

OEFZS--4633

# Kontaminationsmessungen in Österreich und Deutschland

K. Mück

---

OEFZS--4633

Juni 1992



# Kontaminationsmessungen in Österreich und Deutschland

9. Gemeinsame Deutsch-Österreichische Strahlenschutztagung  
11.-13. Juni 1992 in Wien

Konrad Mück

Hauptabteilung Strahlenschutz  
Bereich Lebenswissenschaften



# 1. Einleitung

Sechs Jahre nach dem Reaktorunfall in Block 4 des Kernkraftwerkes Tschernobyl stellt sich die Frage, wie sich die Strahlenbelastung durch den Unfall seither entwickelt hat und vor allem wie sie heute aussieht. Viele der damals freigesetzten und abgelagerten Radionuklide besaßen zwar kurze Halbwertszeiten, sodaß sie bis heute längst zerfallen sind und keinen Dosisbeitrag mehr liefern können. Dies gilt vor allem für die in der Anfangsphase mit vergleichsweise hohen Aktivitätskonzentrationen vorhandenen Radionuklide  $^{129m}\text{Te}$ ,  $^{132}\text{Te}$  und  $^{131}\text{I}$ , aber auch für eine Reihe anderer Radionuklide mit Halbwertszeiten von einigen Tagen bis einigen Monaten [13]. Jedoch wurden damals, wenn auch zu einem wesentlich geringeren Teil, auch Radionuklide mit relativ langen Halbwertszeiten, wie z.B.  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$ , freigesetzt, die bis heute nur teilweise zerfallen sind.

Das radiotoxischere  $^{134}\text{Cs}$ , das 1986 noch 57% der Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  ausmachte, und so damals noch 45% zur Dosis durch die Cäsiumisotope beitrug [8], ist wegen seiner kürzeren Halbwertszeit von 2,06 Jahren seit Mai 1986 bereits auf 8,5% der heutigen Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  zerfallen und trägt somit nur mehr in geringem Ausmaß zur Dosis durch die Cäsiumisotope bei (- 12 %).

Nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl kam es nicht nur zu einem Fallout in unmittelbarer Umgebung des Kraftwerks, sondern die bei dem Unfall freigesetzten Radionuklide wurden weltweit vertragen und auch abgelagert. Für die außerhalb der GUS-Staaten kontaminierten Gebiete soll hier repräsentativ die Ablagerung in Österreich und Deutschland behandelt werden. Dies nicht nur, weil es für den Zuhörerkreis wohl am interessantesten ist, sondern weil Österreich eines der Länder mit der höchsten Dosis außerhalb der GUS war. Umgekehrt kam Deutschland in seinem Südteil zwar diesen Werten nahe, lag im Mittel jedoch erheblich darunter und kann als repräsentativ für viele niedrig kontaminierte Staaten außerhalb der GUS-Staaten gelten [25].

Eine solche weltweite Freisetzung ist nicht alleine für den Tschernobylunfall typisch, sie wurde bereits in den Fünfziger- und Sechziger-Jahren nach den atmosphärischen Kernwaffentests beobachtet. Auch damals kam es zu einer weltweiten Kontamination, wobei auch damals die gleichen Radionuklide, allerdings in stark unterschiedlicher Menge und Zusammensetzung freigesetzt wurden. Abb.1 zeigt, daß die insgesamt Freisetzung sowohl an  $^{90}\text{Sr}$  als auch an  $^{137}\text{Cs}$  bei den Kernwaffentests etwa 25 bis 60fach höher war als nach Tschernobyl [24,25], wobei die relative  $^{90}\text{Sr}$ -Deposition im Vergleich zur der von  $^{137}\text{Cs}$  wesentlich höher war. Die nach Tschernobyl unbedeutende Pu-Deposition war durch die Kernwaffentests etwa 1000 mal höher [24.25], soll jedoch hier außer Betracht bleiben.

	Insgesamte Deposition [ $10^{16}$ Bq]		
		$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$
Kernwaffen- tests	global	60,4	96,6
	nördliche Hemisphäre	46,0	73,6
	südliche Hemisphäre	14,4	23,0
Tschernobyl- unfall	global	1,0	3,8
	Europa	0,8	3,0

Tab. 1 Ingesamte Deposition an  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  nach den Kernwaffentests und nach dem Reaktorunfall [12,24,25]

Allerdings war die weltweite Verteilung nach den Kernwaffentest gleichmäßiger, während nach dem Reaktorunfall Tschernobyl ein Großteil der Aktivität in Europa, und hier wieder in Zentral- und Osteuropa abgelagert wurde. Dementsprechend unterschiedlich sind auch die pro Fläche deponierten Aktivitätsmengen in den verschiedenen Ländern, wie aus Tab. 2 ersichtlich.

Trotz unterschiedlicher Depositionswerte und eines unterschiedlichen  $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ -Verhältnisses kann aus den Beobachtungen nach dem Kernwaffenfallout auf das Langzeitverhalten der beiden Radionuklide auch nach dem Tschernobylfallout geschlossen werden. Demnach sollte sich auch nach Tschernobyl ein wesentlich schnelleres Abklingen der Verfügbarkeit dieser beiden Radionuklide in der Biosphäre und damit in den Nahrungsmittelpfaden bis zum Menschen ergeben als der physikalischen Halbwertszeit entspricht. Nach den Kernwaffentests wurde für  $^{90}\text{Sr}$  eine effektive Halbwertszeit von 8,5 Jahren, für  $^{137}\text{Cs}$  eine solche von 4,5 Jahren statt der physikalischen von 28,5 bzw. 30,1 Jahren ermittelt [15].

Land	Kumulative Deposition [kBq/m <sup>2</sup> ]			
	$^{137}\text{Cs}$		$^{90}\text{Sr}$	
	Tschernobyl	Kernwaffen- tests	Tschernobyl	Kernwaffen- tests
Österreich	23	5,2	0,9	3,3
D. Nord	2,0	4,6	0,8	2,9
D. Süd	16	5,0	0,6	3,2
UK	1,4	4,1	0,04	2,6
USA	0,03	2,6	0,001	1,6

Tab. 2 Vergleich der kumulativen Deposition in einigen Ländern [25]

## 2. Abnahme der $^{137}\text{Cs}$ -Verfügbarkeit

Nach einem radioaktiven Fallout ergibt sich eine Abnahme der radioaktiven Kontamination in der Anfangsphase vor allem durch radioaktiven Zerfall kurzlebiger Radionuklide wie  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{131}\text{I}$  u.a.. Diese Nuklide mit Halbwertszeiten zwischen 20 h und 40 Tagen bewirken eine Reduktion der Ingestionsdosis in den ersten 14 Tagen auf etwa ein Drittel [10], falls der Konsum von Frischgemüse nicht ohnedies untersagt wurde.

Aber auch bei den Radionukliden mit langen Halbwertszeiten ist eine erhebliche Reduktion der Ingestionsdosis zu beobachten. Für diese ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$ ) ergibt sich eine zeitliche Abnahme der Verfügbarkeit und damit der Aktivitätskonzentration in Nahrungsmitteln über den radioaktiven Zerfall hinaus vor allem durch folgende Effekte [17]:

- Verdünnung durch Pflanzenwachstum nach Direktkontamination
- Geringere Aktivitätskonzentrationen in Teilen der Pflanze, die ursprünglich nicht direkt kontaminiert waren, später jedoch durch Translokation innerhalb der Pflanze kontaminiert werden
- Geringer Transfer aus dem Boden in die Pflanze führt zu geringeren Aktivitätskonzentrationen als bei Direktkontamination

- Zunehmende Verlagerung des Cäsiums im Grasfz in den Bodenbereich und damit Verringerung der Cäsiumverfügbarkeit im Futterteil der Pflanze
- Zunehmende Bindung des Cäsiums im Boden führt zu einer Verringerung des Transfers aus dem Boden in die Pflanze
- Verlagerung von Cäsium in tiefere Bodenschichten und damit Entzug aus dem Wurzelbereich

All diese Effekte führen zu einer erheblich schnelleren Entfernung des Cäsiums aus dem für die Nahrungsmittel des Menschen relevanten Teil der Biosphäre als dem radioaktiven Zerfall entspricht. Während aber die ersten drei Effekte im wesentlichen nur im ersten Jahr nach der Direktkontamination wirksam sind, bewirken die letzten drei Effekte auch in den Folgejahren eine, wenn auch langsamere Abnahme der <sup>137</sup>Cs-Verfügbarkeit in Futter- und Nahrungsmitteln und damit der Ingestionsdosis des Menschen.

Aber auch die externe Dosis durch das abgelagerte Cäsium wird durch die Verlagerung in tiefere Schichten bzw. durch Abwascheffekte von der Oberfläche schneller verringert als der physikalischen Halbwertszeit entspricht[6,16].

Ein wichtiges Beispiel für die Reduktion der <sup>137</sup>Cs-Verfügbarkeit in der Biosphäre kann aus Abb. 1 ersehen werden. In dieser ist die Abnahme der Konzentration in Bewuchs (Gras) in verschiedenen Bundesländern Deutschlands in den Jahren 1986 – 89 dargestellt [21,22,23,1]. Da die weitere Verfügbarkeit in Nahrungsmitteln, die durch Verfüttern von Gras erzeugt werden (Milch, Fleisch) direkt mit der <sup>137</sup>Cs-Konzentration in den Futtermitteln, und damit in vielen Gegenden mit der von Gras korreliert ist [19], ergibt sich auch eine vergleichbare Abnahme der <sup>137</sup>Cs-Verfügbarkeit in wichtigen Grundnahrungsmitteln.

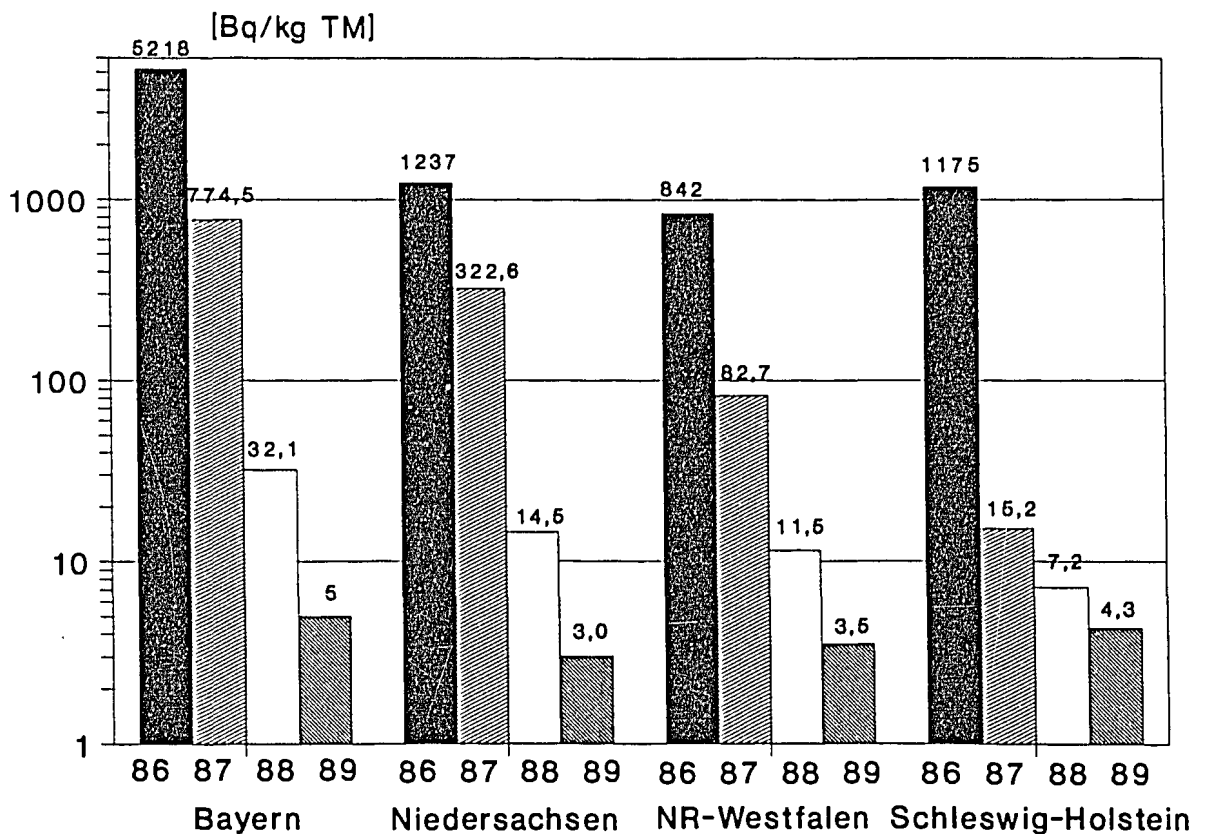


Abb. 1 Mittlere Aktivitätskonzentration in Bewuchs [Bq/kg TM] nach [21,22,23,1]

Eine ähnliche Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Verfügbarkeit ist auch in anderen Nutzpflanzen zu erwarten.

### 3. Aktivitätskonzentrationen in wichtigen Nahrungsmitteln

Im folgenden soll der Aktivitätsverlauf in wichtigen Nahrungsmitteln seit 1986 dargestellt werden. Dabei erfolgt aus Platzgründen eine Beschränkung auf die für die Ingestionsdosis maßgeblichen Hauptnahrungsmittel. Da einige für den menschlichen Konsum unbedeutende Nahrungsmittel (Pilze, Süßwasserfische) wegen ihrer im Vergleich zu Grundnahrungsmitteln höheren Konzentrationswerte nach dem Tschernobylunfall jedoch stark in der öffentlichen Diskussion waren, sollen auch diese kurz gestreift und in ihrem Beitrag zur Ingestionsdosis berücksichtigt werden.

Bei einigen Nahrungsmitteln wird der gesamte Aktivitätsverlauf seit den Kernwaffentests in den Sechzigerjahren dargestellt, um einen Vergleich der Werte nach Tschernobyl mit denen nach den Kernwaffentests zu ermöglichen.

#### 3.1 Milch

Abb. 2 zeigt die durchschnittliche  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Milch von 1986 bis 1992. Der Verlauf ist charakterisiert durch eine starke Abnahme nach der Direktkontamination von Gras Anfang Mai 1986 bis Oktober dieses Jahres [8]. Diese resultiert im wesentlichen aus Verdünnungseffekten durch Pflanzenwachstum, zu einem geringen Teil auch durch Verlagerung von Cäsium in den Boden. Ab November ergibt sich eine neuerliche Zunahme der Konzentration. Diese erhöhte Konzentration, die nur etwa die Hälfte der Maximalwerte im Mai erreicht, hält den ganzen Winter bis Mai 1987 an [8,9]. Sie ist eine Folge der Verfütterung von Heu, das zu etwa zwei Drittel aus dem Erntezeitraum Mai/Juni 1986 stammt und somit höher kontaminiert ist als das im September und Oktober verfütterte Gras.

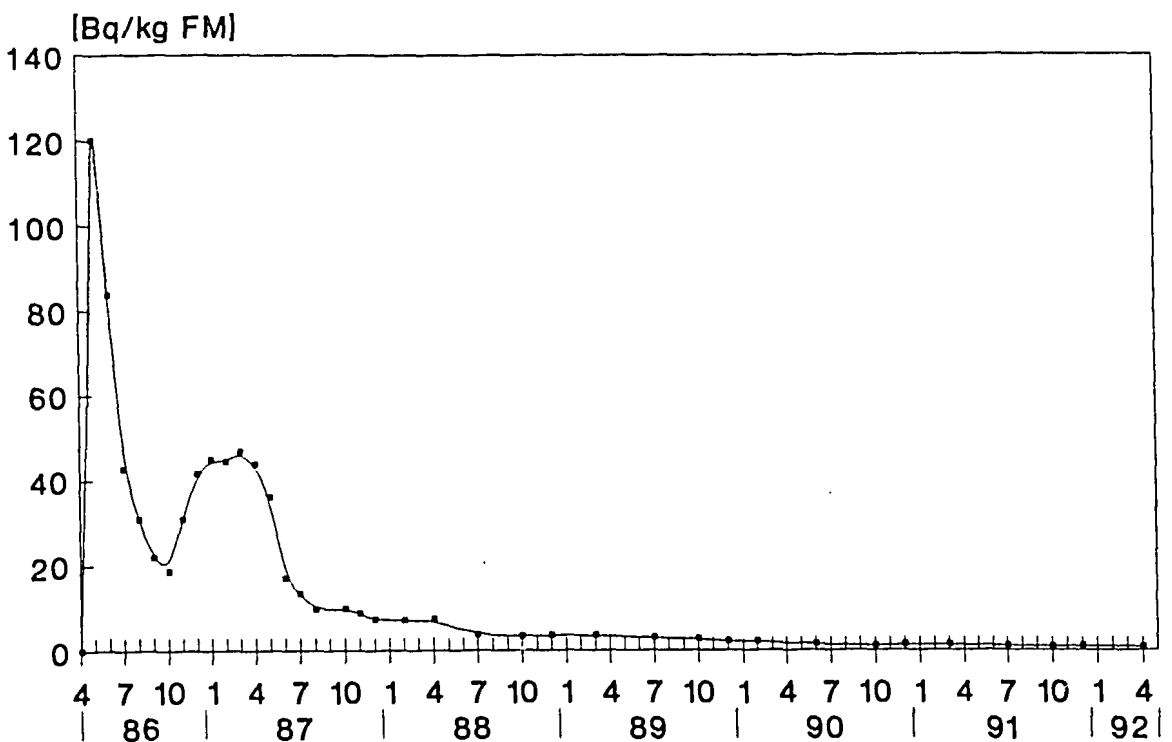


Abb. 2 Mittlere  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Milch in Österreich

Mit dem Beginn der Fütterung von frischem Gras im Mai 1987, das einen wesentlich niedrigeren Kontaminationsgrad aufweist, geht auch die  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Milch stark zurück. Im Herbst 1987 sinkt sie auf etwa 8 % der Spitzenwerte im Mai 1986, bzw. etwa 22 % der durchschnittlichen Konzentration im ersten Jahr ab [9].

Auch in den folgenden Jahren erfolgt eine weitere Abnahme der Konzentration, die aus einem weiteren Auswaschen des Cäsiums aus der Gras- und Wurzelzone in tiefere Bodenschichten resultiert. Die Abnahme in den folgenden Jahren ist jedoch nicht gleichförmig, sondern erfolgt mit ähnlichen jahreszeitlichen Schwankungen wie im ersten Jahr [20], wenn man von Spitzenwert der Direktkontamination absieht. Mit Beginn der Grasfütterung im Frühling sinkt die Aktivitätskonzentration jeweils beträchtlich ab. Nach einem Minimalwert im Herbst ergibt sich im Winter wieder ein leichter Anstieg, der aus dem Verfüttern des alten Heus resultiert, im nächsten Frühjahr erfolgt dann wieder ein kräftigeres Absinken. Dieser Zyklus ist auch in den nächsten Jahren zu erwarten, wobei sich eine weitere Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentration ergeben wird.

Die insgesamt Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Verfügbarkeit in den Folgejahren nach Tschernobyl war wesentlich höher als ursprünglich erwartet. Nach den Kernwaffentests wurde eine Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Zufuhr beim Menschen mit einer effektiven Halbwertszeit von 4,5 Jahren beobachtet [15]. Von 1987 bis 1992, also nach dem Ende der Direktkontaminationsphase, zeigt sich eine Reduktion der Aktivitätskonzentration auf 7 %. Dies entspricht einer effektiven Halbwertszeit von nur 1,54 Jahren. Es ist allerdings erst durch Untersuchungen in den folgenden Jahren zu zeigen, ob dieser Trend auch in Zukunft anhält oder ob sich auf längere Sicht die Abnahme auf eine Halbwertszeit wie nach den Kernwaffentests einpendeln wird.

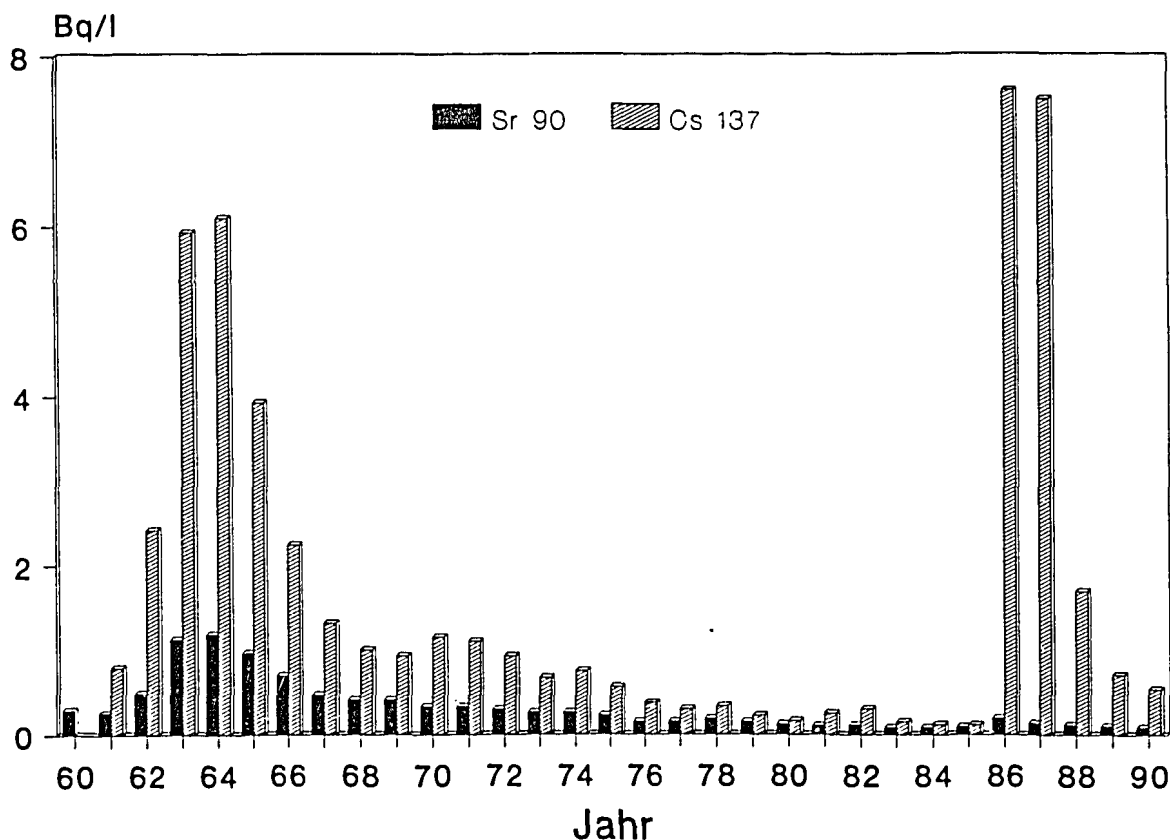


Abb. 3 Mittlere Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{90}\text{Sr}$  in Milch in der Bundesrepublik Deutschland [26]

Eine Erklärung für die wesentlich stärkere Abnahme nach dem Reaktorunfall wäre, daß die Deposition von  $^{137}\text{Cs}$  nach dem Reaktorunfall nur über einen sehr kurzen Zeitraum von einigen Tagen dauerte, nach den Kernwaffentests als Folge der Verfrachtung der Nuklide in höhere Luftschichten jedoch über Jahre erfolgte und so auch in den Folgejahren noch immer eine gewisse Direktkontamination durch Ablagerung aus der Luft gegeben war. Außerdem waren auch nach Ende der großen Testserien einzelne oberirdische Versuche von kleineren Staaten (Frankreich, China), die zu einer zusätzlichen Kontamination aus der Luft führten [25].

Die durchschnittliche  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Milch beträgt heute in Österreich nur mehr etwa 0,8 Bq/l. Das ist 0,7 % des Spitzenwertes im Mai 1986 bzw. 1,8 % der durchschnittlichen Konzentration im ersten Jahr nach dem Unfall. Dementsprechend liegt auch die Zufuhr von  $^{137}\text{Cs}$  über die Milch nur mehr bei weniger als ein Hundertstel der Zufuhr nach dem Tschernobylunfall.

Ein ähnlicher Verlauf der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Milch zeigt sich auch in der Bundesrepublik Deutschland [26]. Dies ist in Abb. 3 ersichtlich, wobei allerdings nur Mittelwerte\* bis 1990 zur Verfügung standen. Der weitere Verlauf sollte sich jedoch nicht von dem in Österreich unterscheiden.

Aus Abb. 3 ist auch der insgesamt Aktivitätsverlauf seit 1960 und damit auch der Einfluß der Kernwaffentests zu ersehen. Für Deutschland zeigen sich nach den Kernwaffentests wie nach dem Reaktorunfall zum Zeitpunkt der höchsten Kontamination etwa gleich hohe Aktivitätskonzentrationen in Milch. Nach dem Tschernobylunfall ist, ähnlich wie in Österreich, eine stärkere Abnahme nach den höchsten Werten (kürzere effektive Halbwertszeit) als nach den Kernwaffentests beobachtbar, was ebenfalls durch das Ausbleiben einer weiteren Deposition aus der Luft nach dem Tschernobylunfall erklärbar ist.

Die Abnahme der  $^{90}\text{Sr}$ -Konzentration nach den Kernwaffentests ist langsamer als für  $^{137}\text{Cs}$ , wie bereits in einer anderen Arbeit gezeigt wurde [15]. Dies resultiert aus der höheren Mobilität des  $^{90}\text{Sr}$  im Boden sowie dem durchschnittlich höheren Transferfaktor Boden/Bewuchs. Nach dem Tschernobylunfall ist die Abnahme der  $^{90}\text{Sr}$ -Zufuhr kaum beobachtbar, weil der  $^{90}\text{Sr}$ -Fallout nach Tschernobyl so gering war, nämlich weniger als 4 % des  $^{137}\text{Cs}$ -Fallouts [11], und daher die im Gras und damit in der Milch vorhandene  $^{90}\text{Sr}$ -Aktivität vor allem auf das Altstrontium aus den Kernwaffentests zurückzuführen war. Dies ist zugleich ein weiterer Beweis für den vernachlässigbar geringen Beitrag von  $^{90}\text{Sr}$  zur Gesamtdosis nach Tschernobyl, wie bereits in früheren Arbeiten gezeigt [11].

### 3.2 Fleisch

Abb. 4 zeigt die Aktivitätskonzentration von  $^{137}\text{Cs}$  in den wichtigsten Fleischarten in der Bundesrepublik, die ebenfalls durch eine erhebliche Abnahme nach Tschernobyl gekennzeichnet ist. Für Rindfleisch ist ein Rückgang von 1986 bis 1989 auf etwa 7 % gegeben. Dies ist mit der Abnahme in Milch vergleichbar, wobei dieses gleiche Verhalten von Milch und Rindfleisch durchaus zu erwarten ist, da beide Produkte vornehmlich aus der Fütterung von Gras resultieren, und somit der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätsverlauf im wesentlichen durch den Konzentrationsverlauf in Gras charakterisiert ist. Aus dieser Vergleichbarkeit läßt sich auch bis 1992 ein Rückgang in Fleisch auf 2,2 % abschätzen.

---

\*die Mittelwerte berücksichtigen aus Vergleichbarkeitsgründen nur die alten Bundesländer, jedoch dürfte eine Mittelwertbildung einschließlich der FNL keine signifikant anderen Werte liefern. Insbesondere ist keine unterschiedliche Aussage in bezug auf den relativen Aktivitätsverlauf zu erwarten.



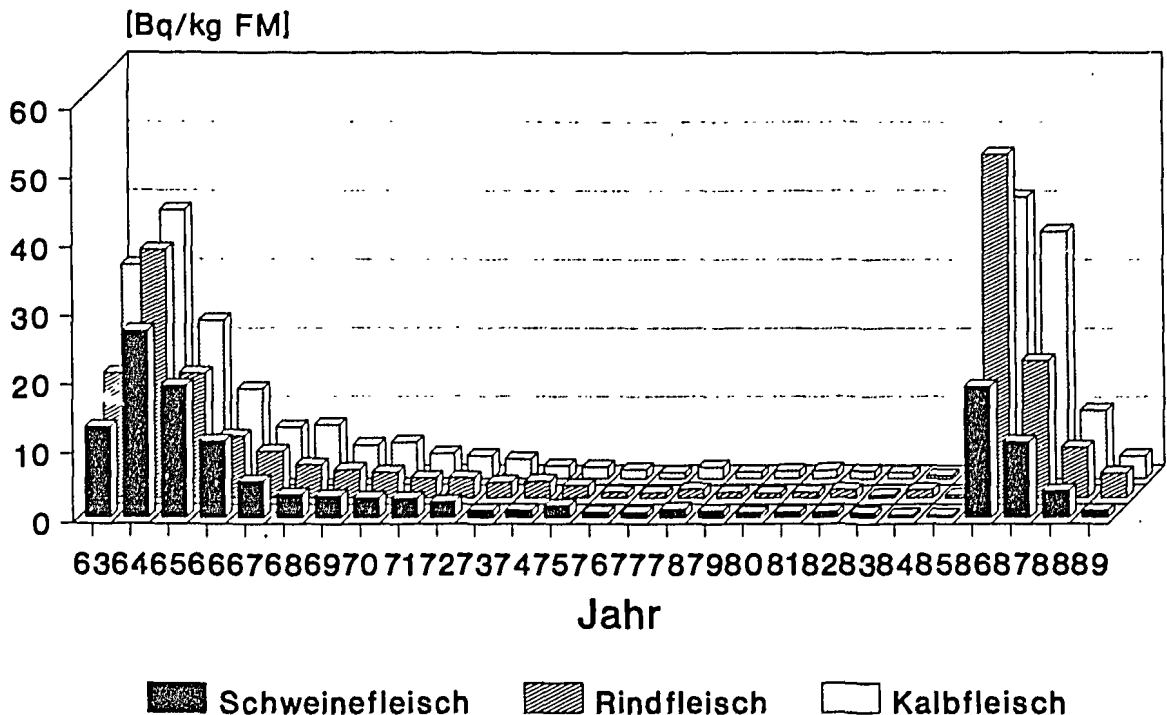


Abb. 4 Mittlere  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in verschiedenen Fleischsorten in Deutschland [21,22,23,2]

Bei Schweinefleisch ist im gleichen Zeitraum (1986–1989) ein Rückgang auf 5,3 % beobachtbar, also eine etwas stärkere Abnahme als bei Rind. Dies ist auf eine überwiegende Fütterung des Schweines mit Gerste und die schnellere Bindung des Cäsiums im umgebrochenen Boden (Acker) als in der Grasnarbe zurückzuführen.

Bei Schweinefleisch ist jedoch auffällig, daß die maximale Aktivitätszufuhr nach Tschernobyl generell geringer war als nach den Kernwaffentests, und im Mittel nur bei etwa 60% der seinerzeitigen Werte lag, während bei Milch und Rindfleisch nach Tschernobyl durchschnittlich höhere Werte als nach den Waffentests beobachtet wurden (Abb. 4). Dieser Unterschied ist aus der unterschiedlichen Kontamination des Hauptfuttermittels Gerste erklärbar. Während nach den Kernwaffentests die Deposition über längere Zeiträume und somit auch während der Reife des Getreides erfolgte, war die Kontamination nach dem Tschernobylunfall Anfang Mai und betraf nur eine noch sehr kleine Pflanze. Die Kontamination erfolgte daher vornehmlich durch Transfer über den Boden in die Pflanze und führte somit zu niedrigeren Aktivitätskonzentrationen trotz höherer durchschnittlicher Depositionswerte.

Im Kalbfleisch ist erwartungsgemäß ein ähnlicher Verlauf wie in Rind zu beobachten (Abb. 4). Dies gilt auch für andere Fleischsorten, die aus Platzgründen hier nicht dargestellt werden können. Nur Wildfleisch aus hochalpinen Lagen zeigt eine langsamere Abnahme. Aufgrund geringer Verzehrswerten tragen diese jedoch nur minimal zur Gesamtgestionsdosis bei. Das Gleiche gilt auch für die anderen Fleischsorten wie z.B. Geflügel aufgrund seiner generell niedrigen Kontaminationswerte.

### 3.3 Pflanzliche Nahrungsmittel

Die Aktivitätskonzentration in Blattgemüse war naturgemäß nach dem Reaktorunfall die höchste von allen Nahrungsmitteln. Dementsprechend war auch die Abnahme der Konzentration spektakulär. Sie erfolgte für die langlebigen Radionuklide mit einer effektiven Halbwertszeit von 4,1 Tagen, für kurzlebige Radionuklide mit einer dementsprechend kürzeren von 0,7 – 3,3 Tagen [10], sodaß nach 3 Wochen nur mehr etwa 0,2 % der ursprünglichen Aktivitätskonzentration in der Pflanze zu beobachten war.

Auch in den folgenden Jahren zeigte sich jedoch eine beträchtliche weitere Reduktion der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration. Dies ist für einige wichtige Gemüsearten in Abb. 5 ersichtlich, wobei wegen der begrenzten Erntezeiträume nur Jahresmittelwerte dargestellt werden [21,22,23,1]. Die  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration ging in Salat auf 0,3 % – 3,4 % der ursprünglichen Konzentration zurück, wobei eine besonders starke Abnahme bei Eichlaub- und Kopfsalat beobachtbar ist, die auch in der Anfangsphase generell höhere Kontaminationswerte aufwies. Pflanzen, die wegen ihrer Struktur oder der Erntezeit geringere Anfangskontaminationen hatten, zeigen eine Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration auf 3,4 % (Feldsalat, Kraut). Diese Abnahme entspricht daher der Demobilisierung des  $^{137}\text{Cs}$  bezüglich der Aufnahme in die Pflanze, wie sie auch in den folgenden Jahren zu erwarten ist. Die stärkere Reduktion bei Laub- und Kopfsalat resultiert aus der zusätzlichen Abnahme von den durch Direktkontamination verursachten, höheren Werten der Anfangsphase.

Die mittlere Abnahme um 3,4 % ist vergleichbar mit der in Schweinefleisch (5,3 %).

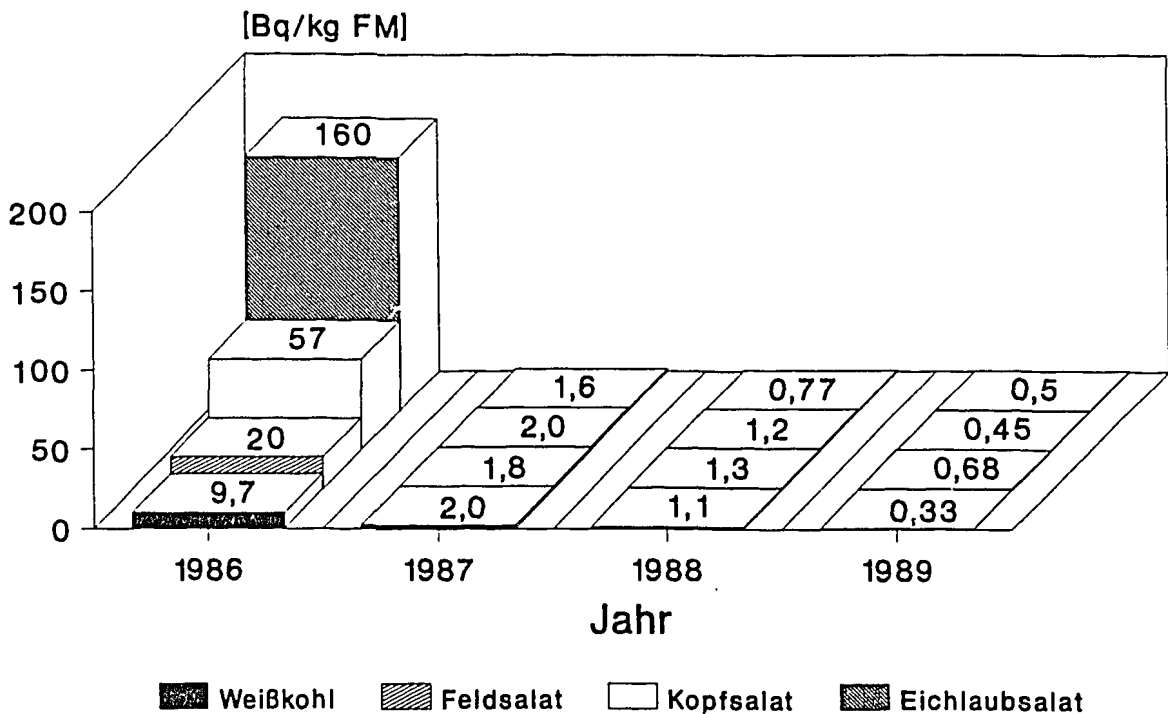


Abb. 5 Mittlere  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Salat und Kraut in der Bundesrepublik Deutschland [21,22,23,1]

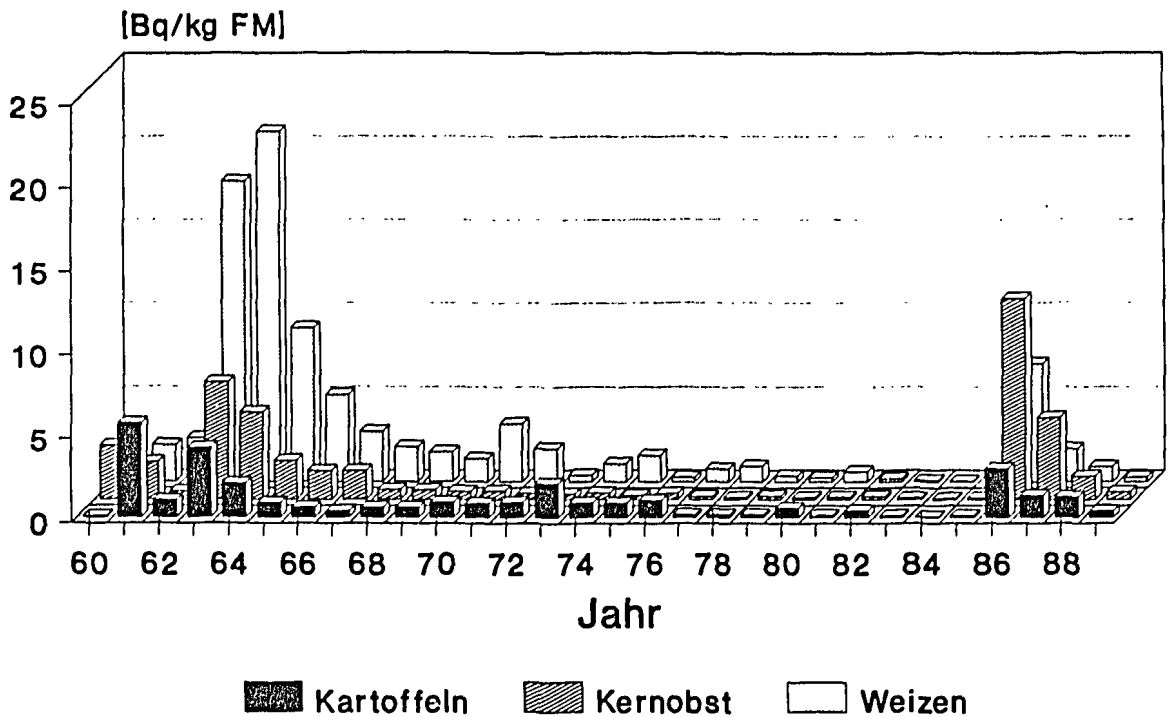


Abb. 6 Mittlere <sup>137</sup>Cs-Aktivitätskonzentration in Kartoffeln, Weizen und Kernobst in der Bundesrepublik Deutschland [21,22,23,26]

Auch in allen anderen Bewuchsarten sind ähnliche Abnahmen des <sup>137</sup>Cs-Gehalts zu beobachten. In Weizen (Abb. 6) ist beispielsweise eine Abnahme auf 4,2 % der durchschnittlichen Konzentration 1986 gegeben. Sie ist vergleichbar mit der in Gemüse nach der Direktkontaminationsphase. In Kartoffeln ist eine etwas geringfügigere Abnahme auf etwa 12 % der Erstjahresaktivität beobachtbar, die sich aus dem grundsätzlich anderen Verhalten der Kontamination im ersten Jahr (Translokation aus dem Blatt in die Knollen) und später (Transfer aus dem Boden) erklärt. Dies führte auch zu einer generell niedrigeren Kontamination der Kartoffel im ersten Jahr.

Auch in Kernobst (Abb. 6) ist eine Abnahme auf 3,8 % beobachtbar. Da die Kontamination des Kernobstes nur durch Translokation innerhalb der Pflanze erfolgte, bedeutet dies, daß auch die Verfügbarkeit des Cäsiums im Baum in etwa der gleichen Weise wie im Boden oder aquatischen Systemen abgenommen hat.

### 3.4 Trinkwasser und andere Gewässer

Durch die hohe Retention von Cs-Isotopen, <sup>90</sup>Sr und anderer nach einem Reaktorunfall bedeutender Radionuklide im Boden ist ein hoher Reinigungsgrad von Grund- und Quellwässern gegeben, sodaß eine Kontamination dieser Trinkwässer praktisch ausgeschlossen ist. Dies wurde auch nach dem Reaktorunfall in eindrucksvoller Weise bestätigt [3,21]. Nur bei Oberflächenwässern oder Brunnen und Wasserversorgungssammelbecken, die nicht abgedeckt waren und von oben kontaminiert werden konnten, bzw. bis zu einem gewissen Grad bei Karstwässern, kann sich eine Kontamination ergeben, wie auch vereinzelt beobachtet wurde [3]. Einen Sonderfall stellt Zisternenwasser (direkt kontaminiertes Regenwasser) dar, vor dessen Genuß auch gewarnt worden war.

Während somit Trinkwasser üblicherweise keine nennenswerten Kontaminationen – auch nicht zum Zeitpunkt höchster Aktivitätspegel – aufwies, resultierte eine Ablagerung der Radionuklide auf Binnenseen und Flüsse, die zu meßbaren, wenn auch im Vergleich zu Nahrungsmitteln minimalen Aktivitätskonzentrationen führte [3,21]. Diese wurde noch durch Aus- und Abwaschung von kontaminierten Oberflächen in Bäche und Flüsse verstärkt. Dennoch blieb die Aktivitätskonzentration wegen der in der Regel großen Verdünnungsmengen gering ( $< 5$  Bq/l  $^{137}\text{Cs}$  in Süßwasserseen und  $< 1$  Bq/l  $^{137}\text{Cs}$  in Bächen und Flüssen [21,3]). Aus der Ablagerung resultierte jedoch eine Kontamination der Schwebstoffe und Sedimente.

Trotz eines völlig anderen ökologischen Systems zeigt sich für Aktivitätskonzentrationen in Schwebstoffen und Sedimenten in Fließwässern eine Abnahme mit einer effektiven Halbwertszeit von 2,1 Jahren [18], die eine erstaunliche Übereinstimmung mit der in landwirtschaftlich genutzten ökologischen Systemen aufweist. Zusammen mit einer in der Anfangsphase noch erheblich stärkeren Abnahme des  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalts um einen Faktor von 17 – 30 in den ersten 10 Monaten ergibt sich im Jahr 1992 ein  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt von 5 % des Gehaltes zur Zeit der höchsten Kontamination 1986 [18].

### 3.5 Nahrungsmittel mit untypischen Aktivitätsverläufen

Einige Nahrungsmittel zeigen aufgrund der geringen Bindung des Cäsiums in Böden oder in Bodenzonen, in denen sie wachsen, untypische Aktivitätskonzentrationen, die auch nach Jahren eine nur geringfügige Abnahme aufweisen können. Da sie häufig in der öffentlichen Diskussion zu finden sind, sollen sie im Folgenden kurz behandelt werden, obwohl sie aufgrund geringer Verzehrswerten kaum zur Gesamtdosis beitragen.

#### *Pilze*

Pilze gelten als klassisches Beispiel in dieser Hinsicht, da ihr Mycel sich zumeist in einer Zone des Bodens mit hohem organischem Anteil (vermodernde Holzreste, Nadel- und Laubzone) befindet. In dieser Zone bleibt eine höhere Verfügbarkeit des Cäsiums bestehen, sodaß die Aktivitätskonzentration kaum abnimmt und so sich nach einigen Jahren ein im Vergleich zu anderen Pflanzen höherer Gehalt ergibt. Die Höhe der Aktivitätskonzentration hängt vom organischen Gehalt im Boden ab, wie bereits 1988 in einer Arbeit gezeigt wurde [4], wonach sich eine Zunahme des Aktivitätsgehalts von Wiesenpilzen zu Pilzen in Buschwald, zu solchen in Laubwald und die höchsten Konzentrationswerte sich für Pilze in Nadelwald ergab. Je geringer der Tonmineralgehalt und je höher der organische Gehalt im Boden, desto höher der Cs-Transfer in den Pilz.

Auch in bezug auf die Abnahme der Aktivitätskonzentration ist zu erwarten, daß diese in Wiesen und Buschwald höher als im Laub- und Nadelwald ist. Dies ist auch aus Abb. 7, die die durchschnittlichen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentrationen in einigen Pilzsorten in der BRD zeigt, ersichtlich. Dabei umfassen die Mittelwerte in den ersten drei Jahren jeweils 100 – 400 Proben je Spezies, 1989 jeweils 20 – 130 Proben je Spezies. Durch die große Probenzahl je Pilzart sollte der Mittelwert weitgehend unabhängig von standortbedingten Unterschieden sein, denn eine Sammlung von Pilzen nur an einem Standort und entsprechender Zuordnung ist nur in Ausnahmefällen möglich.

Der auf Wiesen wachsende Champignon zeigt erheblich niedrigere Konzentrationen als Steinpilz und Pfifferling. Der Champignon weist aber auch eine Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration auf etwa 14 % der Werte von 1986 auf, was ebenfalls auf die stärkere  $^{137}\text{Cs}$ -Bindung in Wiesenböden zurückzuführen ist. Pfifferlinge weisen nur eine geringfügige Abnahme, Stein

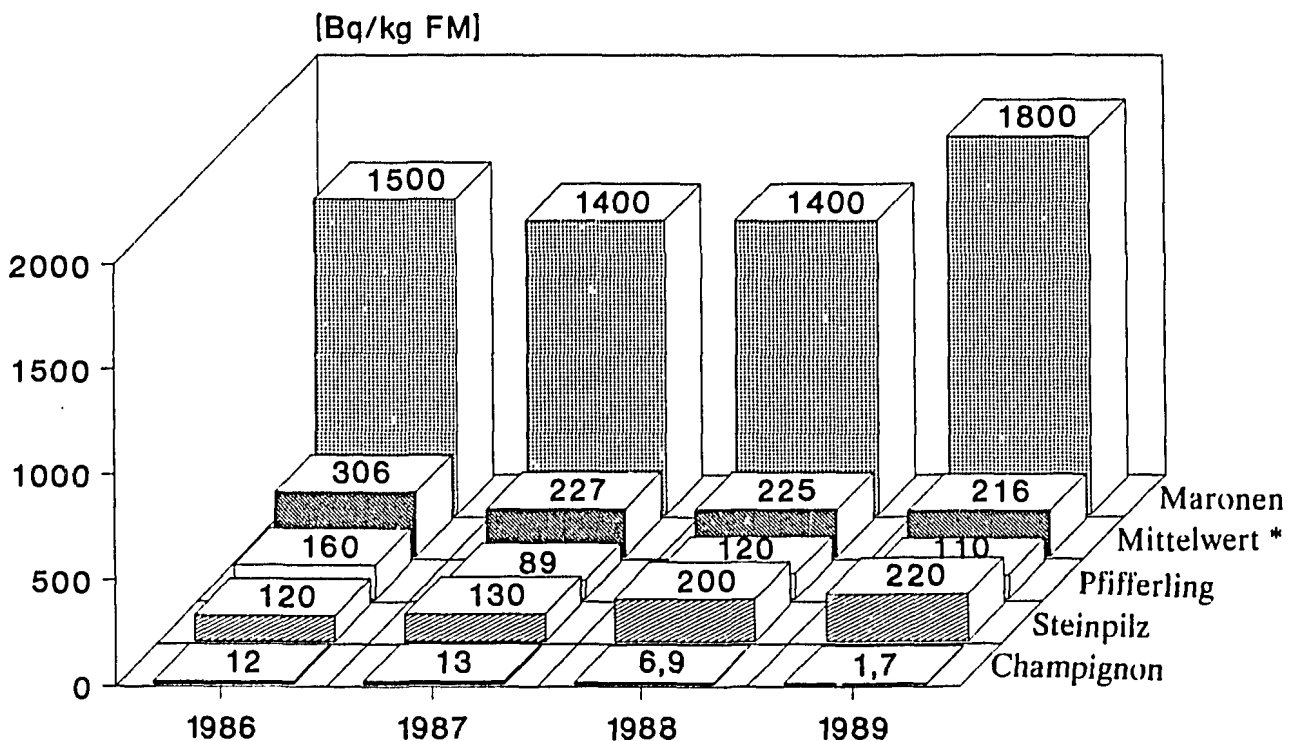


Abb. 7 Durchschnittliche  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Wildpilzen in der Bundesrepublik Deutschland [21,22,23,26]

\* Mittelwert aller Pilze mit 2% Anteil Maronen am Gesamtkonsum

pilze sogar eine leichte Zunahme der Aktivitätskonzentration im Laufe der Jahre nach dem Reaktorunfall auf. Der Maronenröhrling, der eine besonders hohe Cs-Aufnahme aus dem Boden aufweist, zeigt auch im Laufe der Zeit eine konstante bzw. sogar leichte Zunahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration.

Wegen der geringen Verzehrsmengen von Wildpilzen stellen diese Konzentrationswerte, die heute natürlich erheblich über den in allen anderen Nahrungsmitteln beobachteten Werten liegen, dennoch keine signifikante Belastung dar. Bei einem Pilzkonsum von 4 kg/a, der zu über 90 % durch Zuchtpilze, die aus Pilzfarmen stammen und praktisch keinen Aktivitätsgehalt aufweisen, und nur zu weniger als 10 % durch Wildpilze gedeckt wird, ergibt sich für 1989 eine durchschnittliche  $^{137}\text{Cs}$ -Ingestionsdosis von

$$216 \text{ [Bq/kg]} \cdot 0,4 \text{ [kg/a]} \cdot 0,0136 \text{ [\mu Sv/Bq]} = 1,17 \text{ \mu Sv}$$

Berücksichtigt man noch den etwa 30%igen Beitrag von  $^{134}\text{Cs}$  ( $0,35 \text{ \mu Sv}$ ), so ergibt dies etwa  $1,5 \text{ \mu Sv}$  pro Jahr durch Pilzkonsum, also vernachlässigbar niedrige Dosiswerte.

Da die Aktivitätskonzentration in allen Nahrungsmitteln auch in Zukunft fallen wird, wird bei gleichbleibenden Werten in Wildpilzen der relative Anteil der Pilze an der Ingestionsdosis zunehmen. Der absolute Ingestionsbeitrag wird aber auch in Zukunft niedrig bleiben und so keinerlei Anlaß zu Besorgnis geben.

## Almmilch

Auch auf hochgelegenen Almböden mit geringer Tiefe des Oberbodens, hohem organischen Gehalt und geringem Tongehalt ergibt sich nur eine geringe Abnahme der Cs-Verfügbarkeit. Auf einigen Almen sind daher auch heute noch nur geringfügig reduzierte Aktivitätskonzentrationen bis zu 400 Bq/l beobachtbar [14].

Wegen der zeitlichen Begrenzung der Nutzung dieser Almzonen, aber auch wegen des geringen Beitrags zur Gesamtaktivitätszufuhr sind dennoch diese  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentrationen als radiologisch unbedeutend zu beurteilen. Ein Bergsteiger, der nach einer Bergtour auf einer Alm einen halben Liter Milch trinkt, würde etwa eine Ingestionsdosis von 0,0007 mSv, wenn er das eine ganze Woche hindurch macht, von 0,0046 mSv erhalten [14]. Dies ist weniger als er durch die Höhenstrahlung zuvor auf seiner Tour bekommen hat. Auch ein Kind, das die ganzen Sommerferien auf der Alm verbringt und seinen Milchkonsum ausschließlich mit Milch dieser Alm deckt, würde nur 0,023 mSv erhalten [14]. Die Dosis durch natürliche Strahlung würde im gleichen Zeitraum etwa 0,4 – 0,6 mSv, also etwa 20 mal soviel ausmachen.

Der Beitrag zur Kollektivdosis ist wegen des geringen Anteils an der Gesamtproduktion von Milch nur 0,1 % und somit vernachlässigbar [14].

## Süßwasserfische

Obwohl Fische in einem völlig anderem Medium, in dem die Cs-Bindung wesentlich anders verläuft als in Böden, heranwachsen, ist, wie bereits in 3.4 hingewiesen wurde, auch für diese eine verhältnismäßig schnellen Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration zu erwarten. Mit einer effektiven Halbwertszeit des  $^{137}\text{Cs}$  in Schwebstoffen und Sedimenten von 2,1 Jahren sollte sich eine ähnliche Reduktion auch in Fischen ergeben, also wesentlich schneller als der physikalischen Halbwertszeit entspricht.

Dies ist auch in Abb. 8 beobachtbar, die den durchschnittlichen Aktivitätsgehalt in Fischen aus Binnenseen in der BRD darstellt [7]. Die Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration betrug

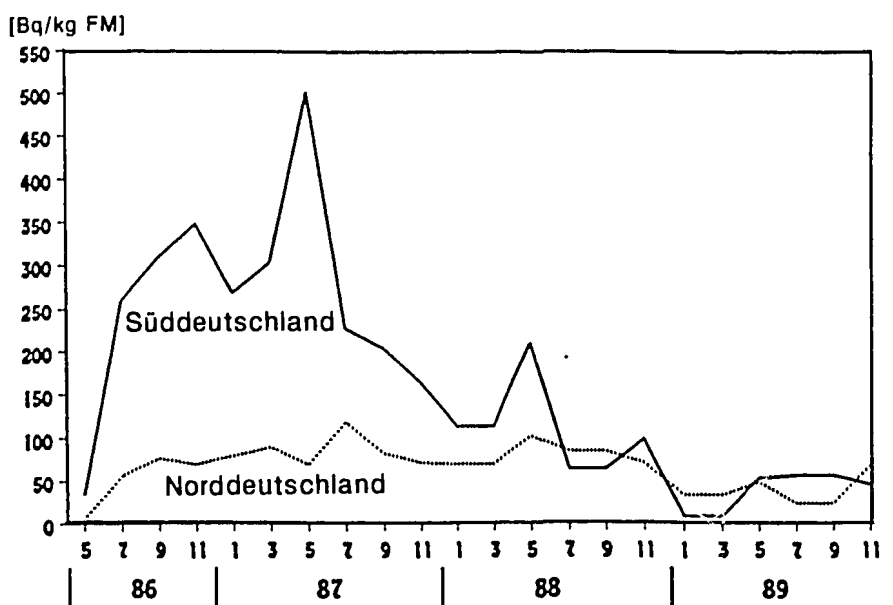


Abb. 8  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Fischen aus Binnenseen in der BRD [7]

Süßwasserfische zeigen also, trotz völlig anderem Umfeld, eine vergleichbar steile Abnahme der Aktivitätskonzentration wie andere Nahrungsmittel. Die durchschnittlichen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentrationen betragen 1989 nur mehr zwischen 1,7 und 44 Bq/kg (Tab. 3), wobei der für den Verzehr wesentliche Anteil aus Fischteichen und Fließwässern stammt und somit durchschnittlich nur 2,3 Bq/kg  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt aufweist. Der Beitrag zur Ingestionsdosis ist daher, wie schon 1986, vernachlässigbar. Er betrug 1989 nur etwa 0,02  $\mu\text{Sv}$ , und dürfte 1992 unter 0,01  $\mu\text{Sv}$  liegen.

Gowässer	Region	N	Geometr. Mittelwert Bq/kg FM	Min.-Wert Bq/kg FM	Max. Wert Bq/kg FM
Binnenseen	Süd-Deutschland	238	44	0,43	1900
	Nord-Deutschland	144	37	1,5	1770
Fischteiche	Süd-Deutschland	115	1,7	< 0,2	27
	Nord-Deutschland	31	2,0	< 0,12	51
Fließgewässer	Süd-Deutschland	127	3,6	< 0,11	107
	Nord-Deutschland	74	2,3	< 0,13	52

Tab. 3 Durchschnittliche  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätskonzentration in Süßwasserfischen 1989 [7]

von 1986 bis 1989 etwa das 7fache in Süddeutschland, in Norddeutschland ist der Verlauf wegen der wesentlich geringeren Ablagerung unspezifischer. Aus Abb. 8 läßt sich eine effektive Halbwertszeit von etwa 1 Jahr in süddeutschen Binnenseefischen ableiten. Ähnliche Werte ergeben sich für Fischteiche und Fließgewässer [7]. Diese effektive Halbwertszeit ist mit der für Milch (1,5 Jahre) vergleichbar.

#### 4. Die heutige Dosis als Folge des Reaktorunfalls

Aus den durchschnittlichen Aktivitätskonzentrationen, die heute in Nahrungsmitteln beobachtet werden, und den mittleren Verzehr rates der einzelnen Nahrungsmittel läßt sich die heutige jährliche Ingestionsdosis abschätzen. Dies ist in Tab. 4 dargestellt, in der auch die Beiträge der einzelnen Lebensmittel zur Gesamtdosis ersichtlich ist.

Der Hauptbeitrag zur Ingestionsdosis kommt von Milch, wie bereits unmittelbar nach dem Reaktorunfall. Weitere wichtige Beiträge kommen von Obst und Gemüse sowie Fleisch. Wildpilze tragen relativ mehr zur Ingestionsdosis bei als unmittelbar nach dem Unfall, was, wie schon erwähnt, auf das geringe Abklingverhalten der Aktivitätskonzentration in diesen zurückzuführen ist.

Die insgesamt Ingestionsdosis durch alle aus dem Tschernobylfallout stammenden Radionuklide beträgt 1992 somit nur mehr 5,1  $\mu\text{Sv}$  für den Erwachsenen und 1,9  $\mu\text{Sv}$  für das fünfjährige bzw. 2,1  $\mu\text{Sv}$  für das einjährige Kind. Dies entspricht etwa 1,7 % der jährlichen Ingestionsdosis durch natürliche Radionuklide.

Addiert man zur Dosis durch Ingestion noch die durch die externe Strahlung von am Boden abgelagerten Radionukliden von etwa 20  $\mu\text{Sv}$ , so erhält man eine jährliche Gesamtdosis von 25  $\mu\text{Sv}$  für den Erwachsenen, bzw. 22  $\mu\text{Sv}$  für das Kind in Österreich. Dies entspricht etwa 1 % der natürlichen jährlichen Strahlenbelastung, die Jahr für Jahr auf uns einwirkt. Ein Vergleich der Dosis durch Tschernobyl mit anderen Strahlenexpositionen ist in Abb. 9 gegeben.

Nahrungsmittel	mittlere Nahrungsmittelkonsum				Ingestionsdosis [ $\mu\text{Sv}$ ]		
	$^{137}\text{Cs}$ -Akt. konzentr. [Bq/kg]	[kg/a]			durch $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}^*$		
	Erw.	Kind 5 J	Kind 1 J	Erw.	Kind 5 J	Kind 1 J	
Milch,Topfen	0.8	130.2	76.7	175.9	1.57	0.59	1.44
Käse	0.6	6.7	2.9	-	0.06	0.02	-
Butter	0.16	5.1	2.6	-	0.01	0.004	-
Brot,Mehl	0.06	65.0	36.9	-	0.06	0.02	-
Kartoffel	0.17	61.5	12.4	1.4	0.16	0.02	0.008
Gemüse	0.30	71.4	29.2	42.9	0.32	0.08	0.13
Obst	1.0	68.6	36.5	46.2	1.04	0.35	0.47
Nüsse	3.0	4.1	2.0	-	0.19	0.06	-
Honig	1.6	1.6	1.0	-	0.04	0.02	-
Rind	0.8	20.1	15.7	2.6	0.24	0.12	0.02
Kalb	1.0	2.3	1.8	-	0.03	0.02	-
Schwein	0.06	49.1	32.9	9.5	0.04	0.02	0.006
Schaf	1.4	0.5	0.3	-	0.01	0.004	-
Wild	10	0.5	0.2	-	0.08	0.002	-
Geflügel	0.03	11.8	7.3	-	0.005	0.002	0.001
Eier	0.01	14.2	7.3	-	0.002	0.001	-
Wildpilze	200	0.4	0.04	-	1.2	0.58	-
Summe					5.06	1.91	2.07

Tab. 4 Ingestionsdosis durch  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  im Jahr 1992 in Österreich

\* Umrechnungsfaktoren von  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitätszufuhr auf Ingestionsdosis durch  $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$  entsprechend Dosisfaktoren nach [5] und einem Verhältnis der Aktivitätskonzentration  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  am 1.5.1992 von 0,82:

Erw.:0,015  $\mu\text{Sv}/\text{Bq } ^{137}\text{Cs}$ , 5j-Kind:0,0096  $\text{mSv}/\text{Bq } ^{137}\text{Cs}$ ,

1j-Kind:0,010  $\mu\text{Sv}/\text{Bq } ^{137}\text{Cs}$

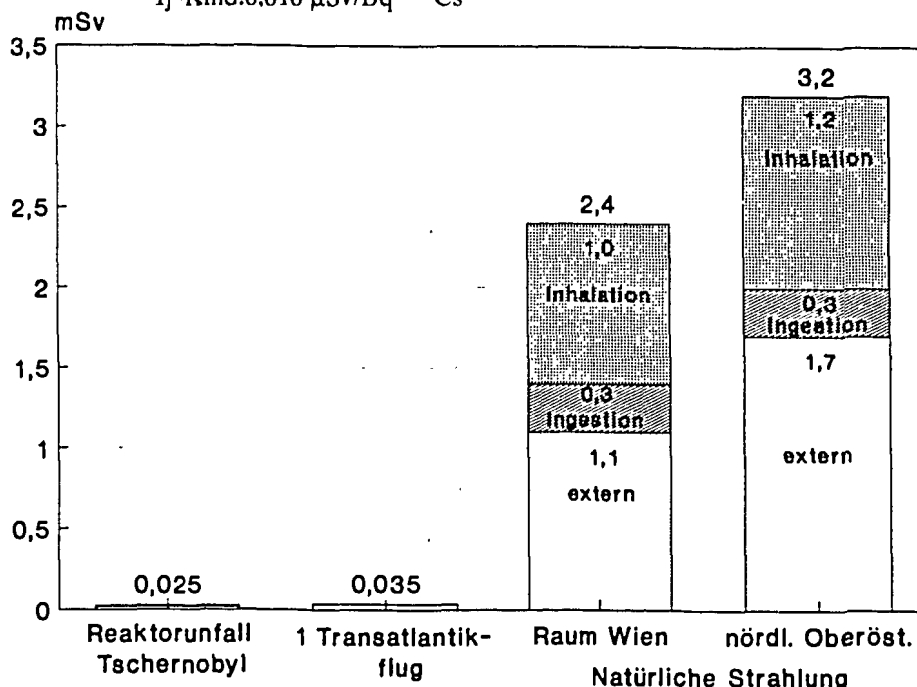


Abb. 9 Gesamtdosis 1992 durch Tschernobyl in Österreich im Vergleich mit anderen Strahlenexpositionen



Für die Bundesrepublik werden 1988 eine durchschnittliche Gesamtdosis von 40  $\mu\text{Sv}$  angegeben [23]. Entsprechend obigem Abklingverhalten sollte dies zum heutigen Zeitpunkt etwa 18  $\mu\text{Sv}$  entsprechen, sodaß die Expositionswerte vergleichbar mit denen in Österreich unter Berücksichtigung der geringeren Gesamtdeposition sind.

## 5. Ingesamte Dosis seit dem Reaktorunfall

Es wurde oft die Behauptung aufgestellt, daß wichtige Radionuklide nach einem Fallout wie Tschernobyl wegen ihrer langen Halbwertszeit sehr lange wirksam sind und deswegen sich über die Jahre erheblich höhere Werte aufgrund der Langzeitakkumulation ergäbe. Es soll daher im Folgenden die insgesamt Dosis seit dem Reaktorunfall ermittelt und mit anderen Strahlenexpositionen verglichen werden.

Die in den sechs Jahren seit dem Reaktorunfall abgekommene Dosis in Österreich und Deutschland ist in Abb. 10 ersichtlich. Vergleicht man diese Werte mit der im gleichen Zeitraum durch natürliche Strahlenbelastung abgekommene Dosis von 14,4 mSv, so erkennt man, daß die durch Tschernobyl resultierende Dosis in Österreich und Deutschland nur etwa 4 % bzw. 1,3 % der natürlichen Strahlenexposition ausmacht. Aber auch mit der Strahlenexposition durch medizinische Diagnostik verglichen, zeigt sich ein Beitrag von nur 16 % (Österreich) bzw. 5 % (BRD) der Dosis durch medizinische Diagnostik. Berücksichtigen wir, daß durch gut gemeinte Energiesparmaßnahmen (Reduktion der Raumlüftung durch Fensterabdichten) die natürliche Strahlenbelastung um etwa 0,5 – 1 mSv/a, also 3 – 6 mSv in 6 Jahren erhöht werden kann, so erkennen wir, daß die insgesamt, bisherige zusätzliche Strahlenexposition durch Tschernobyl nur ein Fünftel bis ein Dreißigstel von gut gemeinten Energiesparmaßnahmen beitragen hat.

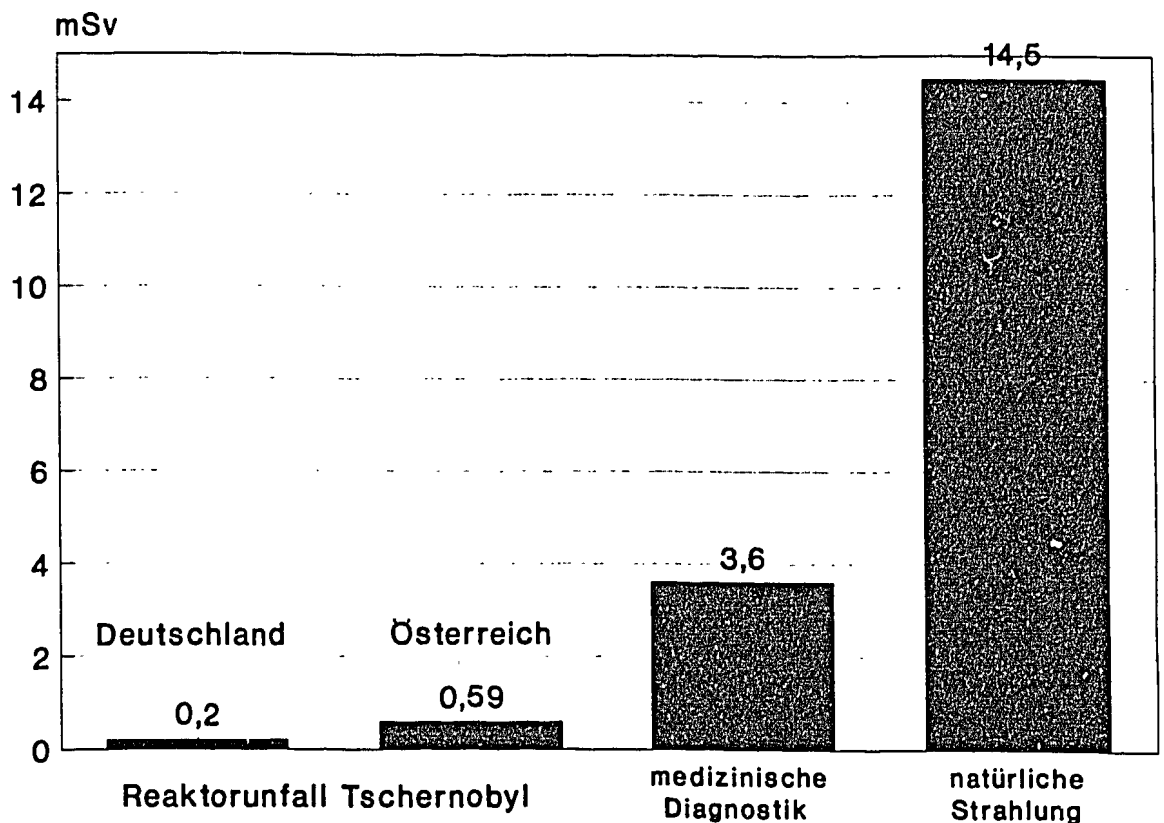


Abb. 10 Dosis durch den Reaktounfall Tschernobyl im Vergleich zu anderen Strahlenexpositionen 1986 – 1992

## 6. Zusammenfassung

Die insgesamt Strahlenbelastung durch den Reaktorunfall in Tschernobyl ist im Vergleich zu anderen Strahlenbelastungen des Menschen in Österreich und Deutschland niedrig gewesen. Dies gilt insbesondere im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung, die etwa 25 – 80-fach höher als die durch Tschernobyl von 1986 bis 1992 lag. Sie liegt sogar weit innerhalb der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung, d.h. eine Ortsveränderung oder Änderungen im Raumlüftungsverhalten können eine wesentliche höhere Belastung als durch den Tschernobylunfall verursachen.

Durch den starken Rückgang der Aktivitätskonzentrationen in allen Nahrungsmitteln um mehr als eine Größenordnung, aber auch durch Reduktion der externen Dosis als Folge von Abwascheffekten ergibt sich heute eine Jahresdosis von etwa 25  $\mu\text{Sv}$  pro Jahr. Dies entspricht etwa 1 % der jährlichen natürlichen Strahlenbelastung oder der Dosis durch einen Transatlantikflug.

Es sollte darauf hingewiesen werden, daß durch Energiesparmaßnahmen im Bereich der Wohnraumabdichtung beispielsweise ein Vielfaches dieser Dosiswerte für den Menschen resultieren können.

## Literatur

- 1) Bayer A., Zentralstelle des Bundes für die Überwachung der Umweltradioaktivität, BAfStrahlenschutz,Neuherberg: persönliche Information (1992)
- 2) Frindik O., Bundesanstalt f.Ernährung, Karlsruhe: persönliche Information (1992)
- 3) Die Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf Österreich, Beiträge 2/88, österr. Bundeskanzleramt, Sekt VII (1988)
- 4) Gerzabek M.,Haunold E.,Horak O., Radioaktivität in Pilzen, Bodenkultur 39/1 (1988)37–52
- 5) Henrichs K.,Elsasser U.,Schotola Ch.,Kaul A.: Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen,IHS-78,IHS-79,IHS-81(1985),  
Noßke D.,Gerich B.,Langner S.:Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen,IHS-63(1985)
- 6) Jacob P.,Meckbach R.,Müller H.M.,Meimberg K.: Abnahme der abgelagerten künstlichen Radioaktivität in städtischer Umgebung, GSF-Ber.17/90 (1990)
- 7) Kanisch G., Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg: persönliche Information (1992)
- 8) Mück K.: Abschätzung der Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung nach dem Reaktorunfall Tschernobyl, OEFZS—4406(1987)
- 9) Mück K.: Contamination of food in the first and second year after the Chernobyl accident and its derived dose to the Austrian population, in: XIXth ESNA-conference, Vienna, Aug.1988, OEFZS—4489 (1989)
- 10) Mück K.: Estimate of dose reduction effects due to countermeasures after the Chernobyl accident,Rad.Prot.Dosim.35/2(1991)99–114
- 11) Mück K.,Streit S.,Steger F.,Mayr K.: Estimate of the Dose due to  $^{90}\text{Sr}$  to the Austrian population after the Chernobyl Accident, Health Phys.58/1(1990)47–58
- 12) Mück K.: Global Fallout after the Chernobyl Accident, Tagung CEVRE-91, Istanbul, Sept.1990, OEFZS—4595 (1991)
- 13) Mück K.: Variations in Activity Concentration and Radionuclide Ratio in air after the Chernobyl Accident and its Relevance to Inhalation Dose Estimates, Rad.Prot.Dosim.22/4 (1988)219–229

- 14) Mück K.,Gerzabek M.,Steger F.: <sup>137</sup>Cs-Activity Concentration in Milk two years after the Chernobyl Accident compared to Deposition rates, in "Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments", Passariano,Italy, Sept.1989
- 15) Mück K.,Karg V.: Zukünftige Aktivitätskonzentrationen in Nahrungsmittel, Tagung des österreichischen Verbandes für Strahlenschutz, OEFZS—4490 (1989)
- 16) Mück K.,Steger F.: Wash-off Effects in Urban Areas, Rad.Prot.Dosim.37/3(1991) 189-194
- 17) Mück K.,Suda M.: OECOSYS-Prognosemöglichkeiten und deren Zuverlässigkeit, ÖSRAD-Tagung, Juni 1990,OEFZS—4547(1990)
- 18) Mundschenk H.: Über Nachwirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl im Bereich der "alten" Bundeswasserstraßen. Deutsche Gewäss.kundl.Mitteil.36/1 (1992)7-19
- 19) Ng Y.C.,Colsher C.S.,Thompson S.E.: Transfer Coefficients for Terrestrial foodchains - their derivation and limitations, in: Radioakt. und Umwelt, Band I (1978), Norderney, p.455-481
- 20) Rabitsch H.,Kahr G.,Oswald K.: Aktivitätskonzentrationen von J-131 und Radiocäsium in Trinkmilch. ITRP-91018, Techn.Univ.Graz (1991)
- 21) Umweltpolitik, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1986, Dt.Bundesmin.f.Umwelt,Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonner Univ.Druck.
- 22) Umweltpolitik, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1987, Dt.Bundesmin.f.Umwelt,Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonner Univ.Druck.
- 23) Umweltpolitik, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 1988, Dt.Bundesmin.f.Umwelt,Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonner Univ.Druck.
- 24) UNSCEAR-1982: Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York (1982)
- 25) UNSCEAR-1988: Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York (1988)
- 26) Wiechen A.,Bundesamt für Milchforschung, Kiel: persönliche Information (1992)

Als Manuskript vervielfältigt.  
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor.

OEFZS-Berichte  
Herausgeber, Verleger, Redaktion, Hersteller:  
Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf Ges.m.b.H.  
A-2444 Seibersdorf, Austria  
Telefon 02254-80-0, Fax 02254-80-2118, Telex 14-353



S E I B E R S D O R F