

**EUR 2287.d**

**ASSOZIATION**

**EUROPÄISCHE ATOMGEMEINSCHAFT – EURATOM  
COMMISSARIAT A L'ÉNERGIE ATOMIQUE – C.E.A.**

**UNTERSUCHUNG  
ÜBER DIE RADIOAKTIVE KONTAMINATION DER  
VON TIEREN STAMMENDEN LEBENSMITTEL**

von

**L. LEISTNER**

1965



**Direktion Gesundheitsschutz**

**Assoziation Nr. 003-61-10 PSAF**

## HINWEIS

Das vorliegende Dokument ist im Rahmen des Forschungsprogramms der Kommission der Europäischen Atomgemeinschaft (EURATOM) ausgearbeitet worden.

Es wird darauf hingewiesen, daß die Euratomkommission, ihre Vertragspartner und alle in deren Namen handelnden Personen:

- 1° — keine Gewähr dafür übernehmen, daß die in diesem Dokument enthaltenen Informationen richtig und vollständig sind oder daß die Verwendung der in diesem Dokument beschriebenen technischen Anordnungen, Methoden und Verfahren nicht gegen gewerbliche Schutzrechte verstößt;
- 2° — keine Haftung für die Schäden übernehmen, die infolge der Verwendung der in diesem Dokument enthaltenen Informationen oder der in diesem Dokument beschriebenen technischen Anordnungen, Methoden oder Verfahren entstehen könnten.

Dieser Bericht wird zum Preise von 85 bfrs. verkauft. Bestellungen sind zu richten an: PRESSES ACADEMIQUES EUROPEENNES - 98, chaussée de Charleroi, Brüssel 6.

Die Zahlung ist zu leisten durch Überweisung an die:

- BANQUE DE LA SOCIETE GENERALE (Agence Ma Campagne) - Brüssel - Konto Nr. 964.558;
- BELGIAN AMERICAN BANK and TRUST COMPANY - New York - Konto Nr. 22.186;
- LLOYDS BANK (Europe) Ltd. - 10 Moorgate, London E.C. 2,

als Bezug ist anzugeben: „EUR 2287.d - UNTERSUCHUNG ÜBER DIE RADIOAKTIVE KONTAMINATION DER VON TIEREN STAMMENDEN LEBENSMITTEL“.

Gedruckt von Snoeck-Ducaju & Zoon - Brüssel-Gent, Brüssel, Dezember 1965.

EUR 2287.d

**UNTERSUCHUNG ÜBER DIE RADIOAKTIVE KONTAMINATION DER  
VON TIEREN STAMMENDE LEBENSMITTEL von L. LEISTNER**

Assoziation: Europäische Atomgemeinschaft - EURATOM.  
Commissariat à l'Énergie Atomique - C.E.A.  
Direktion Gesundheitsschutz.  
Assoziation Nr. 003-61-10 PSAF.  
Brüssel, Dezember 1965 - 60 Seiten.

Der Autor fasst alle zur Zeit vorliegenden Angaben über den Transfer der wichtigsten Radionuklide durch die Nahrungsmittel tierischen Ursprungs in den menschlichen Organismus zusammen. Da diese nicht direkt auf die Verhältnisse in den Ländern der Europäischen Gemeinschaft angewandt werden können, schlägt er zusätzliche Untersuchungen vor, um den jeweiligen ökologischen Bedingungen Rechnung tragen zu können.

EUR 2287.d

**INVESTIGATION ON RADIOACTIVE CONTAMINATION OF FOODSTUFFS  
STEMMING FROM ANIMALS by L. LEISTNER.**

Association: European Atomic Energy Community - EURATOM.  
Commissariat à l'Énergie Atomique - CEA  
Directorate for Health and Safety.  
Association No. 003-61-10 PSAF.  
Brussels, December 1965 - 60 pages.

The author assembles in a very complete way all the actually available data relating to the transfer of the most important radionuclides from the environment through animal products to man. As these are not directly utilizable for the countries of the European Community, he proposes to go further into the question in order to be able to take into account the changing ecological conditions.

EUR 2287.d

**INVESTIGATION ON RADIOACTIVE CONTAMINATION OF FOODSTUFFS  
STEMMING FROM ANIMALS by L. LEISTNER.**

Association: European Atomic Energy Community - EURATOM.  
Commissariat à l'Énergie Atomique - CEA  
Directorate for Health and Safety.  
Association No. 003-61-10 PSAF.  
Brussels, December 1965 - 60 pages.

The author assembles in a very complete way all the actually available data relating to the transfer of the most important radionuclides from the environment through animal products to man. As these are not directly utilizable for the countries of the European Community, he proposes to go further into the question in order to be able to take into account the changing ecological conditions.

EUR 2287.d

**INVESTIGATION ON RADIOACTIVE CONTAMINATION OF FOODSTUFFS  
STEMMING FROM ANIMALS by L. LEISTNER.**

Association: European Atomic Energy Community - EURATOM.  
Commissariat à l'Énergie Atomique - CEA  
Directorate for Health and Safety.  
Association No. 003-61-10 PSAF.  
Brussels, December 1965 - 60 pages.

The author assembles in a very complete way all the actually available data relating to the transfer of the most important radionuclides from the environment through animal products to man. As these are not directly utilizable for the countries of the European Community, he proposes to go further into the question in order to be able to take into account the changing ecological conditions.



**EUR 2287.d**

**ASSOCIATION**

**EUROPÄISCHE ATOMGEMEINSCHAFT – EURATOM  
COMMISSARIAT A L'ÉNERGIE ATOMIQUE – C.E.A.**

**UNTERSUCHUNG  
ÜBER DIE RADIOAKTIVE KONTAMINATION DER  
VON TIEREN STAMMENDEN LEBENSMITTEL**

**von**

**L. LEISTNER**

**1965**



**Direktion Gesundheitsschutz**

**Assoziation Nr. 003-61-10 PSAF**



## I — EINLEITUNG

Anfangs wurde vermutet, daß radioaktive Substanzen vorwiegend durch Einatmen oder Aufnahme mit dem Wasser in den menschlichen Organismus gelangen, und daher begnügte man sich damit „Maximum Permissible Concentrations“ [133] für *Luft* und *Wasser* festzusetzen. Es stellte sich jedoch heraus, daß z.B. die bei Kernwaffenexplosionen erzeugten und danach im *Fallout* enthaltenen wichtigen Spaltprodukte Sr-90 und Cs-137 fast ausschließlich mit den *Nahrungsmitteln* in den menschlichen Körper aufgenommen werden. Nur in Gebieten, in denen Regenwasser für den direkten Gebrauch in Zisternen gesammelt wird, kann die Aufnahme dieser Radionuklide mit dem Trinkwasser eine größere Bedeutung haben [1, 35, 51]. Weiterhin war in der Umgebung von *Kernreaktoren* nicht, wie man zunächst annahm, der Gehalt der Atemluft an J-131 der ausschlaggebende Faktor für die Kontamination der Menschen, sondern infolge der schnellen Ablagerung von J-131 auf der Vegetation war es der Gehalt an J-131 im *Gemüse* und im Futtergras bzw. in der aus dem Futtergras erzeugten *Milch* [2]. Auch bei dem *Reaktorunfall* in Windscale (England, 1957) war der Gehalt von J-131 in der Atemluft unbedeutend im Vergleich zu der Gefahr der möglichen Inkorporierung dieses Radionuklids in den menschlichen Körper durch die Aufnahme der *Milch* von Weidekühen [3]. Selbst dort, wo Flußwasser im einmaligen Durchlauf als *Kühlwasser für Kernreaktoren* benutzt wird, ist dessen spätere Verwendung zur laufenden Wasserversorgung von Städten weniger bedenklich, als der gelegentliche Verzehr von *Fischen* aus diesem Fluß, da Fische und Krustentiere einige Radionuklide (z.B. P-32, Fe-59, Sr-90) außerordentlich hoch anreichern können [4]. Aus diesen Literaturhinweisen läßt sich folgern, daß für die radioaktive Kontamination des Menschen im allgemeinen die Nahrungsmittel wichtiger sind, als das Trinkwasser und die Atemluft, und zwar gilt dies anscheinend sowohl für den weltweiten *Fallout* als auch für die Gefährdung durch Reaktoranlagen oder Reaktorunfälle.

Die Bedeutung eines Nahrungsmittels, im Hinblick auf die Inkorporierung von Radionukliden in den menschlichen Organismus, ergibt sich aus dem durchschnittlichen *Konsum* und der durchschnittlichen *Kontamination* dieses Nahrungsmittels, d.h. aus dem *Produkt* von Konsum und Kontamination resultiert die Belastung (tägliche Aufnahme) des Standardmenschen an Radioaktivität durch ein Nahrungsmittel. In verschiedenen Ländern (U.S.A., Großbritannien, Bundesrepublik Deutschland, Kanada, Österreich, Dänemark) sind die *prozentualen Anteile der einzelnen Lebensmittel an der täglichen Aufnahme der wichtigsten Radionuklide* aus dem Konsum und der Kontamination der betreffenden Lebensmittel in diesen Ländern berechnet worden. In *Tabelle 1* haben wir die im Schrifttum gefundenen Angaben zusammengefaßt. Diese Tabelle kann zwar keinen Anspruch auf Allgemeingültigkeit erheben, da sich bereits die Angaben der verschiedenen Länder beträchtlich unterscheiden, sie vermittelt aber dennoch einen weitgehend zutreffenden Eindruck des prozentualen Anteils der wichtigsten Lebensmittel an der täglichen

---

Manuskript erhalten am 4. Januar 1965.

Aufnahme des Standardmenschen an Radioaktivität. Aus diesem prozentualen Anteil ergibt sich die *Bedeutung* der einzelnen Lebensmittel in der Lebensmittel-Kette und damit die *Priorität* der Bearbeitung. Von der Tabelle 1 läßt sich die folgende *Reihenfolge* der Bedeutung bzw. Priorität ablesen: 1. *Milch*, 2. *Pflanzen*, 3. *Fleisch*, 4. *Milchprodukte*, 5. *Eier*, 6. *Fische*. Flüssige Nahrungsmittel (Getränke) sind in der Tabelle 1 nicht berücksichtigt; der prozentuale Anteil der Getränke (wichtig sind Bier und Tee) an der täglichen Aufnahme von Sr-90 macht 5 bis 10 % und von Cs-137 nur 1 bis 3 % aus.

Folglich ist unter den gegenwärtig gegebenen Bedingungen der Kontamination, vor allem unter Berücksichtigung des Strontium- und Cäsiumgehaltes des Bodens, die *Milch* von größter Bedeutung für die tägliche Aufnahme der wichtigen Radionuklide. Dabei ist besonders zu beachten, daß die Radionuklide mit kurzer Halbwertszeit (J-131, Ba-140 und Sr-89) fast ausschließlich mit der Milch aufgenommen werden; nur frisches Blattgemüse und vielleicht frische Eier kommen für diese Radionuklide noch in Betracht. Die Milch erscheint auch deshalb besonders wichtig, da sie das Hauptnahrungsmittel der Kinder darstellt, die im Vergleich zu ihrem Körpergewicht eine sehr große Menge Milch täglich aufnehmen. Von großer Bedeutung sind weiterhin die *pflanzlichen Nahrungsmittel*, und zwar vor allem Getreide und Getreideprodukte (wichtig für Strontium), gefolgt von Gemüse (wichtig die direkte Kontamination) und den Früchten. Wesentliche Bedeutung hat auch das *Fleisch* für die tägliche Aufnahme an Cäsium, dagegen findet sich das Strontium vor allem in den Knochen, die nur in beschränktem Maße gegessen werden. Ebenfalls von wesentlicher Bedeutung sind die *Milchprodukte*, deren Gehalt an Radionukliden aufgrund der Verarbeitung und Lagerung geringer sein kann als bei der Milch. Dies trifft sicherlich zu für die Radionuklide mit kurzer Halbwertszeit, während bei Strontium und Cäsium die Konzentration pro Gewichtseinheit (pCi/kg) bei den Milchprodukten um den Faktor 10 bzw. 20 höher liegen kann [35] als bei der Milch. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß der Konsum an Milchprodukten im Durchschnitt längst nicht den Konsum an Milch erreicht, und daher wird mit der Milch auch im allgemeinen mehr Strontium und Cäsium aufgenommen als mit den Milchprodukten. Die *Eier* und *Fische* haben gegenwärtig nur eine geringe Bedeutung für die tägliche Aufnahme an Radionukliden. Dabei sind die Eier noch etwas wichtiger als die Fische, und zwar vor allem aufgrund des durchschnittlich höheren Konsums. Unter den Fischen sind die Süßwasserfische oft stärker kontaminiert als die Salzwasserfische (Sr-90 Gehalt der Süßwasserfische liegt höher), andererseits werden im Durchschnitt etwa 10 mal mehr Salzwasserfische verzehrt als Süßwasserfische [35]. Bei den Fischen könnte eingewendet werden, daß in der Tabelle 1 mehrere der für Fische wichtigen Radionuklide (siehe V.1.1 und V.2.1) nicht aufgeführt sind und sich daher ein unvollständiges Bild über die tägliche Aufnahme an Radioaktivität mit den Fischen ergibt. In diesem Zusammenhang sei auf eine Untersuchung in Japan [119] verwiesen. In Japan wird von der Stadtbevölkerung die ungewöhnlich hohe Menge von 100 g Seeprodukten pro Person und Tag verzehrt. Mit diesen 100 g Seeprodukten werden etwa 0,03 pCi Sr-90/Person/Tag aufgenommen, während die Gesamtdiät dieser Bevölkerung 6 bis 10 pCi Sr-90/Person/Tag enthält. Außerdem werden mit den 100 g Seeprodukten 2 pCi Cs-137, 1 pCi Zn-65 und 10 pCi Fe-55 pro Person und Tag aufgenommen. Da jedoch die M.P.C. Werte des Trinkwassers für Cs-137, Zn-65 und Fe-55 um die Faktoren 200, 1000 bzw. 8000 höher liegen als für Sr-90 kann gefolgert werden, daß auch für die Fische Sr-90 ein sehr wichtiges, wenn nicht sogar das wichtigste Radionuklid ist. Somit erscheint es gerechtfertigt, aus der sehr geringen täglichen Aufnahme an Sr-90 mit den Fischen zu schließen, daß den Fischen für die tägliche Aufnahme des Menschen an wichtigen und potentiell gefährlichen Radionukliden nur eine geringe Bedeutung zukommt.



Die in Tabelle 1 mitgeteilten Werte gründen sich auf einen durchschnittlichen Konsum und auf eine durchschnittliche Kontamination der betreffenden Lebensmittel. Bei einem *überdurchschnittlich hohen Konsum* bestimmter Nahrungsmittel durch bestimmte Bevölkerungs- oder Altersgruppen sowie bei einer *überdurchschnittlich hohen Kontamination* gewisser Nahrungsmittel in kritischen Regionen kann sich die Reihenfolge der Bedeutung bzw. Priorität der einzelnen Nahrungsmittel für die tägliche Aufnahme der wichtigen Radionuklide durch den Menschen wesentlich verschieben.

Tabelle 1  
**PROZENTUALER ANTEIL DER EINZELNEN LEBENSMITTEL  
AN DER TÄGLICHEN AUFNAHME DER WICHTIGSTEN RADIONUKLIDE \*\***  
(1960/1961)

Lebensmittel	J-131	Ba-140	Sr-89	Sr-90	Cs-137	Priorität
Zerealien Gemüse Früchte } Pflanzen	10	10	15	50 (34-74) ***	30 (11-79)	2
Milch	90	90	80	36 (22-55)	46 (10-55)	1
Milchprodukte	*	*	5	9	3 (1-5)	4
Fleisch	*	*	*	3 (1,5-5)	21 (10-25)	3
Eier	0,5	0,5	0,5	1,5 (0,1-2,5)	0,1	5
Salzwasserfische	*	*	*	0,2 (0,1-0,4)	0,05	6
Süßwasserfische	*	*	*	0,1	0,01	7
Bibliographische Quellen	3, 51, 52, 124, 125	52, 124	52, 124	1, 35, 40, 44, 50, 51, 52, 68, 118, 119, 120, 121, 124, 125, 126, 127, 128, 129, 130	1, 35, 52, 113, 114, 119, 121, 124, 131, 132	

\* Zu vernachlässigende Mengen.

\*\* Untersuchte Länder: U.S.A., Großbritannien, Bundesrepublik Deutschland, Kanada, Österreich, Dänemark.

\*\*\* In Klammern stehen die Unterschiede in den untersuchten Ländern.

Im Zusammenhang mit einem *überdurchschnittlichen Konsum* ist z.B. anzunehmen, daß in Italien die Pflanzen auf den ersten Platz der Priorität rücken, da der Verzehr an Zerealien und Früchten erheblich höher und der Konsum an Milch wesentlich niedriger liegt, als dem Durchschnitt der in der Tabelle 1 berücksichtigten Länder entspricht.

Andererseits kann man davon ausgehen, daß z.B. bei Kindern bis zum Alter von einem Jahr die Priorität der Milch für die tägliche Aufnahme an Radionukliden noch viel stärker ausgeprägt ist, als in der Tabelle 1 zum Ausdruck kommt. Im Hinblick auf eine *überdurchschnittlich hohe Kontamination* spielen die ökologischen Bedingungen der Produktion oder die Nähe von Reaktoren etc. eine besondere Rolle. In diesem Zusammenhang ist der Verzehr von Renntierfleisch durch die allgemeine Bevölkerung in Schweden [44] zu erwähnen. Da das Renntierfleisch wesentlich mehr Cs-137 enthält (etwa 30 000 pCi/kg [79]), als normales Rindfleisch in anderen Ländern (etwa 150 pCi/kg [52]), könnte in Schweden die Bedeutung des Fleisches für die tägliche Aufnahme an Radioaktivität durch den Menschen größer sein, als dem in der Tabelle 1 angegebenen Durchschnittswert entspricht. Ein anderes Beispiel sind die Fische und insbesondere die Krustentiere, die im Columbia River gefangen werden, der ständig durch die Hanford Werke, U.S.A., radioaktiv kontaminiert wird [1, 41]. Für Bevölkerungsgruppen, die diese Flußtiere verzehren, ist die Bedeutung der Süßwasserfische sicherlich größer als dem Durchschnittswert in der Tabelle 1 entspricht. Schließlich ist noch eine Situation denkbar, in der *sowohl der Konsum als auch die Kontamination eines Lebensmittels weit über dem Durchschnitt* liegen. Beispiele dafür sind die Lappländer, die vorwiegend Renntierfleisch verzehren und bei denen die Menge des inkorporierten Cs-137 auf das 20-fache des Bevölkerungsdurchschnitts geschätzt wird [44]. Ein anderes Beispiel sind die Fischer und ihre Familien, die Fische in einem Seegebiet fangen, in dem in England die radioaktiven Abfallprodukte von Reaktoren ins Meer geschüttet werden [118], da diese Fischer wahrscheinlich mehr Fische als die allgemeine Bevölkerung verzehren und der Kontaminationsgrad dieser Fische über dem Durchschnitt liegt. Die Bedeutung eines Lebensmittels (und die dafür gültigen M.P.C.-Werte) könnte daher eigentlich nur jeweils für bestimmte Bevölkerungsgruppen und lokal gegebene Bedingungen definiert werden [118, 125], wobei sowohl der Konsum als auch die Kontamination des betreffenden Lebensmittels zu berücksichtigen sind [125].

Von großem Wert für unsere Aufgabenstellung würde sein, für die Länder der *Europäischen Gemeinschaft* nicht nur den Konsum der wichtigsten Lebensmittel, sondern durch ein *Survey-Programm* auch deren Kontamination zu ermitteln. Dabei interessieren sowohl vom Konsum als auch von der Kontamination die Durchschnittswerte, aber auch die Maximalwerte. Aus dem Produkt von Konsum und Kontamination ergibt sich die durch Lebensmittel verursachte Belastung (tägliche Aufnahme an Radioaktivität) des *Standardmenschen der Europäischen Gemeinschaft* sowie die Belastung der *kritischen Bevölkerungsgruppen*, die einer überdurchschnittlichen Belastung ausgesetzt sind, entweder infolge überdurchschnittlich hohen Konsums oder überdurchschnittlich hoher Kontamination der Lebensmittel oder infolge beider Ursachen.

Im Rahmen unserer Aufgabenstellung interessiert jedoch nicht nur die *gegenwärtige Strahlenbelastung* der Menschen in der Europäischen Gemeinschaft, so auch deren Ursache, d.h. die *Parameter*, die von einer gegebenen radioaktiven Kontamination der Luft, unter Einschaltung der Lebensmittel-Kette, zu einer bestimmten Strahlenbelastung des menschlichen Körpers führen. Aus der Kenntnis und quantitativen Definition dieser Parameter könnte die *zukünftige bzw. mögliche Strahlenbelastung* des Menschen durch Reaktoranlagen bzw. Reaktorunfälle abgeschätzt werden. Die künftige bzw. mögliche Strahlenbelastung des menschlichen Körpers läßt sich dann in Beziehung setzen zu der von der I.C.R.P. definierten „Permissible Dose for Internal Radiation“ [133] der kritischen Organe. Die Parameter sollten für jedes Hauptnahrungsmittel und für alle wichtigen Radionuklide bekannt sein, wobei sowohl die Durchschnittswerte als auch die

Extremwerte (Maximum und Minimum) interessieren, um sie unter den jeweils gegebenen Verhältnissen berücksichtigen zu können. Die Durchschnittswerte der Parameter ergeben sich aus der allgemeinen Physiologie der Nutztiere und der fundamentalen Technologie der Verarbeitung der Produkte, für die Extremwerte sind vor allem die unterschiedlichen ökologischen Bedingungen in den verschiedenen Ländern der Europäischen Gemeinschaft maßgebend.

Unter Auswertung der verfügbaren Literatur werden in den Teilen II bis VI dieses Berichtes die Parameter der radioaktiven Kontamination der von Tieren stammenden Lebensmittel behandelt. Berücksichtigt werden dabei: *Milch, Fleisch, Eier* und *Fische*, wobei es zweckmäßig ist, bei den Fischen zwischen Salz- und Süßwasserfischen zu unterscheiden. Der Bericht erstreckt sich sowohl auf die *Physiologie*, d.h. die Aufnahme und Resorption der Radionuklide durch das Tier und deren Sekretion oder Inkorporation in die tierischen Produkte, als auch auf die *Technologie*, d.h. die Veränderungen der radioaktiven Kontamination im Verlauf der industriellen Verarbeitung der tierischen Produkte. Für jedes der genannten Lebensmittel sollen die *wichtigsten Radionuklide* und die in diesem Lebensmittel bisher beobachteten Konzentrationen dieser Radionuklide, insbesondere die *Maximalkonzentration*, aufgeführt werden. In den Schlußfolgerungen werden für jedes behandelte Lebensmittel die wichtigsten Parameter herausgestellt und es wird darauf hingewiesen, über welche Probleme in der Literatur unzureichende Informationen vorliegen und daher die *weitere Erforschung* notwendig erscheint.

Aufgrund des recht weit gesteckten Rahmens dieses Berichtes können naturgemäß die einzelnen Lebensmittel und Parameter nur in sehr allgemeiner Form abgehandelt werden.

## II — MILCH

### II.1 — Wichtige Radionuklide

Von den bei nuklearen Reaktionen entstehenden, weitgehend auch im Fallout enthaltenen, nahezu 200 radioaktiven Elementen werden nur einige mit den von Tieren stammenden Lebensmitteln auf den Menschen übertragen. Unter diesen erfüllen die wichtigen Radionuklide die folgenden Voraussetzungen [38, 40, 43, 44, 50, 52, 69]:

- 1) Sie werden bei den nuklearen Reaktionen in *großer Menge gebildet*;
- 2) Ihre *Halbwertszeit ist lang genug*, um über das Tier zum Menschen zu gelangen;
- 3) Sie werden im Gastrointestinal-Traktus des *Tieres in erheblicher Menge resorbiert* und in das *tierische Produkt inkorporiert*;
- 4) Sie werden im Gastrointestinal-Traktus des *Menschen resorbiert* und einige Zeit in den *menschlichen Körper inkorporiert*.

Die folgenden *Spaltprodukte* (aufgeführt in der Reihenfolge ihrer Bedeutung) erfüllen diese Kriterien: *J-131, Sr-90, Cs-137, Sr-89, Ba-140, Te-132*. Im frischen Fallout sind J-131 und Ba-140 sowie in geringerem Umfange Sr-89 und Te-132 vorherrschend. Unmittelbar nach Bombentesten (sowohl Atom- als auch Wasserstoffbomben) und auch nach Reaktorunfällen wird im allgemeinen J-131 von größter Bedeutung sein. Nach dem Zerfall der Radionuklide mit kurzer Halbwertszeit (Te-132, J-131, Ba-140 und Sr-89) treten Cs-137 und Sr-90 immer mehr in den Vordergrund. Da Cs-137 zwar gut vom tierischen Organismus resorbiert, aber auch relativ schnell wieder ausgeschieden wird (kurze biologische Halbwertszeit), hat auf längere Sicht Sr-90 die größte Auswirkung [40, 43, 50, 51, 52, 69, 124, 139].

Die *spaltbaren Elemente* (Uranium, Plutonium, etc.) und die *seltenen Erden* werden nur in geringer Menge vom Gastrointestinaltraktus der Tiere und des Menschen resorbiert und haben daher für die Lebensmittel-Kette keine wesentliche Bedeutung [43].

*Induzierte Radionuklide*, die sekundär durch Neutronenreaktionen entstehen (z.B. Zn-65, Co-60, Fe-55, Fe-59, etc.), sind für die auf der Erde lebenden Nutztiere ebenfalls nicht von wesentlicher Bedeutung, dagegen können sie für die im Wasser lebenden Tiere (siehe V.1.1 und V.2.1) wichtig sein. Von den induzierten Radionukliden verdient jedoch *C-14* (Halbwertszeit etwa 5600 Jahre) allgemein eine gewisse Beachtung, da er als Dauerwirkung genetische Schädigungen verursachen könnte. Es muß ein nicht unerheblicher Anstieg des Gehaltes an C-14 in der Nahrung und im menschlichen Körper erwartet werden, da die zahlreichen Detonationen von nuklearen Waffen im Megatonnenbereich mit ihrem hohen Ausstoß von Neutronen ganz besonders zur Bildung von zusätzlichem

C-14 aus dem Stickstoff der Luft beitragen. Im Hinblick auf die Lebensmittel-Kette wird angenommen, daß die spezifische Aktivität des Kohlenstoffs, d.h. das Verhältnis von C-14 zum Gesamtkohlenstoff, in den Lebensmitteln etwa nach einem Jahr die spezifische Aktivität des von den Pflanzen bei der Photosynthese aufgenommenen Kohlenstoffs erreicht. Anscheinend kommt es später in der Lebensmittel-Kette kaum zu einer Akkumulation oder Diskriminierung von C-14 gegenüber stabilem Kohlenstoff [43, 44].

Nach den Angaben im Schrifttum [3, 26, 27, 40, 42, 52, 134, 135, 139] kommen für *Milch und Milchprodukte* die folgenden Radionuklide, aufgeführt in der Reihenfolge ihrer mutmaßlichen Bedeutung, als wichtig in Betracht:

*Milch*: Jod-131, Strontium-90, Strontium-89, Cäsium-137, Barium-140, Tellur-132.

*Milchprodukte*: Strontium-90, Cäsium-137, Strontium-89.

Neben diesen Radionukliden und ihren Töchtern findet sich nur noch Kalium-40 in größerer Menge in der Milch. Andere Radionuklide, die von den Kühen aufgenommen werden, passieren die Stoffwechselschranken schlecht und erreichen daher die Milch nicht in signifikanter Menge. Bei frischem Fallout oder kurze Zeit nach einem Reaktorunfall ist vor allem J-131 in der Milch zu erwarten, während später Cs-137 und Sr-90 in den Vordergrund treten. Unter normalen Verzehrsbedingungen ist die frische Milch das einzige von Tieren stammende Nahrungsmittel, das J-131 in wesentlicher Menge in die menschliche Ernährung einführt (vgl. I — Einleitung, Tabelle 1). Aufgrund einer relativ kurzen physikalischen Halbwertszeit von 3,2, 8 und 12,8 Tagen kommen Te-132, J-131 und Ba-140 für die meisten Milchprodukte nicht in Betracht und infolge einer physikalischen Halbwertszeit von 50,5 Tagen wird Sr-89 ebenfalls nicht in allen Milchprodukten gefunden.

## II.2 — Inkorporierung der wichtigen Radionuklide vom Futter in die Milch

Bei der Inkorporierung der Radionuklide vom Futter in die Milch handelt es sich um physiologische Vorgänge, die die *Aufnahme* des kontaminierten Futters durch das Tier (Kuh, Ziege, Schaf), die *Resorption* der mit dem Futter aufgenommenen Radionuklide im Gastrointestinal-Traktus sowie schließlich deren *Sekretion* mit der Milch umfassen.

Eine *Aufnahme* von Radionukliden durch das Tier kann mit dem Futter, der Luft oder dem Trinkwasser erfolgen. Auf welchem Wege die stärkste Aufnahme erfolgt, richtet sich nach dem jeweiligen Kontaminationsgrad der verschiedenen Medien; meist wird das Futter am wichtigsten sein [27].

Welche Quantität an Radionukliden mit dem *Futter* aufgenommen wird, ist abhängig vom Kontaminationsgrad des Futters und von der konsumierten Futtermenge. Für den *Kontaminationsgrad* des Futters sind verschiedene Faktoren maßgebend: Grünes Futter (Gras, Klee, Rübenblätter, etc.) ist im allgemeinen stärker kontaminiert als Knollenfutter (Rüben, Kartoffeln, etc.), denn das grüne Futter wird sowohl durch den Boden (indirekt) als auch direkt durch den Fallout kontaminiert. Wird das Futter konserviert und gelagert (Heu, Stroh, Silage, etc.), dann ist mit einer Abnahme der Radioaktivität zu rechnen, da die Radionuklide mit kurzer Halbwertszeit stark abnehmen. Für eine weitgehende Beseitigung von J-131 reicht z.B. eine etwa 60-tägige Lagerung aus. Eine Behandlung des Futters während der Lagerung (z.B. Silage [139]) kann auch zu einer Verminderung der Radionuklide mit längerer Halbwertszeit führen; denn die Oberflächen-

kontamination von Gras, Rübenblättern, etc. mit Sr-90 oder Cs-137 könnte, durch den Zusatz von Wasser oder verdünnten Säuren zu Silage, teilweise abgewaschen werden. Sind dagegen diese Radionuklide im pflanzlichen Gewebe inkorporiert, dann dürfte eine Dekontamination durch den Silage-Prozeß wesentlich schwieriger sein [139]. Da im Winter den Tieren konserviertes Futter gereicht wird und im Sommer vorwiegend frisches Futter, ist im allgemeinen im Winter ein geringerer Kontaminationsgrad des Futters und damit auch der Milch zu erwarten. Die Stallfütterung oder Weidefütterung der Tiere wird den Kontaminationsgrad der Milch nur dann beeinflussen, wenn die Tiere im Stall ein anderes Futter (z.B. mehr Stroh) erhalten als auf der Weide. Weiterhin können der Ursprung und die Beschaffenheit des Futters die Aufnahme der Radionuklide beeinflussen. So ist z.B. das Gras von üppigen Weiden bzw. Wiesen möglicherweise weniger kontaminiert als das Gras von kargen Weiden, da die gleiche Futtermenge im letzteren Fall von einer größeren Bodenoberfläche stammt und daher der Kontamination stärker ausgesetzt sein wird. Wenn dies zutrifft, dann könnte man die Aufnahme der Radionuklide durch das Weiden der Kühe auf der geringstmöglichen Fläche herabsetzen. Es ist bereits beobachtet worden, daß die Milch von Farmen mit fruchtbaren Böden und guten Weiden, sowie guten Zucht- und Haltungsbedingungen der Kühe, weniger J-131 und Sr-90 enthielt, als die Milch von Kühen, die auf kargen Weiden und schlecht bewirtschafteten Farmen gehalten wurden [50]. In diesem Zusammenhang verdient auch ein unterschiedlicher Kontaminationsgrad der verschiedenen Pflanzenteile (Blätter, Blüten, Stengel) Beachtung; denn die Tiere werden bei geringer Futtermenge oder begrenztem Auslauf auch die Bodennahen Pflanzenteile aufnehmen. Bei dem Reaktorunfall in Windscale ist allerdings beobachtet worden, daß die Unterschiede im Gehalt an radioaktivem Strontium zwischen Spitze, Mitte und Basis der Pflanzen nicht signifikant waren [3]. Weitere Untersuchungen über diese Frage erscheinen zweckmäßig. Natürlich könnte auch das Weidesystem (permanent oder rotierend) die Aufnahme von Radionukliden durch die Weidetiere beeinflussen. Es sei weiterhin an das unterschiedliche Verhalten der verschiedenen Tierarten erinnert: Schafe nehmen mit einer kargen Weide vorlieb, von der sie auch die Pflanzenbasis und die Stengel abgrasen, während Kühe und vor allem Ziegen viel wählerischer sind und daher bevorzugt die Blätter und Blüten der Pflanzen verzehren. Von großer Bedeutung für den Kontaminationsgrad des Futters und damit auch der Milch ist zweifellos die Regenmenge. Eine enge Beziehung zwischen der Regenmenge und dem durchschnittlichen Sr-90 Gehalt der Milch konnte bereits nachgewiesen werden [50, 123]. Da die Regenmenge in den verschiedenen Jahreszeiten unterschiedlich ist, könnte darin eine der Ursachen für die Schwankungen des Kontaminationsgrades der Milch mit der Jahreszeit gesehen werden. Allerdings könnte ein leichter Regen oder Tau zu einer stärkeren Kontamination der Pflanzen führen als ein starker Regen, da der letztere nicht nur die Radionuklide auf die Pflanzenoberfläche bringt, sondern davon auch wieder abwaschen kann [40, 52]. Eine Verminderung der Kontamination einer Weide ist zu erwarten, nachdem die direkt kontaminierten Pflanzenteile abgemäht [40] oder von den Tieren abgefressen [27, 40] worden sind, während erneuter Regen wieder zu einem Ansteigen der Kontamination führen kann. Natürlich spielt bei den Radionukliden mit kurzer Halbwertszeit schon allein der Zeitfaktor für die Verminderung des Kontaminationsgrades einer Weide eine ausschlaggebende Rolle [27]. Neben dem Regen trägt auch der Staub zur direkten Kontamination der Pflanzen bei, für die indirekte Kontamination ist die Beschaffenheit des Bodens und die daraus resultierende Zusammensetzung der Pflanzen (z.B. der Strontiumgehalt) maßgebend.

Oben wurde gesagt, daß sich die Aufnahme der Radionuklide mit dem Futter sowohl nach dem Kontaminationsgrad des Futters als auch nach der Menge des *Konsums*

richtet. In England wird davon ausgegangen, daß unter ungünstigen Weidebedingungen eine Kuh täglich eine Oberfläche von 160 m<sup>2</sup> abweidet, allerdings soll dieser Wert etwas zu hoch geschätzt sein [139]. In den Niederlanden geht man von 100 m<sup>2</sup> pro Kuh und Tag aus, aber auch dieser Wert ist unsicher [139]. In den U.S.A. wird mit einem acre (4047 m<sup>2</sup>) Weidefläche für 17 Kühe täglich gerechnet, das entspricht etwa 240 m<sup>2</sup> pro Kuh und Tag [40]. Ähnlich unsichere Vorstellungen bestehen über die Grasmenge, die pro Kuh und Tag konsumiert wird: in England wird mit 9-14 kg, in den Niederlanden mit 15 kg und in Frankreich mit 13-15 kg Trockensubstanz pro Tag gerechnet [139]. In den U.S.A. geht man von 37 kg feuchtes Gras pro Kuh und Tag aus [27]. Im Hinblick auf die aufgenommene Futtermenge sind erhebliche Unterschiede zu erwarten zwischen den Regionen mit reichen oder kargen Weiden, im letzteren Falle wird eine größere Weidefläche abgegrast, wobei die aufgenommene Futtermenge allerdings sogar geringer sein kann als bei den üppigen Weiden [139]. Wesentlich erscheinen im Zusammenhang mit dem Konsum auch die Unterschiede zwischen den Tierarten: Grundsätzlich nehmen Ziegen und Schafe pro Liter erzeugter Milch weniger Futter auf als Kühe. Schließlich sei noch daran erinnert, daß innerhalb der Tierarten die Rasse die Futtermenge pro Liter erzeugter Milch beeinflussen kann. Es ist auch beobachtet worden, daß eine Erhöhung der Futtermenge mit dem Ziel, die Milchproduktion der Tiere zu vergrößern, zu einer Verminderung des Gehaltes der Milch an radioaktivem Jod geführt hat [50].

Ein wichtiger Parameter ist die *Resorption* der Radionuklide im Gastrointestinal-Traktus (GIT) der Milchtiere. Dabei sei zuerst erwähnt, daß sich im Stoffwechsel der Tiere die Radionuklide genau wie die entsprechenden Elemente verhalten (radioaktives Jod verhält sich z.B. wie stabiles Jod) und daß zwischen den verschiedenen Radionukliden eines Elementes (z.B. Sr-89 und Sr-90) im Hinblick auf den Stoffwechsel ebenfalls keine Unterschiede bestehen; allerdings kann die Halbwertszeit die Verweildauer der verschiedenen Radionuklide des gleichen Elementes im kritischen Organ beeinflussen [40, 43]. Die Resorption der wichtigen Radionuklide soll nacheinander besprochen werden.

*J-131*: Mit dem Futter aufgenommenes Jod wird schnell und weitgehend im GIT resorbiert, wobei die Resorption teilweise bereits im Pansen einsetzt [51, 62]. Gespeichert wird das resorbierte Jod vor allem in der Schilddrüse. Die Konzentration von J-131 in der Schilddrüse von Weidetieren kann sehr beträchtlich sein, und zwar liegt sie im allgemeinen wesentlich höher als beim Menschen [40]. Die Menge des radioaktiven Jods in der Schilddrüse von Kühen, Ziegen und Schafen verändert sich mit der Jahreszeit und ist umgekehrt proportional zum Gehalt an stabilem Jod im Futter der Tiere [29, 52, 56]. In der Schilddrüse von Kühen finden sich maximal etwa 10 % einer Einzeldosis von J-131, und zwar etwa 3 bis 5 Tage nach der Verabreichung. Von einer Dauerdosis (Verabreichung von J-131 über 7 Tage oder länger) werden 50 bis 80 % der täglichen Aufnahme in der Schilddrüse von Milchkühen gefunden [31, 57]. Die Schilddrüse von Ziegen kann von einer Dauerdosis 30 bis 500 % der täglichen Aufnahme speichern [52]. Der Jod-Stoffwechsel der Schafe ähnelt dem Stoffwechsel der Ziegen [61].

*Sr-90 und Sr-89*: Strontium wird im GIT zwar in etwas geringerem Maße als Jod, aber dennoch relativ gut resorbiert [43, 51]. Ein kleiner Teil des resorbierten Strontiums wird mit der Milch ausgeschieden, ein kleiner Teil wandert in die Muskulatur und der größte Teil wird in den mineralischen Bezirken der Knochen abgelagert, in denen Sr-90 eine Anzahl von Jahren verbleibt [40]. Die Menge des im Organismus inkorporierten Sr-90 steigt jedoch nicht direkt proportional zur Menge des aufgenommenen Sr-90 an [40].

Überraschender Weise sind relativ geringe Unterschiede in der Resorption von Strontium beobachtet worden, wenn das Element dem Tier in einer unlöslichen Form oder in einer löslichen Verbindung verabreicht wurde. Dieses Phänomen sollte näher untersucht werden, indem Strontium in gewisse Pflanzen inkorporiert wird, in denen es in nahezu unlöslicher Verbindung vorliegt (z.B. als Oxalat, Sulfat, etc.), und diese Pflanzen dann an die Tiere verfüttert werden [139]. Strontium verhält sich in der Erde, den Pflanzen und den Tieren sehr ähnlich dem Kalzium. Eine Erhöhung des Kalziumgehaltes des Futters kann daher die Menge des vom GIT resorbierten und in die Milch sezernierten Strontiums herabsetzen [50, 52, 70, 139]. Dies veranschaulicht die folgende Tabelle:

Tabelle 1  
DER EINFLUSS DES KALZIUMGEHALTES DES FUTTERS  
AUF DIE SEKRETION VON Ca-45 UND Sr-85 MIT DER MILCH

Ca stabil %	Milch		Fäzes		Urin	
	Ca-45 % Tagesdosis/Liter	Sr-85 % Tagesdosis/Liter	Ca-45 % Tagesdosis/Tag	Sr-85 % Tagesdosis/Tag	Ca-45 % Tagesdosis/Tag	Sr-85 % Tagesdosis/Tag
0,25	1,2	0,14	69	93	0,51	1,4
0,50	0,8	0,08	73	96	1,2	1,3
1,3	0,4	0,04	90	97	1,7	1,2

Literaturstellen: 70, 52

Wie die Tabelle 1 ausweist, wird durch stabiles Kalzium im Futter sowohl die Sekretion von radioaktivem Kalzium als auch von radioaktivem Strontium in die Milch beeinflusst. Die Ursache der Wirkung eines Zusatzes von stabilem Kalzium zum Futter kann daher in einer Verdünnung des Erdalkaligehaltes des Futters und einer dadurch verursachten herabgesetzten Resorption des radioaktiven Strontiums gesehen werden [52]. Versuche mit Milchziegen führten zu ähnlichen Ergebnissen wie mit Milchkühen [52]. Der Austausch eines Teiles des Kalziums im Futter von Kühen gegen stabiles Strontium hatte keinen Einfluß auf die Resorption und Sekretion des radioaktiven Strontiums [70]. Von mehreren Untersuchern wird jedoch bezweifelt, daß es für den Resorptionsmechanismus gleichgültig ist, ob Kalzium oder Strontium zur Resorption angeboten werden, und daß eine Verdünnung des Strontiums mit Kalzium zu einer proportionalen Abnahme der Resorption des Strontiums führen kann [139]. Es besteht zwar Übereinstimmung darüber, daß die Reduktion der Strontium-Resorption durch Kalziumzusatz zum Futter nahezu linear verläuft, solange die Diät wenig oder unzureichend Kalzium enthält; die Meinungen gehen jedoch darüber auseinander, ob diese lineare Beziehung auch dann besteht, wenn der Kalziumgehalt der Diät normal oder sogar erhöht ist [139]. So wird bei einem Futter zusammengesetzt aus Gras, Heu oder Mais, aufgrund des niedrigen Kalziumgehaltes dieser Diät, ein wesentlicher Einfluß des Zusatzes von mineralischem Kalzium auf die Strontium-Resorption erwartet, während man bei einem Futter bestehend aus Leguminosen, Klee, Lespedeza oder Alfaalfa, das viel Kalzium enthält, diesen Einfluß bezweifelt [50]. Die normale Kalziumaufnahme der Milchkühe beträgt 70 g täglich, mehr als 200 bis 300 g Kalzium täglich sollen dem Tier schaden [50, 139]. Dieser schädliche Einfluß hoher Kalziummengen könnte möglicherweise vermindert oder ausgeglichen werden, indem man den Kühen gleichzeitig Phosphor verfüttert, da dann das Ca/P-Verhältnis konstant bleibt [139]. Weitere Untersuchungen über diese Frage erscheinen



interessant [139]. Es ist auch noch ungeklärt, wie lange der Kalziumzusatz zum Futter erfolgen muß, bevor eine Beeinflussung des Strontiumgehaltes der Milch erwartet werden kann [50, 70, 139].

Bereits seit 1941 ist bekannt, daß sich Kalzium und Strontium im Stoffwechsel sehr ähnlich verhalten [104]. Zahlreiche Untersuchungen sind seitdem über diese Frage angestellt worden, die die Ähnlichkeit aber auch die Unterschiede im Verhalten der beiden Elemente weitgehend aufgeklärt haben. Es zeigte sich, daß in praktisch allen Stufen der Lebensprozesse — von der Pflanze bis zum menschlichen Knochen — das Kalzium dem Strontium etwas vorgezogen wird, denn das Strontium bewegt sich etwas langsamer im Stoffwechsel und bei der Passage durch die Membranen der Tiere und des Menschen. Die Größenordnung dieser *Diskriminierung* des Strontiums gegenüber dem Kalzium mag in jedem der aufeinanderfolgenden Stoffwechselprozesse klein sein, in der Summe resultiert jedoch ein beträchtlicher Diskriminierungs-Effekt. Das unterschiedliche Verhalten von Strontium und Kalzium ist durch das Strontium/Kalzium/Verhältnis (*Observed Ratio* = O.R. [105]) ausgedrückt und wie folgt definiert worden:

$$\text{O.R. (Probe - Vorläufer)} = \frac{\text{Sr/Ca der Probe}}{\text{Sr/Ca des Vorläufers}}$$

Das O.R. läßt sich demnach ermitteln, indem das Sr/Ca/Verhältnis experimentell in der Probe (z.B. der Milch) und im Vorläufer (z.B. dem Futter) bestimmt und zueinander ins Verhältnis gesetzt wird. Auf diese Weise kann von jedem Sekret, Exkret oder Gewebe das O.R. definiert werden und damit läßt sich die Diskriminierung des Strontiums (oder Bariums) gegenüber dem Kalzium in jeder Stufe des Stoffwechselprozesses ausdrücken. Zwischen Probe und Vorläufer können eine Anzahl von diskriminierenden Stoffwechselprozessen liegen und daher ist das O.R. das Produkt der verschiedenen Selektionsstufen vom Vorläufer bis zur Probe. Mehrere Formeln [52, 71, 72, 105, 106] sind für die Berechnung des O.R. und des D.F. (Diskriminationsfaktor) aufgestellt worden. Wichtige Angaben über die O.R.'s von Milchkühen und Milchziegen werden für die Paare Ba/Ca und Sr/Ca in der folgenden Tabelle aufgeführt:

Tabelle 2  
OBSERVED RATIOS FÜR BARIUM/KALZIUM UND STRONTIUM/KALZIUM  
FÜR MILCHKÜHE UND MILCHZIEGEN

	Kuh		Ziege
	Ba/Ca	Sr/Ca	Sr/Ca
O.R. (Plasma-Futter)	—	0,18	0,29
O.R. (Urin-Futter)	2,8	1,6	1,5
O.R. (Fäzes-Futter)	1,4	1,3	1,2
O.R. (Milch-Futter)	0,05	0,11	0,12

Literaturstellen: 52, 70, 71.

Für unsere Fragestellung ist von besonderem Interesse das O.R. (Milch-Futter). Es beträgt für Sr/Ca bei der Kuh 0,11 und bei der Ziege 0,12, d.h. bei beiden Tierarten kommt es praktisch zu der gleichen Diskriminierung des Strontiums gegenüber dem Kalzium in der Milch. Dagegen unterscheidet sich die Diskriminierung des Bariums wesent-

lich vom Strontium; denn das O.R. (Milch-Futter) für Ba/Ca beträgt bei der Kuh 0,05. Die stärkere Diskriminierung des Bariums im Vergleich zum Strontium wird vor allem darauf zurückzuführen sein, daß das Barium im GIT schlechter resorbiert wird als das Strontium. Hingewiesen sei noch auf das O.R. (Körper-Futter) für Sr/Ca, es liegt bei Kuh, Ziege, Schaf und Schwein nahe 0,2, während wachsende Hähnchen mit 0,6 einen geringeren Grad der Diskriminierung des Strontiums als andere Nutztiere zeigten [70, 72, 103, 107].

Die Diskriminierung des Strontiums gegenüber dem Kalzium im Laktationsprozeß ist von großer, praktischer Bedeutung, denn darauf ist es zurückzuführen, daß die Milch als die am geringsten kontaminierte natürliche Kalziumquelle angesehen werden kann. Wenn die Diskriminierung nicht existieren würde, dann wäre der Sr-90-Gehalt des Körpers der Menschen in den U.S.A. etwa fünffach höher, als dies gegenwärtig der Fall ist [43]. Während Milch und Milchprodukte etwa 70 bis 80 % der Kalziumaufnahme der Menschen in den U.S.A. bedingen, verursachen sie, aufgrund der Diskriminierung, nur etwa 40 bis 50 % der Aufnahme an Sr-90. Von den pflanzlichen Nahrungsmitteln stammen etwa 15 % des Kalziums, sie liefern aber, da sie direkt vom Menschen verzehrt werden, über 50 % des aus dem Boden stammenden Sr-90. In einigen Jahren, nachdem das Strontium-Gleichgewicht im Boden erreicht sein wird, kann sich diese Beziehung noch etwas mehr zugunsten der Milch verschieben [40, 43, 50].

*Ba-140:* Der Stoffwechsel des Bariums ähnelt dem Stoffwechsel des Strontiums und Kalziums, denn auch das Barium wird vor allem im Skelett abgelagert. Im Unterschied zum Kalzium und Strontium werden jedoch nur etwa 5 % des aufgenommenen Bariums von der Kuh resorbiert. Aufgrund der kurzen Halbwertszeit und der vergleichsweise schlechten Resorption ist die Strahlenbelastung von Tier und Mensch durch Ba-140, verglichen mit anderen Radionukliden, nur gering [43].

*Cs-137:* Cäsium wird gut vom GIT resorbiert, in der Muskulatur und anderen weichen Geweben abgelagert und schnell wieder aus dem Körper ausgeschieden [43, 51, 52]. Die biologische Halbwertszeit des Cäsiums beträgt für den Menschen 110 bis 140 Tage, für die Kuh 20 Tage und für die Ziege nur 2 bis 3 Tage [43, 52, 109, 112]. Das Cäsium verhält sich im Stoffwechsel ähnlich dem Kalium, allerdings wird es vom Kalium-Stoffwechsel nicht in dem gleichen Maße beherrscht, wie dies beim Strontium durch das Kalzium der Fall ist [43]. Das O.R. (Milch-Futter) für Cs/K beträgt bei der Kuh 1,6 und bei der Ziege 1,3, d.h. das Cäsium wird dem Kalium bei der Milchproduktion vorgezogen. Die Diskriminierung des Kaliums gegenüber dem Cäsium ist anscheinend nicht auf die Milchdrüse zurückzuführen; denn das O.R. (Blutplasma-Futter) gleicht dem O.R. (Milch-Futter) nahezu [52]. Der Zusatz von 10 g stabilem Cäsium zum Futter pro Tag hatte keinen Einfluß auf die Prozentwerte von Cs-137 in der Milch, dem Urin und den Fäzes [52].

Nunmehr sollen die Parameter der *Sekretion* der wichtigen Radionuklide mit der Milch dargelegt und diskutiert werden. Untersuchungen über die Sekretion von Radionukliden mit der Milch sind entweder mit einer Einzeldosis oder mit Dauerdosen durchgeführt worden. Die Einzeldosis ist repräsentativ für die Situation zu Beginn eines Reaktorunfalls, während die Dauerdosen einer Situation entsprechen, in der den Tieren über längere Zeit ausschließlich kontaminiertes Futter verabreicht werden muß.

*J-131:* Untersuchungen haben ergeben, daß von einer *Einzeldosis* die *Milchkühe* etwa 8% innerhalb von 7 Tagen mit der Milch sezernieren, wobei die Prozentwerte von 4 bis 20 % schwanken [53, 31, 54, 32, 55, 30, 29]. In der Schilddrüse finden sich maximal

10 %, etwa 3 bis 5 Tage nach der Verabreichung der Dosis [29, 56]. Innerhalb von 7 Tagen werden etwa 50 % (Bereich 30 bis 75 %) des J-131 mit dem Urin und etwa 20 % (Bereich 13 bis 30 %) mit den Fäzes ausgeschieden [53, 31, 55, 56]. Wenn über längere Zeit den *Milchkühen* täglich J-131 verabreicht wird (*Dauerdosen*), dann nimmt die Menge des J-131 in Milch, Urin und Fäzes sowie in der Schilddrüse schnell zu, erreicht jedoch nach etwa 5 bis 10 Tagen ein Plateau [31, 57]. Dieses Plateau ergibt sich allerdings nur, wenn die Ergebnisse im Hinblick auf die physikalische Halbwertszeit von J-131 korrigiert werden. Drückt man die mit *Dauerdosen* erhaltenen Ergebnisse in „Prozent der täglichen Dosis“ aus, dann entspricht der Gehalt von J-131 in der Milch, dem Urin und den Fäzes weitgehend der Summe des J-131, die in diesen Substanzen innerhalb der ersten 7 Tage nach der Aufnahme einer Einzeldosis gefunden wird [31, 30, 29].

Wenn *Milchziegen* eine *Einzeldosis* von J-131 erhalten, dann finden sich innerhalb von 7 Tagen etwa 40 % (Bereich 6 bis 54 %) in der Milch, weitere 35 % (Bereich 8 bis 52 %) im Urin und etwa 15 % (Bereich 2 bis 20 %) in den Fäzes [58, 59, 60]. Nach der Verabreichung von *Dauerdosen* an *Milchziegen* werden etwa 40 % der täglichen Dosis (Bereich 1 bis 80 %) jeden Tag in der Milch gefunden und je 20 % (Bereich 10 bis 30 %) im Urin und in den Fäzes [60]. Ergebnisse mit *Milchschafen* ähnelten weitgehend den Ergebnissen mit den *Milchziegen* [61].

Nach der oralen Verabreichung einer *Einzeldosis* findet sich J-131 bereits nach 30 Minuten in der Milch von Kühen und in 3 bis 4 Stunden wird die *Maximalkonzentration* erreicht [62]. Danach nimmt die J-131-Konzentration der Milch mit einer *Halbwertszeit* von anfangs einem Tag und später etwa zwei Tagen ab [28, 29, 30, 31, 32]. Nach einer *Dauerdosis* von J-131 wird die höchste Konzentration in der Milch von Kühen nach 2 bis 4 Tagen beobachtet, gefolgt von einer exponentiellen Abnahme mit einer Halbwertszeit von 8 Tagen [28, 31, 33]. Nachdem *Milchkühe* für 5 bis 7 Tage ein Futter erhalten haben, das kein J-131 enthält, lassen sich nur noch geringfügige Mengen von J-131 in der Milch nachweisen [50].

Von der täglichen Aufnahme an J-131 werden pro Liter *Kuhmilch* 0,5 bis 2,7 %, durchschnittlich etwa 1 % ausgeschieden [31, 60]. Diese Schwankungsbreite der Sekretion von J-131 mit der Milch ist wesentlich größer, als bei radioaktivem Strontium oder Cäsium beobachtet wird. Beeinflusst wird der Prozentwert des J-131 pro Liter Milch durch das *Laktationsstadium* des Tieres und durch die *Jahreszeit*. Die jahreszeitlichen Schwankungen [31, 29, 52, 139] sind beträchtlich und bisher noch unzureichend erforscht worden. Eine maximale Konzentrationsfähigkeit der Milchdrüse für J-131 ist von März bis Juli [31, 52] oder von Oktober bis März [29, 139] beobachtet worden. Von der täglichen Aufnahme an J-131 werden pro Liter *Ziegenmilch* 22 bis 150 %, durchschnittlich etwa 65 % ausgeschieden [52]. Über die jahreszeitlichen Schwankungen des Konzentrationsvermögens der Milchdrüse von Ziegen ist bisher wenig bekannt. Allgemein wird von der Ziege in der Milch Jod aus dem Blutplasma um den Faktor 10 konzentriert und dies ist ein wesentlich höheres Konzentrationsvermögen als bei der Kuh beobachtet wird [60, 63]. Sowohl bei der Kuh als auch bei der Ziege läßt sich der Konzentrationsmechanismus des Euters für Jod durch einige Chemikalien (NaJ, NaSCN, KClO<sub>4</sub>) inaktivieren [60, 29, 52, 139] und damit der J-131-Gehalt der Milch vermindern. Allerdings kann der Gehalt der Milch an J-131 durch diese Chemikalien höchstens um den Faktor 4 herabgesetzt werden während mit Ionenaustauschern eine Verminderung um den Faktor 10 möglich ist [52].

*Sr-89 und Sr-90*: Von einer *Einzeldosis* von Sr-89 oder Sr-90 scheiden *Kühe* mit den Fäzes 95 %, mit dem Urin 1,5 % und mit der Milch 0,9 % aus, während *Ziegen* davon

mit den Fäzes 93 %, mit dem Urin 2,4 % und mit der Milch nur 0,6 % ausscheiden [69, 70, 71, 72]. Nach der Aufnahme einer Einzeldosis steigt die Strontium-Konzentration in der Milch ständig an, bis nach etwa 30 Stunden die Maximalkonzentration erreicht ist, anschließend fällt, zumindest in den nächsten 5 Tagen, die Konzentration wieder ab, und zwar mit einer Halbwertszeit von etwa 30 bis 40 Stunden [30, 73]. Wird über eine längere Zeitspanne den *Milchkühen* täglich radioaktives Strontium verabreicht (*Dauerdosen*), dann wird, im Zustand des Gleichgewichts mit dem Futter, täglich der gleiche Prozentsatz der Tagesdosis ausgeschieden wie insgesamt innerhalb von 7 Tagen nach einer Einzeldosis [74, 75, 72]. Nach 6 Tagen erreichen die Strontiumwerte in der Milch ein Plateau da sich das Tier nun nahezu im Gleichgewicht mit dem Futter befindet [74]. Wenn später dieses Plateau abfällt, dann entspricht die Abnahme des Gehaltes an radioaktivem Strontium in der Milch weitgehend der Halbwertszeit des betreffenden Radionuklids [52].

Die Menge an radioaktivem Strontium, die von der *Kuh* in die Milch sezerniert wird, schwankt von 0,5 bis 2 % der täglichen Aufnahme. Diese Schwankung ist jedoch nur ein Ausdruck der Schwankungen in der Milchmenge; denn der Gehalt an radioaktivem Strontium pro Liter Milch beträgt ziemlich konstant 0,1 % der täglichen Aufnahme [30, 70, 74, 75]. Von den *Ziegen* wird 1,6 % der täglichen Aufnahme an radioaktivem Strontium pro Liter Milch ausgeschieden, d.h. etwa 10 mal mehr als von den *Kühen*. Letzteres ist darauf zurückzuführen, daß die Ziege einen viel größeren Anteil des Strontium- und Kalziumgehaltes des Futters in jeden Liter Milch inkorporiert, als dies bei der *Kuh* der Fall ist [52]. Das *Milchschaaf* unterscheidet sich im Strontium-Stoffwechsel anscheinend wesentlich von der *Milchziege*, denn vom Schaf werden etwa 4 % der täglichen Aufnahme an radioaktivem Strontium pro Liter Milch ausgeschieden [73].

*Ba-140*: Von einer *Einzeldosis* scheiden *Kühe* mit den Fäzes 98 %, mit dem Urin 1 % und mit der Milch 0,08 bis 0,6 % aus [69, 70, 71, 72]. Damit ähnelt die Sekretion des Bariums dem Strontium, allerdings wird mit der Milch etwas mehr Strontium als Barium ausgeschieden. Dennoch kann nach der Aufnahme von frischem Fallout der Gehalt der Milch an *Ba-140* höher sein als an Strontium, da in einem Gemisch von frischen Spaltprodukten im allgemeinen mehr *Ba-140* als *Sr-89* und erst recht *Sr-90* enthalten ist [69]. Nach einer Einzeldosis von radioaktivem Barium steigt die Milchkonzentration stetig an bis ein Maximum nach etwa 30 Stunden erreicht wird; zumindest in den nächsten 5 Tagen fällt die Konzentration wieder ab, und zwar mit einer Halbwertszeit von 53 Stunden, wenn der Zerfall korrigiert wird oder von 45 Stunden ohne Korrektur [71].

*Cs-137*: Die Inkorporierung von *Cs-137* in die Milch ist weniger gut untersucht worden, als die Inkorporierung von Jod und Strontium, obgleich die Milch als eine wesentliche Quelle von radioaktivem Cäsium in der Diät des Menschen angesehen werden kann [52]. Bekannt ist, daß etwa 10 % einer *Einzeldosis* von *Cs-137* innerhalb von 7 Tagen in der Milch von *Kühen* gefunden werden, während der Urin und die Fäzes etwa je 30 % enthalten [109, 110, 111]. Wenn *Cs-137* über eine lange Zeit verabreicht wird (*Dauerdosen*), dann scheiden die *Kühe* von der täglichen Dosis mit den Fäzes 55 %, dem Urin 30 % und der Milch 13 % aus; während *Ziegen* von der Tagesdosis mit den Fäzes 40 %, dem Urin 40 % und der Milch 7 % ausscheiden [60, 112, 52].

Von der täglichen Aufnahme an *Cs-137* werden pro Liter *Kuhmilch* 1,4 % und pro Liter *Ziegenmilch* 9,4 % sezerniert [60, 112]. Folglich wird sowohl von radioaktivem Jod und Strontium, als auch von Cäsium pro Liter Ziegenmilch ein höherer Prozentsatz der täglichen Aufnahme der Radionuklide gefunden, als pro Liter *Kuhmilch*. Die praktische Bedeutung dieser Tatsache wird jedoch dadurch eingeschränkt, daß die Radionuklide von

den Ziegen — in Abhängigkeit von der Futtermenge — in einer geringeren Menge aufgenommen werden als von den Kühen [52].

Aus dem Vergleich der Prozentwerte der täglichen Aufnahme pro Liter Milch für Strontium (Kuh = 0,1 %, Ziege = 1,6 %) und Cäsium (Kuh = 1,4 %, Ziege = 9,4 %) geht auch hervor, daß von dem radioaktiven Cäsium etwa die *10-fache Menge* der täglichen Aufnahme mit der Milch ausgeschieden wird. Dies ist sicherlich auf die bessere Resorption des Cäsiums im GIT zurückzuführen [52]. Strontium wird jedoch wesentlich *längere Zeit* mit der Milch sezerniert als Cäsium, denn die biologische Halbwertszeit des Strontiums ist bedeutend höher als die des Cäsiums [109, 112].

Schließlich sei noch darauf hingewiesen, daß die Sekretion der Radionuklide mit der Milch weitgehend unabhängig davon ist, ob das Radionuklid allein oder in *Mischung* mit anderen dem Tier verabreicht wird, zumindest konnte dies bisher bereits für radioaktives Jod, Strontium und Barium beobachtet werden [30, 69, 52].

### II.3 — Konzentrationsbereiche der Radioaktivität in der Milch

In diesem Abschnitt wird diskutiert, welche Konzentration an Radioaktivität in Milch und Milchprodukten, aufgrund des Gehaltes an Radionukliden, bisher beobachtet worden ist, und zwar sollen die *Durchschnittswerte*, die *Minimal-* und *Maximalwerte* sowie die *Extremwerte* (bei Reaktorunfällen), soweit sie in der Literatur gefunden wurden, aufgeführt werden. Die bisher vorgeschlagenen *Grenzkonzentrationen* (action level), bei denen Gegenmaßnahmen zu ergreifen sind, werden ebenfalls erwähnt.

*J-131:* Die J-131-Konzentration in der Milch zeigt beträchtliche *Schwankungen*. Kurze Zeit nach der Freisetzung von Radionukliden durch Bombenexplosionen oder Reaktorunfälle ist die J-131-Konzentration der Milch im allgemeinen hoch, und zwar besonders in der näheren Umgebung des Geschehens; infolge der relativ kurzen Halbwertszeit von J-131 fällt jedoch die Konzentration ziemlich schnell wieder ab [50, 52, 123]. Dabei kann das Wetter (Regen, Wind) die Zu- oder Abnahme mitbestimmen [3, 50]. Mit einem schnellen Abfall der J-131-Konzentration in der Milch ist auch dann zu rechnen, wenn die Kühe von der Weide in den Stall gebracht werden, vorausgesetzt, daß im Stall verabreichte Futter weist einen geringeren Kontaminationsgrad auf [123]. Zum Beispiel lag der J-131-Gehalt der Milch von Stallkühen, die mit sehr gering kontaminierten Futter und Wasser versorgt wurden, bei oder unter 20 pCi/Liter, während bei Weidekühen zur gleichen Zeit 270 pCi/Liter Milch festgestellt worden sind [27]. Es finden sich jedoch auch beträchtliche individuelle Schwankungen unter den Kühen einer Herde. Bei dem Reaktorunfall in Windscale, England, wurden z.B. bei den Kühen einer Herde als Minimum 28 000 pCi/Liter und als Maximum 113 000 pCi/Liter Milch gemessen, während der Durchschnitt dieser Herde bei 67 000 pCi/Liter lag; in einer anderen Herde hat das Minimum 27 000 pCi/Liter, das Maximum 99 000 pCi/Liter und der Durchschnitt 60 000 pCi/Liter Milch betragen [3]. Diese individuellen Schwankungen erschweren es, eine allgemeine Beziehung zwischen der Gamma-Aktivität des Bodens und der Konzentration von J-131 in der Milch aufzustellen. Während des Reaktorunfalls in Windscale wurde bei einer Milch-Aktivität von durchschnittlich 100 000 pCi/Liter einer Herde eine Bodenaktivität von 0,035 milliroentgen pro Stunde gemessen; bei einer Bodenaktivität (1 m über dem Boden) von 0,05 milliroentgen/Stunde (normal 0,007 mr/Std.) war die J-131-Konzentration der Milch höher als 100 000 pCi/Liter. Aufgrund der unterschiedlichen Halbwertszeit von J-131 in der Milch und auf der Erde verändern sich diese Korrelationen jedoch mit der Zeit [3].

Da die Schwankungen der J-131-Konzentration in der Milch so erheblich sind, läßt sich auch nur schwerlich ein *Durchschnittswert* angeben. Allerdings kann man davon ausgehen, daß bei dem in der Vergangenheit allgemein beobachteten, weltweiten Fallout eine J-131-Konzentration von etwa 60 pCi/Liter Milch weder als hoch noch als niedrig anzusehen ist. Der *Minimalwert* richtet sich nach der Empfindlichkeitsgrenze der Nachweismethode, die bei etwa 10 pCi/Liter Milch liegt; eine J-131-Konzentration von weniger als 10 pCi/Liter Milch kann als sehr niedrig bezeichnet werden. J-131-Werte über 100 pCi/Liter Milch sind bereits überdurchschnittlich hoch. Verursacht durch den weltweiten Fallout sind jedoch bereits mehrfach Konzentrationen von 100 bis 600 pCi/Liter in Europa beobachtet worden. In den U.S.A. wurden 1957 nahe dem Gebiet der Atombombenteste 1000 pCi von J-131 pro Liter Milch gefunden [68]. Somit kann man wohl 1000 pCi/Liter Milch für J-131 als einen *Maximalwert* ansehen. Bei Reaktorunfällen muß jedoch noch mit wesentlich höheren Konzentrationen gerechnet werden. Die bisher bekannt gewordenen, höchsten J-131-Werte sind bei dem Reaktorunfall von Windscale, England, beobachtet worden. Als *Extremwert* von J-131 wurden 1 400 000 pCi/Liter Milch gemessen, und zwar 3 Tage nach dem Unfall und 16 km vom Reaktor entfernt [3]. Anlässlich des Reaktorunfalls von Windscale wurde Milch freigegeben, die a) eine J-131-Aktivität von weniger als 100 000 pCi/Liter aufwies und b) eine Abnahme der Aktivität in den folgenden Proben mit einer Halbwertszeit von weniger als 8 Tagen zeigte.

Diese *Grenzkonzentration* für J-131 von 100 000 pCi/Liter Milch wurde aus der tolerierbaren Strahlenbelastung der Schilddrüse von Kindern berechnet [3]. Dabei gilt jedoch die Grenzkonzentration von 100 000 pCi/Liter nur für eine *kurzfristige* Aufnahme von J-131 mit der Milch. Das Medical Research Council von Großbritannien hat, im Hinblick auf eine *langfristige* Aufnahme von J-131 mit der Milch, die folgende Erklärung abgegeben: Die akzeptable Strahlendosis für Kinder unter einem Jahr (empfindlichste Gruppe der Bevölkerung) wird überschritten, wenn die Durchschnittskonzentration von J-131 in der Milch während eines Jahres über 130 pCi/Liter liegt oder wenn höhere Konzentrationen während eines entsprechend kürzeren Zeitraums erreicht werden [42].

*Sr-89 und Sr-90:* Im allgemeinen liegen die Werte für Sr-89 in der Milch um den Faktor 5 bis 10 höher als die Sr-90-Werte. Es kann sich jedoch auch ein wesentlich anderes Verhältnis von Sr-89 zu Sr-90 ergeben, denn im frischen Fallout (und dann auch in der Milch) findet sich bedeutend mehr Sr-89 als Sr-90, während, aufgrund der Unterschiede in der Halbwertszeit, im alten Fallout (und dann auch in der Milch) Sr-90 vorherrschend sein kann. Auf diese Unterschiede ist es auch zurückzuführen, daß die Werte für Sr-89 in der Milch beträchtlichen Schwankungen unterliegen, während die Sr-90-Konzentrationen über längere Zeit weitgehend konstant bleiben. Im Schrifttum werden die Strontium-Werte entweder in pCi/Liter Milch oder in pCi/g Kalzium angegeben. Da die Milch etwa 1,1 Gramm Kalzium pro Liter enthält, besteht die Beziehung:  $\text{pCi/g Ca} \times 1,1 = \text{pCi/Liter Milch}$ . Zum besseren Vergleich werden nachfolgend alle Strontium-Werte in pCi/Liter Milch ausgedrückt.

Als *Durchschnittswerte* können für Sr-89 etwa 50 pCi/Liter und für Sr-90 etwa 10 pCi/Liter Milch gelten. Die *Minimalwerte* sind wiederum abhängig von der Empfindlichkeit der Nachweismethode, wobei der Strontiumgehalt der Milch mitunter niedriger als diese Grenze liegt; als sehr gering sind jedoch für Sr-89 etwa 5 pCi/Liter und für Sr-90 etwa 0,5 pCi/Liter Milch anzusehen. Nach größeren Bombentestserien sind als *Maximalwerte* für Sr-89 etwa 500 pCi/Liter und für Sr-90 etwa 75 pCi/Liter Milch beobachtet worden. Über *Extremwerte*, die nach Reaktorunfällen auftreten können, wurden im Schrifttum keine Angaben gefunden. Auch über die *Grenzkonzentrationen* liegen bisher

nur wenige Hinweise vor: Es sind für *Sr-89* etwa 2750 pCi/Liter und für *Sr-90* etwa 275 pCi/Liter Milch vorgeschlagen worden [3]. Nach der von der I.C.R.P. definierten „Permissible Dose for Internal Radiation“ kann als maximal zulässig für *Sr-90* etwa 66 pCi/Tag errechnet werden [35], das entspricht, bei einem Konsum von 0,7 Liter Milch pro Kind und Tag, einer Grenzkonzentration von etwa 94 pCi *Sr-90* pro Liter Milch.

*Cs-137*: Der *Cs-137*-Gehalt der Milch in den U.S.A. lag im allgemeinen 2 bis 10 mal höher als der Gehalt an *Sr-90* [52]. Es konnte auch eine gewisse Beziehung zwischen dem Gehalt an *Cs-137* und *Sr-90* festgestellt werden; denn wenn viel *Cs-137* in der Milch enthalten war, ließ sich oft auch reichlich *Sr-90* nachweisen, allerdings gab es auch häufig Abweichungen von dieser allgemeinen Regel [52, 122]. Als ein *Durchschnittswert* für *Cs-137* in der Milch kann 50 pCi/Liter angesehen werden. Der *Minimalwert* richtet sich auch beim *Cs-137* nach der Empfindlichkeit der Nachweismethode, die bei etwa 5 pCi/Liter liegt, wobei dieser Wert sicherlich sehr gering ist. Als Folge größerer Bombentestserien ist in der Milch als *Maximalwert* bisher etwa 150 pCi/Liter beobachtet worden. Angaben über *Extremwerte*, die bei Reaktorunfällen auftreten können, wurden im Schrifttum nicht gefunden. Im Hinblick auf die *Grenzkonzentrationen* findet sich der Hinweis, daß nach der von dem I.C.R.P. definierten „Permissible Dose for Internal Radiation“ als maximal zulässig für *Cs-137* etwa 4400 pCi/Tag errechnet werden können [35].

*Ba 140*: Der Gehalt an *Ba-140* in der Milch unterliegt, infolge der relativ kurzen Halbwertszeit dieses Radionuklides, großen Schwankungen. Kurze Zeit nach Bombentesten (oder Reaktorunfällen) kann die Konzentration des *Ba-140* in der Milch schnell und hoch ansteigen, denn der Gehalt von *Ba-140* im frischen Fallout ist im allgemeinen sehr hoch. Die Konzentration des *Ba-140* in der Milch fällt jedoch bald wieder unter die Empfindlichkeitsgrenze der Nachweismethode ab, die bei etwa 10 pCi/Liter Milch liegt. Die Angaben im Schrifttum über die bisher beobachteten Konzentrationen von *Ba-140* in der Milch sind nicht umfangreich. Nach einer großen Bombentestserie wurden z.B. 1957 in den U.S.A. bis zu 500 pCi/Liter Milch ermittelt und dieser Wert kann wohl als ein *Maximalwert* angesehen werden [68].

Zum Abschluß des Abschnittes über die Konzentrationsbereiche der Radioaktivität in Milch und Milchprodukten werden in *Tabelle 3* noch einmal die bisher beobachteten Konzentrationen der wichtigen Radionuklide in der Milch zusammen gefaßt dargestellt, und zwar soweit sie den weltweiten Fallout betreffen (*Durchschnitts-, Minimal- und Maximalwerte*) oder auf Reaktorunfälle (*Extremwerte*) zurückzuführen waren. Die *Grenzkonzentrationen*

Tabelle 3  
BISHER BEOBACHTETE KONZENTRATIONEN SOWIE VORGESCHLAGENE  
GRENZKONZENTRATIONEN (ACTION LEVEL) DER WICHTIGEN  
RADIONUKLIDE IN DER MILCH.  
TABELLENWERTE IN pCi/LITER MILCH

	J-131	Sr-90	Sr-89	Cs-137	Ba-140
Durchschnittswerte	60	10	50	50	—
Minimalwerte	10	0,5	5	5	—
Maximalwerte	1 000	75	500	150	500
Extremwerte	1 400 000	—	—	—	—
kurzfristig	100 000	275	2 750	—	—
Grenzkonzentrationen					
langfristig	130	66	—	4 400	—

Literaturstellen: 1, 3, 27, 39, 40, 42, 44, 52, 68.

zentrationen (action level), bei denen Gegenmaßnahmen ergriffen werden müssen, sind ebenfalls aufgeführt, und zwar getrennt nach *kurzfristiger* Belastung (Aufnahme dieser Konzentrationen mit der Milch über kurze Zeit) und *langfristige* Belastung (tägliche Aufnahme dieser Konzentrationen mit der Milch). Die Grenzkonzentrationen gelten nur unter der Voraussetzung, daß die Gesamtbelastung nur durch ein Radionuklid und ein Nahrungsmittel bedingt ist. Sind mehrere Radionuklide zugleich in der Milch (oder den anderen Nahrungsmitteln) enthalten, dann sind die zulässigen Anteile nach der Mischungsregel zu berechnen.

## II.4 — Schlußfolgerung

In den Schlußfolgerungen dieses zweiten Teiles der Untersuchung über die radioaktive Kontamination der von Tieren stammenden Lebensmittel soll darauf hingewiesen werden, welche *Parameter* für die Inkorporierung der Radionuklide vom Futter in die Milch sowie für die Überführung der Radionuklide von der Milch in die Milchprodukte besondere Beachtung verdienen. Gleichzeitig wird herausgestellt, über welche Parameter in der Literatur noch unzureichende Informationen vorliegen und daher *weitere Forschung* notwendig erscheint.

Im Hinblick auf unsere Aufgabenstellung hat die *quantitative Definition* der Parameter für die Aufnahme, Resorption und Sekretion der Radionuklide große Bedeutung; dagegen liegt eine Aufklärung der den Parametern zugrundeliegenden Stoffwechselmechanismen wahrscheinlich nicht im Zentrum unserer Fragestellung, das gleiche gilt für die Dekontamination. Von erheblichem Interesse ist jedoch die *Variabilität* der wichtigen Parameter, aufgrund der in den verschiedenen Ländern der Europäischen Gemeinschaft gegebenen ökologischen Bedingungen. Für jeden Parameter sollte der Durchschnittswert, aber auch der Minimal- und Maximalwert bekannt sein, um sie unter den jeweils herrschenden Bedingungen berücksichtigen zu können. Sicherlich wird die Variabilität der Parameter auch wesentlich von der *Tierart* mitbestimmt. Wenigstens sollte zwischen die Kuh und den kleinen Wiederkäuern (Ziege und Schaf) unterschieden werden. Inwieweit Ziege und Schaf sowie die verschiedenen Rassen innerhalb der Tierarten ebenfalls eine getrennte Bearbeitung erfordern, läßt sich noch nicht entscheiden.

Grundlegende Parameter für die *Aufnahme* der Radionuklide mit dem Futter sind die *täglich begraste Weidefläche* und die dabei von den Milchtieren *aufgenommene Futtermenge*. Als Weidefläche werden in der Literatur (vgl. Seite 13, 100 bis 240 m<sup>2</sup> pro Kuh und Tag angegeben, als Futtermenge wird 9 bis 15 kg Trockensubstanz pro Kuh und Tag angenommen. Da diese Angaben recht unsicher erscheinen und für die kleinen Wiederkäuer bisher überhaupt keine Werte gefunden werden konnten, sollten diese Parameter der Aufnahme weiter experimentell, z.B. in vier repräsentativen Regionen der Europäischen Gemeinschaft, untersucht werden. Dabei könnte, dem Vorschlag des Experten-Berichtes folgend, Zr-95 als Tracer Verwendung finden [139]. Für die Kalkulation des Kontaminationsgrades der Milch, nach Aufnahme einer bestimmten Futtermenge durch das Tier, ist neben dem frischen Futter (Gras, Klee, Rübenblätter etc.) jedoch auch das *konservierte Futter* von Interesse, da in den Wintermonaten oder als Beifutter den Milchtieren Heu, Stroh, Silage, etc. verabreicht wird. Durch experimentelle Untersuchungen sollte geklärt werden, wieviel von der im frischen Futter (Gras, Klee, Rübenblätter etc.) enthaltenen Radioaktivität sich noch im Heu, Stroh, Silage etc., nach der allgemein üblichen Zubereitung und Lagerung, findet.



Von den Parametern der *Resorption* erscheinen für unsere Fragestellung diejenigen bedeutungsvoll, die mit der Beeinflussung der Resorption der Radionuklide durch die Zusammensetzung des Futters in Zusammenhang stehen. Dabei interessiert vor allem die *natürliche Zusammensetzung des Futters* und weniger der Zusatz von Chemikalien (z.B. Natriumjodid oder Mineralkalk) mit dem Ziel der Dekontamination; denn es ist anzunehmen, daß ein Zusatz von Chemikalien zum Futter kaum in allen Ländern der Europäischen Gemeinschaft bald und allgemein Anwendung finden würde. Im Hinblick auf radioaktives Jod und Cäsium ist eine Beeinflussung der Resorption durch die natürliche Zusammensetzung des Futters wohl nicht zu erwarten, dagegen könnte der *Kalziumgehalt der Pflanzen* die Resorption des radioaktiven Strontiums und Bariums signifikant beeinflussen. Eine Verminderung der Strontiumresorption durch einen unterschiedlichen Kalziumzusatz zum Futter ist bereits nachgewiesen worden (vgl. Seite 15). Durch Literaturstudien und experimentelle Nachprüfung wäre jedoch zu untersuchen, inwieweit das Futter der Milchtiere in den verschiedenen Ländern der Europäischen Gemeinschaft, infolge eines unterschiedlichen, natürlichen Kalziumgehaltes, die Resorption des radioaktiven Strontiums und Bariums beeinflussen kann. Von Interesse sind auch weitere Informationen über den Einfluß verschiedener *Strontiumverbindungen* auf die Resorption des Strontiums. Nach dem Vorschlag des Experten-Berichtes [139] sollte weiter experimentell untersucht werden, ob die Resorption des Strontiums unterschiedlich verläuft, wenn es in den Pflanzen in löslicher Form oder in einer unlöslichen Verbindung (z.B. als Sulfat oder Oxalat) enthalten ist. Auch bei dieser Frage erscheint für uns der natürliche Strontiumgehalt der Pflanzen wichtiger als der Zusatz von mineralischen Verbindungen (z.B. Sulfaten oder Oxalaten) zur Dekontamination des Futters.

Welcher Prozentsatz von den mit dem Futter aufgenommenen Radionukliden mit der Milch sezerniert wird, definieren die Parameter der *Sekretion*. Über die für unsere Aufgabe wichtigen Parameter der Sekretion der Radionuklide mit der Milch liegen bereits zahlreiche Angaben im anglo-amerikanischen Schrifttum vor. Da die Parameter der Sekretion — im Unterschied zu den Parametern der Aufnahme — weniger von den ökologischen Bedingungen, sondern mehr von der allgemeinen Physiologie der Milchtiere abhängig sind, können die anglo-amerikanischen Ergebnisse weitgehend ohne Vorbehalt übernommen werden.

Bei der Sekretion der aufgenommenen und resorbierten Radionuklide mit der Milch ist grundsätzlich zwischen einer Einzeldosis und den Dauerdosen zu unterscheiden. Die *Einzeldosis* entspricht der Situation zu Beginn eines Reaktorunfalls oder dem erneuten Auftreten von Radionukliden mit kurzer Halbwertszeit nach längerem Aussetzen der Bombenteste. Die *Dauerdosen* repräsentieren eine Situation, in der sich das Tier im Gleichgewicht mit der Kontamination des Futters befindet und das ist nach der Aufnahme eines gleichmäßig kontaminierten Futters über etwa 7 Tage oder länger der Fall. Dauerdosen gewisser Radionuklide sind in der unmittelbaren Umgebung von Reaktoranlagen zu erwarten und allgemein könnte mit ihnen — vorausgesetzt der Fallout tritt kontinuierlich in der bisherigen Größenordnung auf — in etwa 30 bis 40 Jahren zu rechnen sein, da sich dann der Boden z.B. im Strontiumgleichgewicht befinden wird. Die physiologische Reaktion der Milchtiere auf eine Einzeldosis und auf Dauerdosen ähnelt sich insoweit, als innerhalb von sieben Tagen nach der Aufnahme einer Einzeldosis etwa der gleiche Prozentsatz dieser Dosis mit der Milch ausgeschieden wird, wie sich von einer täglichen Dauerdosis jeden Tag in der Milch findet. Für die Ausscheidung einer Einzeldosis innerhalb von 7 Tagen mit der Milch und für die tägliche Ausscheidung einer Dauerdosis mit der Milch sind die folgenden *durchschnittlichen Prozentwerte* (vgl. Seite 16-19) ermittelt worden:

<i>Radionuklid</i>	<i>Kuh</i>	<i>Ziege und Schaf</i>
J-131	8	40
Sr-89, Sr-90	0,9	0,6
Cs-137	13	7
Ba-140	0,08-0,6	—

Die Sekretion nach der Aufnahme einer *Einzel-dosis* ist schwieriger vorzuberechnen als nach der Aufnahme von *Dauer-dosen*, da die Prozentwerte der Ausscheidung der Einzeldosis mit der Milch zuerst stark ansteigen und dann mehr oder weniger schnell wieder abfallen. Von der Einzeldosis sollte bekannt sein, in welcher Zeit nach der Aufnahme durch das Tier die Radionuklide *zuerst* in der Milch auftreten (z.B. bei J-131 nach 30 Minuten), wann die *maximale* Konzentration zu erwarten ist (z.B. bei J-131 nach 3-4 Stunden, bei Sr-89, Sr-90 und Ba-140 nach etwa 30 Stunden) und schließlich *wie lange* mit einer Sekretion in signifikanter Menge gerechnet werden muß. Letzteres ist abhängig von der *Halbwertszeit* der Ausscheidung des Radionuklides mit der Milch, die für J-131 anfangs einen und später zwei Tage, für Sr-89 und Sr-90 etwa 30 bis 40 Stunden und für Ba-140 etwa 45 Stunden beträgt. Die Sekretion von Cs-137 mit der Milch ist bisher weniger gut untersucht worden und weitere Forschung erscheint notwendig.

Jedoch auch die Sekretion der *Dauer-dosen* mit der Milch unterliegt gewissen Schwankungen. Dabei ist zuerst an die Variation mit dem *Laktationsstadium* der Milchtiere zu denken, die jedoch für uns nicht wesentlich ist, da wir an dem Durchschnittswert einer Herde (in der sich immer Tiere in unterschiedlichem Laktationsstadium befinden werden) interessiert sind. Die Variation in Abhängigkeit vom Laktationsstadium wird weitgehend ausgeschaltet, wenn man die Sekretion einer *Dauer-dosis* in *Prozent der täglichen Aufnahme pro Liter Milch* ausdrückt (vgl. Seite 16-19):

<i>Radionuklid</i>	<i>Kuh</i>	<i>Ziege und Schaf</i>
J-131	1	65
Sr-89, Sr-90	0,1	1,6 (Schaf 4,0)
Cs-137	1,4	9,4

Folglich sezernieren die kleinen Wiederkäuer (Ziege und Schaf) pro Liter Milch einen wesentlich höheren Prozentsatz der täglichen Aufnahme der wichtigen Radionuklide als die Kühe. Die praktische Bedeutung dieses Verhaltens kann jedoch erst beurteilt werden, nachdem ermittelt worden ist, welche Futtermenge von den kleinen Wiederkäuern im Vergleich zu den Kühen täglich aufgenommen wird.

Die Prozentwerte der täglichen Aufnahme einer *Dauer-dosis* pro Liter Milch sind recht konstant für radioaktives Strontium und Cäsium, dagegen finden sich beträchtliche Schwankungen beim radioaktiven Jod (vgl. Seite 17). Letzteres kann vor allem mit den *jahreszeitlichen Schwankungen* der Sekretion von J-131 in Zusammenhang stehen, die bisher unzureichend erforscht worden sind, insbesondere im Hinblick auf die kleinen Wiederkäuer. Obwohl sich diese Schwankungen mit der Jahreszeit im Durchschnitt eines Jahres ausgleichen, könnten sie für unsere Fragestellung von Bedeutung sein, da sie unter bestimmten Voraussetzungen (z.B. Reaktorunfall in einer bestimmten Jahreszeit) zu berücksichtigen sind.

### III — FLEISCH

#### III.1 — Wichtige Radionuklide

Die wichtigen Radionuklide (J-131, Sr-90, Cs-137, Sr-89, Ba-140, Te-132) für die von Tieren stammenden Lebensmittel werden selektiv in der *Schilddrüse* (J-131), den *Knochen* (Sr-90, Sr-89, Ba-140) und im *Fleisch* (Cs-137) der Nutztiere gespeichert. Da die Schilddrüse keinesfalls und die Knochen nur in sehr beschränktem Maße der menschlichen Ernährung dienen, ist für die vom Menschen verzehrten Teile (Muskulatur, Organe, Bindegewebe) der Nutztiere als das mit weitem Abstand wichtigste Radionuklid *Cs-137* anzusehen [52]. Allerdings findet sich auch in der Muskulatur und den Organen ein gewisser Prozentsatz des aufgenommenen, radioaktiven Jods und Strontiums [61, 64, 40], dieser Prozentsatz ist jedoch im Vergleich zum Jod- bzw. Strontiumgehalt der Schilddrüse bzw. der Knochen und andererseits im Vergleich zum Cs-137-Gehalt der Muskulatur und Organe sehr gering. Für die *Fleischprodukte* wird ebenfalls *Cs-137* das weitaus wichtigste Radionuklid sein, da in den Fleischprodukten radioaktives Strontium wiederum nur in sehr geringer Menge und J-131 (infolge der kurzen Halbwertszeit) praktisch nicht mehr zu erwarten ist. Soweit man jedoch *Fleisch- und Knochenmehl*, das aus Fleischabfällen und vor allem Knochen hergestellt wird und in der Tierernährung als Ergänzungs- bzw. Kraftfutter eine bedeutende Rolle spielt, zu den "Fleischprodukten" zählt, verdient dessen Gehalt an *Sr-90* sicherlich Beachtung. Dagegen werden J-131, Ba-140 und Sr-89, aufgrund ihrer relativ kurzen Halbwertszeit, im Fleisch- und Knochenmehl wahrscheinlich nicht in erheblicher Menge enthalten sein. Als wichtige Radionuklide sind demnach anzusehen für

*Fleisch*: Cäsium-137 (ferner Strontium-90, Strontium-89, Jod-131);

*Fleischprodukte*: Cäsium-137 (für Fleisch- und Knochenmehl: Strontium-90).

#### III.2 — Inkorporierung der wichtigen Radionuklide in den Tierkörper

Es wird die Auffassung vertreten, daß selbst das Fleisch von Tieren, die kurz vorher sehr starkem Fallout ausgesetzt waren, im *Notfall* gegessen werden kann [117, 40, 45]; nur die Haut, der Gastrointestinal-Traktus und der Respirations-Traktus sollen unschädlich beseitigt werden [40]. Als Faustregel wird empfohlen, daß solange ein strahlengeschädigtes Tier zur Schlachtung geführt oder getrieben werden kann, sein Fleisch im Notfall als gefahrlos für die menschliche Ernährung anzusehen ist [45]. Für unsere Fragestellung interessiert jedoch weniger die Verwertung der Tiere im Katastrophenfall, sondern mehr die Verteilung, Speicherung und Ausscheidung der Radio-

nuklide nach kurzer oder lang dauernder Aufnahme und der dabei erreichte Kontaminationsgrad des Fleisches und der Fleischprodukte, der zu einer bestimmten radioaktiven Belastung des Menschen führen kann. In diesem Abschnitt soll die Inkorporierung der wichtigen Radionuklide in den Tierkörper näher beschrieben und diskutiert werden.

*J-131*: Die Resorption von *J-131* kann durch den *Respirations-Traktus* oder den *Gastrointestinal-Traktus* erfolgen. Dabei ist die Resorptionsgeschwindigkeit aus Aerosolen erstaunlich; denn bereits 10 Minuten nach der Aufnahme von *J-131* mit der Luft läßt sich eine meßbare Radioaktivität über der Schilddrüse nachweisen, die früher erscheint als nach oraler Applikation [41]. Trotzdem hat die Aufnahme von *J-131* durch den Gastrointestinal-Traktus, d.h. mit dem Futter, im allgemeinen die größere Bedeutung. Die Verteilung des resorbierten *J-131* im Tierkörper läßt sich der folgenden Tabelle entnehmen.

Tabelle 1

VERTEILUNG DES *J-131* IN VERSCHIEDENEN ORGANEN UND GEWEBEN  
VON KUH, SCHAF UND HENNE, NACH EINER EINZELDOSIS ODER NACH DAUERDOSEN

	<i>Einzel-dosis</i> % der Dosis/kg	<i>Dauer-dosen</i> % der täglichen Dosis/kg	
	<i>Kuh</i>	<i>Schaf</i>	<i>Henne</i>
Schilddrüse	450.	30,000	—
Muskulatur	.02	—	0,4
Herz	—	2	—
Leber	.03	8	1,0
Niere	.05	6	1,9
Lunge	.05	4	—
Blut	.07	3	—

Literaturstellen: 64, 61, 65, 52

In der Tabelle 1 ist von Organen und Geweben der *J-131*-Gehalt aufgeführt, und zwar von einer Kuh die eine *Einzel-dosis* von *J-131* erhalten hat und sieben Tage später geschlachtet worden ist [64], von einem Milchschaaf dem *Dauer-dosen* von 5 000 000 pCi täglich verabreicht worden sind [61] sowie von Hennen, die ebenfalls *Dauer-dosen* von *J-131* erhalten haben [65]. Sowohl bei der Kuh als auch bei dem Schaf und wahrscheinlich auch bei den Hennen ergibt sich ein erstaunlicher Unterschied zwischen dem *J-131*-Gehalt der *Schilddrüse* und dem der anderen Gewebe und Organe: Während die *Schilddrüse* *J-131* sehr stark speichert finden sich in der Muskulatur und den Organen nach einer *Einzel-dosis* nur Spuren und nach *Dauer-dosen* nur *relativ* geringe Mengen von *J-131*. Absolut kann nach *Dauer-dosen* das Gewebe außerhalb der *Schilddrüse* eine ziemlich erhebliche Menge von *J-131* enthalten; bei dem Milchschaaf waren es z.B. 400 000 pCi/kg Leber (vgl. Tabelle 1). Es sei auch darauf hingewiesen, daß das *Alter* der Tiere und wohl auch die *Jahreszeit* die Aufnahme und Speicherung von *J-131* in der *Schilddrüse* beeinflusst [26]. Da sich der Jod-Stoffwechsel bei den Wiederkäuern weitgehend ähnelt, sind die Unterschiede zwischen Kuh und Schaf in der Tabelle 1 wahrscheinlich nicht durch die Tierart bedingt, sondern repräsentieren den unterschiedlichen *J-131*-Gehalt der Organe und Gewebe nach einer *Einzel-dosis* bzw. nach *Dauer-dosen* [52]. Anscheinend ist der *J-131*-Gehalt der Muskulatur im allgemeinen etwas geringer als in den Organen. Bei den Hennen war nach *Dauer-dosen* der *J-131*-Gehalt sowohl in der Muskulatur als auch in den Organen wahrscheinlich etwas geringer als beim Schaf. Eine überdurchschnittliche *J-131*-Speicherung kann bei den Hennen jedoch nicht nur in der *Schilddrüse*, sondern

auch in gewissem Maße in den Eierstöcken und den reifenden Follikeln der Eierstöcke erfolgen [65, 52].

*Sr-89 und Sr-90:* Im Stoffwechsel verhalten sich Sr-89 und Sr-90 identisch, d.h. sie haben die gleiche *biologische* Halbwertszeit. Da die beiden Radionuklide jedoch eine sehr unterschiedliche *physikalische* Halbwertszeit aufweisen, ergibt sich ein großer Unterschied in der Verweildauer im Organismus, d.h. in der *effektiven* Halbwertszeit. Für den Menschen werden die in Tabelle 2 aufgeführten Werte angegeben [133]. Obwohl Sr-89 oft in wesentlich größerer Menge in den Organismus aufgenommen wird, z.B. bei frischem Fallout, ist die potentielle Gefährdung, aufgrund der sehr langen effektiven Halbwertszeit, durch Sr-90 wesentlich ernster zu nehmen. Von dem resorbierten, radioaktiven Strontium wird der weitaus größte Teil in den *Knochen* gespeichert und nur ein sehr kleiner Anteil wandert in die Muskulatur [40].

Tabelle 2  
HALBWERTSZEIT VON Sr-89 UND Sr-90 IN TAGEN

	<i>physikalische</i>	<i>biologische</i>	<i>effektive</i>	<i>Halbwertszeit</i>
<i>Gesamter Körper :</i>				
Sr-89	50,5	13 000	50,3	Tage
Sr-90	10 000	13 000	5 700	Tage
<i>Knochen :</i>				
Sr-89	50,5	18 000	50,4	Tage
Sr-90	10 000	18 000	6 400	Tage

Literaturstelle: 133

Strontium und Kalzium verhalten sich im Stoffwechsel sehr ähnlich, Kalzium wird jedoch in praktisch allen Stoffwechselstufen dem Strontium etwas vorgezogen. Die Größenordnung dieser *Diskriminierung* (vgl. II. Milch, Seiten 14-15) des Strontiums gegenüber dem Kalzium mag in jedem der aufeinander folgenden Stoffwechselprozesse klein sein, in der Summe resultiert jedoch ein beträchtlicher *Diskriminierungs-Effekt*. Die *Observed Ratio* (vgl. II. Milch, Seite 15) beträgt sowohl in der Muskulatur als auch in den Knochen, bezogen auf das Futter, etwa 0,2 [70, 72, 103, 107]. Die Menge des aufgenommenen Strontiums und das Verhältnis von Strontium zu Kalzium im Tierkörper unterscheidet sich jedoch etwas bei den verschiedenen *Tierarten*: Wachsende Schweine nahmen aus dem Futter 48 % des darin enthaltenen Kalziums und 8,6 % des Sr-90 auf, während die entsprechenden Prozentwerte für Schafe bei 30 % und 6,3 % lagen [103]. Eine andere Untersuchung hat gelehrt, daß das *Alter* von großem Einfluß auf die Aufnahme von Sr-90 aus dem Futter ist; denn Kälber im Alter von 2 Monaten nahmen 70 % des im Futter enthaltenen Strontiums auf, während es bei 10 Monate alten Kälbern nur 4 % waren [78]. Die Ablagerung des resorbierten Strontiums in den Knochen erfolgt teilweise im Zusammenhang mit dem ständigen Austausch von Kalziumionen an der Oberfläche der Mineralkristalle und teilweise durch das Knochenwachstum. Daher ist die Konzentration des Strontiums, im Verhältnis zum Kalzium, im Knochengewebe nur dann gleichmäßig, wenn das Sr/Ca-Verhältnis des Futters während der gesamten Wachstumsphase des Skelettes ziemlich konstant bleibt. Die Ablagerung des kürzlich aufgenommenen Strontiums erfolgt überwiegend an den Stellen des Knochenwachstums oder der Erneuerung des Knochengewebes [43].

**Ba-140:** Ähnlich dem Kalzium und Strontium wird auch das Barium vor allem im Skelett abgelagert. Die biologische Halbwertszeit des Ba-140 unterscheidet sich stark von Gewebe zu Gewebe, z.B. beträgt sie beim Menschen für die Muskulatur 2 000 Tage und für die Knochen nur 65 Tage. Aufgrund der relativ kurzen physikalischen Halbwertszeit (12,8 Tage) resultiert jedoch für alle Gewebe und Organe eine recht kurze effektive Halbwertszeit, die für die Muskulatur des Menschen mit 12,7 und für die Knochen mit 10,7 Tagen angegeben wird [133]. Daher ist die Strahlenbelastung durch Ba-140 im allgemeinen relativ gering.

**Cs-137:** Cäsium wird gut im Gastrointestinal-Traktus resorbiert, vorzugsweise in der Muskulatur und anderen weichen Geweben abgelagert und verläßt relativ schnell wieder den Organismus [40, 43, 51, 52]. Cs-137 hat eine lange physikalische Halbwertszeit (11 000 Tage), aber die biologische Halbwertszeit ist relativ kurz und daraus resultiert wiederum eine relativ kurze effektive Halbwertszeit, die beim Menschen 140, bei der Kuh 20 und bei der Ziege 2 Tage beträgt [43].

Untersuchungen [109] mit einer *Einzeldosis* von Cs-137 haben gelehrt, daß sich sieben Tage nach der Verabreichung der Dosis der höchste Gehalt an Cs-137 in der Muskulatur und in den Organen findet, während das Blut und das Knochengewebe wesentlich geringere Prozentwerte der Dosis enthalten. Der Gehalt und die Verteilung einer Einzeldosis von Cs-137, in den verschiedenen Geweben und Organen, stimmt bei Kuh, Schaf, Schwein weitgehend überein, nur die Hennen konzentrieren anscheinend Cs-137 in etwas geringerem Maße. Das Alter der Tiere beeinflusste die Ergebnisse nicht [109, 52].

Da Cs-137 eine lange physikalische Halbwertszeit aufweist, sind unter den heutzutage gegebenen Bedingungen, *Dauer Dosen* als die übliche Form der Aufnahme dieses Radionuklids anzusehen. In der Tabelle 3 ist die Verteilung von Cs-137 in den Geweben und Organen eines Schafes aufgeführt, nachdem 25 Tage lang eine orale Dosis von Cs-137 verabreicht worden war.

Tabelle 3

VERTEILUNG VON Cs-137 IN DEN GEWEBEN UND ORGANEN EINES SCHAFES,  
NACH DER VERABREICHUNG VON DAUERDOSEN

	Cs-137	Cs/K
	% der täglichen Dosis/kg	O.R. (Gewebe-Futter)
Muskulatur	4,6	0,6
Niere	17,0	3,7
Leber	8,4	1,4
Lunge	7,3	1,1
Gehirn	0,5	0,3
Milchdrüse	7,1	1,4
Blut	0,5	0,6
Milch	5,6	1,3

Literaturstellen: 112, 52

Die Tabelle weist aus, daß sich die Prozentwerte der täglichen Dosis pro kg in den verschiedenen Geweben und Organen ähnelten, bei der Niere lag der Prozentwert jedoch überdurchschnittlich hoch, während er im Gehirn auffallend niedrig war. Die weitgehende Übereinstimmung der Ergebnisse der Einzeldosis-Experimente legt die Vermutung

nahe, daß auch nach Dauerdosen eine ähnliche Verteilung des Cs-137 in den Organen und Geweben verschiedener Tierarten zu erwarten ist und daher die Werte der Tabelle 3 als repräsentativ angesehen werden können.

Da sich das Cäsium im Stoffwechsel weitgehend ähnlich dem Kalium verhält, obgleich es vom Kalium-Stoffwechsel nicht in dem gleichen Maße beherrscht wird wie das Strontium vom Kalzium, sind die gleichen Berechnungen des *Observed Ratio* (O.R.) und des *Diskriminationsfaktors* (D.F.) für das Paar Cäsium-Kalium wie für das Paar Strontium-Kalzium angestellt worden (vgl. II. Milch, Seite 14 und 15). Tabelle 3 zeigt das O.R. (Gewebe-Futter) für Cäsium und Kalium in den verschiedenen Geweben und Organen eines Milchschaafes. Ein O.R. von größer als eins bedeutet, daß sich in dem betreffenden Material, im Vergleich zum Futter, das Verhältnis Cs/K mehr zugunsten des Cäsiums verschoben hat, während andererseits ein O.R. von kleiner als eins anzeigt, daß das Cäsium gegenüber dem Kalium diskriminiert worden ist. Demnach haben Niere, Leber, Lunge und Milchdrüse vorzugsweise Cäsium zurückgehalten und auch in der Milchproduktion ist vom Schaf relativ mehr Cäsium als Kalium verwendet worden. Das O.R. (Urin-Futter) für Cs/K beträgt 0,6 für die Ziege und 0,5 für die Kuh, dagegen ist als O.R. (Fäzes-Futter) bei der Ziege 5,2 ermittelt worden, d.h. mit dem Urin wird mehr Kalium und mit den Fäzes mehr Cäsium ausgeschieden, als dem Cs/K-Verhältnis im Futter entspricht. Im Blut zeigt sich eine Diskriminierung des Cäsiums gegenüber dem Kalium, aber der Übergang vom Blut in die Muskulatur bringt keine weitere Diskriminierung mit sich; denn in der Muskulatur findet sich das gleiche O.R. wie im Blut. Dagegen diskriminiert das Gehirn das Cäsium noch weiter als das Blut, da im Gehirn das O.R. nur 0,3 beträgt. Demnach folgt das Cäsium dem Kalium im Stoffwechsel nur bedingt und folglich kann das Cs/K-Verhältnis nur mit Vorsicht angewandt werden [52].

Durch eine Erhöhung des *Kaliumgehaltes im Futter* läßt sich die Ausscheidung von radioaktivem Kalium und Cäsium erheblich vergrößern [115, 116, 52]. Diese Beobachtung ist sowohl für die Dekontamination als auch für den Einfluß des natürlichen Kaliumgehaltes des Futters auf die Cäsium-Retention und -Ausscheidung wichtig.

### III.3 — Konzentrationsbereiche der Radioaktivität im Fleisch

In diesem Abschnitt interessiert die bisher beobachtete Radioaktivität von Fleisch und Fleischprodukten, die durch Cs-137 oder Sr-90 verursacht wurde. Über diese Frage konnten jedoch bisher in der Literatur nur spärliche Angaben gefunden werden.

*Cs-137:* Für dieses Radionuklid kann als ein *Maximalwert* etwa 160 pCi/kg Fleisch gelten; denn dieser Wert ist 1958 in den U.S.A., nach einer größeren Bombentestserie, erreicht worden [52]. Dieser Maximalwert liegt in der gleichen Größenordnung wie bei der Milch (vgl. II. Milch, Seite 21). In kritischen Regionen (vgl. I. Einführung, Seite 8) ist jedoch noch mit wesentlich höheren Cs-137-Werten im Fleisch zu rechnen. Beim Renntierfleisch wurde z.B. 30 000 pCi/kg gemessen [79], wobei dieser Wert für Cs-137 bereits als ein *Extremwert* anzusehen ist. Der Dauergenuß von stark Cs-137-haltigen Renntierfleisch in Schweden erhöhte bei der betroffenen Bevölkerungsgruppe die Menge des inkorporierten Cs-137 auf das 20-fache des Bevölkerungsmittels [44].

*Sr-90:* Als *Durchschnittswert* für Sr-90 kann 1 pCi/kg Fleisch und 1,7 pCi/kg Geflügelfleisch angesehen werden; diese Werte wurden 1960 in den U.S.A. ermittelt [68, 52]. Die Sr-90-Werte für Fleisch liegen damit wesentlich unter den Sr-90-Werten der Milch (vgl. II. Milch, Seite 21).

### III.4 — Schlußfolgerung

Von der täglichen Aufnahme des Menschen an wichtigen Radionukliden stammen 21 % (Bereich 10 bis 25 %) des Cs-137 und 3 % (Bereich 1,5 bis 5 %) des Sr-90 vom Fleisch und den Fleischprodukten (vgl. I. Einleitung, Seite 7). Im ersten Teil dieser Untersuchung wurde dargelegt, daß Fleisch und Fleischprodukte damit hinter der Milch und den Pflanzen in der Priorität stehen und folglich den dritten Platz in der Bedeutung für unsere Aufgabenstellung einnehmen. Im Hinblick auf diese Bedeutung und verglichen mit den zahlreichen Angaben über die Radioaktivität der Milch, ist es etwas überraschend, daß die Literatur nur relativ wenige Angaben über die radioaktive Kontamination von Fleisch und Fleischprodukten enthält. *Weitere Forschung* auf diesem Sektor ist demnach angezeigt. Dabei sollten sich die Untersuchungen vor allem auf Cs-137 erstrecken und von *Dauerdosen* ausgehen, da Cs-137 mit weitem Abstand das wichtigste Radionuklid für das Fleisch ist und die Dauerdosen der Situation entsprechen, in der wir jetzt und künftig leben. Allerdings könnte nach Dauerdosen auch der Gehalt des Fleisches an I-131 und Sr-89 signifikante Werte erreichen. Vor allem interessieren jedoch weitere Informationen über die Aufnahme, Resorption und Verteilung des Cs-137 bei den zur Fleischgewinnung dienenden Tieren, d.h. vor allem über *Schwein* und *Rind*. Für die *Aufnahme* ist der Gehalt der verschiedenen Futtermittel an radioaktivem Cäsium wichtig; beim Schwein verdienen dabei insbesondere die *Kartoffeln* Beachtung, beim Rind ist es vor allem das *Gras* und das *Heu*. Im Zusammenhang mit der *Resorption* sollte der Einfluß eines unterschiedlichen *Kaliumgehaltes* des Futters auf die Resorption von Cs-137 weiter untersucht werden, und zwar interessiert besonders der natürliche Kaliumgehalt der verschiedenen Futtermittel und weniger ein *Zusatz* von Kalium zum Futter in der Absicht einer Dekontamination. Die Kenntnis über die *Verteilung* von Dauerdosen in den verschiedenen Geweben und Organen der für die Fleischgewinnung wichtigen Tierarten ist ebenfalls noch recht lückenhaft; von besonderer Bedeutung ist dabei der Cs-137-Gehalt der *Muskulatur* und in den vom Menschen verzehrten Organen der Nutztiere. Die Speicherung von Cs-137 in den *Nieren* verdient Beachtung.



## IV — EIER

### IV.1 — Wichtige Radionuklide

In frischen Eiern können sowohl Radionuklide mit kurzer Halbwertszeit (J-131, Ba-140, Sr-89) als auch solche mit langer Halbwertszeit (Sr-90, Cs-137) enthalten sein [52]. Gelagerte Eier oder Eiprodukte (Eipulver, Teigwaren, Backwaren) werden dagegen Radionuklide mit kurzer Halbwertszeit nicht oder nur in sehr geringer Menge enthalten. Folglich kommen die folgenden Radionuklide, aufgeführt in der Reihenfolge ihrer mutmaßlichen Bedeutung, als wichtig in Betracht:

*Eier:* Strontium-90, Strontium-89, Cäsium-137, Jod-131, Barium-140;

*Eiprodukte:* Strontium-90, Cäsium-137.

Unter besonderen Umständen könnten für die Eier neben diesen Spaltprodukten auch *induzierte* Radionuklide wichtig sein; denn es ist beobachtet worden, daß sich z.B. P-32 im Dotter von Eiern, die von Wassergeflügel stammten, das sich am Ufer von kontaminiertem Wasser ernährte, im Vergleich zum Wasser um den Faktor 1 : 1 500 000 angereichert hat.

### IV.2 — Inkorporierung der wichtigen Radionuklide vom Futter in die Eier

Inkorporierung der wichtigen Radionuklide soll für jedes Radionuklid getrennt besprochen werden:

*J-131:* Vom Geflügel aufgenommenes radioaktives Jod wird schnell vom Gastrointestinal-Traktus resorbiert, in der Schilddrüse, den Eierstöcken und den reifenden Follikeln an den Eierstöcken gespeichert und wird teilweise mit den Eiern ausgeschieden [43, 52, 65]. Experimentell ist die Inkorporierung von J-131 in den Tierkörper und in die Eier entweder durch die Verabreichung einer Einzeldosis oder durch die Verabreichung von Dauerdosen untersucht worden. Repräsentative Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in der Tabelle 1 aufgeführt.

Die unter der *Einzeldosis* angegebenen Werte sind die Summe des innerhalb von sieben Tagen nach der Verabreichung des Radionuklids in dem untersuchten Material ermittelten J-131. Beachtlich ist, daß innerhalb dieser sieben Tage das verabreichte radioaktive Jod praktisch wieder vollkommen ausgeschieden wurde. Interessant war, daß der J-131-Gehalt der Eier den Maximalwert nach sechs Tagen erreichte. Auch von Roche et al. [66] ist der Maximalwert von J-131 in den Eiern sechs Tage nach der Verabreichung dieses Radionuklids beobachtet worden. Der Maximalwert ist fast ausschließ-

lich auf den J-131-Gehalt des Eidotters zurückzuführen, denn im Eiweiß und in der Eischale war der höchste J-131-Gehalt bereits einen Tag nach der Verabreichung festzustellen und danach zeigten diese Werte eine schnelle Abnahme. In der Tabelle angegeben sind die entsprechend der physikalischen Halbwertszeit des J-131 korrigierten Werte. Auch wenn die J-131-Werte nicht korrigiert werden, ergibt sich ein Maximalgehalt an J-131 in den Eiern nach sechs Tagen, allerdings liegt der Wert dann um etwa 60 % niedriger.

Tabelle 1  
DER J-131-GEHALT BEI LEGENDEN HENNEN  
NACH VERABREICHUNG EINER EINZELDOSIS ODER VON DAUERDOSEN

Untersuchtes Material	Einzeldosis % der Dosis	Dauerdosen % der täglichen Dosis
Gesamtkörper	4	70
Fäzes	92	90
Gesamt-Ei	5,6	8
Eigelb	—	7
Eiweiß	—	0,3
Eischale	—	1

Literaturstellen: 52, 65

Wenn an legende Hennen *Dauerdosen* von J-131 verabreicht wurden, dann enthielten die Eier ab sechsten Tag nach Beginn der Verabreichung etwa 8 % der täglichen Dosis. Allerdings ist der J-131-Gehalt der Eier vom Gehalt des Futters an stabilem Jod abhängig. Bei dem Versuch mit Dauerdosen, in dem die in Tabelle 1 aufgeführten Werte erhalten wurden, waren 2,54 mg stabiles Jod in 100 g Futter enthalten. In einer anderen Versuchsreihe [67] ist beobachtet worden, daß ein hoher Gehalt an stabilem Jod im Futter die Übertragung von radioaktivem Jod vom Futter in die Eier wesentlich herabsetzt. Für das Gesamt-Ei ergeben sich auch nur dann 8 % der täglichen Dosis von J-131, wenn die Werte entsprechend der physikalischen Halbwertszeit von J-131 korrigiert werden. Unkorrigiert wird die höchste J-131-Konzentration im Gesamt-Ei zwar ebenfalls 6 Tage nach dem Beginn der Verabreichung von Dauerdosen erreicht, aber der Wert liegt um etwa 40 % niedriger und nimmt mit einer Halbwertszeit von 8 Tagen ab. Das im Gesamt-Ei gefundene J-131 war zum größten Teil im Eigelb enthalten, nur ein geringer Prozentsatz fand sich in der Eischale und eine sehr geringe Menge im Eiweiß. Dabei zeigten das Eiweiß und die Eischale die höchste J-131-Konzentration bereits einen Tag nach Beginn der Verabreichung von Dauerdosen und dieser Wert blieb weitgehend konstant. Unter den Versuchsbedingungen der Tabelle 1 erreichte der J-131-Gehalt des Gesamtkörpers 70 % der täglichen Dosis, vorausgesetzt die Werte werden entsprechend dem Zerfall des radioaktiven Jods korrigiert. Ein Plateau wurde innerhalb von 20 Versuchstagen nicht erreicht. Bleiben die Werte unkorrigiert, dann ergibt sich der maximale Gehalt des Gesamtkörpers an J-131 nach etwa 8 Tagen, und danach zeigte sich eine langsame Abnahme. Der weitaus größte Teil des J-131-Gehaltes des Gesamtkörpers war anscheinend in der Schilddrüse, den Eierstöcken und den reifenden Follikeln an den Eierstöcken lokalisiert; denn es wurden in der Muskulatur nur 0,4 %, in der Leber nur 1,0 % und in der Niere nur 1,9 % der täglichen Dosis pro kg Gewebe gefunden.

*Sr-90 und Sr-89*: Diese Radionuklide des Strontiums verhalten sich im Stoffwechsel gleich, obwohl Unterschiede in der Inkorporierung in die Eier, nach der Verabreichung

von Einzel- oder Dauerdosen an legende Hennen, sich aus der unterschiedlichen Halbwertszeit der beiden Radionuklide ergeben können. Die Verteilung des Strontiums im Hühnerei ähnelt der Verteilung des Kalziums [52]. Der Kalziumgehalt der Schale des Hühnereis ist zwar in hohem Maße vom Kalziumgehalt des Futters abhängig [87], er liegt jedoch immer wesentlich höher als der Kalziumgehalt von Dotter und Eiweiß [87, 88, 89]. Auch das Strontium wird vor allem in der Eischale abgelagert, die sich damit analog dem Knochengewebe verhält, geringer ist der Strontiumgehalt im Eigelb und am geringsten liegt er im Eiweiß [83, 84, 85, 82, 78, 52]. Bereits seit 1941 ist bekannt, daß sich Kalzium und Strontium im Stoffwechsel sehr ähnlich verhalten [104], wenn auch in praktisch allen Stufen der Lebensprozesse — von der Pflanze bis zum menschlichen Knochen — das Kalzium dem Strontium etwas vorgezogen wird. Das unterschiedliche Verhalten von Strontium und Kalzium ist durch das Strontium/Kalzium/Verhältnis (Observed Ratio = O.R. [105]) ausgedrückt worden (vgl. II. Milch, Seite 15). Ein O.R. von weniger als 1 besagt, daß in der Probe (z.B. Ei) im Vergleich zum Vorläufer (z.B. Futter) weniger Strontium, bezogen auf das Kalzium, gefunden wird, während ein O.R. von größer als 1 zum Ausdruck bringt, daß in der Probe das Strontium/Kalzium/Verhältnis sich mehr zugunsten des Strontiums verschoben hat. Sowohl das O.R. (Milch - Futter) als auch das O.R. (Ei - Futter) betragen etwa 0,1 bis 0,15, d.h. in der Milch und den Eiern ist bezogen auf das Kalzium weniger Strontium enthalten als im Futter [40, 43]. Sowohl beim Aufbau der Eischale als auch bei der Bildung des Eigelbs wird das Kalzium dem Strontium vorgezogen, dagegen wurde das O.R. (Eiweiß - Futter) mit 1,6 ermittelt [43, 52], d.h. im Eiweiß (Albumin des Eies) findet sich mehr Strontium, bezogen auf das Kalzium, als im Futter. Diese Beobachtung hat jedoch nur geringe praktische Bedeutung, da der Gehalt an Strontium (und Kalzium) im Albumin des Eies, wie oben ausgeführt, sowieso nur sehr gering ist. In anderen Untersuchungen [86] wurde jedoch auch ein O.R. (Eigelb - Futter) von etwas größer als 1 ermittelt. Hinweise über die Schnelligkeit, mit welcher Kalzium und Strontium im Ei abgelagert werden, ergeben sich aus den folgenden Untersuchungen: Bei der Verabreichung von Ca-45 in den Kropf einer nüchternen Henne waren bereits 15 Minuten später 0,07 % der Dosis in der Schale eines Eies nachweisbar, nach 24 Stunden enthielt die Schale ein Drittel der Dosis und in den folgenden 19 Tagen (die Untersuchung erstreckte sich auf 20 Tage und 14 Eier) fiel die Konzentration auf 0,5 % der Dosis ab [90]. In anderen Untersuchungen wurden nach einmaliger, oraler Verabreichung von Ca-45 in der Schale des ersten von 11 untersuchten Eiern Spuren von Ca-45 gefunden, in der Schale des zweiten Eies war die meiste Aktivität nachweisbar, später trat ein rascher Abfall ein [91]. Bei der Verabreichung von stabilem Strontium konnte das Strontium bereits in der Schale von Eiern nachgewiesen werden, die am ersten Tag der oralen Strontium-Verabreichung gelegt worden war; die Einlagerung von Strontium in die Schale erreichte nach 57 Tagen Dauerfütterung mit etwa 5 % der Asche den höchsten Wert [87]. Somit wird Strontium anscheinend ebenso schnell wie Kalzium in der Eischale abgelagert. Vier Tage nach oralen Dauerdosen von stabilem Strontium konnte das Strontium auch im Dotter nachgewiesen werden, die höchste Strontium-Konzentration wurde hier nach 2 bis 3 Wochen beobachtet, die im weiteren Verlauf der Dauerfütterung weitgehend konstant blieb, d.h. es hatte sich anscheinend ein Gleichgewichtszustand eingestellt [86]. Bei der Fütterung von stabilem Strontium betrug im Zustand des Strontium-Gleichgewichtes der Strontium-Gehalt der Eischalen  $2,65 \pm 0,79$  % der Asche [87]. In der gleichen Untersuchung lag der durchschnittliche Kalziumgehalt der Eischalen, die vor Beginn der Strontium-Fütterung gelegt worden waren, bei  $73,0 \pm 1,2$  % der Asche, während nach Einstellung des Strontium-Gleichgewichtes der Kalziumgehalt auf  $68,1 \pm 2,7$  % absank. Es wird angenommen, daß das Kalzium im Gleich-

gewichtszustand vom Strontium verdrängt worden ist [87], wie dies von anderen Untersuchern auch beim Knochengewebe beobachtet worden konnte. Noch 186 Tage nach der Beendigung der Fütterung von stabilem Strontium an Hühner konnte das Strontium in der Dotterrasche nachgewiesen werden [86]. Der Strontium-Gehalt der Eischalen fiel nach der Beendigung der Strontium-Fütterung immer weiter ab, es war jedoch noch 200 Tage nach der Beendigung der Aufnahme von Strontium dieses Element mit Sicherheit in den Schalen nachweisbar [87]. Da nach dem Absetzen der Fütterung von stabilem Strontium der Strontium-Gehalt des Knochengewebes nur langsam abgefallen ist, wird das lang anhaltende Auftreten von Strontium in der Eischale und im Eidotter mit einer Abgabe des im Skelett gespeicherten Strontiums an das Ei erklärt [86, 87].

*Ba-140*: Über die Inkorporierung von Barium-140 vom Futter in die Eier konnten keine Angaben in der Literatur gefunden werden.

*Cs-137*: Die Verteilung des Cäsiums gleicht insoweit dem Strontium, als auch das Cäsium vor allem in der Eischale abgelagert wird [122], andererseits unterscheidet sich das Cäsium vom Strontium darin, daß die Konzentration im Eiweiß höher liegt als im Eigelb [52]. Nach der Verabreichung von Cs-137 an legende Hennen zeigte das Eiweiß ein Plateau von etwa 0,2 % der Dosis 2 bis 3 Tage nach dem Beginn der Verabreichung von Dauerdosen, die Cäsium-Konzentration im Eigelb hat nur 1/12 der Konzentration im Eiweiß betragen [70].

#### IV.3 — Konzentrationsbereiche der Radioaktivität in Eiern

Auch über diese Frage konnten nur wenige Angaben in der verfügbaren Literatur gefunden werden. Im Jahre 1958 wurden in den U.S.A. in der *Eisubstanz* durchschnittlich 3,8 pCi/kg von Sr-90 und 2,0 pCi/kg von Cs-137 gefunden [68, 52]. Im Jahre 1963 wurden in den U.S.A. weitere Angaben veröffentlicht, nach denen in der *Eisubstanz* durchschnittlich 1,5 pCi/kg (Bereich 0,7 - 2,4, drei Proben) von Sr-90 und 19 pCi/kg (Bereich 3 - 27, drei Proben) von Cs-137 enthalten waren [122]. Damit liegt die Konzentration sowohl von Sr-90 als auch von Cs-137 in der *Eisubstanz* wesentlich unter der Konzentration dieser Radionuklide in der Milch (vgl. II. Milch, Seite 21). In der *Eischale* wurden jedoch viel höhere Konzentrationen von Sr-90 (390 pCi/kg) und Cs-137 (1170 pCi/kg) als in der *Eisubstanz* beobachtet [122], und diese Konzentrationen liegen auch viel höher als die Maximalwerte dieser Radionuklide in der Milch.

#### IV.4 — Schlußfolgerungen

Neben der Frischmilch sind die frischen Eier anscheinend das einzige von Tieren stammende Lebensmittel mit dem nicht nur Radionuklide mit langer Halbwertszeit (Sr-90, Cs-137), sondern auch solche mit kurzer Halbwertszeit (Sr-89, Ba-140, J-131) in nennenswerter Menge auf den Menschen übertragen werden können. Dennoch ist die tägliche Aufnahme an Radioaktivität durch den Verzehr von Eiern bei den Menschen in Europa im Durchschnitt sicherlich bedeutend geringer als die tägliche Aufnahme an Radioaktivität durch den Verzehr von Milch oder Fleisch oder Milchprodukte, d.h. den Eiern kommt anscheinend nur eine relativ geringe Bedeutung für die radioaktive Belastung des Menschen zu. Dies ist vor allem auf den durchschnittlich geringeren Konsum an Eiern im Vergleich zu Milch oder Fleisch zurückzuführen. Weiterhin liegen auch die

bisher beobachteten Konzentrationen von Sr-90 und Cs-137 in der Eissubstanz wesentlich unter der durchschnittlichen Konzentration dieser Radionuklide in der Milch. Es ist allerdings zu berücksichtigen, daß in Europa anscheinend noch wenig Untersuchungen über die Radioaktivität von Eiern durchgeführt worden sind und die ebenfalls spärlichen Angaben aus den U.S.A. nicht ohne Vorbehalt auf die europäischen Verhältnisse übertragen werden können; denn die Haltung und Fütterung der Hühner in Europa wird sich oft noch wesentlich von den Bedingungen in den U.S.A. unterscheiden. Es erscheint daher gerechtfertigt, einen begrenzten Survey, in sorgfältig ausgewählten, repräsentativen Regionen, auch über die Radioaktivität der Eier anzuregen, die in den Ländern der Europäischen Gemeinschaft produziert werden, wenn auch dieses Survey-Programm in der Priorität sicherlich nach der Milch, dem Fleisch und den Milchprodukten einzuordnen ist.

## V — FISCHER

Der Tabelle 1 des ersten Teiles (Einleitung) unserer Untersuchung über die radioaktive Kontamination der von Tieren stammenden Lebensmittel ist zu entnehmen, daß den Fischen — im Vergleich zur Milch, dem Gemüse, dem Fleisch, den Milchprodukten und den Eiern — nur eine geringe Bedeutung für die tägliche Aufnahme des Menschen an Radioaktivität zukommt. Diese relativ geringe Bedeutung der Fische für unsere Fragestellung ist nicht nur auf einen durchschnittlich geringen Verzehr an Fischen und Krustentieren pro Kopf der Bevölkerung in Europa zurückzuführen, sondern vor allem auch auf die im allgemeinen relativ geringe radioaktive Kontamination dieser Nahrungsquelle des Menschen.

Verglichen mit den anderen von Tieren stammenden Lebensmitteln nehmen die Fische und Krustentiere in verschiedener Hinsicht eine Sonderstellung ein. Insbesondere unterscheidet sich die radioaktive Kontamination der im Wasser lebenden Nutztiere von den Landtieren dadurch, daß nicht nur Spaltprodukte, sondern auch induzierte Radionuklide, die sekundär durch Neutronenreaktionen entstehen, von wesentlicher Bedeutung sind. Induzierte Radionuklide treten im Wasser sowohl nach Bombentesten als auch beim Betrieb von bestimmten Reaktoranlagen auf, und somit finden sie sich sowohl im Salzwasser als auch im Süßwasser. Nach den Testversuchen von Wasserstoffbomben im Frühjahr 1954 bei den Marschallinseln wurde in den folgenden Jahren beobachtet, daß einige durch Neutronenstrahlung im Meerwasser dieses Gebietes induzierte Radionuklide (z.B. Zn-65, Co-60, Co-57, Co-58, Fe-55, Fe-59, Mn-54) in Fischen und Muscheln stark angereichert wurden und im allgemeinen 80 bis 95 % der Gesamtaktivität dieser Meerestiere ausmachten [1, 6, 7, 8, 9, 12, 13, 14, 15]. Ein klassisches Beispiel für das Auftreten von induzierten Radionukliden im Süßwasser ist der Columbia River, dessen Wasser zur Kühlung der Reaktoren in Hanford, Washington, U.S.A. verwendet wird. Dabei werden durch den hohen Neutronenfluß in den Reaktoren Spurenelemente des Kühlwassers aktiviert, so daß induzierte Radionuklide in das Flußwasser gelangen und hier von den Fischen und Krustentieren aufgenommen und angereichert werden [1, 17, 41, 80].

Die Anreicherung der im Wasser enthaltenen Spaltprodukte oder induzierten Radionuklide in den Wassertieren wird qualitativ und quantitativ beeinflusst durch die natürliche Konzentration der Elemente der betreffenden Radionuklide im Wasser. Sogenannte Bioelemente, die natürlicherweise nur in geringer Konzentration im Wasser vorkommen, werden von den Fischen und Krustentieren hoch angereichert, andererseits erfahren die im Überfluß im Wasser enthaltenen Elemente keine Anreicherung oder sogar eine negative Selektion. Folglich ist auch nur von Radionukliden, die zu den Bioelementen gehören oder ihnen verwandt sind, eine Anreicherung in den Fischen und Krustentieren zu erwarten, während die Radionuklide der übrigen Elemente kaum in den tierischen Organismus gelangen. Da sich die natürliche Konzentration der verschiedenen

Elemente im Süßwasser sehr vom Salzwasser unterscheidet, unterscheiden sich in diesen beiden Medien auch die Bioelemente und damit die Radionuklide die für die Salzwasserfische oder Süßwasserfische von Bedeutung sind. Aus diesem Grunde sollen die Salzwasserfische getrennt von den Süßwasserfischen besprochen werden, wobei in jeder Gruppe auch die dazugehörigen Krustentiere Erwähnung finden.

## V.1 — Salzwasserfische

### V.1.1 — Wichtige Radionuklide

Während über die für wichtig geltenden Radionuklide bei der Milch, dem Fleisch und den Eiern zahlreiche Literaturstellen vorliegen, konnten über die für Fische und Krustentiere wichtigen Radionuklide nur wenig konkrete Angaben im Schrifttum gefunden werden, und daher wird diese Frage hier viel ausführlicher behandelt als bei den von anderen Tieraen stammenden Lebensmitteln.

Inwieweit ein Radionuklid für die radioaktive Kontamination der Fische und Krustentiere wichtig ist, läßt sich grundsätzlich aus den nachfolgend aufgeführten Kriterien ableiten [1, 118]:

- 1 — Konzentration des Radionuklids im Wasser,
- 2 — Konzentration von Elementen die seine Aufnahme beeinflussen,
- 3 — Anreicherungsvermögen des Radionuklids im tierischen Organismus,
- 4 — Organe oder Gewebe der Speicherung des Radionuklids,
- 5 — Stoffwechselfynamik des Elementes bzw. Radionuklids,
- 6 — Physikalische Halbwertszeit des Radionuklids,
- 7 — „Permissible Dose for Internal Radiation“ des kritischen Organs des Menschen für das betreffende Radionuklid.

Welche Radionuklide in das Wasser gelangen oder darin induziert werden ist stark von den lokalen Gegebenheiten abhängig, d.h. von der Art der Bombenexplosionen, von den jeweiligen Spurenelementen im Kühlwasser der Reaktoranlagen, von dem Ausmaß der Korrosionen in Reaktoranlagen, die mit Flußwasser gekühlt werden, von der Zusammensetzung der Brennelemente bei deren Aufbereitung im Wasser gelöste Abfallprodukte entstehen etc., etc.

Diese mannigfachen Möglichkeiten einer Kontamination des Wassers erschweren jede Verallgemeinerung. Von den Windscale-Reaktoren in England, in denen die Trennung von in Brennelementen enthaltenem Uranium und Plutonium von Spaltprodukten vorgenommen wird, werden z.B. jeden Monat 25.000 Ci von radioaktiven, in Wasser gelösten Abfallprodukten ins Meer eingeleitet. Untersuchungen ergaben, daß bei diesem Verfahren das Spaltprodukt Ru-106 das wichtigste Radionuklid darstellt, da es etwa die Hälfte der ins Meer geleiteten Aktivität ausmacht und sich in eßbarem Tang dieses Seegebietes anreichert [42]. Ein anderes Beispiel sind die Hanford Reaktoren in den U.S.A. die, wie oben erwähnt wurde, induzierte Radionuklide in den Columbia River gelangen lassen, die folglich vor allem die radioaktive Kontamination des Meeres im Mündungsgebiet dieses Flusses ausmachen.

Die Aufnahme der Elemente bzw. Radionuklide durch pflanzliche und tierische Organismen aus dem sie umgebenden Wasser ist nicht völlig unabhängig voneinander; denn Elemente mit ähnlichem chemischen oder metabolischen Verhalten werden nahezu

in dem gleichen Verhältnis zueinander von den Organismen aufgenommen in dem sie in dem umgebenden Wasser enthalten sind. Mitunter hemmt ein Element die Aufnahme eines anderen oder es kommt zu einem synergistischen Effekt, d.h. ein Element begünstigt die Aufnahme eines anderen [118]. Diese Abhängigkeit ist von großer praktischer Bedeutung; denn beim Salzwasser werden z.B. die Spaltprodukte Sr-90, Sr-89 und Cs-137, aufgrund der im Meerwasser reichlich vorhandenen und dem Strontium und Cäsium nahe verwandten Elemente Kalzium und Kalium, nur in geringem Umfang aufgenommen und angereichert. Im Süßwasser dagegen erfahren Sr-90, Sr-89 und Cs-137 in den tierischen Organismen eine beträchtliche Anreicherung, da das Süßwasser Kalzium und Kalium nur in geringer Konzentration enthält. Es ist vor allem auf diese Unterschiede im Salzgehalt zurückzuführen, daß im Salzwasser in erster Linie die durch Neutronenstrahlen induzierten Radionuklide von Bedeutung sind, während von den Spaltprodukten nur das Jod eine höhere Anreicherung (in der Schilddrüse der Wirbeltiere) erfährt. Im Süßwasser können dagegen sowohl die induzierten Radionuklide als auch die Spaltprodukte Bedeutung erlangen (Tabelle 1).

Tabelle 1  
UNGEFÄHRE BIOLOGISCHE ANREICHERUNGSFAKTOREN  
FÜR VERSCHIEDENE ELEMENTE DES MEERES

Element	Form im Meerwasser	Gehalt im Meerwasser (µg/liter)	BIOLOGISCHE ANREICHERUNGSFAKTOREN *				
			Algen (ohne Kalkskelett)	Wirbellose		Wirbeltiere	
				Weichteile	Skelett	Weichteile	Skelett
Na	ional	10 Millionen	1	0,5	0	0,07	1
K	ional	380.000	25	10	0	5	20
Cs	ional	0,5	1	10	—	10	—
Ca	ional	400.000	10	10	1.000	1	200
Sr	ional	7.000	20	10	1.000	1	200
Zn	ional	10	100	5.000	1.000	1.000	30.000
Cu	ional	3	100	5.000	5.000	1.000	1.000
Fe	kolloidal	10	20.000	10.000	100.000	1.000	5.000
Mo	ional	10	10	100	—	20	—
V	?	1	1.000	100	—	20	—
P	ional	70	10.000	10.000	10.000	40.000	2 Millionen
S	ional	900.000	10	5	1	2	—
J	ional	50	10.000	100	50	10	—

\* Die Anreicherungsfaktoren sind das Verhältnis der Konzentration des Elementes im Organismus (Frischgewicht) zur Konzentration im Meerwasser.  
Literaturstellen: 5, 1.

Von den im Meerwasser gelösten Substanzen verdienen vor allem die Radionuklide von denjenigen Elementen Beachtung, die im Organismus der Fische und Krustentiere hoch angereichert werden, das sind die oben erwähnten Bioelemente, zu denen Phosphor, Stickstoff, Silicium, Eisen, Mangan, Kupfer, Zink und Kobalt gehören. Die im Meer lebenden Pflanzen und Tiere können diese Bioelemente nahezu vollständig aus dem Meerwasser entfernen.

Dabei sind einige der angereicherten Elemente für die Stoffwechselprozesse dieser Organismen notwendig, während andere, die ebenfalls in hohem Maße angereichert werden, anscheinend keine Bedeutung für den Stoffwechsel haben und schließlich wieder andere Elemente nur an der Oberfläche der Organismen absorbiert werden. Aus dem



Gehalt eines Bioelementes im Organismus und im Meer läßt sich der biologische Anreicherungsfaktor berechnen, der das Verhältnis der Konzentration im Organismus zur Konzentration im Meerwasser darstellt (als Bezugsbasis dient ein Gramm Frischgewicht bzw. ein Gramm Wasser). Dieser Anreicherungsfaktor für ein Bioelement entspricht gleichzeitig der maximal möglichen Anreicherung eines Radionuklids des gleichen Elementes. Für einige Elemente des Meerwassers sind die biologischen Anreicherungsfaktoren in der Tabelle 1 aufgeführt.

Aus dieser Tabelle geht hervor, daß Elemente die das Meerwasser in hoher Konzentration enthält nur wenig angereichert werden (Kalium und Schwefel) oder sogar eine negative Selektion erfahren (Natrium). In den im Meer lebenden Pflanzen und Tieren stark angereichert werden dagegen die in geringer Konzentration im Salzwasser enthaltenen Bioelemente Phosphor, Eisen, Kupfer und Zink. Dadurch wird wiederum die große Bedeutung der induzierten Radionuklide und die relativ geringe Bedeutung der Spaltprodukte für die im Salzwasser lebenden Pflanzen und Tiere veranschaulicht [1, 118].

Auch der Ort der Ablagerung bzw. Speicherung eines Radionuklids in den Fischen oder Krustentieren erleichtert die Entscheidung welche Radionuklide für diese Nahrungsquelle wichtig sind. Jod wird in hoher Konzentration in der Schilddrüse der Wirbeltiere angereichert und für die Radionuklide der seltenen Erden ist eine Anreicherung, die die Folge einer Oberflächenabsorption ist, in den Kiemen von Fischen beobachtet worden [1, 11]. Eine hohe Anreicherung von Kalzium und Strontium findet sich nur im Skelett der Fische (Gräten) und Krustentiere (Schalen); Zink wird vornehmlich in der Leber der Meerestiere abgelagert [118]. Da demnach eine Anreicherung von Spaltprodukten vorzugsweise in Organen und Geweben erfolgt, die kaum der menschlichen Ernährung dienen (Muschelschalen, Gräten, Kiemen, Schilddrüsen), wird auch dadurch die Bedeutung der induzierten Radionuklide für die Nutztiere des Meeres unterstrichen.

Weiterhin sei auf die Unterschiede in der Stoffwechselfynamik der verschiedenen Elemente bzw. Radionuklide hingewiesen. Bei metabolisch dynamischen Elementen, wie z.B. dem Phosphor, dürfte es oft nur wenige Tage dauern, bis die spezifische Aktivität im tierischen Organismus der des umgebenden Meerwassers entspricht, und damit würde die maximal mögliche Anreicherung des Radionuklids erreicht sein. Bei anderen Elementen, wie z.B. dem Kalzium und Strontium, die eine sehr lange Verweilzeit im tierischen Organismus haben, kann es Jahre dauern, bis das Gleichgewicht erreicht ist, so daß bei einmaliger Kontamination des Meeres nur ein Bruchteil der maximal möglichen Anreicherung zu erwarten ist [1]. Ein schneller Einbau in den tierischen Organismus wird somit die Bedeutung eines Radionuklids im allgemeinen erhöhen.

Auch auf den Einfluß der Halbwertszeit sei hingewiesen. Bei kurzer Halbwertszeit zeigen Radionuklide (z.B. Cu-64, J-131) bereits im Verlauf der Nahrungskette (Plankton - Fisch) eine schnelle Abnahme der Aktivität oder nach dem Einbau in den tierischen Organismus kommt es in relativ kurzer Zeit zur Autodekontamination, während bei Radionukliden mit langer Halbwertszeit (z.B. Co-60, Fe-55), selbst wenn sie nur in geringer Konzentration im Meer enthalten sind, genügend Zeit zur Aufnahme und Anreicherung zur Verfügung steht [1]. Die träge Stoffwechselfynamik des Sr-90 wird teilweise wieder durch die lange Halbwertszeit dieses Radionuklids kompensiert.

Schließlich darf man die von der I.C.R.P. definierte „Permissible Dose for Internal Radiation“ der kritischen Organe des Menschen bei der Bewertung der Radionuklide, die durch Fische und Krustentiere in die menschliche Ernährung eingeführt werden, nicht außer acht lassen; denn Radionuklide mit einer relativ hohen Toleranz für den Menschen

(z.B. Cs-137) sind demzufolge viel weniger bedeutungsvoll als Radionuklide mit nur geringer Toleranz (z.B. Sr-90).

Aus den diskutierten sieben Punkten läßt sich schlußfolgern, da für die Fische und Krustentiere besonders solche Radionuklide als wichtig anzusehen sind, die in hoher Konzentration ins Wasser gelangen, deren Aufnahme nicht durch andere Elemente verlangsamt oder gehemmt wird, die im tierischen Organismus in hohem Maße angereichert werden, und zwar in den vom Menschen verzehrten Geweben und Organen, die schnelle und lange in den tierischen Organismus eingebaut werden und darin aufgrund einer langen Halbwertszeit längere Zeit verweilen und denen schließlich nur eine geringe maximal zulässige Belastung in den kritischen Organen des Menschen zukommt.

Für Fischprodukte (z.B. zu Konserven verarbeiteten Fischen und Krustentieren) werden Radionuklide mit relativ kurzer Halbwertszeit an Bedeutung verlieren, da ihre Aktivität während der üblichen Aufbewahrung dieser Produkte signifikant abnimmt (siehe (c) Veränderung der radioaktiven Kontamination der Fische und Krustentiere während der technologischen Bearbeitung).

Aus unseren Ausführungen läßt sich folgern, daß wahrscheinlich die folgenden Radionuklide für die Salzwasserrische (d.h. Fische und Krustentiere des Meeres) als potentiell wichtig anzusehen sind; sie werden in der Reihenfolge ihrer mutmaßlichen Bedeutung aufgeführt:

*Salzwasserrische:*

Kobalt-60, Eisen-55, Zink-65, Strontium-90, Kobalt-57,  
Kobalt-58, Eisen-59, Mangan-54, Phosphor-32, Jod-131.

*Produkte:*

Kobalt-60, Eisen-55, Zink-65, Strontium-90, Kobalt-57,  
Mangan-54.

V.1.2 — *Inkorporierung der wichtigen Radionuklide in die Fische und Krustentiere des Meeres*

In der vorangegangenen Diskussion über die für Salzwasserrische wichtigen Radionuklide ist schon manches von der nunmehr zu besprechenden Physiologie der Inkorporierung der Radionuklide in die im Meere lebenden Nutztiere vorgegriffen worden, und daher kann sich dieser Abschnitt auf einige allgemeine Ausführungen beschränken.

Die Aufgabe, mit Hilfe der Energie des Lichtes aus den Salzen des Meeres und dem gelösten Kohlendioxyd organische Verbindungen aufzubauen, von denen das übrige Leben im Meere abhängt, kommt winzigen frei schwimmenden Pflanzen zu, die das Phytoplankton bilden. Im allgemeinen ernähren sich die vom Menschen verzehrten Großfische nicht direkt vom Phytoplankton, sondern es sind kleinere Meerestiere dazwischengeschaltet, und es kommt somit zur Ausbildung einer Nahrungskette mit mehreren Zwischengliedern zunehmender Größe [1]. Außer der Aufnahme mit der Nahrung, also durch den Intestinaltraktus, können die im Wasser lebenden Tiere Radionuklide auch direkt aus dem Wasser, d.h. oral, durch die Kiemen oder die Körperoberfläche, aufnehmen [1, 118]; im allgemeinen kommt jedoch der Aufnahme mit der Nahrung die größere Bedeutung zu.

Für beide Wege der Aufnahme der Radionuklide durch die Salzwasserrische ist wesentlich, in welcher Form die Elemente bzw. Radionuklide im Meerwasser vorliegen.

Von den interessierenden Radionukliden der Spaltprodukte sind nur Strontium, Cäsium und Jod in ionaler Form im Meerwasser gelöst. Die Radionuklide der seltenen Erden, des Zirkonium, Niobium und Ruthenium sind an Schwebestoffe gebunden [10, 1]. Der Tabelle 1 ist zu entnehmen, daß die wichtigen induzierten Radionuklide meist ional oder kolloidal im Meerwasser gelöst sind. Eine Inkorporierung in die Pflanzen und Tiere des Meeres ist vor allem von den in Lösung befindlichen Radionukliden zu erwarten. Allerdings können die an Schwebestoffe gebundenen Radionuklide an Oberflächen absorbiert werden, so z.B. an der Oberfläche des Planktons oder an den Kiemen der Fische.

Indem das Plankton, zu dem auch die Meeresalgen gehören, gewisse Elemente durch seine Oberfläche aufnimmt oder daran absorbiert, kann es diese Elemente bzw. Radionuklide mehr oder weniger stark anreichern. Wie die Tabelle 1 ausweist, findet sich beim Plankton eine sehr hohe Anreicherung von Eisen, Phosphor und Jod; aber auch Zink und Kupfer werden beträchtlich angereichert. Experimentelle Untersuchungen haben ergeben, daß zum Meereswasser zugesetztes Zn-65 von Algen (*Nitzschia*) innerhalb von 10 Stunden zu über 98 % aus der Nährlösung entfernt wurde [16]. Unter praktischen Verhältnissen ist eine beträchtliche Anreicherung von Zn-65 im Makroplankton in dem Seegebiet des Pazifischen Ozeans beobachtet worden, in das sich der Columbia River ergießt [80, 81]. Für die Radionuklide der seltenen Erden wurde, ebenfalls unter praktischen Bedingungen, eine Anreicherung (etwa um den Faktor 100) im Plankton nachgewiesen, die wahrscheinlich vor allem auf Oberflächenabsorption zurückzuführen war [11]. Eine Anreicherung von Ru-106 im eßbaren Tang wird in dem Seegebiet gefunden, in das radioaktive Abfallprodukte von den Windscale Reaktoren in England eingeleitet werden [42]. Nach den Wasserstoffbombentesten bei den Marshallinseln im Frühjahr 1954 waren im Plankton dieses Gebietes 29 % der Aktivität auf Spaltprodukte (Zr-95, Nb-95, Ce-144, Pr-144) und 71 % auf induzierte Radionuklide der Elemente Zink, Kobalt, Eisen und Mangan zurückzuführen [14]. Bei Untersuchungen, die 13 Monate nach diesem Kernwaffentest durchgeführt wurden, machten Ce-144 und dessen Tochter Pr-144 im Plankton etwa 80 % der Gesamtaktivität aus [15].

Die Kontamination des Planktons ist die Hauptursache für die radioaktive Kontamination der vom Menschen verzehrten Fische und Krustentiere. Dabei nimmt jedoch im allgemeinen die Radioaktivität im Verlauf der Nahrungskette ab; denn einerseits ergibt sich bei kurzlebigen Radionukliden bereits ein Aktivitätsabfall, bevor sie noch in den Organismus der Großfische und Krustentiere eingebaut werden, und andererseits ist die Selektivität der tierischen Membranen im allgemeinen höher als die der Pflanzen, und daher nimmt die Zahl der Radionuklide in den späteren Gliedern der Nahrungskette ab [1]. Allerdings werden einige Radionuklide von den Tieren des Meeres höher angereichert als von den Pflanzen (vgl. Tabelle 1). Unter praktischen Bedingungen wurde in den Teilen des Pazifischen Ozeans, die im Bereich von Wasserstoffbombenexplosionen lagen, eine wesentlich höhere Radioaktivität bei Fischen beobachtet, die sich von Plankton ernährten, als bei Fischen, deren Nahrung aus tierischen Lebewesen bestand [41].

An Radionukliden wurden, nach den Wasserstoffbombentesten im Frühjahr 1954 bei den Marshallinseln, im gleichen Jahr Zn-65 und 1956 Fe-59 zum ersten Mal in Fischen nachgewiesen [6, 7]. Nachfolgende Untersucher fanden 1957 in Muscheln Co-60 und stellten fest, daß bis zu 80 % der Gesamtaktivität der Muscheln von diesem Radionuklid verursacht wurden [8]. Weitere Untersuchungen im gleichen Gebiet ergaben 1958, daß in Muscheln und Fischen im allgemeinen die Radioaktivität der Spaltprodukte nur einen geringen Bruchteil der Gesamtaktivität ausmachte; denn in den Fischen war Zn-65 und in den Weichteilen von Muscheln waren Co-60, Co-57, Co-58 und Mn-54 in abnehmender

Reihenfolge die wichtigsten Radionuklide [9]. Von anderen Untersuchern wurden diese Ergebnisse bestätigt, sie fanden 1958 in Fischen vorwiegend Zn-65 (40 %); Co-60, Co-57, Co-58 (28 %) und Fe-55 (26 %), die restlichen 6 % der Gesamtaktivität waren auf Mn-54 und Spaltprodukte zurückzuführen [12]. Experimentelle Untersuchungen ergaben, daß von verschiedenen Muschelarten Zn-65 sehr schnell und zu einer hohen Konzentration angereichert werden kann [16].

Bei andauerndem Zustrom von Radionukliden zum Meer würde voraussichtlich die Radioaktivität besonders auf dem Meeresgrund ansteigen, da die absinkenden Reste von abgestorbenen Tieren (z.B. Muschelschalen) zu einer Akkumulation von Radionukliden mit langer Halbwertszeit im Schlamm und Sand des Meeresbodens führen können.

### V.1.3 — Konzentrationsbereiche der Radioaktivität in Salzwasserfischen

Die von uns gefundenen Angaben über die Konzentrationsbereiche der Radioaktivität in den Fischen und Krustentieren des Meeres sind spärlich und erlauben daher nur eine sehr vorsichtige Interpretation. Es hat jedoch den Anschein, als ob die induzierten Radionuklide unter Umständen erstaunlich hohe Konzentrationen verursachen können. Im Pazifischen Ozean wurde z.B. drei Jahre nach Wasserstoffbombentesten in der Niere einer Muschel eine Fe-55-Aktivität von 500.000 pCi pro Gramm Frischgewicht ermittelt [13].

Andererseits ist die durch Spaltprodukte verursachte Radioaktivität in den Salzwasserfischen wahrscheinlich im allgemeinen sehr gering. In Fischen aus dem Oberflächenwasser des Pazifischen Ozeans wurden etwa 0,3 pCi Sr-90 pro Gramm Kalzium nachgewiesen [119]. Fische, die im Englischen Kanal gefangen wurden — in dem der Sr-90 Gehalt des Meerwassers etwa 0,15 - 0,2 pCi/Liter beträgt — enthielten 0,1 pCi Sr-90 pro Gramm Kalzium [118]. Wenn man davon ausgeht, daß von den Menschen in England täglich etwa 14 mg Kalzium durch den Verzehr von Fischen aufgenommen werden [119], dann ergibt sich daraus eine tägliche Aufnahme von 0,0014 pCi Sr-90 durch den Verzehr von Salzwasserfischen [118]. Die tägliche Aufnahme an Radioaktivität durch Cs-137 in Salzwasserfischen wird in England auf 0,02 pCi Cs-137 geschätzt [118]. Wenn man sich daran erinnert, daß in einem Liter Milch durchschnittlich 10 pCi Sr-90 und 50 pCi Cs-137 enthalten sind (vergleiche Konzentrationsbereiche der Radioaktivität in Milch und Milchprodukten), dann wird damit veranschaulicht, wie gering die Radioaktivität dieser Spaltprodukte im allgemeinen in den Salzwasserfischen ist.

## V.2 — Süßwasserfische

### V.2.1 — Wichtige Radionuklide

Im Prinzip sind für die Beurteilung der Radionuklide im Süßwasser die gleichen sieben Punkte maßgebend, die bei den Salzwasserfischen ausführlich diskutiert worden sind (vergleiche V.1 Salzwasserfische, V.2.1 Wichtige Radionuklide). Auch beim Süßwasser sind es vor allem die örtlichen Verhältnisse, die darüber entscheiden, welche Radionuklide in das Wasser gelangen, und grundsätzlich sind im Süßwasser die gleichen Radionuklide zu erwarten wie im Salzwasser. Die Aufnahme der Elemente bzw. Radionuklide durch die Pflanzen und Tiere verläuft jedoch im Süßwasser ganz anders als im Salzwasser, da die

Salzkonzentration in den Seen, Flüssen und Teichen viel geringer ist als im Meer. Im Gegensatz zum Meerwasser treten im Süßwasser außerdem große Schwankungen in der Art und Menge der gelösten Stoffe auf, und daher unterscheiden sich die für das Süßwasser wichtigen Radionuklide nicht nur wesentlich vom Salzwasser, sondern auch im Süßwasser verschiedenen Ursprungs kann sich die Bedeutung der einzelnen Radionuklide etwas verschieben. Die maximal mögliche Anreicherung eines Radionuklids in den Pflanzen und Tieren des Süßwassers läßt sich, wie im Meer, durch den Vergleich der Konzentration des stabilen Elementes im pflanzlichen bzw. tierischen Organismus und im Wasser voraussagen. Mit einer besonders hohen Anreicherung eines Radionuklids ist dann zu rechnen, wenn der Gehalt des betreffenden Elementes in den Pflanzen und Tieren relativ hoch und im umgebenden Wasser sehr niedrig liegt; es handelt sich dann um ein sog. Bioelement. Mit den Bioelementen werden im Süßwasser jedoch nicht nur die dazugehörigen Radionuklide angereichert, sondern auch Sr-90, Sr-89 und Cs-137, da diese Radionuklide mit den Bioelementen Kalzium bzw. Kalium chemisch und metabolisch nahe verwandt sind. Infolge der geringen Konzentration von Kalzium und Kalium im Süßwasser hat man daher hier — im Gegensatz zum Meer — für Strontium und Cäsium hohe biologische Anreicherungen gefunden [1, 22, 23]. Für Cs-137 wurden z.B. bei Algen Anreicherungsfaktoren von 1.500 bis 4.000 beobachtet, und im Fleisch von Fischen erreichte die biologische Anreicherung den Wert 10.000 [24]. Im Meerwasser sind dagegen für neun verschiedene Algenarten Anreicherungen, die nur um das 1,3- bis 3,1-fache über dem Gehalt von Cs-137 im Meerwasser lagen, ermittelt worden [1, 16].

Umfangreiche Untersuchungen über das Verhalten von Radionukliden in der Lebensgemeinschaft eines Flusses wurden am Columbia River, Washington, U.S.A., durchgeführt [17, 18, 19, 20], der, wie bereits mehrfach erwähnt, als Kühlwasser für die Hanford-Reaktoren benutzt wird. Während des Durchlaufens wird das Flußwasser im Reaktor radioaktiv kontaminiert, und zwar entstehen durch Neutronenstrahlen aus den Spurenelementen des Wassers induzierte Radionuklide, weitere Radionuklide stammen von Korrosionen an den Behältern der Brennelemente und anderen Reaktorteilen und schließlich können Radionuklide, die zu den Spaltprodukten gehören, durch Undichtigkeiten von den Brennelementen in das Kühlwasser gelangen. Nach dem Durchlauf wird das Kühlwasser, in dem sich vor allem Zn-65 und As-76 finden, wieder in den Columbia River eingeleitet [42]. Untersuchungen über das Verhalten der Radionuklide in einem See liegen vom White Oak Lake vor, der sich in der Nähe des amerikanischen Atomforschungszentrums Oak Ridge befindet [21]. Eine Zusammenstellung der bei diesen Untersuchungen gefundenen biologischen Anreicherungsfaktoren einiger Radionuklide wird in Tabelle 3 wiedergegeben. Beim Vergleich der Tabellen 1 und 3 ist zu berücksichtigen, daß es sich in Tabelle 1 nur um die theoretisch möglichen Anreicherungsfaktoren handelt, während in der Tabelle 3 die tatsächlich beobachteten Anreicherungsfaktoren wichtiger Radionuklide aufgeführt sind. Dennoch lehrt der Vergleich der beiden Tabellen, daß in den Süßwasserfischen bedeutend mehr Strontium, Natrium und Eisen als in den Fischen des Meeres angereichert werden kann. Die Anreicherung von Phosphor in den Weichteilen der Fische ist im Süß- und Salzwasser ähnlich, während sich Kupfer in den Salzwasserfischen vielleicht etwas höher anreichert als in den Fischen des Süßwassers.

Da bei den Süßwasserfischen eine technologische Bearbeitung nur in geringem Ausmaß in Betracht kommt, werden sich die Radionuklide in den frischen Fischen und in den Produkten kaum unterscheiden.

Aus diesen Ausführungen läßt sich folgern, daß wahrscheinlich die nachstehend aufgeführten Radionuklide für die Süßwasserfische (gemeint sind Fische und Krustentiere)

Tabelle 3  
UNGEFÄHRE BIOLOGISCHE ANREICHERUNGSFAKTOREN \*  
EINIGER RADIONUKLIDE IM SÜßWASSER

Radionuklid	Ort	Phyto- plankton	Faden- algen	Insekten- larven	Fische
Na-24	Columbia River	500	500	100	100
Cu-64	Columbia River	2 000	500	500	50
Seltene Erden	Columbia River	1 000	500	200	100
Fe-59	Columbia River	200 000	100 000	100 000	10 000
P-32	Columbia River	200 000	100 000	100 000	100 000
Sr-90	White Oak Lake	75 000	500 000	100 000	25 000
P-32	White Oak Lake	150 000	850 000	100 000	50 000

\* Die Anreicherungsfaktoren sind das Verhältnis der Konzentration des Radionuklids im Organismus (Frischgewicht) zur Konzentration im Wasser.  
Literaturstellen: 1, 25.

als potentiell wichtig anzusehen sind; sie werden in der Reihenfolge ihrer mutmaßlichen Bedeutung aufgeführt:

*Süßwasserfische:*

Strontium-90, Cäsium-137, Strontium-89, Eisen-55, Eisen-59, Phosphor-32.

*Produkte:*

Strontium-90, Cäsium-137, Strontium-89, Eisen-55, Eisen-59, Phosphor-32.

V.2.2 — *Inkorporierung der wichtigen Radionuklide in die Fische und Krustentiere des Süßwassers*

Als Folge der geringen Salzkonzentration tritt im Süßwasser die wenig spezifische Oberflächenadsorption der Ionen an Schwebestoffe stärker hervor als im Meer. Auch bei der Aufnahme der Radionuklide durch die Pflanzen in Teichen, Seen und Flüssen spielt die Oberflächenabsorption eine bedeutende Rolle; denn oft ist eine hohe Anreicherung im Plankton und auch in Schwämmen beobachtet worden, die auf eine Absorption der betreffenden Radionuklide an der ausgedehnten Oberfläche dieser Pflanzen und Tiere zurückzuführen war. Im allgemeinen enthalten die Pflanzen des Süßwassers, die das Anfangsglied der Nahrungskette für die vom Menschen verzehrten Fische und Krustentiere bilden, die größte Zahl von Radionukliden. Die Selektivität der tierischen Membranen ist meist höher als die von Pflanzen, und daher nimmt die Anzahl der Radionuklide in den späteren Gliedern der Nahrungskette ab. Bei Radionukliden mit kurzer Halbwertszeit kann außerdem der schnelle Aktivitätsabfall verhindern, daß sie in den Endgliedern der Nahrungskette noch in höheren Konzentrationen enthalten sind, das gilt z.B. für Cu-64 mit einer Halbwertszeit von 13 Stunden (vgl. Tabelle 3). Auch bei den Fischen des Süßwassers erfolgt die Aufnahme der Radionuklide entweder direkt aus dem Wasser, über die Kiemen und die Haut, oder die Radionuklide werden mit der Nahrung aufgenommen. Experimentelle Untersuchungen haben gelehrt, daß die Aufnahme der Radionuklide in überwiegendem Maße mit der Nahrung erfolgt, in der sie bereits angereichert sind. Der Stoffwechsel der Tiere wird stark durch die Wassertemperatur beeinflusst, und daher ist die Inkorporierung bzw. Anreicherung der Radionuklide im Sommer am höchsten und im Winter am niedrigsten [1, 118].

Als Beispiel der Verteilung der Radioaktivität in den Süßwasserfischen wird nachstehend eine Tabelle wiedergegeben, die die Verteilung der Radioaktivität in den verschiedenen Körperteilen von Fischen aufzeigt, die im Columbia River gefangen wurden.

Tabelle 4

VERTEILUNG DER RADIOAKTIVITÄT IN DEN VERSCHIEDENEN KÖRPERTEILEN VON SÜßWASSERFISCHEN AUS DEM COLUMBIA RIVER IN DEN U.S.A.

Körperteil	Relative Radioaktivität
Schuppen	180
Gräten	110
Leber	100
Nieren	90
Haut	90
Milz	85
Verdauungsorgane	60
Blut	60
Muskulatur	40
Fett	40

Literaturstellen: 1, 41.

Der Tabelle 4 ist zu entnehmen, daß die nicht der menschlichen Ernährung dienenden Körperteile (Schuppen, Gräten, Verdauungsorgane etc.) eine höhere relative Radioaktivität aufweisen als das Fett und die Muskulatur der Fische.

Nach dem Absterben der Pflanzen und Tiere gelangen deren Überreste auf den Grund der Gewässer und daher findet man die höchste Radioaktivität im Schlamm von stehenden Gewässern, von Flüssen und vor allem auch von Kläranlagen. Dies gilt insbesondere für Sr-90, das bevorzugt in den Gräten und Schalen angereichert wird, die nach dem Absterben der Fische bzw. Krustentiere auf den Grund der Gewässer absinken. In bewegtem Wasser kann Sr-90 auch von der Erde oder von Sandpartikeln absorbiert werden und es findet sich dann angereichert im Bereich der Ablagerung dieser Partikel [26, 40].

Durch Landtiere und Vögel wird ein Teil der Radioaktivität aus kontaminierten Flüssen und Seen herausgetragen. Wildenten z.B., die ihre Nahrung ausschließlich dem Columbia River in den U.S.A. entnehmen, reichern P-32 im Fleisch zu noch höheren Werten an als die Fische dieses Flusses. Eine Inkorporierung von Radionukliden des Süßwassers in Landtiere ist durch Trinkwasser möglich und auch durch die Verwendung von radioaktiv kontaminiertem Wasser von Flüssen zur Bewässerung landwirtschaftlicher Kulturen oder von Wiesen und Weiden [1, 17].

### V.2.3 — Konzentrationsbereiche der Radioaktivität in Süßwasserfischen

Über die Konzentrationsbereiche der Radioaktivität in den Fischen und Krustentieren aus Flüssen, Teichen und Seen konnten keine konkreten Angaben im verfügbaren Schrifttum gefunden werden. Der Tabelle 3 ist jedoch zu entnehmen, daß einige Radionuklide (Spaltprodukte oder auch induzierte Radionuklide) in den Süßwasserfischen hoch angereichert werden können, und daher muß unter besonderen Umständen, z.B. in der Nähe von bestimmten Reaktoranlagen, mit einer erheblichen Radioaktivität in diesen Fischen und Krustentieren gerechnet werden. Im allgemeinen jedoch dürfte die durch-

schnittliche Kontamination der Süßwasserfische recht gering sein, wenn sie auch wahrscheinlich etwas höher liegt als bei den Salzwasserfischen (vgl. Konzentrationsbereiche der Radioaktivität in Salzwasserfischen).

#### V.2.4 — *Schlußfolgerungen über die radioaktive Kontamination der Salz- und Süßwasserfische*

Der vorliegende Bericht über die radioaktive Kontamination der Fische und Krustentiere ist ein Versuch, dieses Problem in allgemeiner Form zu umreißen. Eine weitere, eingehende Studie über diese Frage erscheint notwendig, wobei insbesondere die bisher in Salz- und Süßwasserfischen beobachteten Konzentrationsbereiche der Radioaktivität sowie deren Veränderung während der technologischen Bearbeitung der Fische und Krustentiere einer speziellen Untersuchung bedürfen. Über die Veränderung der Radioaktivität während der technologischen Bearbeitung könnten auch eigene Untersuchungen ins Auge gefaßt werden, da vor allem die nur grobgeschätzte Konzentrationsveränderung der Radioaktivität während der Pökellung der Fische einer Überprüfung bedarf.

Allerdings ist die tägliche Aufnahme des Menschen an Radioaktivität durch den Verzehr von Fischen und Krustentieren im allgemeinen relativ gering, und zwar sowohl aufgrund eines durchschnittlich geringen Konsums von Fischen und Krustentieren pro Kopf der Bevölkerung, als auch vor allem infolge der im Durchschnitt geringen radioaktiven Kontamination dieser Nahrungsquelle des Menschen. Daher steht die Bearbeitung der Fische und Krustentiere, wie einleitend ausgeführt wurde, in der Priorität hinter der Milch, den Pflanzen, dem Fleisch, den Milchprodukten und den Eiern. Dabei stehen die Salzwasserfische in der Priorität der Bearbeitung vor den Süßwasserfischen, obwohl die radioaktive Kontamination der letzteren im allgemeinen etwas höher liegt; der Konsum an Salzwasserfischen pro Kopf der Bevölkerung übersteigt jedoch im Durchschnitt beträchtlich den Konsum von Süßwasserfischen.

Nun muß aber noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß bei der täglichen Aufnahme des Menschen an Radioaktivität mit Fischen und Krustentieren erhebliche Abweichungen von diesen nur im allgemeinen zutreffenden Verhältnissen gegeben sein können. Der weltweite Fallout wird in Flüssen, Seen und Ozeanen mit großen Wassermengen vermischt und wird daher von den Pflanzen und Tieren des Wassers nur in sehr verdünnter Konzentration aufgenommen. Dagegen wird auf dem Lande der weltweite Fallout in der Oberflächenschicht der Erdkruste konzentriert, in der sich auch die meisten Wurzeln der Landpflanzen befinden. Daher spielt der weltweite Fallout für die Kontamination des Wassers und der darin lebenden Pflanzen und Tiere nur eine vergleichsweise geringe Rolle. Ein ernst zu nehmender Grad der Kontamination des Wassers und der Lebewesen in diesem Milieu wird jedoch unter besonderen, lokalen Bedingungen erreicht, und zwar wenn im unmittelbaren Einflußbereich von Bombentesten oder Reaktoranlagen Radionuklide der Spaltprodukte in hoher Konzentration ins Wasser gelangen oder durch Neutronenstrahlen in großer Menge darin induziert werden.



## VI — VERÄNDERUNG DER RADIOAKTIVEN KONTAMINATION DER ROHPRODUKTE WÄHREND DER VERARBEITUNG (TECHNOLOGIE)

In diesem Kapitel soll die Behandlung, Verarbeitung und Lagerung der von Tieren stammenden Lebensmittel diskutiert werden.

### VI.1 — Milch

Durch die Behandlung der Milch mit Ionenaustauschern lässt sich der Gehalt an Radionukliden stark vermindern. Auch die Verarbeitung der Milch zu Milchprodukten sowie die damit einhergehende Lagerung können zu einer erheblichen Verminderung der Radionuklide führen. Letzteres ist sicherlich zutreffend für die Radionuklide mit kurzer Halbwertszeit (Te-132, J-131, Ba-140 und auch Sr-89). Dagegen kann die Konzentration von Cs-137 und Sr-90 in den Milchprodukten (z.B. Käse [35]) pro Gewichtseinheit (pCi/kg), infolge des Wasserentzuges, sogar höher liegen als bei der Milch. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß der Konsum an Milchprodukten im Durchschnitt der Bevölkerung längst nicht den Konsum an Milch erreicht, und daher wird auch von Cs-137 und Sr-90 mit der Milch mehr aufgenommen als mit den Milchprodukten. Folglich sind die Milchprodukte für unsere Aufgabenstellung von geringerer Bedeutung als die Frischmilch (vgl. I. Einleitung).

Die *Behandlung* der Milch mit *Ionenaustauschern* wird zur *Dekontamination* von Frischmilch angewandt. Dieses Verfahren wurde durch die Laboratoriumsergebnisse von Migicovsky [100, 77] in Kanada sowie durch deren Bestätigung durch Wissenschaftler in England und den U.S.A. angeregt und wird nunmehr vor allem in den U.S.A. für eine Anwendung in der Praxis ausgebaut. Die Entwicklungsarbeit in den U.S.A. wird gegenwärtig im Agriculture Center in Beltsville, Maryland, und im Public Health Engineering Center in Cincinnati, Ohio, durchgeführt und zielt darauf ab, ein industrielles Verfahren zu entwickeln, daß in der Praxis im Katastrophenfall zur Verfügung steht [40, 50]. Für die Leistung von Ionenaustauschern (exchange resins) ist ausschlaggebend, in welcher Form bzw. Verbindung die Radionuklide in der Milch vorkommen. J-131 liegt in einer in vivo kontaminierten Milch von Kühen und Ziegen zu über 90 % als Jodid vor, nur ein geringer Prozentsatz ist an Eiweißstoffe gebunden, und daher kann J-131 mit Ionenaustauschern der Milch leicht entzogen werden [31, 32, 49, 52, 59, 63, 93, 136]. Das radioaktive Strontium in der in vivo kontaminierten Milch von Ziegen ist zu über 80 % mit dem Kasein verbunden, nur ein kleiner Prozentsatz des verbleibenden radioaktiven Strontiums ist an andere Eiweißkörper gebunden [76, 52]; das mit dem Kasein verbundene Strontium ist austauschbar [77, 137, 138]. Über die Verbindung des Bariums und Cäsiums in der Milch ist wenig bekannt [52, 77]. Der erzielte Dekontaminationsgrad der Milch ist weiterhin abhängig von der Art und Menge des Ionenaustauschers sowie von der Durchlaufgeschwindigkeit und

dem pH-Wert der Milch. Die verwendeten Ionenaustauscher sollen für Jod, Strontium oder Cäsium eine besondere Affinität aufweisen, leicht regenerierbar sein, große Austauscherkapazität besitzen, keine wesentliche Beeinträchtigung der Milch bedingen und schließlich wirtschaftlich tragbar sein [92]. Von J-131 läßt sich mit einem stark basischen Anionenaustauscher (Deacidite FF) in der Chloridform 96 bis 98 % aus der Milch entfernen [93]. Für Strontium wird in der Literatur ein etwas unterschiedlicher Dekontaminationseffekt angegeben.

Von einem gemischten Ionenaustauscher wurden 85 bis 90 % des radioaktiven Strontiums der Milch entzogen [77]. Mit dem Kationenaustauscher Dowex-50-X-12 in der Na-Form konnten 90 % [97], bei Verwendung der Ca-Form 94 % [98, 99] des radioaktiven Strontiums aus der Milch entfernt werden, und mit Deacidite FF in der Ca-Form wurden sogar bis zu 98 % [93] des Radiostrontiums eliminiert. Bis zu 99,7 % des radioaktiven Strontiums wurden der Milch entzogen, durch einen dreimaligen Durchlauf, von jeweils 20 Minuten, durch 55 bis 60 g Kationenaustauscher pro Liter Milch [48]. Bei den in den U.S.A. durchgeführten Großversuchen ließ sich die Eliminierung des Strontiums von 60 auf über 90 % erhöhen, indem der pH-Wert der Milch von 6,6 auf 5,4 gesenkt wurde; nach dem Durchlaufen des Ionenaustauschers wird die Milch wieder auf den normalen pH-Wert von 6,6 eingestellt [50]. Schließlich sei noch erwähnt, daß auch mit dem Ionenaustauscher Zeocarb-225 radioaktives Strontium der Milch entzogen werden kann [2, 101]. Von Cs-137 wurden mit Kationenaustauschern 76 % [97] oder mehr als 90 % [77] aus der Milch entfernt. Die Untersuchungen mit Ionenaustauschern sind sowohl mit in vivo als auch mit in vitro kontaminierter Milch durchgeführt worden. Vom Strontium konnte aus einer in vivo kontaminierten Milch ein geringerer Prozentsatz [99], nach anderen Autoren [93, 100] der gleiche Prozentsatz, wie aus einer in vitro kontaminierten Milch entzogen werden. Die Behandlung der Milch mit Ionenaustauschern kann zu einer Veränderung des Ionengleichgewichtes [97] und vielleicht zu Vitaminverlusten [48] führen. Bei einer zweckmäßigen Durchführung des Ionenaustausch-Prozesses sollen jedoch weder die chemische Zusammensetzung noch der Geschmack der Milch wesentlich verändert werden [50, 100].

Der Einfluß einer Verarbeitung der Milch zu Milchprodukten auf die radioaktive Kontamination ist bisher unzureichend erforscht worden. Dies gilt vor allem für die in Europa hergestellten Milchprodukte und insbesondere für die verschiedenen Käsesorten.

Werden Milchprodukte aus einer mit J-131 kontaminierten Milch hergestellt, dann wird darin nur ein geringer Prozentsatz des radioaktiven Jods gefunden. Der durch Zentrifugieren von der Milch abgeschiedene Rahm enthält bereits weniger als 5 % des in der Milch enthaltenen J-131 und in der aus diesem Rahm hergestellten Butter wurden, nach wiederholtem Waschen, nur noch 0,9 % des J-131 der Milch nachgewiesen [31, 52]. In Milchkäse waren zu Beginn des Reifungsprozesses noch etwa 12 % des J-131 der Milch enthalten [31, 52]. In einer anderen Untersuchung wurden von dem von Kühen aufgenommenen J-131 etwa 0,01 % in der Butter und 0,26 % in der Buttermilch gefunden [43].

Vom Sr-89 und Sr-90 der Milch gehen nur 2 % in den Rahm über [102]. In der Butter liegt der Prozentsatz noch viel niedriger, denn praktisch alles Strontium (und Kalzium) ist in der Buttermilch enthalten [139]. Auch bei der Käseherstellung kann davon ausgegangen werden, daß das Strontium weitgehend dem Kalzium folgt und kaum eine Veränderung des Sr-Ca-Verhältnisses während der Verarbeitung zu erwarten ist [139]. In Käsesorten, in denen die Molke während der Säuerung ablaufen kann (Cottage-Käse-Typen) wird der Strontiumgehalt sehr gering sein, denn das Kalzium und Strontium werden während des Säuerungsprozesses dem Kaseinkomplex durch die Säuren entzogen [139]. In

anderen Käsesorten (Cheddar-Käse-Typen und Holländischer Käse) bleibt ein bedeutend höherer Prozentsatz des Kalziums und daher auch des Strontiums zurück [139]. Es ist vorgeschlagen worden, zur Entfernung des Strontiums die Milch so weit wie möglich zu entkalken und danach mit Mineralkalk zu versetzen [96] oder in einem späteren Stadium der Käseherstellung Mineralkalk zuzusetzen, um damit das Sr-Ca-Verhältnis zu verändern [139].

Über das Schicksal des *Cs-137* bei der Verarbeitung der Milch zu Milchprodukten ist sehr wenig bekannt. Es ist anzunehmen, daß das Cäsium dem Kalzium nicht so unbedingt folgt wie das Strontium. Das Cäsium soll jedoch auch zu einem hohen Prozentsatz in die Molke übergehen [92]. Es wird angenommen, daß im Käse nur 10 % des *Cs-137* der Milch enthalten sind [139].

Eine *Lagerung* der Milch bzw. Milchprodukte wird ebenfalls zur *Dekontamination* empfohlen. Vor der Lagerung soll die Milch gekühlt [50], gefroren [50], kondensiert [40, 50, 51], getrocknet [40, 50, 51, 94] oder zu Milchprodukten verarbeitet [40, 50] werden. Allerdings ist eine Dekontamination durch Lagerung nur zu erwarten bei den Radionukliden mit kurzer Halbwertszeit: *Te-132* (3,2 Tage), *J-131* (8 Tage), *Ba-140* (12,8 Tage) und unter Umständen auch bei *Sr-89* (50,5 Tage). Die meisten Berechnungen sind bisher über *J-131* angestellt worden. Wenn die Kontamination der Milch mit *J-131* nur gering ist, kann eine Lagerung über 8 Tage bereits ausreichen, da sich in dieser Zeit die Radioaktivität um 50 % vermindert. Pasteurisierte und homogenisierte Milch soll unter Kühlung ihre Qualität für 8 Tage bewahren [50]. In den U.S.A. rechnet man normalerweise mit 3 bis 4 Tagen, bevor die Milch zum Verbraucher kommt [50]. Enthält die Milch 20  $\mu\text{Ci}$  von *J-131* vor der Lagerung, dann wird darin nach 35 Tagen nur noch 1  $\mu\text{Ci}$  gefunden [40]. Die Lagerung von 14 bis 21 Tagen einer mit *J-131* kontaminierten Milch vermindert die Radioaktivität um 70 bis 85 %, eine Lagerung von 60 Tagen führt zu einer Verminderung von mehr als 99 % [50]. Bis die Kondensmilch in den U.S.A. den Konsumenten erreicht, vergehen etwa 2 Monate und diese Zeit würde folglich ausreichend sein, um das Produkt nahezu von *J-131* zu befreien [50]. Auch bei der Trockenmilch ist ein weitgehender Zerfall des *J-131* anzunehmen, bevor das Produkt zum Verbrauch kommt [50]. Nach einer starken Kontamination der Milch mit *J-131*, z.B. nach einer nuklearen Explosion, muß die Milch mindestens für 60 bis 90 Tage gelagert werden, bis sie von Kindern verzehrt werden kann [40]. Da bei den meisten Milchprodukten die Verarbeitung zu einer starken Verminderung der Radionuklide, sowohl mit kurzer als auch mit langer Halbwertszeit, führt und die übliche Lagerung der Milchprodukte noch eine weitere Abnahme der Radionuklide mit kurzer Halbwertszeit herbeiführen wird, ist die Verarbeitung der Milch zu Milchprodukten (insbesondere Butter) als eine sehr wirksame Methode der Dekontamination anzusehen.

Über den Strontiumsgehalt von *Milchprodukten* konnten nur wenige Angaben gefunden werden. Im kanadischen *Milchpulver* wurden z.B. durchschnittlich für *Sr-89* etwa 100 pCi/kg und für *Sr-90* etwa 25 pCi/kg ermittelt [123].

Desgleichen konnte über den *Cs-137*-Gehalt nur gefunden werden, daß in den U.S.A. in den Milchprodukten 1958 etwa 20 pCi *Cs-137* pro Kilogramm ermittelt wurden, während zur gleichen Zeit in der Milch 50 bis 150 pCi/Liter enthalten waren [52].

### *Schlußfolgerungen*

Die radioaktive Kontamination der Milchprodukte ist von geringerer Bedeutung als die Kontamination der Frischmilch (vgl. Seite 19). Für unsere Aufgabenstellung erscheint

es dennoch wichtig zu wissen, welcher Prozentsatz der Radioaktivität der Milch in den daraus hergestellten Milchprodukten zur Zeit des Verzehrs enthalten ist. Über Sahne und Butter liegen im Schrifttum bereits einige brauchbare Angaben vor, dagegen ist die Kenntnis des Gehaltes an Radioaktivität bei den kontinental-europäischen *Käsesorten* noch sehr dürftig. Für experimentelle Untersuchungen sollten drei repräsentative Käsesorten, mit einem unterschiedlichen *Demineralisationsgrad*, ausgewählt werden, die aus einer Milch mit bekannter Kontamination herzustellen sind und deren Radioaktivität nach der Herstellung und Reifung gemessen wird. Da *Ziegen-* und *Schafsmilch* für zahlreiche europäische Käsesorten Verwendung findet, sollten diese Untersuchungen nicht nur mit *Kuhmilch* durchgeführt werden. Von den Radionukliden interessieren für die Käseherstellung vor allem Sr-90, Sr-89 und Cs-137.

Bevor mit experimentellen Untersuchungen über die Veränderungen der Radioaktivität der Milch während der Verarbeitung zu Milchprodukten begonnen wird, sollte zuerst die methodisch wichtige Frage geklärt werden, ob eine Kontamination der Milch mit Radioelementen bereits im tierischen Organismus (*in vivo*) vorgenommen werden muß, oder ob die nachträgliche Kontamination einer Sammelmilchprobe (*in vitro*) die gleiche Bindung der Radioelemente an das Milcheiweiß und damit die gleiche Überführung in die Milchprodukte zur Folge hat.

Sollte letzteres zutreffen, würde die *in vitro* Kontamination möglich sein und dies würde die Methodik von Untersuchungen über Veränderungen der Radioaktivität der Milch während der Verarbeitung zu Milchprodukten wesentlich vereinfachen. Vergleichende Untersuchungen über den Einfluß der Kontaminationsmethode sollten sowohl mit Sr-90 als auch mit Cs-137 durchgeführt werden. In den Experimenten sollte die *in vivo* oder *in vitro* kontaminierte Milch das Radioelement möglichst in gleicher Konzentration enthalten. Für die *in vitro* Kontamination könnte die Zeit vom Zusatz des Radioelements bis zur Verarbeitung der Milch von Bedeutung sein und diese Frage verdient deshalb besondere Beachtung. Bei der Verarbeitung sollte sowohl die Labgerinnung als auch die Säuregerinnung berücksichtigt werden. Eine *in vitro* Kontamination der Milch ist einer *in vivo* Kontamination gleichzusetzen, wenn sich das Radioelement unabhängig von der Kontaminationsmethode im gleichen Prozentsatz im Laktoserum wiederfindet.

## VI.2 — Fleisch

Die klassischen Verfahren der technologischen Bearbeitung des Fleisches umfassen das Kühlen, Gefrieren, Erhitzen, Trocknen, Räuchern und Pökeln. Durch diese Bearbeitung wird eine Konservierung erreicht, d.h. das Fleisch bzw. die Fleischprodukte werden lagerfähig. Eine wesentliche Abnahme der Radioaktivität während der *Lagerung* ist jedoch bei Fleisch und Fleischprodukten nicht zu erwarten, da die wichtigsten Radionuklide (Cs-137, ferner Sr-90) eine sehr lange physikalische Halbwertszeit aufweisen. Wenn die Bearbeitung bzw. Konservierung des Fleisches mit einem *Wasserentzug* einhergeht (z.B. Rohwurst), dann ist im Fertigprodukt pro kg sogar eine höhere Radioaktivität zu erwarten als im Ausgangsfleisch. Allerdings wird bei derartigen Fleischprodukten der Konsum im Durchschnitt niedriger liegen als der Konsum von Frischfleisch und daher erfordern diese Produkte weniger Beachtung. Eine wesentliche Verminderung der Radioaktivität während der Bearbeitung des Fleisches könnte nur beim *Pökelprozess*, infolge Ionenaustausches, auftreten. Es ist bereits vorgeschlagen worden, durch einen besonders gesteuerten Pökelprozess eine Dekontaminierung des Fleisches zu versuchen [92]. Dabei

soll das Fleisch in nicht über 10 cm dicken Stücken in Lake eingelegt werden. Jeweils nach einem Zeitraum, der den Eintritt des Gleichgewichtszustandes erwarten läßt, sollte die Lake erneuert werden, und zwar so oft, bis mit den fleischeigenen Mineralsalzen auch das wasserlösliche Cs-137 praktisch entzogen worden ist, und statt dessen die mit der Pökellake angebotenen Salze in das Fleisch eingedrungen sind [92].

### Schlußfolgerungen

Wesentliche Parameter der *technologischen Verarbeitung* des Fleisches zu Fleischprodukten sind die Lagerung, Konzentrierung und der Ionenaustausch.

Aufgrund der langen physikalischen Halbwertszeit ist bei Cs-137 während der *Lagerung* der Fleischprodukte (z.B. Konserven, Gefrierfleisch) kaum eine wesentliche Abnahme der Radioaktivität zu erwarten. Eine durch Wasserentzug verursachte *Konzentrierung* des Fleisches während der Verarbeitung (z.B. Rohwurst, Trockenfleisch) kann zu einer Erhöhung der Radioaktivität pro Gewichtseinheit führen. Umfangreiche Untersuchungen über diese Frage erscheinen jedoch nicht notwendig, da sich der Effekt weitgehend vorausberechnen läßt. Die Frage des *Ionenaustausches* ist dagegen von größerem experimentellen Interesse; denn während des *Pökelprozesses* könnte es zu einem erheblichen Ionenaustausch und damit zu einer signifikanten Abnahme des Cs-137-Gehaltes des Fleisches kommen.

Schließlich sei im Zusammenhang mit den „Fleischprodukten“ noch einmal das *Fleisch- und Knochenmehl* erwähnt, das in der Tierernährung als Bei- oder Kraftfutter eine wesentliche Rolle spielt und das, aufgrund seines hohen Knochenanteils, ein ernst zu nehmender Faktor im Kreislauf von Sr-90 sein kann. Der Gehalt an radioaktivem Strontium im Fleisch- und Knochenmehl sollte näher untersucht werden. Da zu Fleisch- und Knochenmehl alle Fleischabfälle und daher auch die Schilddrüsen der Schlachttiere verarbeitet werden, wäre auch zu prüfen, wieviel J-131 in diesem Futtermittel zur Zeit der Verabreichung an die Nutztiere noch enthalten ist.

### VI.3 — Eier

In der verfügbaren Literatur waren keine Angaben über die Veränderung der radioaktiven Kontamination der Eier bei der Verarbeitung zu Eiprodukten (Eipulver, Gefrier- ei, Teigwaren, Backwaren etc.) aufzufinden. Allgemein ist jedoch zu erwarten, daß die Radioaktivität der Eier bei der Verarbeitung beeinflußt wird durch 1) die *Trennung* des Eies in seine Bestandteile (Schale, Eiweiß [Albumin] und Eigelb [Dotter]) und 2) die mit der Verarbeitung einhergehende *Lagerung* der Eier bzw. der Eiprodukte.

Im Abschnitt (b) wurde bereits ausgeführt, daß in den verschiedenen Bestandteilen des Eies etwa mit den folgenden Konzentrationen (+++ = sehr stark, ++ = stark, + = mäßig, (+) = gering) der wichtigen Radionuklide zu rechnen ist:

Tabelle 2  
KONZENTRATION DER WICHTIGEN RADIONUKLIDE  
IN DEN VERSCHIEDENEN BESTANDTEILEN DES HÜHNEREIES

Radionuklid	Eischale	Eigelb	Eiweiß
J-131	+	+++	(+)
Sr-90	+++	+	(+)
Cs-137	+++	(+)	+

Im Abschnitt (a) wurde bereits darauf hingewiesen, daß in den Eiprodukten, infolge der Lagerung, die Radionuklide mit kurzer Halbwertszeit nicht oder nur in sehr geringer Menge zu erwarten sind. Unter den für die von Tieren stammenden Lebensmittel wichtigen Radionukliden (vgl. II. Milch, Seite 11-19) haben eine relativ kurze Halbwertszeit: Te-132 (3,2 Tage), J-131 (8 Tage), Ba-140 (12,8 Tage) und auch im weiteren Sinne Sr-89 (50,5 Tage). Folglich sind von den wichtigen Radionukliden in den Eiprodukten vor allem Sr-90 und Cs-137 zu erwarten. Aus der Tabelle 2 ist zu entnehmen, daß diese beiden Radionuklide bevorzugt in der Schale abgelagert werden, die nicht der menschlichen Ernährung dient. Diese Überlegungen führen zu der Schlußfolgerung, daß durch die Eiprodukte wahrscheinlich Radionuklide nicht in wesentlicher Menge auf den Menschen übertragen werden. Allerdings ist in Eiprodukten die Eiweiß (Albumin) enthalten Cs-137 in mäßiger und Sr-90 in geringer Menge zu erwarten, während andererseits in Eiprodukten, die aus Eigelb (Dotter) hergestellt wurden, Sr-90 in mäßiger Menge und Cs-137 in geringer Menge nachweisbar sein wird (vgl. Tabelle 2).

Eischalen verdienen einiges Interesse in Zusammenhang mit der Tierernährung; denn nicht selten werden zerkleinerte Schalen wieder an Hühner als Kalziumquelle verfüttert. Dieses Verfahren erscheint jedoch bedenklich, da die Eischalen sowohl Sr-90 als auch Cs-137 in hoher Konzentration enthalten können (vgl. Tabelle 2) und durch die Verfütterung dem Kreislauf dieser beiden Radionuklide Vorschub leisten. Die Zufütterung von Mineralkalk wird der Verfütterung von Eischalen vorzuziehen sein. Ähnlich liegen die Verhältnisse bei der Verfütterung von Knochenmehl (vgl. III. Fleisch, Seite 25-30), da auch das Knochenmehl den Kreislauf von Sr-90 fördert.

#### VI.4 — Fische

##### VI.4.1 — Fische und Krustentiere des Meeres

Literaturangaben über die in diesem Abschnitt interessierende Frage konnten nicht gefunden werden. Es ist jedoch zu erwarten, daß für die Veränderung der Radioaktivität während der industriellen Bearbeitung der Salzwasserfische vor allem zwei Faktoren maßgebend sind:

- 1) Aufbewahrungszeit,
- 2) Konzentrationsveränderungen.

Ad 1) Gemeint ist die Aufbewahrungszeit, die vom Fang der Fische bis zum Verzehr der Fertigprodukte vergeht. Diese Aufbewahrungszeit ist abhängig vom angewandten technologischen Verfahren, sie kann kurz (z.B. Kühlen der Fische nach dem Fang bis zur Anlandung) oder relativ lang (z.B. Aufbewahrung der Fische in Konservendosen) sein und wird wie folgt geschätzt:

Tabelle 3

Technologisches Verfahren	Beispiel für die praktische Anwendung	Ungefähre, mittlere Aufbewahrungszeit
Kühlen	Fang bis Anlandung	15 Tage
Räuchern	Büekling	20 Tage
Gefrieren	Filet	30-180 Tage
Pökeln	Hering	150 Tage
Trocknen	Fischmehl	200 Tage
Erhitzen	Konserven	250 Tage

Radionuklide, deren Halbwertszeit mindestens dreimal geringer als diese Aufbewahrungszeiten ist, werden durch das betreffende technologische Verfahren wesentlich in ihrer Bedeutung vermindert, da nur noch 12,5 % ihrer Anfangsaktivität zum Zeitpunkt des Verzehrs der Produkte anzunehmen sind. Wenn z.B. in der Muskulatur eines Fisches zur Zeit des Fangs eine durch P-32 (Halbwertszeit 14 Tage) verursachte Radioaktivität von 10 000 pCi enthalten ist, dann wird diese Muskulatur nach einer Aufbewahrungszeit von 42 Tagen (z.B. als Gefrierfisch) nur noch eine durch P-32 verursachte Radioaktivität von 1 250 pCi (12,5 % der Anfangsaktivität) aufweisen. Die Tabelle 4 soll diese Beziehung für die für Salzwasserfische wichtigen Radionuklide veranschaulichen.

Tabelle 4

BEEINFLUSSUNG DER FÜR SALZWASSERFISCHE WICHTIGEN RADIONUKLIDE DURCH DIE MIT DEN ÜBLICHEN TECHNOLOGISCHEN BEARBEITUNGSVERFAHREN EINHERGEHENDEN AUFBEWAHRUNGSZEITEN

Radionuklid und Halbwertszeit in Tagen:	J-131 8	P-32 14	Fe-59 45	Co-58 72	Sr-90 104	Zn-65 245	Co-57 270	Mn-54 300	Fe-55 1 100	Co-60 1 900
Technologisches Verfahren und Aufbewahrungszeit in Tagen:	Einfluß auf das Radionuklid									
Kühlen 15	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Räuchern 20	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Gefrieren 30-180	O	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Pökeln 150	O	O	O	X	X	X	X	X	X	X
Trocknen 200	O	O	O	X	X	X	X	X	X	X
Erhitzen 250	O	O	O	O	X	X	X	X	X	X
X = Keine wesentliche Beeinflussung des Radionuklids; O = Signifikante Beeinflussung des Radionuklids.										

Ad 2) Gemeint sind Konzentrationsveränderungen der Radionuklide, bezogen auf ein Gramm Frischgewicht der Fische und Krustentiere des Meeres, die bei der Anwendung der verschiedenen technologischen Verfahren eintreten können. Dabei ist entweder an eine Konzentration der Radionuklide (z.B. bei der Herstellung von Fischmehl durch Trocknung) oder an deren Verdünnung (z.B. beim Ionenaustausch während der Pökellung) zu denken. Beim Kühlen, Gefrieren, Räuchern und Erhitzen werden wahrscheinlich nur geringe Konzentrationsveränderungen eintreten, dagegen könnte bei den Salzwasserfischen das Pökeln infolge Ionenaustausches eine auf etwa 40 % geschätzte Verdünnung gewisser Radionuklide verursachen, während beim Trocknen mit einer bis zu 70 %igen Konzentration sämtlicher Radionuklide zu rechnen ist. Diese Konzentrationsveränderungen können somit den Einfluß der Aufbewahrungszeit auf ein Radionuklid beim Pökeln um 40 % erhöhen und beim Trocknen um 70 % vermindern.

Unter Berücksichtigung sowohl der Aufbewahrungszeit als auch der Konzentrationsveränderungen kann geschlußfolgert werden, daß für die verarbeiteten Produkte der Fische und Krustentiere des Meeres die folgenden Radionuklide wichtig sind:

- Co-60 nicht beeinträchtigt durch die üblichen technologischen Verfahren
- Fe-55 nicht beeinträchtigt durch die üblichen technologischen Verfahren
- Mn-54 nicht beeinträchtigt durch die üblichen technologischen Verfahren

- Co-57 nicht beeinträchtigt durch die üblichen technologischen Verfahren
- Zn-65 nicht beeinträchtigt durch die üblichen technologischen Verfahren
- Sr-90 nicht beeinträchtigt durch die üblichen technologischen Verfahren
- Co-58 signifikant vermindert durch Pökeln und Erhitzen (Konserven)
- Fe-59 signifikant vermindert durch Pökeln und Erhitzen
- P-32 signifikant vermindert durch Pökeln, Trocknen und Erhitzen
- J-131 signifikant vermindert durch Pökeln, Trocknen und Erhitzen

Dabei ist mit signifikant eine Verminderung der Anfangsaktivität (zum Zeitpunkt des Fangs der Fische und Krustentiere) um 87,5 % gemeint, d.h. das Produkt enthält zum Zeitpunkt des Verzehrs weniger als 12,5 % der Anfangsaktivität.

#### VI.4.2 — Fische und Krustentiere des Süßwassers

Im Gegensatz zu den Salzwasserfischen ist bei den Fischen und Krustentieren des Süßwassers die technologische Bearbeitung sehr begrenzt; denn eine Verarbeitung zu Konserven und Fischmehl oder eine Pökellung und Räucherung kommen bei den Süßwasserfischen kaum in Betracht. Folglich ist bei Süßwasserfischen nicht mit den bei den Salzwasserfischen diskutierten langen Aufbewahrungszeiten (Konserven) oder Konzentrationsveränderungen (Trocknen, Pökeln) zu rechnen. Nur gelegentlich wird das Gefrieren (z.B. Forellen) angewandt, wobei die ungefähre, durchschnittliche Aufbewahrungszeit der gefrorenen Produkte jedoch nicht mehr als 20 Tage betragen wird. Süßwasserfische werden häufig gekühlt aufbewahrt, aber die dadurch ermöglichte Aufbewahrungszeit (vom Schlachten bis zum Verzehr der Fische) wird im allgemeinen 2 Tage nicht überschreiten. Bei der Diskussion der Veränderung der radioaktiven Kontamination der Salzwasserfische während der technologischen Bearbeitung sind wir von der Voraussetzung ausgegangen, daß nur Radionuklide, deren Halbwertszeit mindestens dreimal geringer als die üblichen Aufbewahrungszeiten ist, durch das betreffenden technologische Verfahren wesentlich in ihrer Bedeutung vermindert werden. Denn wenn die Aufbewahrungszeit der Fischprodukte dreimal höher als die Halbwertszeit des Radionuklids ist, dann sind zum Zeitpunkt des Verzehrs des Produktes nur noch 12,5 % der Radioaktivität — im Vergleich zur Radioaktivität der Fische zum Zeitpunkt des Fangs — vorhanden. Die Tabelle 5 soll diese Beziehung veranschaulichen (vergleiche auch Tabelle 4).

Tabelle 5

**BEEINFLUSSUNG DER FÜR SÜSSWASSERFISCHE WICHTIGEN RADIONUKLIDE  
DURCH DIE MIT DEN ÜBLICHEN TECHNOLOGISCHEN BEARBEITUNGSVERFAHREN  
EINHERGEHENDEN AUFBEWAHRUNGSZEITEN**

Radionuklid und Halbwertszeit in Tagen:	P-32 14	Fe-59 45	Sr-89 50,5	Sr-90 104	Fe-55 1 100	Cs-137 11 000
Technologisches Verfahren und Aufbewahrungszeit in Tagen:	Einfluß auf das Radionuklid					
Kühlen 2	X	X	X	X	X	X
Gefrieren 20	X	X	X	X	X	X
X = Keine wesentliche Beeinflussung des Radionuklids durch die Aufbewahrungszeit.						



Es läßt sich somit schlußfolgern, daß bei den Fischen und Krustentieren des Süßwassers die üblichen technologischen Verfahren keine Konzentrationsveränderung zur Folge haben und aufgrund der nur relativ kurzfristigen Aufbewahrungszeiten die radioaktive Kontamination der Süßwasserfische nicht signifikant verändern. Daher sind für die Fischprodukte dieselben Radionuklide bedeutungsvoll, die bei den frischen Süßwasserfischen als wichtig aufgeführt worden sind.

## VII — BIBLIOGRAPHIE

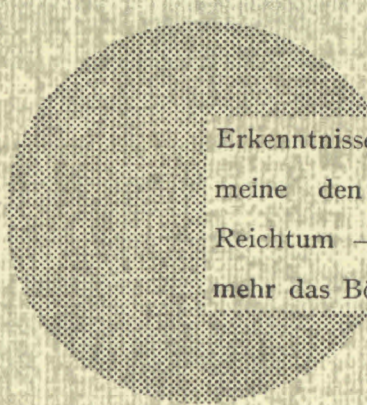
- [ 1 ] Ludwig F., „Radioaktive Isotope in Futter- und Nahrungsmitteln. Herkunft, Bestimmung, Bewertung“, *Thiemig-Taschenbücher*, Band 7, Verlag Karl Thiernig KG, München, 1962.
- [ 2 ] Bustad L., in: Symposium on Radioisotopes in the Biosphere, Section III, University of Minnesota, Minneapolis, 1960.
- [ 3 ] Dunster H.J., Howells H., Templeton W.L., „District surveys following the Windscale incident, October 1957“, *2. Genfer Konferenz*, 18, 296-308 (1958).
- [ 4 ] Healy J.W., „Radiation exposure to people in the environs of a major production atomic energy plant“, *2. Genfer Konferenz*, 18, 308-318 (1958).
- [ 5 ] Krumholz L.A., Goldberg E.D., Boroughs H., in: *The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries*, National Academy of Science, National Research Council, Washington 1957.
- [ 6 ] Kawabata T., „Radiological contamination of fish“, *Kagaku*, 24, 611-619 (1954).
- [ 7 ] Amano K., „Studies on the radioactivity in certain pelagic fish“, *IV. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.*, 21, 1261-1268 (1956).
- [ 8 ] Weiss H.V., Shipman W.H., „Biological concentration by killer clams of cobalt-60 from radioactive fallout“, *Science*, 125, 695 (1957).
- [ 9 ] Thomas C.W., *Radiochemical analysis of marine biological samples following the „redewing“ shot series, 1956*, USA-Report HW 58674 (1958).
- [ 10 ] Greendale A.E., Ballou N.E., *Physical state of fission product elements following their vaporisation in distilled water and sea water*, USA-Report USNRDL-436 (1954).
- [ 11 ] Hiyama Y., „Biological cycle of fission products considered from the viewpoint of contamination of marine organisms“, *1. Genfer Konferenz*, 13, 368-370 (1955).
- [ 12 ] Welander A.D., *Radiobiological studies of the fish collected at Rongelap and Ailinginae Atolls, July 1957*, USA-Report, UWFL-55 (1958).
- [ 13 ] Lowman F.G., *The occurrence and distribution of radioactive non-fission products in plants and animals of the pacific proving ground*, USA-Report UWFL-51 (1957).
- [ 14 ] Lowman F.G., *Radionuclides in plankton near the Marshall Islands, 1957*, USA-Report UWFL-54 (1958).
- [ 15 ] Revelle R., Schaefer M.B., in: *The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries*, National Academy of Sciences, National Research Council, Washington, 1957.
- [ 16 ] Boroughs H., Chipman W.A., Rice T.R., in: *The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries*, National Academy of Sciences, National Research Council, Washington, 1957.
- [ 17 ] Davis J.J., „Radioactive material in aquatic and terrestrial organisms exposed to reactor effluent water“, *2. Genfer Konferenz*, 18, 423-428 (1958).
- [ 18 ] Davis J.J., Watson D.G., Palmiter C.C., *Radiobiological studies of the Columbia River through December 1955*, USA-Report HW-36074 (1955).
- [ 19 ] Foster R.F., Davis J.J., „The accumulation of radioactive substances in aquatic forms“, *1. Genfer Konferenz*, 13, 364-367 (1955).
- [ 20 ] Kornberg H.A., „Radiation biology as a supporting function of atomic energy installations“, *2. Genfer Konferenz*, 18, 329-335 (1958).
- [ 21 ] Krumholz L.A., „Observation on the fish population of a lake contaminated by radioactive wastes“, *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, 110, 277-368 (1956).
- [ 22 ] Bidwell K.W.E., Foreman E.E., „Distribution of strontium-90 in pond weed and fish“, *Nature*, 180, 1195-1196 (1957).
- [ 23 ] Williams L.G., Swanson H.D., „Concentration of cesium-137 by algae“, *Science*, 127, 187-188 (1958).
- [ 24 ] Pendleton R.C., Hanson W.C., „Absorption of cesium-137 by components of an aquatic community“, *2. Genfer Konferenz*, 18, 419-422 (1958).
- [ 25 ] Krumholz L.A., Foster R.F., in: *The effects of atomic radiation on oceanography and fisheries*, National Academy of Science, National Research Council, Washington 1957.

- [26] Graul E.H., „Stoffwechsel radioaktiver Spaltprodukte und gegenwärtiger Stand der Dekorporierungstherapie“, *Wissenschaftliche Grundlagen des Strahlenschutzes*, Verlag G. Braun, Karlsruhe, 1957.
- [27] Kahn B., Straub C.P., Jones I.R., „Radioiodine in milk of cows consuming stored feed and of cows on pastures“, *Science*, 138, 1334-1335 (1962).
- [28] Squire H.M., Middleton L.J., Sansom B.F., Coid C.R., in: *Biological Science*, J.F. Loutit and R.S. Russel, Eds. (Pergamon Press, New-York, 1961), Vol. 3, 69-90.
- [29] Garner R.J., Sansom B.F., Jones H.G., *J. Agric. Sci.* 55, 283 (1960).
- [30] Garner R.J., Sansom B.F., *Vet. Res.*, 71, 670- (1959).
- [31] Lengemann F.W., Swanson E.W., *J. Dairy Sci.*, 40, 216 (1957).
- [32] Glascock R.F., „The secretion of a single tracer dose of labelled iodide in the milk of the lactating cow“, *J. Dairy Research*, 21, 318- (1954).
- [33] Garner R.J., „An assessment of the quantities of fission products likely to be found in milk in the even aerial contamination of agricultural land“, *Nature*, 186, 1063-1064 (1960).
- [34] Spector W.S., Ed., *Handbook of biological Data*, W.B. Saunders, Philadelphia, 1956, p. 267.
- [35] Kistner G., „Radioaktivität und Lebensmittel“, *Alimenta*, Nr. 1/1962, 3-8 (1962).
- [36] Nishita H., Romney E.M., Larson K.H., *Agric. Food Chem.*, 9, 101 (1961).
- [37] Tukey H.B., Wittwer S.H., Bukovac M.J., *Agric. Food Chem.*, 9, 105 (1961).
- [38] Hallden N.A., Fisenne J.M., Ong L.D.Y., Harley J.H., Rapport HASL 117.
- [39] *Agricultural Research Council*, Radiobiological Laboratory, Annual Report 1961-62, London, 1962.
- [40] USDA, *Radiological Training Manual*, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Issued February 1960, Revised July 1961.
- [41] Schunk J., *Die Wirkung der atomaren Detonationen auf den Menschen*, Verlag Warlich, Ahrweiler.
- [42] Neal W.T.L., „Sources and nature of environmental radioactive contamination“, in: *Proceedings of a Seminar on Agricultural and Public Health Aspects of Radioactive Contamination in normal and emergency situations*, Scheveningen, December 1961. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, 1962.
- [43] Comar C.L., „Uptake and retention of fission products in animals and man“, *USDA Radiological Training Manual*, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Feb. 1960, revised July 1961, pp. 187-190.
- [44] Herbst W., „Die radioaktive Kontaminierung der Umwelt des Menschen“, *Vitalstoffe - Zivilisationskrankheiten*, Band III, Heft 6 (32), Dezember 1962, der Internationalen Gesellschaft für Nahrungs- und Vitalstoff-Forschung, Hannover-Kirchrode, Bemeroderstraße 61.
- [45] Rust J.H., *J. Amer. Vet. Assoc.*, 140, 231- (1962).
- [46] Wisecup G.J., *J. Amer. Vet. Med. Assoc.*, 140, 236 (1962).
- [47] Demott B.J., Holt H.C., Cragle R.G., „Some changes in cation composition of milk caused by ion exchange treatment“, *J. Dairy Sci.*, 45, 1159-1164 (1962).
- [48] Aarkrog A., Rosenbaum H.C., „Removal of radiostrontium from milk“, *Nature*, 196, 767- (1962).
- [49] Murthy G.K., Gilchrist J.E., Campbell J.E., „Method for removing iodine-131 from milk“, *J. Dairy Sci.*, 45, 1066-1074 (1962).
- [50] Todd F.A., „Controlling radioactive fallout contamination“, *J. Dairy Sci.*, 45, 1543-1552 (1962).
- [51] Chadwick D.R., „Effects of radioactive contamination of the environment on public health“, *J. Dairy Science*, 45, 1552-1557 (1962).
- [52] Lengemann F.W., Comar C.L., „The metabolism of some fission products by farm animals“, *Proceedings of a Seminar on Agricultural and Public Health Aspects of Radioactive Contamination in normal and emergency situations*. Published by Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, 1962.
- [53] Lengemann F.W., Monroe R.A., Swanson E.W., *J. Dairy Sci.*, 38, 619 (1955).
- [54] Lengemann F.W., Swanson E.W., Monroe R.A., *J. Dairy Sci.*, 40, 387 (1957).
- [55] Squire H.M., Middleton L.J., Sansom B.F., Coid C.R., *Radioisotopes in Scientific Research*, Pergamon Press, London 1958, 4, p. 207.
- [56] Swanson E.W., Lengemann F.W., Monroe R.A., *J. Am. Sci.*, 16, 318 (1957).
- [57] Garner R.J., Jones H.G., *J. Agric. Sci.*, 55, 387- (1960).
- [58] Binnerts W.T., Lengemann F.W., Comar C.L., in preparation (1961).
- [59] Wright W.E., Christian J.E., Andrews F.N., *J. Dairy Sci.*, 38, 131- (1955).
- [60] Lengemann F.W., Unpublished Observation.
- [61] Bustad L.K., George L.A., Marks S., Warner D.E., Barnes C.H., Herde K.E., Kornberg H.A., *Rad. Res.*, 6, 380- (1957).

- [62] Perkinson J.D., Whitney I.B., Monroe R.A., Lotz W.E., Comar C.L., *Am. J. Physiol.*, 182, 383- (1955).
- [63] Reineke E.P., *J. Dairy Sci.*, 44, 937- (1961).
- [64] Monroe R.A., University of Tennessee U.S.A.E.C. A.R.P., Document no. ORO-145, p. 85 (1954).
- [65] Okonoski J., Lengemann F.W., Comar C.L., *Health Physics*, 6, 27- (1961).
- [66] Roche J., Michel O., Michel R., Marois M., *C.R. Soc. Biol. (Paris)*, 145, 1883- (1951).
- [67] Roche J., Dessruisseaux G., *C.R. Soc. Biol. (Paris)*, 145, 1831- (1951).
- [68] Straub C.P., *Hearings before the special Subcommittee on Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy Congress of the United States*, First Session on Fallout from Nuclear Weapons Tests, Vol. 2, 977- (1959), U.S. Gov. Printing Off. Washington.
- [69] Loutit J.F., Scott Russel R., A.E.R.E. Rpt. No. T 57/58, Part 5 (1959).
- [70] Comar C.L., Wassermann R.H., *Radioisotopes in the Biosphere*, Centre for Continuation Study, Univ. of Minn., Minneapolis (1960), p. 526.
- [71] Garner R.J., Jones H.G., Sanson B.F., *Biochem. J.*, 76, 572- (1960).
- [72] Wassermann R.H., Lengemann F.W., Comar C.L., *J. Dairy Sci.*, 41, 812- (1958).
- [73] Horstmann V.G., Selders A.A., Nicholson W.L., Hungate F.P., Bustad L.K., U.S.A.E.C., Biol. res. Ann. Rept., No. H.W.-47500 (1957).
- [74] Comar C.L., Wassermann R.H., Twardock A.R., „Secretion of calcium and strontium into milk“, *Health Physics*, 7, 69- (1961).
- [75] Cragle R.G., Demott B.J., „Strontium and calcium uptake and excretion in lactating dairy cows“, *J. Dairy Sci.*, 42, 1367-1376 (1959).
- [76] Twardock A.R., Prinz W.H., Comar C.L., *Arch. Biochem. Biophys.*, 89, 309 (1960).
- [77] Migicovsky B.B., *Radioisotopes in the Biosphere*, Centre for continuation study, Univ. of Minn., Minneapolis (1960), p. 293.
- [78] Comar C.L., ORO-133, Semi-Annual Progress Rept. Univ. Tenn. Agr. Res. Prog. (1954).
- [79] Liden K., *Acta Radiologica*, 56, 237- (1961).
- [80] Osterberg C., Small L., Hubbard L., „Radioactivity in large marine plankton as a function of surface area“, *Nature*, 197, 883-884 (1963).
- [81] Osterberg C., *Limnol/Oceanog.*, 7, 478- (1962).
- [82] Posin D.Q., Proc. Montana Acad. Sci. (Missonta) 3/4, 10 (1942-43).
- [83] Drea W.F., *J. Nutrit.*, 10, 351 (1935).
- [84] Drea W.F., *J. Nutrit.*, 16, 325- (1938).
- [85] Press R., *Nature*, 148, 753- (1941).
- [86] Zipf K., Schmid A., Gropp J., „Über das Vorkommen mit dem Futter aufgenommenen Strontiums im Hühnerei. I. Mitteilung. Ablagerung im Dotter“, *Zeitschrift für Ernährungswissenschaft*, 3, 27-32 (1962).
- [87] Zipf K., Schmid A., Fritz U., „Über das Vorkommen mit dem Futter aufgenommenen Strontiums im Hühnerei. II. Mitteilung. Ablagerung in der Schale“, *Zeitschrift für Ernährungswissenschaft* 3, 33-40 (1962).
- [88] Mayneord W.V., *Brit. J. Radiol.*, 23, 19- (1927).
- [89] Stuart und Weitzel, zit. n. Grzimek: *Das Eibuch*, Stuttgart, 6. Aufl., 1951.
- [90] Comar C.L., Driggers J.C., *Science*, 109, 282 (1949).
- [91] Spinks J.W.T., Berlie M.R., O'Neill J.B., *Science*, 110, 232- (1949).
- [92] Kotter L., *Zur Dekontamination von Lebensmitteln tierischer Herkunft*, Sonderdruck aus dem Kongressbericht des 2. Symposiums der International Association of Veterinary Food Hygienists (I.A.V.F.H.).
- [93] Cosslett, P., Watts R.E., *Removal of radioactive Iodine and Strontium from Atomic Energy Research Establishment*, Rept. 2881, Harwell, April 1959.
- [94] Wegener K.H., „Ausscheidung radioaktiver Substanzen mit der Milch“, *Berl. Münch. Tierärztl. Wschr.*, 72, 182- (1959).
- [95] Larson B.J., „Significance of strontium-90 in milk, II“, *J. Dairy Sci.*, 43, 1 (1960).
- [96] Caster W.O., „Strontium-90 hazard: Relationship between maximum permissible concentration and population“, *Mean. Science*, 125, 1291- (1957).
- [97] Nervik W.E., Kalkstein M.J., Libby W.F., *Purification of milk from calcium strontium with Dowex 50W resin*, University of California, Radiation Lab. UCRL-2674, 19.
- [98] Hall N.S., Easterly D.C., Demott B.J., Cragle R.J., Bell M.C.: „Strontium-90 can be removed from milk“. *Dairy Prod. J.* 66, 20 (1959).
- [99] Easterly D.G., Demott B.J., Cragle R.G., „Strontium in milk I. Removal by means of reserve-flow-ion-exchange“, *J. Dairy Sci.*, 43, 137 (1960).

- [100] Migicovsky B.B., „Removal of strontium and cesium from milk“, *Can J. Biochem. Physiol.* 37, 1287- (1959).
- [101] Davis P.S., „Separation of Sr-90 from calcium“, *Nature*, 183, 674- (1959).
- [102] Sauerbeck D., *Streifzug durch die Isotopenforschung in der amerikanischen Landwirtschaft*. Vortrag anlässlich der Tagung der Fachgruppe Isotopenforschung 1959, zit. b.E. Heiss: *Dt. Molkerei-Ztg.*, 80, 1723 (1959).
- [103] Hogue D.E., Pond W.G., Comar C.L., Alexander L.T., Hardy E.P., *J. Am. Sci.*, 20, 514- (1961).
- [104] Pecher C., *Proc. Soc. exp. Biol. and Med.*, 46, n91 (1941).
- [105] Comar C.L., Wasserman R.H., Nold M.M., *Proc. Soc. Exp. Biol. and Med.*, 92, 859- (1956).
- [106] Wasserman R.H., Comar C.L., Nold M.M., Lengemann F.W., *Am. J. Physiol.*, 189, 91 (1957).
- [107] Monroe R.A., Wasserman R.H., Comar C.L., *Am. J. Physiol.*, 200, 535 (1961).
- [108] Comar C.L., Russell R.S., Wasserman R.H., „Strontium-Calcium movement from soil to man“, *Science*, 126, 485-492 (1957).
- [109] Hood S.L., Comar C.L., *Arch. Biochem. Biophys.*, 45, 243- (1953).
- [110] Cragle R.G., *J. Dairy Sci.*, 44, 352- (1961).
- [111] Lebedinsky A.V., *U.N. Document A/AC. 82/G/R/50* (1956).
- [112] Wasserman R.H., Comar C.L., Twardock A.R., *Int. J. rad. Biol.* (1961).
- [113] Langham W., Anderson E.C., *Hearings before the Special Subcommittee on Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy*. Congress of the United States. First Session on Fallout from Nuclear Weapons Tests., Vol. 2, U.S. Govt. Printing Office, Washington, p. 1133 (1959).
- [114] Hardy E.P., Jr. Rivera J., Frankel R., *U.N. Doc. A/AC, 82/G/L*, 485 (1960).
- [115] Mraz F.R., *J. Nutrition*, 68, 655 - 51959.
- [116] Wasserman R.H., Comar C.L., *Radiation Res.*, 15, 70 (1961).
- [117] Winchester C.F., Comar C.L., Davis G.K., *Science*, 110, 302- (1949).
- [118] Templeton W.L., *The transfer of radionuclides from the environment through aquatic food products to man*. Seminar on Agricultural and Public Health Aspect of Radioactive Contamination in Normal and Emergency Situations. Published by the FAO Rome 1962, pp. 49-71.
- [119] Hiyama Y., *U.N.S.C., A/AC, 14/G/R*, 1957.
- [120] Agricultural research council, *Radiobiological Laboratory A.R.C.R.L.*, 5, 1961.
- [121] Bowen U.T., Sugihara T.T., *Nature* 186, 71-72 (1960).
- [122] U.S. Department of Health, Education and Welfare., Division of Pharmacology, Food and Drug Administration, *Cesium-137 and Strontium-90 in Foods*. IV, 81-85 (1963).
- [123] U.S. Department of Health, Education and Welfare, *Milk Surveillance.*, IV, 86-99 (1963).
- [124] Middleton L.J., *Influence of dietary composition on radionuclides intake*. Seminar on Agricultural and Public Health Aspects of Radioactive Contamination in Normal and Emergency Situations. Published by the FAO Rome 1962, p. 126-136.
- [125] Russel R.S., *Outline for discussion of the derivation on MPC's for human diet*. Seminar on Agricultural and Public Health Aspects of Radioactive Contamination in Normal and Emergency Situations. Published by the FAO, Rome 1962, p. 168-171.
- [126] U.S. Atomic Energy Commission, Health and Safety Laboratory. *Summary of available data on the strontium-90 content of foods and of total diets in the United States.*, HASL - 90, 1960.
- [127] Agricultural Research Council, *Surveys of Radioactivity in human Diet and Experimental Studies*. Report for 1960, ARCRL 5.
- [128] Aarkrog A., Lippert J., Environmental radioactivity in Denmark 1960. Danish Atomic Energy Commission, *Risø Report*, No. 23, June 1961.
- [129] Bundesministerium für Atomkernenergie und Wasserwirtschaft, *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung Bericht II*, 1960.
- [130] International Atomic Energy Agency, *Survey of Radioactivity in food consumed in Austria*. W/F 7, 15 June 1961, Vienna.
- [131] Langham W.H., Anderson E.C., „Cs-137 Biospheric contamination from nuclear weapons tests“. *Health Physics*, 2, 30-48 1959.
- [132] McNeal K.G., Trojan O.A.D., „The cesium-potassium discrimination ratio“. *Health Physics*, 4, 109-112 (1960).
- [133] „Report of committee II“ on permissible dose for internal radiation (1959). *Health Physics*, 3, 1-230 (1960).
- [134] Smeets J.G.P.M., *Etude du transfert des radionuclides des sources de pollution à l'homme. II. Transfert des radionuclides des aliments du bétail dans le lait et dans les produits laitiers*. Département de la Protection Sanitaire, Contrat d'association EURATOM/C.E.A., juin 1962.

- [135] Kahn B., Murthy G.K., Porter C., Hagee G.R., Kaches G.J., Goldin A.S.: *Rapid methods for estimating fission products concentrations in milk*. U.S. Department of Health, Education and Welfare. Public Health Service Publication, no. 999-R-2, March 1963.
- [136] Murthy G.K., Campbell J.E., „A simplified method for determination of I-131 in milk“. *Journal of Dairy Science*, 43, 1042 (1960).
- [137] Porter Ch., „Determination of strontium-90 in milk by an ion exchange method“. *Analytical Chemistry*, 33, 1306-1308 (1961).
- [138] Butler F.E., *Sr-90 monitoring at the Savannah River Plant*. U.S. Atomic Energy Commission Report DP-473 Office of Technical Services U.S. Department of Commerce, Washington 25, D.C. (May 1960).
- [139] *Report on the Research Program EURATOM-C.E.A.*, Committee Meeting of Experts in Wageningen on March 14 th, 1963.



Erkenntnisse verbreiten ist soviel wie Wohlstand verbreiten — ich meine den allgemeinen Wohlstand, nicht den individuellen Reichtum — denn mit dem Wohlstand verschwindet mehr und mehr das Böse, das uns aus dunkler Zeit vererbt ist.

Alfred Nobel

CDNA02287DEC

EURATOM - C.I.D.  
51-53, rue Belliard  
Bruxelles (Belgique)