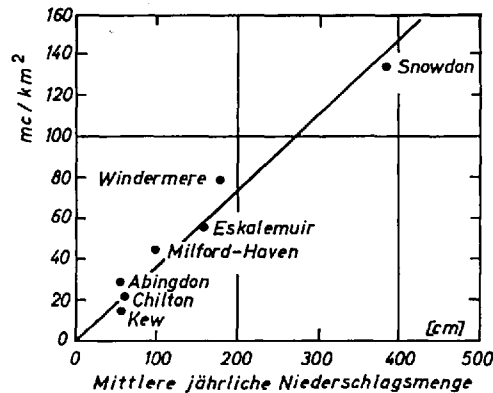


Abb. 4. <sup>137</sup>Cs im Boden in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge [Aus D. H. PEIRSON und L. SALMON, 28, 1679 (1959)]

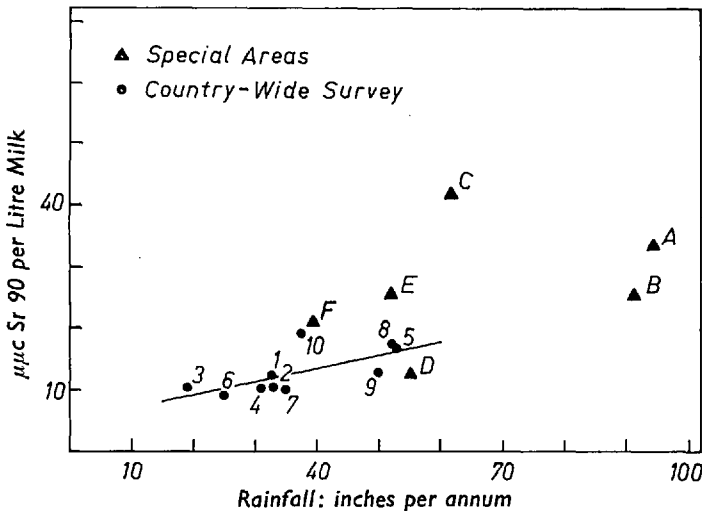


Abb. 5. <sup>90</sup>Sr-Gehalt der Milch in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge. [Herkunft: Agricultural Research Council Radiobiological Laboratory ARCRL 3 (1959)]

Bevor etwas über den zeitlichen Verlauf des Fallout in den letzten Jahren gesagt wird, soll kurz auf das bei Kernwaffenversuchen entstehende Gemisch radioaktiver Substanzen eingegangen werden. Dieses Gemisch enthält über 100 bei der Kernspaltung entstehende Spaltprodukte, ungespaltene radioaktive Ausgangssubstanzen, wie z. B. Uran, Plutonium sowie durch Neutronenstrahlung induzierte Radionuklide, wie z. B. <sup>14</sup>C- oder Tritium.

Die einzelnen Radionuklide unterscheiden sich u. a. durch ihre Halbwertszeiten, die von Bruchteilen einer Sekunde bis zu mehreren Jahren reichen, durch Art und Energie der von ihnen emittierten Strahlen (Alpha-, Beta-, Gamma-

strahlen) und ihre chemischen Eigenschaften. Die Kenntnis der physikalischen und chemischen Eigenschaften der einzelnen Radionuklide gibt einen Anhalt über ihre Bedeutung bei der Kontamination.

Kurzlebige Spaltprodukte, also solche mit Halbwertszeiten von Tagen oder weniger spielen für eine Inkorporation mit Lebensmitteln nur eine untergeordnete Rolle. Dabei ist der Zeitraum von der Explosion bis zur Kontamination der Pflanze und derjenige von dem Eingang in die Pflanze bis zum Verbrauch zu berücksichtigen. Im allgemeinen konnten Spaltprodukte von Kernwaffenversuchen in den USA frühestens nach etwa 1 Woche, von anderen Versuchsorten noch später in Mitteleuropa nachgewiesen werden.

Tabelle 2. Zusammenstellung der wichtigsten langlebigen Spaltprodukte

Radionuklid	HWZ	E $\beta$ max.	E $\gamma$ häuf.	Anteil a. d. Ges.-Akt. in % nach *)			(MZM) im Gesamt-körper [ $\mu$ c]	MZK für Beschäftigte**) in	
				10 d	130 d	4 a		Trinkwasser [ $\mu$ c/cm <sup>3</sup> ]	in Atemluft [ $\mu$ c/cm <sup>3</sup> ]
<sup>85</sup> Kr	10 a	0,7		< 0,1	< 0,1	2,0	—	—	$3 \times 10^{-6}$
<sup>89</sup> Sr	51 d	1,5		2,4	9,3	< 0,1	4	$1 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-8}$
<sup>90</sup> Sr- <sup>90</sup> Y	28 a	2,2		0,04	0,4	19,6	2	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-10}$
<sup>91</sup> Y	58 d	1,6		3,1	12,7	< 0,1	5	$3 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-8}$
<sup>95</sup> Zr	65 d	0,4	0,7	3,2	15,0	< 0,1	20	$6 \times 10^{-4}$	$4 \times 10^{-8}$
<sup>95</sup> Nb	35 d	0,16	0,8	0,6	18,1	< 0,1	40	$1 \times 10^{-3}$	$3 \times 10^{-8}$
<sup>99</sup> Mo	2,8 d	1,2	0,14	7,0	< 0,1	< 0,1	40	$4 \times 10^{-4}$	$7 \times 10^{-8}$
<sup>103</sup> Ru- <sup>103</sup> Rh	40 d	0,22	0,5	5,4	13,6	< 0,1	50	$8 \times 10^{-4}$	$3 \times 10^{-8}$
<sup>106</sup> Ru- <sup>106</sup> Rh	1,0 a	3,5	0,5	< 0,1	1,0	4,4	10	$1 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^{-9}$
<sup>131</sup> I	8,0 d	0,6	0,4	6,1	< 0,1	< 0,1	50	$1 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-9}$
<sup>132</sup> Te- <sup>132</sup> J	3,2 d	2,3	0,7	10,7	< 0,1	< 0,1	10	$2 \times 10^{-4}$	$4 \times 10^{-8}$
<sup>135</sup> Xe	5,3 d	0,3	0,08	14,5	< 0,1	< 0,1	—	—	$3 \times 10^{-6}$
<sup>137</sup> Cs- <sup>137</sup> Ba	30 a	0,5	0,7	< 0,1	0,4	19,2	30	$2 \times 10^{-4}$	$5 \times 10^{-9}$
<sup>140</sup> Ba- <sup>140</sup> La	13 d	2,2	0,5	21,4	2,3	< 0,1	90	$9 \times 10^{-4}$	$5 \times 10^{-8}$
<sup>141</sup> Ce	32 d	0,6	0,15	5,5	10,3	< 0,1	9	$2 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-8}$
<sup>144</sup> Ce- <sup>144</sup> Pr	0,8 a	3,0	0,13	1,2	12,0	28,0	20	$1 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^{-9}$
<sup>143</sup> Pr	14 d	0,9		9,9	1,5	< 0,1	60	$5 \times 10^{-4}$	$6 \times 10^{-8}$
<sup>147</sup> Nd	12 d	0,8	0,09	5,0	0,3	< 0,1	50	$6 \times 10^{-4}$	$8 \times 10^{-8}$
<sup>147</sup> Pm	3 a	0,2		< 0,1	0,9	23,9	300	$2 \times 10^{-3}$	$2 \times 10^{-8}$
<sup>151</sup> Sm	70 a	0,08	0,02	< 0,1	< 0,1	0,4	500	$4 \times 10^{-3}$	$2 \times 10^{-8}$
				96,0	97,8	97,5			

HWZ: Halbwertszeit a: Jahre, d: Tage E  $\beta$  max: maximale Energie der  $\beta$ -Teilchen in MeV E  $\gamma$  häuf: Energie der am häufigsten emittierten  $\gamma$ -Quanten in MeV.

\*) Diese Zahlen gelten für durch Spaltung von Uran 235 mit thermischen Neutronen entstehende Spaltproduktgemische, deren Zusammensetzung unverändert geblieben ist und die keine Anteile älterer oder jüngerer Radionuklid-Mischungen enthalten. MZM: Maximal zulässige Menge des betreffenden Radionuklids im Körper des Menschen. In einzelnen „kritischen Organen“ sind z. T. bedeutend geringere Mengen zugelassen. MZK: Maximal zulässige Konzentration in Trinkwasser (MZKw) bzw. in Atemluft (MZKL); das sind jeweils die Konzentrationen, die – bei Aufnahme während des ganzen Lebens – nie zu einer höheren Menge der Radionuklide im Körper des Menschen führen, als der MZM entspricht.

\*\*) Die hier aufgeführten Werte stammen von den letzten Empfehlungen der Internationalen Kommission für Strahlenschutz (ICRP) von 1959/60 und gelten für „beruflich strahlenexponierte Person“. Die entsprechenden Werte für die Gesamtbevölkerung betragen jeweils  $1/30$  der hier aufgeführten Werte.

Erfolgen Kernwaffenversuche im kT-Bereich in kürzerem Zeitabstand über längere Zeit, so können kurzlebige Spaltprodukte an Bedeutung gewinnen. An dieser Stelle soll jedoch von einer weiteren Besprechung dieser Radionuklide abgesehen werden.

Der Nachweis von Spaltproduktgemischen erfolgt im allgemeinen über die durch diese Gemische ausgesandte Betastrahlung. Die Angabe der spezifischen Aktivität, z. B. von Luft, Trinkwasser oder Lebensmitteln als Gesamt-Beta-Aktivität pro Volumen- oder Gewichtseinheit erlaubt also keine Aussage über den Anteil einzelner Radionuklide an dem Gemisch, und damit in bestimmten Fällen (wenn die maximal zulässige Konzentration für nicht identifizierte Gemische überschritten ist) keine Beurteilung der Gefährlichkeit dieser Aktivität.

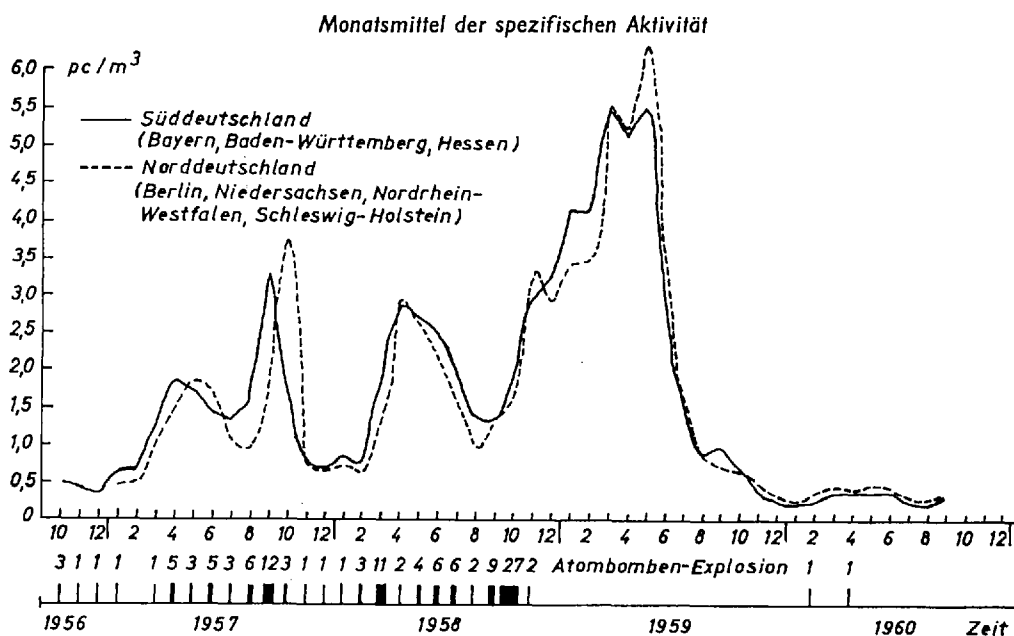


Abb. 6. Bodennahe Atmosphäre. Monatsmittel der spezifischen Aktivität als Funktion der Zeit.  
[Zusammenstellung durch Sekretariat des Sonderausschuß Radioaktivität]

In dieser Abbildung soll ein Überblick über den zeitlichen Verlauf der Kontamination in den Jahren 1956 bis 1960 in der Bundesrepublik gegeben werden. Auf der Ordinate ist die mittlere spezifische Gesamt- $\beta$ -Aktivität der bodennahen Atmosphäre aufgetragen. Die verwendeten Einzelwerte wurden durch Mitteilung aller Tageswerte eines Monats von allen Meßstellen der Bundesrepublik gewonnen. Die Ergebnisse der Meßstellen aus Süddeutschland (Baden-Württemberg, Bayern und Hessen) sind in der ausgezogenen und der aus Norddeutschland (Berlin, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein) in der gestrichelten Linie aufgetragen. Die Abbildung zeigt, daß — wie bereits oben gesagt — keine nennenswerten Unterschiede bei der Kontamination zwischen dem süd- und norddeutschen Raum bestehen. Der zeitliche Verlauf der Kontamination der bodennahen Atmosphäre hängt eng mit der Aufeinanderfolge der Kernwaffenversuche zusammen. Die Maxima sind auf

Häufungen von Kernwaffenversuchen zurückzuführen. Besonders hohe Ablagerungen kommen durch vorwiegend im Frühjahr bis Frühsommer aus der Stratosphäre erfolgende Nachfuhr radioaktiver Substanzen zustande. Der in dieser Zeit erfolgende Durchbruch von Luftmassen durch die Tropopause in die Troposphäre hat geophysikalische Ursachen.

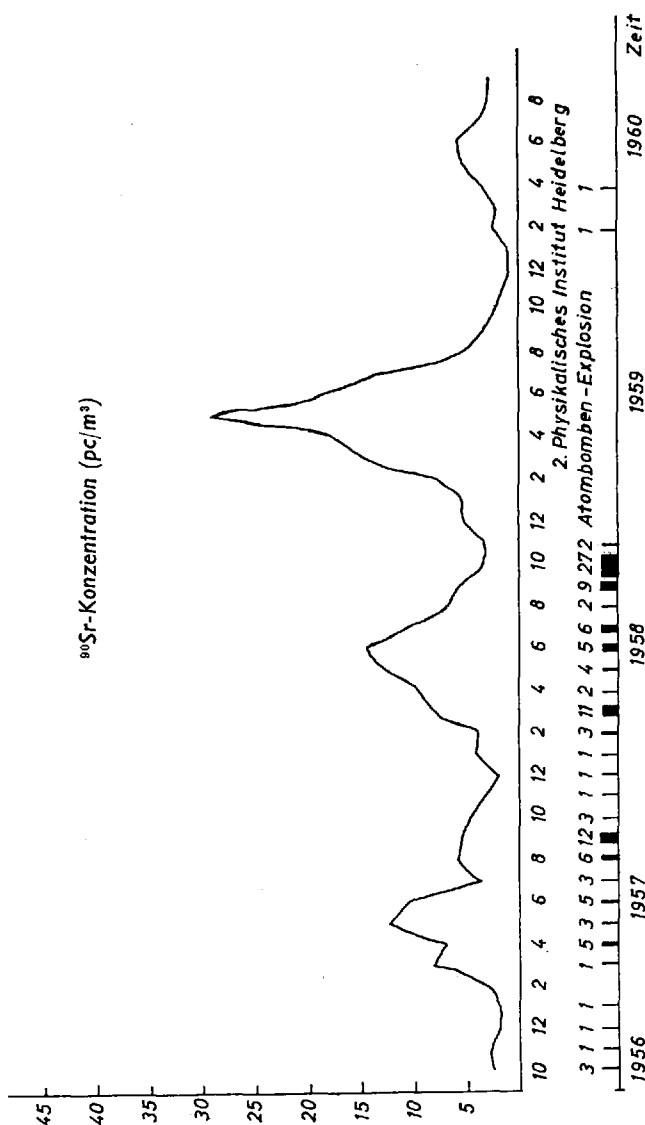


Abb. 7. Monatsmittelwert der <sup>90</sup>Sr-Konzentration der bodennahen Atmosphäre. [Nach Meßergebnissen des II. Physikalisches Instituts der Universität Heidelberg über den Sonderausschub Radioaktivität]

Da in der Kurve die ermittelten Gesamt- $\beta$ -Aktivitäten eingetragen sind, ergibt sich daraus kein Anhalt, inwieweit die Höhe der Maxima auf einen mehr



oder weniger großen Anteil kurzlebiger Spaltprodukte zurückzuführen ist. Dies wäre — wie bereits ausgeführt — jedoch von Bedeutung für eine Beurteilung einer Kontamination von Lebensmitteln. Daher ist in der folgenden Abbildung die spezifische  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität der bodennahen Atmosphäre dargestellt.

Wie weiter unten besprochen wird, interessieren bei der *Kontamination von Pflanzen* besonders zwei Faktoren. Der *Kontaminationsgrad* des Bodens und die *Fallout-Rate*. Beide Größen können der folgenden Abbildung entnommen werden.

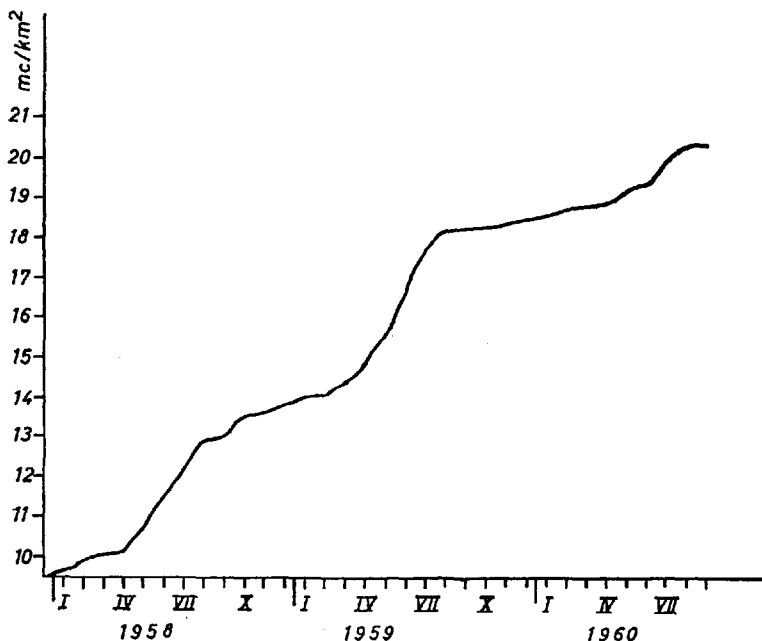


Abb. 8. Insgesamt dem Boden zugeführte  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität [Nach Meßergebnissen des II. Physikalischen Instituts der Universität Heidelberg über den Sonderausschuß Radioaktivität]

Die jeweilige Ordinatenhöhe der Kurve gibt den *Kontaminationsgrad* in  $\text{mc}/\text{km}^2$  zu einem bestimmten Zeitpunkt an, der Anstieg der Kurve ist ein Maß der *Fallout-Rate* während der einzelnen Zeitintervalle. Der erwähnte jahreszeitliche Gang der *Fallout-Rate* dieser Darstellung ebenfalls zu entnehmen. (Der allgemeine Verlauf dieser Kurve entspricht weitgehend noch nicht veröffentlichten Ergebnissen aus der Bundesrepublik.)

Vor Behandlung der Frage des Eingangs radioaktiver Substanzen in die Lebensmittel soll das bisher Gesagte noch einmal kurz zusammengefaßt werden.

Durch die bis 1960 erfolgten Kernwaffenversuche wurde die ganze Erde kontaminiert. Ein Maximum der radioaktiven Verunreinigung erfolgte zwischen den geographischen Breiten von etwa 30—60 Grad Nord. Unterschiede in der Kontamination zwischen Nord- und Süddeutschland aufgrund der Breitenabhängigkeit konnten nicht nachgewiesen werden, örtlich verschiedene Kontaminationsgrade sind auf meteorologische Faktoren, insbesondere unterschiedliche Niederschlagsmengen zurückzuführen.

Die Fallout-Rate schwankte zeitlich stark in Abhängigkeit von der Häufigkeit der Kernwaffenversuche und den bei den einzelnen Explosionen gegebenen Versuchsbedingungen. Außerdem zeigte sich jeweils im Frühjahr eine verstärkte Fallout-Rate, bedingt durch erhöhte Zufuhr radioaktiver Substanzen aus dem stratosphärischen Reservoir.

Das als Gesamt-Aktivität gemessene Spaltproduktgemisch enthält eine Vielzahl radioaktiver Substanzen, von denen für unsere weitere Betrachtungen im wesentlichen das  $^{90}\text{Sr}$ , und das  $^{137}\text{Cs}$  betrachtet werden sollen.

Bei einer Behandlung der *Kontamination von Lebensmitteln* soll zunächst erst einiges über die radioaktive Verseuchung von Pflanzen, Tieren und tierischen Produkten gesagt werden, die für die Ernährung des Menschen von Bedeutung sind.

Wenn sich auch die zahlreichen mit dem Fallout auf die Erdoberfläche gelangten Spaltprodukte im Boden und Bewuchs sehr unterschiedlich verhalten, so sind doch gewisse Verallgemeinerungen möglich.

Der größte Teil der in der Atmosphäre befindlichen Spaltprodukte gelangt mit dem Niederschlag auf die Erdoberfläche. Diese können dabei auf oberirdische Pflanzenteile abgelagert und von dort teilweise auf den Boden abgespült werden, wenn sie nicht ein dichter Wurzelfilz zurückhält.

Demnach besteht die Möglichkeit einer Aufnahme radioaktiver Substanzen durch die Pflanze über die Wurzel, über einen etwa vorhandenen Wurzelfilz oder direkt über oberirdische Pflanzenteile.

Die Aufnahme von Spaltprodukten über die Wurzel aus dem Boden ist abhängig von dem Kontaminationsgrad des Bodens, den chemischen Eigenschaften der einzelnen Radionuklide und den unterschiedlichen Eigenschaften des Bodens selbst.

Im allgemeinen dringen die Spaltprodukte nicht tief in den Boden ein. Eine Untersuchung der Vertikalverteilung von  $^{90}\text{Sr}$  in sandigem Boden ist in der folgenden Tabelle wiedergegeben.

Tabelle 3. Vertikalverteilung von  $^{90}\text{Sr}$  in sandigem Boden\*)

Tiefe in cm	Plainfield sand, Illinois, mc/km <sup>2</sup>		Bayboro loamy sand, Georgia, mc/km <sup>2</sup>	
	1957	1958	1957	1958
0-5	9.1	10.5	6.7	8.1
5-15	3.0	5.8	0.9	3.1
15-30	0.5	2.0	0.3	1.0

Demnach verbleibt der größte Teil des Radiostrontiums etwa in den oberen 10 cm des Bodens, also in dem Wurzelhorizont. Das gleiche gilt für Radiocaesium. Die geringe Auswaschung wird vor allem dadurch bedingt, daß diese Radionuklide vorwiegend durch den Ton-Humuskomplex festgelegt werden, wodurch auch andererseits eine „freie Verfügbarkeit“ für die Pflanze begrenzt ist. So kann z. B. das in den Boden gelangte Radiocaesium durch die Pflanzenwurzel praktisch überhaupt nicht aufgenommen werden.

Hingegen vermag die Wurzel Radiostrontium dem Boden in einem bestimmten Anteil zu entziehen. Dabei spielt auch der Kalkgehalt des Bodens eine

\*) Aus: „Report of an FAO Committee“ Rom 30. 11. – 11. 12. 1959

Rolle. Calcium ist mit Strontium chemisch verwandt. Die Wurzel vermag praktisch nicht zwischen diesen beiden Elementen zu unterscheiden, man sagt, Strontium wird nicht von der Pflanzenwurzel gegen Calcium diskriminiert, der Diskriminationsfaktor ist also etwa 1. Je höher der Kalkgehalt ist, umso stärker wird das Strontium durch das Calcium „verdünnt“. — Eine Kontamination der Pflanze durch kurzlebige Radionuklide über den Weg: Boden — Wurzel ist wegen der zeitlichen Verzögerung bis zum Eingang in die Pflanze ohne Bedeutung.

Die Aufnahme radioaktiver Substanzen durch oberirdische Pflanzenteile unterscheidet sich von der durch die Wurzel. So entfällt z. B. die „Verdünnung“ durch chemisch verwandte Elemente (z. B. Strontium — Calcium) oder eine feste Bindung durch das umgebende Medium, d. h. eine Aufnahme über oberirdische Pflanzenteile ist im allgemeinen wesentlich einfacher als über die Wurzel. Selbstverständlich können die Radionuklide auch schon auf der Pflanzenoberfläche festgelegt und damit nicht von dem Gewebe resorbiert werden. So wenig wie diese Substanzen jedoch in die Pflanzen gelangen, so wenig können sie auch mit einfachen Mitteln abgewaschen werden.

$^{90}\text{Sr}$ , das von oberirdischen Pflanzenteilen resorbiert wird, bleibt weitgehend in dem resorbierenden Gewebe. Ein Transport etwa in Richtung Wurzel scheint nach bisherigen Untersuchungen mindestens nicht in nennenswertem Umfang zu erfolgen. Die hierdurch bedingte ungleiche Verteilung in der Pflanze oder dem Pflanzengewebe kann bei der Kontamination von Lebensmitteln von Bedeutung sein (z. B. Getreide-Mehl). Caesium scheint hingegen nach Resorption in der Pflanze beweglicher zu sein.

Die Aufnahme radioaktiver Substanzen durch den Wurzelfilz nimmt eine Zwischenstellung zwischen der durch die Wurzel und der durch die oberirdischen Pflanzenteile ein.

Der Kontaminationsgrad von Pflanzen läßt sich aufgrund grober Faustregeln abschätzen. Danach ist eine Aufnahme radioaktiver Substanzen durch oberirdische Pflanzenteile gegenüber der Wurzelaufnahme wesentlich begünstigt. Diese Aufnahme kann aber nur nach Kontamination von Blättern, Blüten oder Stengeln durch den Fallout erfolgen, sie ist also weitgehend von der Fallout-Rate abhängig. Die Aufnahme radioaktiver Substanzen durch die Wurzel ist außer von dem Kontaminationsgrad des Bodens, von den Bodeneigenschaften und anderen Faktoren abhängig.

In Zeiten mit hoher Fallout-Rate wurde aufgrund von in der Bundesrepublik durchgeführten Untersuchungen der Anteil der  $^{90}\text{Sr}$ -Kontamination der Pflanze durch die Wurzelaufnahme auf etwa 20—40% geschätzt. Daher sinkt bei starkem Rückgang des Fallouts, wie z. B. im Jahre 1960, der Kontaminationsgrad der Pflanze entsprechend. Die Wurzelaufnahme von Radiostrontium kann durch verschiedene ackerbauliche Maßnahmen, z. B. Tiefpflügen oder Kalkgaben, um 25—30% reduziert werden. Bei einem 30%igen Anteil einer  $^{90}\text{Sr}$ -Aufnahme über die Wurzel würde die Gesamtkontamination der Pflanze jedoch nur um höchstens 10% reduziert, für die Praxis ist diese Maßnahme also bedeutungslos.

Im allgemeinen sind einzelne Pflanzenteile, bedingt durch die verschiedenen oben beschriebenen Mechanismen, unterschiedlich kontaminiert. Alle diese Umstände erschweren wesentlich eine Aussage über eine Korrelation zwischen einer Kontaminierung landwirtschaftlich genutzter Pflanzen und der von Lebensmitteln. Hinzu kommt, daß zwischen dem landwirtschaftlichen Ausgangs-

produkt und den gebrauchts- bzw. kochfertigen Lebensmitteln die verschiedensten Glieder einer biologischen Umsetzung und einer industriellen Verarbeitung liegen. Einige solcher Glieder sollen hier besprochen werden.

Bei zahlreichen *Nahrungsmittelketten* spielen das Tier und die tierischen Produkte eine bedeutende Rolle. So werden z. B. von Weidetieren große Mengen radioaktiver Substanzen mit dem Gras aufgenommen, das mit seiner großen Oberfläche den Fallout aus Luft und Niederschlag stark anreichert.

In diesem Zusammenhang müssen noch weitere Untersuchungen über die quantitativen Beziehungen zwischen der Zufuhr von Radionukliden durch Kontamination des Weidefutters und insbesondere der Milch durchgeführt werden. Dabei interessiert das Verhalten einzelner Radionuklide, u. a. die Frage, wie rasch kurzlebige Substanzen über den Stoffwechsel in die Milch gelangen\*).

Wegen ihres hohen Calcium-Gehaltes (etwa 1 g/l) ist die Milch ein wichtiger Faktor der  $^{90}\text{Sr}$ -Zufuhr durch Lebensmittel. Das gleiche gilt für  $^{137}\text{Cs}$ , das mit Kalium chemisch verwandt ist. Der Kaliumgehalt der Milch beträgt etwa 1,5 g/l.

Noch ein paar Worte zu der Kette Getreide-Mehl-Verbrauch. Eine Oberflächenkontamination von Getreide durch  $^{90}\text{Sr}$  führt im allgemeinen zu einer Aufnahme in die äußeren Schichten des Kornes (Fruchtwand und Nucellusgewebe), die beim Vermahlungsprozeß vom Mehl abgetrennt werden. Aus bisherigen Untersuchungen ergab sich, daß der  $^{90}\text{Sr}$ -Gehalt des Mehls je nach Grad der Ausmahlung bis zu etwa  $\frac{1}{4}$  dessen des Ganzkorns betrug.

Schließlich soll noch erwähnt werden, daß beim Waschen von Salaten und Gemüse ein Teil der auf der Oberfläche von Pflanzen befindlichen radioaktiven Substanzen entfernt werden kann.

Ruft man sich noch einmal die Vielzahl der Kontaminationsbedingungen bei den Pflanzen, die Verschiedenartigkeit der Ausgangsmaterialien für unsere Lebensmittel und die Mannigfaltigkeit der Aufbereitung bis zur gebrauchsfertigen Nahrung in Erinnerung, so wird verständlich, daß eine Aussage über die Zufuhr radioaktiver Substanzen beim Menschen durch Untersuchung der Lebensmittel-Ausgangsprodukte z. Z. praktisch nicht möglich ist. Das bedeutet keinesfalls, daß diese Untersuchungen nicht notwendig seien. Sie müssen sogar wesentlich intensiver und gezielter erfolgen, um im Falle stärkerer Kontaminationen entsprechende Maßnahmen veranlassen zu können, durch die eine Zufuhr radioaktiver Substanzen durch Lebensmittel auf ein Minimum reduziert werden kann.

Um die *Gefährdung des Menschen durch Inkorporation radioaktiver Substanzen* beurteilen zu können, ist es zunächst wichtig, die „mittlere tägliche Zufuhr“ von Radionukliden zu ermitteln. Da eine Inkorporation im allgemeinen durch Lebensmittel, Trinkwasser und Atemluft erfolgt, müssen im Prinzip alle diese Überträger berücksichtigt werden.

Solche Untersuchungen wurden in größerem Umfang für  $^{90}\text{Sr}$  und in geringerem Ausmaß für  $^{137}\text{Cs}$  durchgeführt. Für andere Radionuklide liegen nur stichprobenartige Untersuchungen vor. Die weiteren Ausführungen beziehen sich daher im wesentlichen auf  $^{90}\text{Sr}$ .

\*) Untersuchungen von RUSSELL lassen vermuten, daß  $^{90}\text{Sr}$  etwa 1 Monat nach der Kontamination der Weide in die Milch gelangt. Der Eintritt von  $^{137}\text{Cs}$  in die Milch scheint etwa 5 mal schneller zu erfolgen (5% des zugeführten  $^{131}\text{J}$  gelangt in die Milch).

Bei der durch Kernwaffenversuche verursachten Kontamination der Biosphäre erfolgte die Hauptzufuhr von Radiostrontium mit der Nahrung, während der Anteil durch Atemluft und Trinkwasser nur wenige Prozent hiervon betrug. Daher können wir uns im folgenden auf die Lebensmittel als Überträger beschränken.

Die Empfehlungen der ICRP sind so gefaßt, daß die *Ermittlung einer „mittleren täglichen Zufuhr“* von Radionukliden für die Gesamtbevölkerung — etwa der Bundesrepublik — sowie die entsprechende Zufuhr für bestimmte größere Bevölkerungskreise zur Beurteilung ausreicht.

Die Erfassung eines Durchschnittswertes kann grundsätzlich auf zwei Arten erfolgen. Einmal durch Untersuchung des Kontaminationsgrades eines „Standardessens“, also von Proben aus verschiedenen Einrichtungen zur Gemeinschaftsverpflegung, wie z. B. von Krankenhäusern, Werks- und Großküchen oder Kasernen. Solche Untersuchungen in der Bundesrepublik im Jahre 1958 ergaben einen Wert von  $9 \cdot 10^{-6} \mu\text{c}$  Strontium-90/Kopf und Tag bei Schwankungen zwischen 6 und  $14 \cdot 10^{-6} \mu\text{c}$  Strontium-90/Kopf und Tag. Diese Methode wird im allgemeinen nicht als befriedigend angesehen; weniger deshalb, weil solche Gemeinschaftssessen nicht repräsentativ für die Ernährung in der Bundesrepublik sind, sondern weil sie keine Aussage über den Beitrag einzelner Lebensmittel zur Kontamination des gesamten „Standardessens“ erlaubt. Dies ist jedoch aus mehreren Gründen wünschenswert.

Eine solche Aussage ermöglicht die zweite Untersuchungsart, die unter anderem von der IAEO in Wien empfohlen wird. Danach wird der Kontaminationsgrad einzelner Lebensmittel bzw. Lebensmittelgruppen bestimmt. Die „mittlere tägliche Zufuhr“ ( $Z_N$ ) von  $^{90}\text{Sr}$  errechnet sich dann unter Berücksichtigung statistischer Angaben über den mittleren täglichen Verbrauch der betreffenden Lebensmittel nach der folgenden Gleichung.

$$Z_N = k_1 \cdot L_1 + k_2 \cdot L_2 + \dots + k_i \cdot L_i \quad [10^{-6} \mu\text{c } ^{90}\text{Sr} / \text{Kopf und Tag}]$$

$k_i$  = Kontaminationsgrad der Lebensmittel  $i$  in  $10^{-6} \mu\text{c } ^{90}\text{Sr} / \text{kg}$  Frischgewicht  
 $L_i$  = Mittlerer Verbrauch der Lebensmittel  $i$  in kg Frischgewicht pro Kopf u. Tag

In der Bundesrepublik wurden Untersuchungen einzelner Lebensmittel in größerem Umfang erst seit dem Jahre 1959 durchgeführt. Zuvor wurde fast ausschließlich Milch auf ihren  $^{90}\text{Sr}$ -Gehalt untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tabelle 4 zusammengefaßt.

In dieser Tabelle sind die Meßergebnisse des  $^{90}\text{Sr}$ -Gehaltes von 8 Lebensmittelgruppen mit Mittel-, Maximal- und Minimalwert angegeben. Aus später noch eingehender zu erläuternden Gründen sind die Mittelwerte mit zum Teil großen Unsicherheiten behaftet. Daher sind auch die Angaben einer „mittleren täglichen Zufuhr“ mit entsprechender Vorsicht zu behandeln. Während die Meßergebnisse über den Kontaminationsgrad der Lebensmittel von mehreren Meßstellen der Bundesrepublik stammen, wurden die Daten über den Verbrauch im wesentlichen dem „statistischen Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten“ (1959/60) entnommen.

Da die zuvor aufgeführte Gleichung und die letzte Tabelle vielleicht eine zu einfache Durchführung der notwendigen Erhebungen und Untersuchungen vortäuschen, sollen die damit verbundenen Probleme etwas näher behandelt werden.

Tabelle 4. Kontaminationsgrad und Lebensmittelverbrauch in der Bundesrepublik\*) (1958—1959)

Lebensmittelgruppe	$k_i$ (1959) Kontaminationsgrad				$L_i$ (1958/59) Verbrauch kg/Kopf + Tag	$k_i \cdot L_i$ tägl. Zufuhr $10^{-6} \mu\text{c/Kopf}$
	A	B	C	D		
Milch und Milchprodukte	8,6	37,8	0,8	565	0,40	3,2
Kartoffeln	2,1	4,3	0,2	14	0,39	0,8
Getreide	~7,5	15,0	4,0	—	—	1,7
Obst	—	36,0	0,4	46	0,27	1,0
Gemüse	—	50,0	0,4	44	0,14	1,1
Fleisch	1,0	—	—	—	0,14	(0,3)
Fisch	1,0	—	—	—	0,02	< 0,1
Eier	—	—	—	—	0,03	—
Zusammen						8,3

A = Mittelwert in  $10^{-6} \mu\text{c } ^{90}\text{Sr/kg}$  Frischgewicht

B = Maximalwert „ „

C = Minimalwert „ „

D = Zahl der untersuchten Proben

Wie Tabelle 4 zu entnehmen ist, schwankt der Kontaminationsgrad innerhalb einzelner Lebensmittelgruppen stark. Bereits bei der Probenahme muß daher darauf geachtet werden, daß man zu einem repräsentativen Mittelwert kommt.

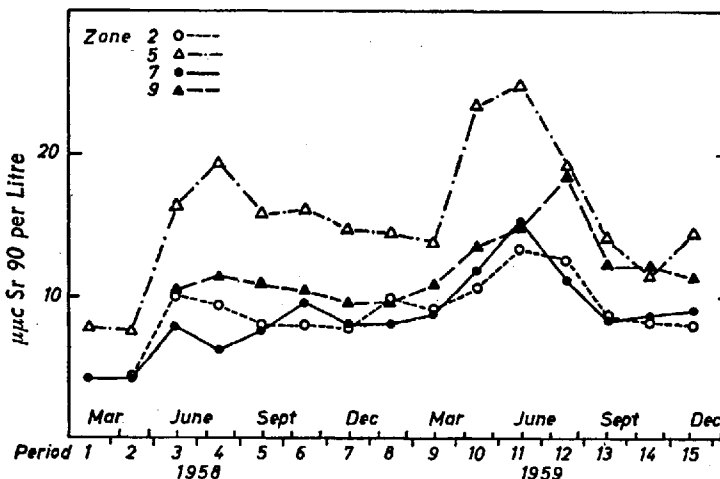
Abb. 9.  $^{90}\text{Sr}$  in Milch und landwirtschaftlichen Produkten in Großbritannien 1958–1959. [Herkunft: Agricultural Research Council, Radiobiological Laboratory ARCRL 2 (1958–1959)].

Abbildung 9 zeigt sowohl den unterschiedlichen Kontaminationsgrad der Milch in Abhängigkeit von der Jahreszeit als auch von verschiedenen Gebieten in

\* Unter Verwendung von Angaben aus der Schriftenreihe „Umweltweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ des Bundesministeriums für Atomkernenergie und Wasserwirtschaft und: „Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten“ 1959/60.

Großbritannien. Um zu einem repräsentativen Durchschnittswert zu kommen, müssen also Proben während des ganzen Jahres und aus den verschiedensten Erzeugergebieten untersucht werden. Dabei sollten im wesentlichen die Gebiete berücksichtigt werden, in denen der größte Teil der im Lande verbrauchten Milch und Milchprodukte gewonnen werden. Erst solche „gewogenen“ Mittelwerte ermöglichen die Angabe repräsentativer Werte.

Was hier für die Milch gesagt wurde, gilt im übertragenen Sinne auch für die anderen Lebensmittel. Außerdem ist in einigen Fällen ein wesentlicher Importanteil bei einigen Lebensmittelgruppen zu berücksichtigen. Eine zusätzliche Schwierigkeit ergibt sich bei den Lebensmittelgruppen „Obst und Gemüse“. Wegen der bereits eingehend besprochenen unterschiedlichen Kontamination von Pflanzen und Pflanzenteilen in Abhängigkeit von den verschiedensten Faktoren ist bei den in dieser Hinsicht sehr heterogenen Lebensmittelgruppen nur schwer ein repräsentativer Durchschnittswert zu ermitteln.

Die Daten über den Durchschnittsverbrauch von Lebensmitteln wurden im wesentlichen unter Berücksichtigung von Erzeugung und Import einerseits sowie Export, Marktschwund und andere Verwertung als für die direkte menschliche Ernährung andererseits gewonnen. Verbrauchsunterschiede bestehen mit Sicherheit sowohl zwischen einzelnen Landesteilen der Bundesrepublik als auch für Bevölkerungsgruppen mit bestimmten Ernährungsweisen, z. B. Vegetarier.

Die wichtigsten Ergebnisse der Untersuchungen und Erhebungen zur Erfassung einer „mittleren täglichen Zufuhr“ in verschiedenen Ländern sind in Tabelle 5 zusammengestellt.

Auch bei diesen Werten soll noch einmal auf die großen Unsicherheiten hingewiesen werden, mit denen zahlreiche dieser Ergebnisse behaftet sind.

Tabelle 5. Mittlere tägliche  $^{90}\text{Sr}$ -Zufuhr in  $10^{-6} \mu\text{c}$  / Kopf und Tag

Land	Strontium – 90		
	1957	1958	1959
Bundesrepublik	—	9	8–13
Groß-Britannien	6,7	6,4	9,8
Dänemark	—	—	21
USA	—	9–13	17
Japan	1,4	3,1	7,9

Nach Angaben der FAO

Umfassende Untersuchungen in Großbritannien im Jahre 1959, bei denen außer der Gesamtbevölkerung besondere Bevölkerungsteile und auch (theoretisch) Einzelpersonen berücksichtigt wurden, führten zu folgenden Ergebnissen einer  $^{90}\text{Sr}$ -Zufuhr:

- $9 \cdot 10^{-6} \mu\text{c/Kopf und Tag}$  im Durchschnitt für die Gesamtbevölkerung
- $15 \cdot 10^{-6} \mu\text{c/Kopf und Tag}$  im Durchschnitt für eine größere Bevölkerungsgruppe
- $80 \cdot 10^{-6} \mu\text{c/Kopf und Tag}$  für Einzelpersonen.

(Der letzte Wert ist als theoretischer Höchstwert zu betrachten.)

Die geschätzten Werte einer mittleren täglichen Zufuhr von  $^{137}\text{Cs}$  durch Lebensmittel liegen bei etwa 20 bis  $70 \cdot 10^{-6} \mu\text{c/Kopf und Tag}$ .

Nach diesen Hinweisen über die „mittlere tägliche Zufuhr“ von  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  soll kurz auf die „maximal zulässige tägliche Zufuhr“ von  $^{90}\text{Sr}$  eingegangen werden.

Die ICRP hat höchstzulässige Dosen für „beruflich strahlenexponierte Personen, größere Bevölkerungsteile und die Gesamtbevölkerung“ empfohlen, desgleichen maximal zulässige Mengen (MZM) für einzelne Radionuklide im Körper oder in bestimmten Organen des Menschen. Werden diese Mengen im Körper erreicht, so bedingen diese eine Strahleneinwirkung in der Höhe der oben erwähnten höchstzulässigen Dosen. — Weiterhin lassen sich „Maximal zulässige Konzentrationen“ (MZK) in Trinkwasser und Atemluft errechnen, die bei ständiger Zufuhr während der Zeit von 50 Jahren zu der maximal zulässigen Menge und damit zur höchstzulässigen Dosis im Körper oder bestimmten Organen des Menschen führen. Entsprechende „Maximal zulässige Werte“ für Lebensmittel wurden von diesem Gremium bisher nicht empfohlen.

Solche Werte wurden jetzt vom „Medical Research Council“ in Großbritannien festgelegt und auch von mir auf der Basis der MZK-Werte errechnet.

Tabelle 6. Maximal zulässige Zufuhr von  $^{90}\text{Sr}$   
 $10^{-6} \mu\text{c / Kopf und Tag}$

Medical Research Council	Berechnung über MZK-Werte	
270	70	Gesamtbevölkerung
800	210	größere Bevölkerungsteile
8000	2100	„beruflich strahlenexponierte Personen“

Die Gedankengänge, die zur Ermittlung solcher Werte führten, sollen kurz auseinandergesetzt werden. Das Medical Research Council legte ein maximal zulässiges  $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ -Verhältnis im Knochen des Menschen zugrunde; es geht dabei aus von der empfohlenen MZM für „beruflich strahlenexponierte Personen“ (kurz „Beschäftigte“) ( $2 \mu\text{c } ^{90}\text{Sr}/\text{Gesamtskelett}$  und einem Gesamtcalcium-Gehalt von 1000 g im Skelett).

Außerdem legte das Medical Research Council Untersuchungen zugrunde, denen zufolge eine  $^{90}\text{Sr}$ -Diskrimination gegen Calcium um den Faktor 4 zwischen Nahrung und frisch gebildetem Knochen erfolgte; aus diesem Grunde wurde ein vierfach höheres maximal zulässiges  $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ -Verhältnis in der Nahrung als zulässig erachtet als dies für den Knochen gilt.

Aus der mittleren jährlichen Calciumzufuhr (in Großbritannien 850 mg/Kopf und Tag durch Lebensmittel bzw. 1000 mg bei Berücksichtigung zusätzlicher Mineralquellen) errechnet sich die in Tabelle 6 angegebene maximal zulässige tägliche Zufuhr für  $^{90}\text{Sr}$  mit der Nahrung.

Bei der von mir angewandten Berechnungsmethode wird der von der ICRP empfohlene MZK-Trinkwasserwert für  $^{90}\text{Sr}$  zugrunde gelegt. Er beträgt  $1 \cdot 10^{-6} \mu\text{c } ^{90}\text{Sr}/\text{cm}^3$  für 168<sup>h</sup>-Beschäftigte (Terminus technicus in den Strahlenschutzempfehlungen, von dem aus durch Multiplikation die entsprechenden Werte für z. B. 48 std. oder 40 std. „Beschäftigte“ sich errechnen lassen).



Bei einer Wasseraufnahme von  $2200 \text{ cm}^3/\text{Tag}$  errechnet man eine maximal zulässige tägliche  $^{90}\text{Sr}$ -Zufuhr von

$2200 \cdot 10^{-6} \mu\text{c}$  für  $168^{\text{h}}$ -Beschäftigte.

$70 \cdot 10^{-6} \mu\text{c}$  Mittel für die Gesamtbevölkerung.

Die ICRP nimmt eine Diskrimination von ungefähr  $1/10$  von Trinkwasser zum Knochen an.

Die unterschiedlichen Werte von dem Medical Research Council und mir sind u. a. auf die verschiedenen Diskriminationsfaktoren (Diskrimination 0,25 bzw. 0,1) und variierenden Mengen einer mittleren Calcium-Zufuhr zurückzuführen.

Ein Vergleich zwischen der mittleren täglichen  $^{90}\text{Sr}$ -Zufuhr durch Lebensmittel in der Bundesrepublik im Jahre 1959 und dem niedrigeren Wert einer maximal zulässigen täglichen Zufuhr ergibt eine weit unter dem maximal zulässigen Wert liegende Zufuhr. Dabei ist außerdem zu berücksichtigen, daß dieser höchste im Jahre 1959 erreichte Kontaminationsgrad in Lebensmitteln nur für den Zeitraum eines Jahres galt. Erst eine konstante Kontamination der Lebensmittel über mehrere Jahrzehnte in dieser Höhe hätte zu einem entsprechenden Bruchteil der maximal zulässigen Menge im Knochen des Menschen geführt. Diese Aussage wird gestützt durch direkte  $^{90}\text{Sr}$ -Untersuchungen von Knochen des Menschen aus der Bundesrepublik

Tabelle 7.  $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ -Verhältnis im Knochen des Menschen  
 $10^{-6} \mu\text{c}/\text{gr Ca}$

Alter in Jahren	1960 in Bundesrepublik		„MZM“*)	Verhältnis
	mittel	maximum		
0—5	~ 2	3,2	67	~ 1/35
5—20	~ 1	2,0	67	~ 1/70
über 20	~ 0,3	0,6	67	~ 1/200

Vergleicht man den  $^{90}\text{Sr}$ -Gehalt im Knochen des Menschen, der im wesentlichen durch die  $^{90}\text{Sr}$ -Inkorporation mit Lebensmitteln bedingt wird, mit den maximal zulässigen Mengen dieses Radionuklids im Skelett, so ergibt sich, daß bei Jugendlichen durch die bisher durchgeführten Kernwaffenversuche etwa  $1/50$ , bei Erwachsenen etwa  $1/200$  der MZM erreicht wurde.

Bei Andauer des Versuchstops vom Herbst 1958 wäre der  $^{90}\text{Sr}$ -Gehalt im Knochen von Erwachsenen bis 1962 — wenn auch nur um wenige Prozente — weiter angestiegen.

Aufgrund der großen effektiven Halbwertszeit von Strontium im Knochen wäre dann der Kontaminationsgrad nur sehr langsam über mehrere Jahre abgesunken. Die zusätzliche Strahlenbelastung des Knochens durch  $^{90}\text{Sr}$  — im Mittel etwa  $1\text{—}5 \text{ mrem}/\text{Jahr}$  — beträgt wenige Prozent der mittleren natürlichen Strahleneinwirkung auf das Skelett (ca.  $160 \text{ mrem}/\text{Jahr}$ ). Umfangreiche Untersuchungen mit dem human counter (Ganzkörperzähler) ergaben für Bewohner der Bundesrepublik einen mittleren  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt von etwa

\*) ICRP definiert nur eine maximal zulässige Menge z. B. von  $^{90}\text{Sr}$  im Gesamtskelett des Menschen, kein maximal zulässiges Verhältnis von  $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$  im Knochen. Die „MZM“ wurde berechnet unter Berücksichtigung von MZM und dem Ca-Gehalt im Knochen des „Standardmenschen“.

$160 \cdot 10^{-6} \mu\text{C/kg}$  Körpergewicht Ende 1959. Die sich daraus ergebende Strahlenbelastung auf den Körper des Menschen betrug etwa 2 mrem pro Jahr. Wegen der bedeutend kürzeren „effektiven Halbwertszeit“ dieses Radionuklids ging bereits im Jahre 1960 der  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt wesentlich zurück. Die zusätzliche Strahlenbelastung durch Kontamination der Biosphäre, also aus allen Quellen einer Strahlung „von außen“ und „von innen“ wird auf etwa 5 mrem/Jahr geschätzt. Da diese zusätzliche Belastung durch  $^{90}\text{Sr}$  geringer ist als die Schwankungen der natürlichen Strahleneinwirkungen wird verständlich, daß der Nachweis einer Erhöhung der Leukämierate oder Bildung von Knochen-sarkomen durch die  $^{90}\text{Sr}$ -Inkorporation praktisch nicht möglich ist.

#### *Zusammenfassung*

Ein Überblick über die Verfrachtungsbedingungen von Spaltprodukten bei Kernwaffenversuchen zeigt die sich daraus ergebenden Kontaminationsverhältnisse (Kontaminationsgrad und Fallout-Rate) speziell in der Bundesrepublik Deutschland. Diese beiden Faktoren sind ausschlaggebend für den Kontaminationsgrad landwirtschaftlich genutzter Pflanzen. Ebenso werden Hinweise über die Kontaminationsveränderung bei verschiedenen Nahrungsmittelketten gegeben.

Die Ergebnisse der Lebensmittelüberwachung im Hinblick auf eine radioaktive Verseuchung werden zusammengefaßt als „mittlere tägliche Zufuhr“ pro Kopf der Gesamtbevölkerung und verglichen mit einer „maximal zulässigen Zufuhr“ pro Kopf der Bevölkerung, die z. Zt. die beste Möglichkeit zur Abschätzung einer Gefährdung des Menschen durch Aufnahme radioaktiver Substanzen darstellt.

#### *Schrifttum*

1. Agricultural Research Council, England ARCRL-Report 1-4.
2. Report of the FAO Expert Committee Rom 30. 11. – 11. 12. 1959.
3. Schriftenreihe des BMAt „Strahlenschutz“, Hefte 10, 15, 18.
4. Schriftenreihe des BMAt „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung.“
5. Sonderausschuß Radioaktivität 1. und 2. Bericht.
6. Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1959/60.

#### *Anschrift des Verfassers:*

Dr. W. SCHEUERMAN, jetzt: Institut für Strahlenbiologie der T. H.,  
3000 Hannover, Herrenhäuserstr. 2