

Anhang/Appendix F

I.2.1 Darstellung und Diskussion der relevanten Radionuklide einschließlich ihrer Transferfaktoren

W. Burkart, E. Wirth

Bundesamt für Strahlenschutz
Institut für Strahlenhygiene
85764 Neuherberg

Inhaltsangabe

- I.2.1.1 Natürliche Radionuklide und künstliche Radionuklide
- I.2.1.2 Verhalten von Radionukliden in der Umwelt - Allgemein
 - I.2.1.2.1 Kontamination von Pflanzen
 - I.2.1.2.2 Kontamination von Tieren
 - Stoffwechsel von Radionukliden*
 - Berechnung von Radionuklidkonzentrationen in tierischen Produkten*
- I.2.1.3 Natürliche Radionuklide
 - I.2.1.3.1 Tritium
 - I.2.1.3.2 Kohlenstoff-14
 - I.2.1.3.3 Kalium-40
 - I.2.1.3.4 Radon-222
 - I.2.1.3.5 Uran und Thorium
 - I.2.1.3.6 Radium-226
 - I.2.1.3.7 Blei-210 und Polonium-210
 - I.2.1.3.8 Weitere natürliche Radionuklide
- I.2.1.4 Natürliche Strahlenexposition
- I.2.1.5 Künstliche Radionuklide
 - I.2.1.5.1 Strontium-90
 - Kontamination von Pflanzen*
 - Strontiummetabolismus in Nutztieren*
 - I.2.1.5.2 Iod-131
 - I.2.1.5.3 Cäsium-137
 - Verhalten im Boden*
 - Kontamination von Pflanzen*
 - Cäsium-137 Metabolismus in tierischen Organismen*
 - I.2.1.5.4 Plutonium-239
 - I.2.1.5.5 Kontamination der Erdoberfläche durch oberirdische Kernwaffentests
- I.2.1.6 Kerntechnische Anlagen: bestimmungsgemäßer Betrieb
- I.2.1.7 Störfälle
- I.2.1.8 Kontamination der Umwelt durch unkontrollierte Ableitungen und Unfälle
 - I.2.1.8.1 Unkontrollierte Ableitungen
 - I.2.1.8.2 Explosionen
 - I.2.1.8.3 Reaktorunfälle

I.2.1.8.4	Reaktorunfall von Tschernobyl. <i>Verlauf in Deutschland</i> <i>Kontamination von landwirtschaftlichen Kulturen</i> <i>Milch</i> <i>Fleisch</i> <i>Radioaktivitätszufuhr mit der Nahrung und Kontamination des Menschen mit Radiocaesium</i> <i>Binnengewässer und Seen</i> <i>Nord- und Ostsee</i>
I.2.1.8.5	Transport von Kernwaffen
I.2.1.8.6	Flugzeugabstürze, Satellitenabstürze
I.2.1.8.7	Sonstige Ereignisse
I.2.1.8.8	Schlußbemerkung
I.2.1.9	Literatur

I.2.1.1 Natürliche Radionuklide und künstliche Radionuklide

Bei den natürlichen Radionukliden kann grundsätzlich zwischen kosmogenen und primordialen unterschieden werden. Kosmogene Radionuklide werden permanent durch Kernreaktionen in der oberen Atmosphäre erzeugt. Die Bildungs- und Zerfallsraten stehen im Gleichgewicht. Zu ihnen gehören Tritium (Wasserstoff-3), Beryllium-7, Kohlenstoff-14 und Natrium 22. Primordiale Radionuklide besitzen eine dem Alter der Erde vergleichbar lange physikalische Halbwertszeit und haben deshalb seit Bildung der Erdmaterie überlebt. Zu ihnen gehören Kalium-40 (Halbwertszeit: $1,28 \times 10^9$ a), Thorium-232 (Halbwertszeit: $1,41 \times 10^{10}$ a), Uran-238 (Halbwertszeit: $4,47 \times 10^9$ a) und Uran 235 (Halbwertszeit: $7,04 \times 10^8$ a). Die Tochternuklide von Uran und Thorium sind ebenfalls nicht stabil, zerfallen aber mit deutlich kürzeren Halbwertszeiten. Für die natürliche Strahlenexposition des Menschen sind Kohlenstoff-14, Kalium-40, Radium-226, Radon-222 und seine kurzlebigen Zerfallsprodukte sowie Blei-210 und Polonium-210 erwähnenswert. [1]

Künstliche Radionuklide werden bei der Kernspaltung von Uran, Thorium und Transuranen sowie dem Einfang von Neutronen durch Atomkerne gebildet. Entsprechend der Art ihrer Entstehung spricht man von Spalt- bzw. Aktivierungsprodukten. Im Hinblick auf eine Kontamination der Umwelt sind die Spaltprodukte Strontium-90, Iod-131 und Cäsium-137 sowie die Aktivierungsprodukte Kohlenstoff-14, Kobalt-60 und Plutonium-239 von besonderem Interesse. Diese Nuklide wurden insbesondere bei den oberirdischen Kernwaffenversuchen in den 50er und zu Beginn der 60er Jahre in die Atmosphäre freigesetzt. Weitere Kontaminationen der Umwelt mit künstlichen Radionukliden erfolgen bei der Ableitung und bei unfallbedingten Freisetzungen von radioaktiven Stoffen aus militärischen Einrichtungen und aus zivilen kerntechnischen Anlagen. Von relativ geringer Bedeutung sind in der Regel Abgaben aus Medizin, Forschung und Industrie.

Bei einer Erörterung der Kontamination der Umwelt mit Radionukliden ist nicht nur die Höhe der Aktivität, sondern die daraus resultierende Strahlenexposition des Menschen von Interesse. Grundsätzlich lassen sich vier Expositionspfade unterscheiden:

- Direktstrahlung beim Durchzug einer radioaktiven Wolke.
- Direktstrahlung durch am Boden abgelagerte Radionuklide.
- Inhalation von Radionukliden beim Durchzug einer radioaktiven Wolke oder von resuspendierten Aerosolpartikeln.

- Aufnahme von Radionukliden mit der Nahrung.

Welcher Pfad dosisbestimmend ist, hängt von den chemisch-physikalischen Eigenschaften eines Radionuklids, seiner Zerfallsart sowie von Art, Verlauf und der Jahreszeit einer Emission ab. Zum Verständnis soll deshalb zunächst wesentliche Aspekte des Verhalten von dosisrelevanten Nuklide in der Umwelt skizziert werden. [38]

I.2.1.2 Verhalten von Radionukliden in der Umwelt - Allgemein

I.2.1.2.1 Kontamination von Pflanzen

Die Kontamination von Pflanzen durch aerosolgebundene Radionuklide kann erfolgen durch:

- direkte Ablagerung, wobei wiederum zwischen nasser und trockener Ablagerung unterschieden werden kann,
- durch Aufnahme über die Wurzel und
- durch Bodenpartikel die aufgewirbelt oder bei Regen hochgespritzt werden.

Nach einer unfallbedingten Freisetzung in die Atmosphäre, aber auch bei kontinuierlichen Ableitungen resultieren die höchsten Kontaminationen praktisch immer durch direkte Ablagerung auf die oberirdischen Teile einer Pflanze. Einwertige Kationen wie Cäsium können leicht über das Blatt aufgenommen und in der gesamten Pflanze verteilt werden. Dadurch wird auch Wurzel- und Knollengemüse kontaminiert. Zweiwertige Ionen wie z.B Strontium werden zwar noch recht gut über Pflanzenoberfläche aufgenommen, ihre Translokation innerhalb einer Pflanze ist aber relativ gering. Höherwertige Ionen können in Form von Chelaten in die Pflanze gelangen. [35, 38]

Im Gegensatz zur direkten Ablagerung ist die Aufnahme über die Wurzel dagegen für die meisten Radionukliden verschwindend gering. Ausnahmen sind beispielsweise Technetium, das in der Form von Pertechnetat gut pflanzenverfügbar ist oder organische Böden, auf denen der Transfer insbesondere von Cäsium 137 deutlich erhöht ist. [11, 17, 34]

Die Kontamination durch Resuspension von Bodenpartikel ist allenfalls von Relevanz für Nuklide die praktisch nicht über die Wurzel aufgenommen werden, wie z. B. Plutonium. Nur in diesem Fall kann die geringe Aktivität in der der Pflanze anhaftenden Bodenmasse die Gesamtaktivität merklich beeinflussen. Beim Waschen wird dieser Anteil ohnehin signifikant gesenkt.

Die Ablagerung von aerosolgebundenen Nuklide auf der Pflanzenoberfläche wird aus der Aktivitätskonzentration in der Luft mit Hilfe der Ablagerungsgeschwindigkeit für trockene Deposition berechnet, für die nasse Ablagerung aus der Radionuklidkonzentration in der Luft und der Niederschlagsintensität. Während bei der trockenen Ablagerung angenommen wird, daß die gesammte Aktivität zunächst auf der Pflanze deponiert wird, wird bei der nassen Ablagerung durch einen Interzeptionfaktor der Anteil bestimmt der auf der Pflanze verweilt. Durch Abwitern wird ein Teil der auf den Pflanzen abgelagerten Aktivität mit der Zeit wieder dem Boden zugeführt. Durch Einführung einer Verweilkonstanten in einen radioökologischen Modell wird das Verbleiben von Radionukliden in Abhängigkeit von der Zeit berechnet. Berechnungsverfahren für die nasse und trockene Ablagerung für verschieden Situationen sind in der weiterführenden Literatur beschrieben. [6, 32]

Die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden wird üblicherweise mit dem Transferfaktor beschrieben. Dieser ist definiert als das Konzentrationsverhältnis eines Radionuklids in der Pflanze zu der im Boden.

$$TF_{\text{Boden/Pflanze}} = \frac{C_{r,\text{Pflanze}}}{C_{r,\text{Boden}}}$$

$TF_{\text{Boden/Pflanze}}$: Transferfaktor Boden/Pflanze
 $C_{r,\text{Pflanze}}$: Konzentration des Radionuklides r in der Pflanze (Bq/kg)
 $C_{r,\text{Boden}}$: Konzentration des Radionuklides r im Boden (Bq/kg)

Während in der deutschen Literatur die Konzentration eines Radionuklids in der Pflanze zur Ableitung des Transferfaktors in der Regel auf das Frischgewicht bezogen wird, ist in der internationalen Literatur der Bezug auf das Trockengewicht gängig. Für die Konzentration im Boden wird grundsätzlich das Trockengewicht herangezogen. Durch diese unterschiedlichen Definitionen ergeben sich z.B. für grüne Pflanzenteile in der internationalen Literatur Transferfaktoren etwa fünfmal größer sind als deutsche Werte. Die Transferfaktoren und die wesentlichen Parameter, die für die Höhe einer Radionuklidaufnahme von Bedeutung sind, werden später elementspezifisch diskutiert. [11, 17, 34]

Die Kontamination von nicht aerosolgebundenen Radionukliden wie Tritium oder Kohlenstoff-14 werden mit speziellen Modellen berechnet, die in den jeweiligen Kapitel vorgestellt werden. [36, 37]

1.2.1.2.2. Kontamination von Tieren

Bei einer Kontamination der Umwelt mit Radionukliden können diese in tierische Produkte gelangen durch:

- Ingestion von kontaminiertem Futter und Trinkwasser,
- Aufnahme über Inhalation,
- Aufnahme über die Haut,
- Ingestion von kontaminierten Bodenpartikeln.

In der Praxis sind vor allem die ersten drei genannten Expositionspfade von Bedeutung. Die Bedeutung der einzelnen Pfade ist abhängig von der Jahreszeit, in der sich eine Kontamination der Umwelt ereignet und den aktuellen Wetterbedingungen.

Die höchsten Kontaminationen ergeben sich immer durch direkte Ablagerungen von Radionukliden auf Futterpflanzen, die Wurzelaufnahme ist meist vergleichsweise gering. Bei einer Ablagerung während der Weidezeit können 50 % und mehr der Aktivität auf der Pflanzenoberfläche haften bleiben und von den Tieren mit dem Futter aufgenommen werden. Hohe Aufnahmearten sind zu erwarten, wenn nach einer Kontamination keine Unterbindung der Beweidung erfolgt. Weitere Inkorporationen von Radionukliden können über stehendes Wasser wie z.B. Pfützen oder Zisternenwasser erfolgen. Die Inhalation kann zum relevanten Expositionspfad für die Kontamination von Milch werden, wenn während Durchzug der Wolke die Beweidung unterbunden wurde. Allerdings sind die Radionuklidaktivitäten in der Milch dann entsprechend niedrig. [17, 40]

Stoffwechsel von Radionukliden

Der Stoffwechsel von Radionukliden in tierischen Organismen ist prinzipiell nicht von der Radioaktivität sondern von ihren chemischen Eigenschaften bestimmt und kann daher grundsätzlich mit dem von Mengen- und Spurenelementen oder von Schwermetallen verglichen werden. Die Radionuklide Tritium und Kohlenstoff-14 verhalten sich im tierischen Organismus analog ihren stabilen Isotopen. Weitere Radioisotope von essentiellen Elementen sind z.B. Eisen-55, Mangan-54, Kobalt-60, Zink-65, Iod-129 und -131. Andere Elemente verhalten sich analog zu Mengen- oder Spurenelementen, wie z.B. Strontium-90 zu Kalzium oder Cäsium-137 zu Kalium. Blei-210 oder Transurane, z.B. Plutonium-239, sind mit Schwermetallen zu vergleichen. Erkenntnisse aus dem Stoffwechsel von Spuren- und Mengenelementen, sowie von anlogen Elementen und Schwermetallen sind grundsätzlich auf das Verhalten von Radionukliden im tierischen Organismus übertragbar. [40]

Mit den folgenden Parametern läßt sich der Verlauf und die Aktivitätskonzentration von Radionukliden in Nutztieren quantifizieren:

- Resorption im Gastrointestinaltrakt (bzw. in der Lunge),
- Verteilung des Radionuklids im Körper,
- Retention des Radionuklids im Körper bzw. in einzelnen Organen.

Die Höhe der *Resorption* im Gastrointestinaltrakt ist abhängig von der vorliegenden chemischen Form eines Elementes. Leicht resorbierbar sind lösliche, 1- und 2wertige Ionen. Unlösliche Verbindungen oder höherwertige Ionen können kaum die Darmwand passieren. Die Höhe der Resorption eines Radionuklids wird ferner beeinflusst durch die Menge an stabilen Isotopen, Antagonisten und Synergisten in der Nahrung. Von Bedeutung ist auch die Art der Nahrung selbst. Nehmen z. B. Kühe mit dem Futter Bodenpartikel auf, so wird Cäsium recht stark an diese adsorbiert, wodurch die Resorptionrate kleiner wird. [11, 17, 40]

Die *Verteilung* von Radionukliden im Körper ist elementspezifisch. Jod reichert sich beispielsweise in der Schilddrüse an, Strontium in den Knochen und Plutonium an der Knochenoberfläche und der Leber. Cäsium verteilt sehr recht gleichmäßig im Muskelgewebe. Radionuklide mit Eigenschaften von Schwermetallen werden häufig in der Leber, der Niere und der Knochenoberfläche gespeichert.

Die *Retention* eines Radionuklides in einem Organismus ist abhängig von seinen chemischen Eigenschaften, vom Alter und der Größe eines Tieres. Im allgemeinen ist die Verweilzeit von Elementen in Abhängigkeit von der Stoffwechselintensität in Jungtieren kürzer als in Adulten, in kleineren Tieren kürzer als in größeren. [8, 40]

Berechnung von Radionuklidkonzentrationen in tierischen Produkten

Bei konstanter Zufuhr eines Radionuklids errechnet sich die mittlere Aktivität im Körper nach der Formel: [40]

$$A_t = \frac{R}{\lambda_{\text{eff}}} \left(1 - e^{-\lambda_{\text{eff}} \cdot t} \right)$$

- A_t = Aktivität eines Radionuklids zum Zeitpunkt t in dem betrachteten Organismus (Bq)
 R = Tägliche Radionuklidzufuhr (Bq/d)
 λ_{eff} = effektive Ausscheidungsrate (1/d)
 t = Zeit (d)

$$\lambda_{\text{eff}} = \lambda_{\text{biologisch}} + \lambda_{\text{physikalisch}}$$

In der Praxis ist es häufig wichtig die Radionuklidkonzentration in bestimmten Organen zu berechnen, wie beispielsweise die Iodkonzentration in der Schilddrüse oder Radiobleiaktivitäten in der Leber. Dazu sollten Kenntnisse über die Höhe der Resorption im Magen-Darm Trakt, der Verteilung und der mittleren Verweilzeit eines Nuklids bekannt sein. Die Aktivität eines Radionuklides zum Zeitpunkt t im Organ m läßt sich dann wie folgt berechnen:

$$A_t = \frac{R}{\lambda_{\text{eff}}} \cdot f_1 \cdot f_2 \cdot \left(1 - e^{-\lambda_{\text{eff}} \cdot t} \right)$$

f_1, f_2, \dots = fraktionelle Anteile, die in ein Gewebe übergehen.

Die Reduktion der Radionuklidkonzentration in einem Organismus nach einmaliger Aufnahme oder Applikation läßt sich in der Regel mit einer einfachen e - Funktion beschreiben.

$$A_t = A_0 \cdot e^{-\lambda_{\text{eff}} \cdot t}$$

A_0 = Aktivität eines Radionuklids zum Zeitpunkt t = 0 in dem betrachteten Organismus

Bei weiträumigen Kontaminationen der Umwelt mit langlebigen Nukliden oder bei kontinuierlichen Ableitungen stellen sich nach einiger Zeit Gleichgewichtsbedingungen ein. Diese sind dadurch gekennzeichnet, daß die tägliche Zufuhr rate eines Nuklides mit der Nahrung gleich der täglichen Ausscheidungsrate bei einem tierischen Organismus ist. Die Radionuklidaktivität in dem Organismus bleibt konstant. Die Berechnung der Kontamination von tierischen Produkten erfolgt, meist mit Hilfe eines *Transferfaktors*. Dieser ist definiert als der Koeffizient der Radionuklidkonzentration in einem tierischen Produkt (Fleisch, Milch etc.) zur täglichen Aufnahme rate:

$$C_{r,m,f} = C_{r,f} \cdot I \cdot TF_{r,m,f}$$

- $C_{r,m,f}$ = Konzentration des Radionuklides r in Fleisch oder Milch (Bq/kg)
 $TF_{r,m,f}$ = Transferfaktor für Fleisch oder Milch für das Radionuklid r (d/kg oder d/l)
 $C_{r,f}$ = Konzentration des Radionuklides r im Futter des Tieres (Bq/kg)
 I = Freßrate des Tieres (kg/d)

Die Höhe eines Transferfaktors ist abhängig von den chemisch-physikalischen Form (Speziation) eines Elements, der Tierart und dem physiologischen Zustand eines Tieres. [11, 22, 40]

Der Transferfaktor ist für essentielle Elemente weniger geeignet, da deren Konzentrationen in einem Organismus durch aktive Regulation weitgehend konstant gehalten werden und somit weitgehend unabhängig von der Zufuhrate sind. Da sich Radioisotope (Kohlenstoff-14, Kalium-40) und stabile Isotope im Stoffwechselverhalten nicht unterscheiden, kann angenommen werden, daß unter Gleichgewichtsbedingungen deren Verhältnis im Futter und im Organismus gleich ist. Dadurch läßt sich die Radionuklidkonzentration in einem Organismus mit Hilfe des spezifisches Aktivitätsmodells berechnen:

$$\frac{C_{r,F}}{C_{e,F}} = \frac{C_{r,A}}{C_{e,A}}$$

- $C_{r,F}$ = Konzentration des Radioisotops r im Futter (Bq/kg)
 $C_{e,F}$ = Konzentration des essentiellen Elementes im Futter (g/kg)
 $C_{r,A}$ = Konzentration des Radioisotops im tierischen Produkt (Bq/kg)
 $C_{e,A}$ = Konzentration des essentiellen Elementes im tierischen Produkt (g/kg)

Dieses Modell wäre auch für chemisch verwandte Radioisotope von essentiellen Elementen anwendbar (z. B. Strontium 90/Kalzium oder Cäsium-137/Kalium), wenn sich beide Elemente im Organismus genau gleich verhielten. Häufig finden aber im Stoffwechsel Diskriminierungen zwischen dem Radionuklid und dem essentiellen Element statt, z. B. beim Transport durch Membranen. Dadurch wird das Verhältnis des Radionuklides zu seinen stabilen Partner verschoben, was sich aber durch einen experimentellen Faktor "OR" (observed ratio) korrigieren läßt. Diese Übergangsgleichung wird »observed ratio«-Modell genannt. [40]

$$\frac{C_{r,F}}{C_{e,F}} = \frac{C_{r,A}}{C_{e,A}} \cdot OR$$

OR: »observed ratio«, Faktor, der angibt um wieviel das Ausgangsverhältnis $C_{r,F} : C_{e,F}$ im Futter durch den Stoffwechsel in einem Organismus verschoben wird.

Dieses Modell hat den Vorteil, daß es weitgehend unabhängig von der Tierart ist. Damit lassen sich auch Radionuklidkonzentrationen für Tiere berechnen, für die noch keine Transferfaktoren gemessen wurden. Es besitzt aber den Nachteil, daß es nicht für alle Nuklide anwendbar ist.

I.2.1.3 Natürliche Radionuklide

Die Einteilung in natürliche und künstliche Radionuklide ist etwas willkürlich, da verschiedene natürliche Radionuklide wie Tritium und Kohlenstoff-14 auch künstlich bei der Nutzung der Kernenergie entstehen.

I.2.1.3.1 Tritium

Tritium (H-3), das radioaktive Isotop des Wasserstoffs ist ein reiner niederenergetischer Betastrahler mit einer Halbwertszeit von 12,3 Jahren und einer maximalen Energie von 23 keV.. Natürlicherweise wird es in der Stratosphäre als Spallationsprodukt durch Reaktionen von Protonen und Neutronen mit Stickstoff, Sauerstoff und Argon gebildet. Die Produktionsrate beträgt etwa $7,2 \times 10^{16}$ Bq/a, was einem globalem Inventar von 4×10^{18} Bq unter Gleichgewichtsbedingungen entspricht. Da Tritium in der Umwelt vor allem als HTO vorliegt, erfährt das natürliche Tritium eine sehr große Verdünnung und wird in den allgemeinen Wasserkreislauf integriert. Die mittlere, natürliche spezifische Tritium Aktivität im Oberflächenwasser beträgt 0,02 Bq/l. [24]

Da Tritium als reiner β -Strahler kein externes Strahlenfeld aufbaut, resultiert die Strahlenexposition des Menschen nur aus einer Inkorporation mit dem Trinkwasser und der Nahrung, bzw. zu einem geringen Teil über die Inhalation. In der Nahrung kann Tritium nicht nur in Form von HTO sondern auch organisch gebunden vorliegen. Der kovalente Einbau von Tritium in die organische Substanz erfolgt in der Photosynthese der Pflanzen. Diese chemische Bindungsform wird über die Nahrungskette bis zum Menschen weitergereicht. Daneben gibt es noch die ionisch gebundene Komponente, d.h. aus dem Zellwasser dissoziierte Tritiumionen (H^+) tauschen sich meist sehr schnell mit ionisch gebundenen Wasserstoffatomen in der organischen Substanz aus. [27, 40]

Tritiiertes Wasser und ionisch gebundenes Tritium wird relativ schnell von einem Organismus wieder ausgeschieden, im Gegensatz zu Tritium, das kovalent in Kohlenhydrat-, Fett- oder Proteinmolekülen gebunden ist. Aufgrund von Messungen lassen sich drei Halbwertszeiten unterscheiden. Bei größeren Säugetieren betragen diese etwa 10 Tage, 1 Monat bzw. 1 Jahr.

Unter Gleichgewichtsbedingungen kann angenommen werden, daß die spezifische Aktivität im Trinkwasser, in der Nahrung und im Menschen, sowohl im Zellwasser als auch in der organischen Substanz nahezu gleich ist. Eine Berechnung der Strahlenexposition des Menschen kann daher recht zuverlässig mit dem spezifischen Aktivitätsmodell durchgeführt werden, das besagt, daß die spezifische Tritium-Aktivität im Wasser der Umwelt gleich der spezifischen Tritium-Aktivität im Menschen ist. Es können aber auf dem Weg über die Nahrungsmittelkette zum Menschen Verschiebungen des Isotopenverhältnisses durch Isotopieeffekte auftreten, da die Massenunterschiede zwischen Wasserstoff-1 und Tritium mit 1 zu 3 sehr groß sind. Deshalb verhält sich Tritium etwas träger als Protium, so daß es bei physikalischen Vorgängen (z.B. Verdunstung) und bei chemischen Reaktionen durchweg das schwere Isotop gegenüber dem leichteren diskriminiert wird. Die Diskriminierungsraten sind jedoch selten größer als 30%. Da viele Diskriminierungsvorgänge gegenläufig sind (bei der Aufnahme von Wasser über die Wurzel kommt es zu einer Anreicherung von HTO, bei der Transpiration zu einer Anreicherung durch Isotopieeffekte) heben sie sich gegenseitig weitgehend wieder auf und können unter Gleichgewichtsbedingungen weitgehend vernachlässigt werden.

Bei einmaligen Freisetzungen von Tritium in die Umwelt muß für eine Abschätzung der Strahlenexposition des Menschen unter Umständen berücksichtigt werden, daß verschiedene Tritiumpools (z.B. Luftfeuchte, Bodenwasser, Trinkwasser) unterschiedlich hoch kontaminiert sein können. In der Literatur sind entsprechende radioökologische Modelle zur Beschreibung des Wasserstoffflusses bei einmaligem Eintrag in die Biosphäre zu entnehmen. [37]

I.2.1.3.2 Kohlenstoff-14

Kohlenstoff 14 ist ein reiner, niederenergetischer β -Emitter, mit einer Halbwertszeit von etwa 5.730 Jahren, mit einer maximalen Energie von 185 keV und einer mittleren von 49,5 keV. Das Radionuklid wird ständig in der oberen Atmosphäre vor allem durch Reaktion kosmischer Neutronen mit Stickstoff gebildet. Die jährliche Produktionsrate beträgt 1×10^{15} Bq, das Gesamtinventar in der Umwelt 8×10^{18} Bq. Für die Abschätzung der Strahlenexposition ist die spezifische C-14-Aktivität in der Atmosphäre wichtig, die natürlicherweise 0,23 Bq C-14/g Kohlenstoff beträgt. Der Kohlenstoff der Atmosphäre liegt fast ausschließlich als Kohlenstoffdioxid vor. Nur diese chemische Form ist physiologisch relevant, da nur diese von Pflanzen in der Photosynthese assimiliert und damit nicht nur in die Nahrungskette sondern in den gesamten Biozyklus eingeschleust wird. [36]

Unter Gleichgewichtsbedingungen läßt sich der Gehalt an Kohlenstoff-14 in allen Organismen zuverlässig mit dem spezifischen Aktivitätsmodell abschätzen. Dabei wird angenommen, daß das Verhältnis von $^{14}\text{CO}_2$ zu $^{12}\text{CO}_2$ in der Atmosphäre gleich dem in den Pflanzen, in den tierischen Produkten und im Menschen ist. Verschiebungen können sich lediglich durch Isotopieeffekte ergeben, die sehr genau untersucht sind. Merkliche Isotopieeffekte treten dabei nur bei der Photoassimilation auf, wobei das schwerere $^{14}\text{CO}_2$ gegenüber dem leichteren $^{12}\text{CO}_2$ bis zu 5 % diskriminiert werden kann. Diese geringe Diskriminierungsrate bleibt praktisch über die ganze Nahrungskette bis zum Menschen hin konstant und kann bei einer Dosisberechnung vernachlässigt werden. Konkret bedeutet dies, daß die C-14 natürliche Aktivität im Menschen auch 0,23 Bq/g Kohlenstoff beträgt, oder ca. 4.000 Bq C-14 im Körper eines erwachsen Menschen. [36]

Die Strahlenexposition durch Inhalation von Kohlenstoff-14 bei Mensch und Tier ist gering, da heterotrophe Organismen Kohlendioxid nicht in ihre Körpersubstanz einbauen können. Inhalierendes CO_2 oder Kohlenwasserstoffe werden sehr schnell wieder ausgeatmet. Ihre Verweilzeiten in der Lunge und im Blut bewegen sich im Minutenbereich. Berechnungen zeigen, daß unter Gleichgewichtsbedingungen die Dosis durch Ingestion weit mehr als 99 % der Gesamtdosis ausmacht. Bei der Berechnung der Strahlenexposition mit Hilfe des spezifischen Aktivitätsmodells werden beide, Inhalations- und Ingestionspfad, gemeinsam erfaßt. [20]

Bei einer störfallbedingten Freisetzung spielt Kohlenstoff-14 in der näheren Umgebung des Emittenten nur eine geringe Rolle, da sein Aktivitätsinventar in kerntechnischen Anlagen meist gering ist. Erfolgt eine Freisetzung im Winter oder in der Nacht, so findet bei Kulturpflanzen keine Assimilation, und damit keine Einschleusung von C-14 in die Nahrungskette, statt. Auch an warmen, sonnenreichen Tagen ist die Assimilation des freigesetzten CO_2 vergleichsweise gering, da dieses Gas mit dem Wind sehr schnell überregional und global verteilt wird.

Wenn auch die Individualdosis in jedem Falle gering ist, leistet C-14 über sehr lange Zeit integriert den größten Beitrag zur globalen Kollektivdosis aus den atmosphärischen Bombentests und den zweitgrößten aus der Kernenergie. [3, 7]

I.2.1.3.3 Kalium-40

Kalium gehört mit 2,6 Gewichtsprozent zu den 10 häufigsten Elementen in der oberen Erdkruste. Der Anteil des Radioaktiven Kalium-40 am Gesamtkalium beträgt 0,0117% oder 30,5 Bq K-40/g Kalium. Kalium-40 zerfällt mit einer Übergangswahrscheinlichkeit von 89,3 % unter Emission von Beta-Strahlung (1,31 MeV) zu stabilem Kalzium-40 und mit einer Übergangswahrscheinlichkeit von 10,7% unter K-Einfang und Emission von γ -Strahlung (1,46MeV) zu stabilem Argon-40.

Da Kalium ein essentieller Nährstoff ist, enthalten alle Lebewesen und konsequenterweise auch alle tierischen und pflanzlichen Nahrungsmitteln Kalium-40 in jeweils charakteristischer Aktivität. Als Beispiele seien genannt: Milch: 50 Bq/l, Getreide: 120 Bq/kg, Kartoffeln: 140 Bq/kg, Salat: 120 Bq/kg und Rindfleisch 100 Bq/kg. In einem erwachsenen Menschen liegt der mittlere Kaliumgehalt bei 150 g, was einer Kalium-40 Aktivität von ca. 4.500 Bq entspricht. Da Kalium wie auch andere essentielle Elemente einer homöostatischen Regulation unterliegen, sind diese Aktivitäten weitgehend konstant. Dies bedeutet, daß die interne Strahlenexposition direkt aus der charakteristischen Kaliumkonzentration eines Organismus zuverlässig abgeschätzt werden kann. Da Kalium-40 auch ein hochenergetischer γ -Strahler ist, trägt dieses Nuklid wesentlich zur externen, terrestrischen Strahlung bei. [40]

I.2.1.3.4 Radon-222

Radon-222 ist ein radioaktives Edelgas in der Uran-238 Zerfallsreihe, das über Inhalation inkorporiert wird und zusammen mit seinen Zerfallsprodukten am meisten zur Strahlenexposition des Menschen beiträgt. Radon-222 zerfällt mit einer Halbwertszeit von 3,82 Tagen unter Emission eines α -Teilchens in Polonium-218, das seinerseits über kurzlebige (Blei-214, Wismut-214, Polonium-214) und längerlebige Tochternuklide (Blei-210, Wismut-210, Polonium-210) in stabiles Blei-206 übergeht. Neben Radon-222 kommen in der Natur noch die beiden Isotope Radon-219 und Rn-220 aus der Uran-235 und Thorium-232 Zerfallsreihen vor, die aber aufgrund ihrer kurzen physikalischen Halbwertszeiten von 3,96 s bzw 55,6 s für die Strahlenexposition des Menschen von geringerer Bedeutung sind. [30]

Radon-222 entsteht im Boden durch Zerfall von Radium-226. Entsprechend sind relativ hohe Konzentrationen in granitischen und vulkanischen Gegenden zu erwarten, niedrige Aktivitäten dagegen in Schotter und Muschelkalkgebieten. Da das Edelgas im Boden nicht adsorbiert wird, diffundiert es durch den Porenraum des Bodens in die bodennahen Luftschichten und gelangt durch Konvektion in Wohnräume (Kamineffekt). Mit zunehmender Höhe über dem Boden nimmt die Radon-222 Konzentration deutlich ab. Im Freien liegen die mittleren Radon-222 Konzentrationen in der Luft zwischen 2 und 20 Bq/m³. Die Exhalationsrate hängt vor allem von der Porosität des Bodens und seiner Feuchtigkeit ab. Unter guten Freisetzungsbedingungen kann Radon-222 noch aus einer Bodentiefe von 1 m zu 50% ins Freie gelangen. Bei speziellen Wetterbedingungen wie Inversionslagen und plötzlichem Tauwetter können sich deutlich erhöhte Radon-222 Konzentrationen in der bodennahen Luft aufbauen. [30]

Der Radonlevel in Häusern baut sich vor allem durch das Eindringen von Radon über das Fundament und die Kellerwände auf. Die Exhalation aus Baustoffen ist entgegen früheren Ansichten dagegen von geringerer Bedeutung. Durch Isolierung der Bodenplatte konnte die Raumluftkonzentrationen in den Häusern deutlich gesenkt werden. In Häusern beträgt der Medianwert der Häufigkeitsverteilung 40 Bq/m³ und der Mittelwert knapp 50 Bq/m³. Es können aber sehr große Unterschiede auftreten. In den ehemaligen Uranbergbaugebiete der neuen Bundesländer werden häufig Werte von einigen 100 Bq/m³, in einigen Fällen sogar von mehreren 1.000 Bq/m³ gemessen. Als Maßnahmen zur Reduzierung des Radonlevels in Häusern wird vor allem das regelmäßige Lüften der Räume empfohlen. Im Freien kann der Radonlevel in der näheren Umgebung von Bergbauhalden erhöht sein. [3, 10, 30]

Von Bedeutung für Strahlenexposition des Menschen ist die Ablagerung der aerosolgebundenen Zerfallsprodukte im menschlichen Atemtrakt. Das reine Radongas wird aufgrund seiner Edelgaseigenschaften im menschlichen Gewebe nicht chemisch gebunden, allenfalls etwas gelöst.

Dadurch wird das inhalierte Gas sehr schnell wieder ausgeatmet. Jedoch werden die aerosolgebundenen Folgeprodukte zu 20 - 30% ausgefiltert und im Atemtrakt deponiert. Daher sind vor allem die Tochternuklide des Radon-222 für die Strahlenexposition des Menschen verantwortlich. Als zusätzliche Größe wurde deshalb der Gleichgewichtsfaktor F eingeführt, der als Verhältnis der gleichgewichtsäquivalenten Konzentration der kurzlebigen Zerfallsprodukte zur Radonkonzentration in der Luft definiert ist. [10]

1.2.1.3.5 Uran und Thorium

Uran kommt in der Umwelt als Isotopengemisch von 3 Radionukliden vor: Uran-238 zu 99,275 %, Uran-235 zu 0,72 % und Uran-234 zu 0,005 %. Der durchschnittliche Gehalt in der äußeren Erdkruste beträgt 2,7 ppm (zum Vergleich Silber: 0,06ppm). Chemisch liegt Uran in zwei beständigen Löslichkeitsstufen vor: als 4-wertige wasserunlösliche und 6-wertige wasserlösliche Form. Vierwertiges Uran bildet eigene primäre Minerale wie Uraninit (UO_2), Pechblende ($\text{UO}_2 - \text{U}_3\text{O}_8$) oder Coffinit (USiO_4). Sechswertiges Uran bildet insbesondere als Uranylion (UO_2^{2+}) über 200 verschiedenen Mineralien.

Thorium kommt als Thorium-232 mit Thorium-228 im radioaktiven Gleichgewicht zu 8,5 ppm in der äußeren Erdkruste vor. In der Natur liegt es nur als schwer lösliches 4-wertiges Ion vor. Es bildet chemisch und mechanisch sehr stabile Minerale wie Monazit oder Zirkon.

Radioökologisch gesehen sind beide Elemente sehr immobil, d.h. sie werden nur in sehr geringem Maße von Pflanzen über die Wurzel aufgenommen und die Resorptionrate im Magen-Darm-Trakt von Säugern ist ausgesprochen gering. Entsprechend geringe Aktivitäten werden auch in pflanzlichen und tierischen Nahrungsmittel gemessen (Tab. 1). Auch ihr Beitrag zur externen Strahlenexposition ist sehr klein. [17, 40]

1.2.1.3.7 Radium-226

Radium-226 ist ein α -Strahler mit einer Energie von 4,76 MeV (zu 95 %) bzw. 4,61 MeV (zu 4%) und einer physikalischen Halbwertszeit von 1620 Jahre. Diese Radionuklid ist von besonderem radioökologischem Interesse, da es als Erdalkalimetall chemisch mit dem essentiellen Element Kalzium verwandt ist und sich auch physiologisch sehr ähnlich wie dieses verhält.

Im Boden liegt Radium-226 als zweiwertiges Kation nicht immer im Gleichgewicht mit dem Ausgangsnuklid Uran-238 vor. Durch intensive Auswaschprozesse und Transportprozesse ("stripped leaching") des im Vergleich zu Uran etwas mobileren Radiums können Verschiebungen im Gleichgewicht erfolgen. Im Boden konkurriert Radium bei Sorptions-, Desorptions- und Diffusionsprozessen direkt mit Kalzium.

Das gleiche gilt für die Aufnahme von Radium aus dem Boden durch Pflanzen. Grundsätzlich gilt, je höher die Kalziumkonzentration im Boden ist, desto weniger Radium wird über die Wurzel aufgenommen und umgekehrt. In der Pflanze verteilt sich Radium ähnlich wie Kalzium, d.h. in Organen mit einem hohen Kalziumlevel wird auch mehr Radium gemessen und umgekehrt. Bei der Zusammenstellung der Wertebereiche für Radium-226 in verschiedenen pflanzlichen Nahrungsmittel ist auffällig, daß Paranüsse extrem hohe Werte aufweisen. Diese Pflanze wächst weitgehend wild auf sehr kalziumarmen Böden vor allem im Amazonasgebiet. Durch die Kalziumarmut des Bodens wird die Radium-226-Aufnahme gefördert.

Im tierischen Organismus reichert sich Radium ähnlich wie Kalzium im Knochen an. Die mittlere natürliche Aktivität in Muskeln und in Organen liegt bei rund 10 mBq/kg Frischgewicht. [17, 18, 40]

I.2.1.3.7 Blei-210 und Polonium-210

Blei-210 und Polonium-210 sind Folgeprodukte des Edelgases Radon-222. Diese Tochternuklide und ihre kurzlebigen Vorläufer werden in der Atmosphäre an Aerosole gebunden und durch trockene und nasse Ablagerung auf die Pflanzenoberfläche deponiert. Dadurch wird der oberirdische Teil einer Pflanze wesentlich stärker kontaminiert. Die Wurzel Aufnahme von Blei-210 und Polonium-210 ist vergleichsweise gering ist. Entsprechend hohe Aktivitäten finden sich in Blattgemüse (0,02 - 2 Bq/kg FG), während in Kartoffeln (0,005 - 0,05 Bq/kg FG) oder Getreide (0,02 - 0,2 Bq/kg FG) die Werte deutlich geringer sind. In Schweine- und Rindfleisch werden Werte bis etwa 0,01 Bq/kg Blei-210 und Polonium-210 gemessen. Höhere Werte finden sich in den Innereien wie Rinderniere und Rinderleber, wo Werte bis 10 Bq/kg berichtet werden. Die höchsten Werte finden sich bei Rentieren. In der Rentierleber werden teilweise Werte über 100 Bq Polonium-210 und Blei-210/kg Frischgewicht gefunden [1, 17, 40]. Diese Tiere ernähren sich im Winter vor allem von Flechten, die Blei 210 und Polonium 210 besonders stark akkumulieren, weil sie eine große Oberfläche pro Einheit Pflanzenmasse haben. Dies gilt auch für die "klebrigen" Tabakblätter, die hohe Blei-210/Polonium-210 aufweisen, was zur Hypothese führte, daß der Raucherkrebs strahlenbedingt sein könnte.

	K-40	Pb-210	Po-210	Th-228	U-238	Ra-226
Milch	50000	10-100	10-100	0,05-0,5	0,05-0,5	5-15
Eier	40000	10-100	10-100	0,1-5	1-5	50-200
Fisch	80000-120000	100-1000	200-4000	0,5-10	1-20	10-100
Rindfleisch	60000-120000	10-100	10-100	0,5-10	1-20	1-100
Schweinefleisch	60000-120000	10-100	10-100	0,5-10	1-20	1-100
Getreide	150000	20-200	20-200	1-20	1-50	10-100
Blattgemüse	60000-200000	20-2000	20-2000	1-50	1-50	10-100
Gemüse	60000-250000	10-100	10-100	1-20	1-50	10-100
Kartoffeln	150000	5-50	5-50	1-20	1-50	10-100
Obst	30000-100000	10-100	10-100	1-10	1-20	5-20
Trinkwasser	50-500	0,1-1	0,2-2	0,5-5	0,5-5	1-10
Paranüsse	-	-	-	-	-	5000-100000
Rentiere	80000-120000	300-3000	300-3000	-	-	-

Tabelle 1: Mittlere spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Nahrungsmitteln. In besonders exponierten Gebieten können außer für K-40 noch höhere als die aufgeführten Werte auftreten

I.2.1.3.8 Weitere natürliche Radionuklide

Daneben gibt es noch mehr als 30 weitere natürliche Radionuklide, die aber aufgrund ihres verschwindend geringen Vorkommens für die Strahlenexposition des Menschen praktisch keine Rolle spielen. Eine Übersicht über die Nuklide und ihren physikalischen Eigenschaften ist der Tabelle 2 zu entnehmen.

Nuklid	Halbwertszeit (a)	Strahlung
Vanadium-50	$6,0 \cdot 10^{15}$	β^- , K, γ
Rubidium-87	$4,7 \cdot 10^{10}$	β^-
Indium-115	$5,1 \cdot 10^{14}$	β^-
Lanthan-138	$1,1 \cdot 10^{11}$	β^- , K, γ
Cer-142	$5,1 \cdot 10^{15}$	α
Neodym-144	$1,3 \cdot 10^{16}$	α
Samarium-147	$1,2 \cdot 10^{11}$	α
Gadolinium-152	$1,1 \cdot 10^{14}$	α
Dysprosium-156	$1,9 \cdot 10^{14}$	α
Hafnium-174	$2,0 \cdot 10^{15}$	α
Lutetium-176	$2,2 \cdot 10^{10}$	β^- , γ , e^-
Rhenium-187	$4,3 \cdot 10^{10}$	β^-
Platin-190	$7,0 \cdot 10^{11}$	α
Blei-204	$1,4 \cdot 10^{17}$	α

Tabelle 2: Weitere natürliche Radionuklide, die nur in Spuren auf der Erde vorkommen und für die Strahlenexposition des Menschen nicht von Bedeutung sind. (aus [1])

I.2.1.4 Natürliche Strahlenexposition

Die natürliche Strahlenexposition des Menschen setzt sich zusammen aus der externen Strahlung, wobei eine kosmische und eine terrestrische Komponente unterschieden werden kann und der internen Strahlenexposition durch Inhalation und Ingestion.

Bei der kosmischen Strahlung treffen freie Protonen und Neutronen aus dem Weltraum mit hoher Energie auf die oberen Schichten der Lufthülle und reagieren dort auf vielfältige Weise mit Atomkernen. Dabei entstehen Sekundärteilchen, die ihrerseits weitere Umwandlungen auslösen. Als Folge dieser Prozesse trifft eine Gemisch verschiedener Strahlenarten auf die Erdoberfläche auf. Die sogenannte harte Komponente dieser Strahlung besteht vorwiegend aus Mesonen mit sehr hoher Energie. Die weiche Komponente besteht aus Elektronen, Positronen und γ -Strahlung. Der Anteil der Neutronen an der kosmischen Strahlung auf der Erdoberfläche ist sehr gering und beträgt auf Meereshöhe etwa $0,03 \mu\text{Sv/a}$. Insbesondere die Energie der weichen Komponente wird in der Lufthülle deutlich abgeschwächt, was zur Folge hat, daß die Strahlenexposition durch kosmische Strahlung von der Höhenlage abhängt. Während auf Meereshöhe die Jahresdosis bei $0,3 \text{ mSv/a}$ liegt, ist in Garmisch-Partenkirchen etwa $0,5 \text{ mSv/a}$ und auf der Zugspitze etwa $1,1 \text{ mSv/a}$ zu erwarten.

Die terrestrische Strahlung durch die natürlichen Radionuklide im Boden bewegt sich im Mittel zwischen 0,35 und 0,8 mSv/a. Aufgrund der Geologie sind niedrige Ortsdosisleistungen in der norddeutschen Tiefebene, hohe Ortsdosisleistungen dagegen (>1 mSv/a) in Teilen des Fichtelgebirges und des Erzgebirges zu finden.

Wie bereits ausgeführt, wird die Inhalationsdosis praktisch nur von Radon-222 und seinen Folgeprodukten bestimmt. Der mittlere Wert in Deutschland liegt bei 1,4 mSv/a, es können jedoch vor allem in den ehemaligen Uranabbaugebieten in Sachsen und Thüringen deutlich höhere Werte auftreten, die sogar in einzelnen Fällen über 10 mSv/a hinausgehen können.

Zur Strahlenexposition über die Nahrung trägt vor allem Kalium-40 mit etwa 0,3 mSv/a bei. Die Strahlenexposition durch Kohlenstoff-14 ist aufgrund der niedrigen β -Energie mit etwa 0,01 mSv/a gering, obwohl die Aktivitäten von Kalium-40 und Kohlenstoff-14 in vergleichbarer Höhe im menschlichen Körper vorkommen. Die weiteren natürlichen Radionuklide tragen nur wenige μ Sv/a zur Gesamtdosis bei.

Die gesamte Strahlenexposition in Deutschland von außen und durch Inkorporation liegt im Mittel bei 2,4 mSv (Abb. 1). Insbesondere in Gegenden, wo hohe Radonwerte auftreten, kann die Strahlenexposition des Menschen deutlich höher sein [3, 33].

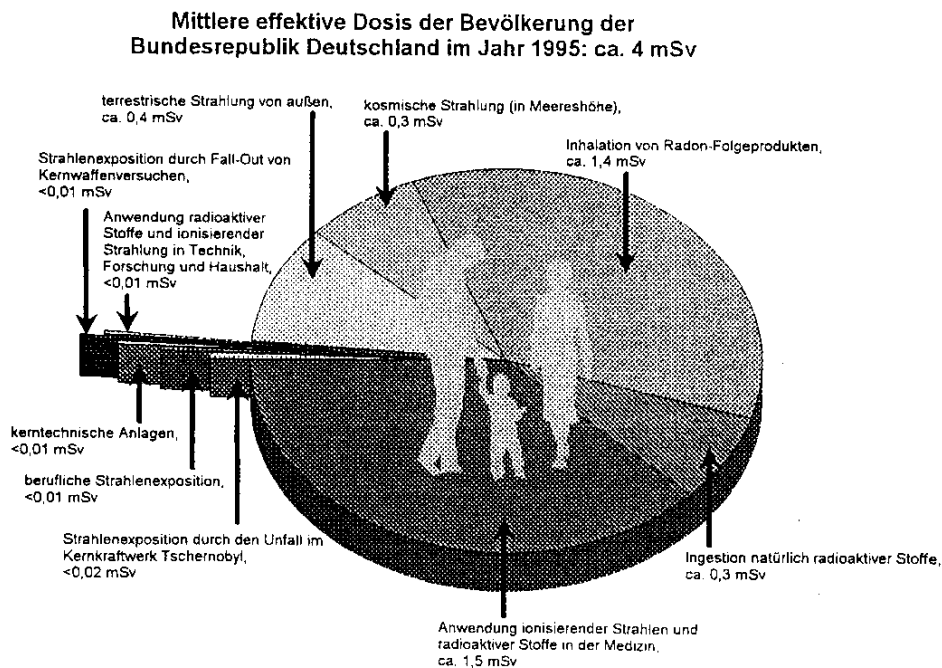


Abbildung 1: Mittlere effektive Dosis der Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1995.

I.2.1.5 Künstliche Radionuklide

I.2.1.5.1 Strontium-90

Strontium-90 ist ein reiner Betastrahler mit einer maximalen Energie von 0.5 MeV und einer Halbwertszeit von 28,7 Jahre. In die Atmosphäre freigesetztes Strontium liegt aerosolgebunden vor und wird durch trockene und nasse Ablagerungen dem Boden zugeführt.

Kontamination von Pflanzen

Die Strahlenexposition des Menschen erfolgt vor allem durch Zufuhr dieses Radionuklids mit der Nahrung. In der Umwelt, vor allem aber in tierischen Organismen, verhält sich Strontium analog dem verwandten essentiellen Erdalkalimetalls Kalzium. Die Kontamination von Pflanzen erfolgt bei konstanten Ableitungen vor allem auf die Blattoberfläche. Da Strontium aber im Vergleich zu Cäsium sich weit weniger mobil innerhalb einer Pflanze verhält, ist die Translokation über die Blätter zu den Knollen und Wurzeln gering.

Im Boden ist Strontium-90 ähnlich mobil wie Kalzium und wird relativ leicht über die Wurzel aufgenommen. Hohe Transferfaktoren werden vor allem auf leichten, kalkarmen Böden gemessen, niedrige dagegen auf schweren und kalkreichen Böden. Bei der Aufnahme über die Wurzel wird die Strontium-Aktivität über den Kalzium Metabolismus reguliert, d.h. hohe Strontium-90 Werte sind dort zu erwarten, wo auch hohe Kalzium Werte zu finden sind und umgekehrt. So sind innerhalb einer Pflanze die Strontium-90 Aktivitäten in den grünen Blättern von Getreidepflanzen oder Kartoffeln etwa 10 mal höher als beispielsweise in den Körner oder Knollen. Auf der Basis einer Zusammenstellung der Internationale Union der Radioökologen sind die in Tab. 3 genannten Transferfaktoren Boden /Pflanze als repräsentative mittlere Werte anzusehen. Auf leichten Böden sind höhere Werte zu erwarten, auf tonigen Böden kleinere. [11, 17, 34, 40]

Getreide	0,2
Kartoffeln	0,05
Blattgemüse	0,5
Wurzelgemüse	0,2
Weidegras	0,2

Tabelle 3 : Mittlere Transferfaktoren Boden Pflanze für Strontium-90

Strontiummetabolismus in Nutztieren

Die Resorption von Strontium im Magen-Darm-Trakt liegt bei adulten Tieren zwischen 5 und 40 %, bei Jungtieren zwischen 20 und 100 %. Sie kann durch erhöhtes Kalziumangebot gesenkt werden. Für prognostische Berechnungen ist für adulte Tiere eine Resorption von 20 % und für Schafe, Kühe, Schweine und Ziegen, die jünger als 60 Tage sind, ein Wert von 60 % angemessen.

Etwa 90 % des resorbierten Strontiums wird im Knochen abgelagert, 10 % in den Weichgeweben. In der Literatur werden verschiedene Retentionsfunktionen für Strontium beschrieben, wobei zwischen Weichgewebe und Knochen unterschieden wird. Die biologischen Halbwertszeiten betragen einige 10 Tage im Muskelgewebe und einige 100 Tage im Skelett. Typische Halbwertszeiten für Strontium 90 von 20 - 70 Tage werden für Mäuse, von 60 - 400 Tage für Ratten, von 90 - 500 Tage für Schweine und Hunde und von 200 - 600 Tage für den Menschen angegeben. Diese Werte machen deutlich, daß die biologische Halbwertszeit mit der Größe eines Organismus zunimmt.

Die Ausscheidung von Strontium 90 erfolgt zu mehr als 90 % mit den Faeces, der Rest mit dem Urin. Muttertiere geben einen Teil des inkorporierten Strontiums mit der Milch ab, z. B. scheiden Kühe 1-3 %, Schafe und Ziegen etwa 4 % der täglich mit dem Futter zugeführten Strontium-90-Aktivität über die Milch aus.

Der OR-Wert (vgl. S.7) kann als Summe der Diskriminierungsvorgänge bei der Resorption und bei den Übergängen in die Knochenzellen, Weichgewebezellen oder in die Milch aufgefaßt werden. Bei jungen Tieren, die bis 100 % des angebotenen Strontium 90 und Kalziums resorbieren, findet beim Übergang ins Blut praktisch keine Diskriminierung statt. Bei adulten Tieren wird dabei Strontium gegenüber Kalzium um einen Faktor 2-3 diskriminiert. In den weiteren Stoffwechselfvorgängen wird Strontium am stärksten beim Übergang in die Milch diskriminiert, gefolgt vom Transport in die Muskelzellen. Beim Einbau in die Knochen findet nur noch eine geringe Diskriminierung zwischen den beiden Elementen statt. Zur Berechnung der Strontium-90-Konzentration in den verschiedenen Geweben sollten folgende OR-Werte herangezogen werden [11, 17, 40]

OR_{Milch} : 0,1 - 0,15
OR_{Fische} : 0,2 - 0,3
OR_{Fleisch} : 0,5

Tabelle 4 : Mittlere OR-Werte für Strontium/Kalzium

Für eine Berechnung der Kontamination von tierischen Produkten mit dem Transferfaktorenmodell sind folgende Werte angemessen [11, 17, 40]:

Rindfleisch:	$3 \cdot 10^{-4}$ d/kg (Freßrate: 40kg/d)
Schweinefleisch:	$2 \cdot 10^{-3}$ d/kg (Freßrate: 8kg/d)
Kuhmilch:	$2 \cdot 10^{-3}$ d/kg (Freßrate: 50kg/d)

Tab.5 : Mittlere Transferfaktoren Futter/Fleisch bzw. Milch für Strontium

1.2.1.5.2 Iod-131

Iod-131 ist ein kurzlebiger Beta-/Gammastrahler mit einer Halbwertszeit von 8 Tagen. Das Verhalten von Iod in der Umwelt ist komplex, da es im Vergleich zu anderen Radionukliden verhältnismäßig reaktionsfreudig ist. Wesentlich ist, daß Radioiod in elementarer Form, als

Aerosol und als organische Verbindung freigesetzt werden kann. Radioökologisch ist von Bedeutung, daß sich elementares Iod etwa zehnmals schneller auf Pflanzen und am Boden abgelagert als aerosolgebundene Radionuklide. Damit kommt dieser Form bei Strahlenschutz Betrachtungen eine besondere Rolle bei der Kontamination von pflanzlichen Nahrungsmitteln, insbesondere Blattgemüse und Weidegras zu. Aufgrund seiner relativ kurzen physikalischen Halbwertszeit spielt die Wurzel Aufnahme praktisch keine Rolle.

Bei tierischen Produkten steht die Kontamination von Milch im Mittelpunkt des Interesses. Wenn Kühe auf der Weide täglich zwischen 20 und 50 m² abgrasen, nehmen sie relativ viel des abgelagerten Radioiods mit dem Futter auf. Inkorporiertes Radioiod geht sehr schnell in Milch von Nutztieren über. Bei Mastvieh reichert sich Iod vor allem in der Schilddrüse an. Der Anteil an Iod, der in Muskelgewebe übergeht, ist relativ gering. Da zudem die physikalische Halbwertszeit von Iod-131 klein ist, können keine langfristigen Akkumulationen auftreten. Der Verzehr von Fleisch ist daher kein besonders relevanter Expositionspfad für Iod-131. [11, 17, 31, 34, 40]

Da das Kerninventar von Iod-131 in Reaktoren hoch ist und die wichtigsten Verbindungen dieses Elements flüchtig sind, wird Iod bei Störfällen zum dosisbestimmenden Nuklid in der Frühphase nach einem Störfall. Die Expositionspfade von Bedeutung sind dann Direktstrahlung aus der Wolke und der am Boden abgelagerten Aktivität, sowie die Inhalation. Der Dosisbeitrag durch Ingestion hängt letztendlich vom Höhe des Verzehr der kontaminierten Produkte ab.

1.2.1.5.3 Cäsium-137

Cäsium-137 ist ein Betastrahler mit einer Halbwertszeit von 30 Jahren zu 94,6% zu Barium-137m zerfällt. Dieses geht mit einer Halbwertszeit von nur 2,5 Minuten unter Emission eines Gammaquants mit einer Energie von 661,6 keV in den stabilen Zustand über. 5,4% der Cs-137 Atome gehen direkt in Ba-137 über.

Verhalten im Boden

Das physikalisch-chemische Verhalten von Cäsium im Boden kann grundsätzlich mit dem von Kalium verglichen werden. Signifikante Unterschiede bestehen aber in der Bindungsstärke. Von allen einwertigen Alkalimetallen hat Cäsium den größten Ionendurchmesser und damit einhergehend die höchste Eintauchstärke. Cäsium wird wie Kalium bevorzugt in den Zwischenschichten von Tonmineralien, insbesondere Vermiculite und Illite, eingelagert. Die Sorption von Cäsium und Kalium im Austausch gegen Kalzium bewirkt ein Kollabieren der Schichtsilikate, wodurch Cäsium innerhalb des Tonminerals "fixiert" wird. Dies hat zur Folge, daß Cäsium im mineralischen Boden schwer austauschbar und daher nur in geringem Maße pflanzenverfügbar ist.

Dadurch sind die Wanderungsgeschwindigkeiten von Cäsium in mineralischen Böden ausgesprochen gering. Cäsium 137 aus dem Waffenfallout befindet sich auch 1997 noch fast vollständig innerhalb der Pflugschartiefe auf Ackerböden bzw. im Wurzelraum auf Wiesen und Weiden. Auf sandigen und organischen Böden ist die Wanderungsgeschwindigkeit von Radiocäsium dagegen höher, beträgt aber auch hier selten mehr als 1 cm/Jahr. [13, 26, 41, 42]

Kontamination von Pflanzen

Durch die starke Bindung von Radiocäsium an Tonminerale wird dieses auf landwirtschaftlichen Böden nur in geringem Maße von Kulturpflanzen aufgenommen. Dies zeigt sich beispielsweise daran, daß die Aktivitätskonzentrationen 11 Jahre nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl in Getreide, Kartoffeln, Gemüse und Früchten deutlich unter 1 Bq/kg Cs-137 liegen, obwohl fast das gesamte Cs-137 noch im Wurzelbereich der Pflanzen anzutreffen ist. [11, 17, 28]

Als Ergebnis einer ausführlichen Literaturrecherche gibt die Internationale Union der Radioökologen (UIR) folgende mittlere Cäsium Transferfaktoren für tonige und sandige Böden an:

mittlere Transferfaktor für Cs		
	tonige Böden	sandige Böden
Getreide	0,01	0,026
Gras	0,11	0,24
Futterpflanzen	0,017	0,29
Hülsenfrüchte	0,017	0,094
Kartoffeln	0,07	0,17
Blattgemüse	0,18	0,46

Auf sandigen Böden wird Cäsium, wie viele andere Elemente auch, besser von Pflanzen aufgenommen als auf schwereren, tonigen Böden. Gründe dafür sind die geringere Kationenaustauschkapazität des Bodens sowie, insbesondere im Falle des Cäsiums, die weniger starke Fixierung an Tonminerale.

In Experimenten konnte gezeigt werden, daß die Transferfaktoren für Cäsium höher sind, wenn die Pflanzen direkt nach der Kontamination eines Bodens angebaut werden. Der Reaktorunfall von Tschernobyl hat diese Ergebnisse bestätigt. Die höchsten Aufnahmen über die Wurzel wurden noch im Jahr des Reaktorunfalls gemessen. Danach nahmen die Transferfaktoren kontinuierlich ab. Diese Abnahme der Pflanzenverfügbarkeit läßt sich durch die im vorangegangenen Kapitel beschriebene zunehmende Fixierung des Cäsiums im Boden erklären. Als Konsequenz aus dieser Zeitabhängigkeit sind direkt nach einem Eintrag von Cäsium in den Boden bis zu etwa 10 mal höhere Transferfaktoren als die in der Tabelle angegebenen anzunehmen.

Anders sieht es auf ungestörten Böden aus. In unseren gemäßigten Breiten ist ein ungestörter Waldboden durch organische Auflagehorizonte charakterisiert. Die oberste Schicht bildet der L-Horizont, der sich aus den noch unzersetzten Nadeln und Blättern, der Streu, zusammensetzt. Danach folgen in der Regel der O_f-Horizont (O für organisch, f für fermentiert) und der O_h-Horizont (h für humifiziert). An diese organischen Horizonte schließen sich die mineralischen A- und B-Horizonte an. Für das Verständnis des Verhaltens von Radionukliden in Wäldern sind die organischen Horizonte von besonderem Interesse. Aus diesen Horizonten werden Pflanzen bevorzugt mit Nährstoffen versorgt. Da aber dort Tonminerale weitgehend fehlen, bleibt Cäsium gut pflanzenverfügbar. Dies erklärt zunächst die hohen Aufnahmeraten durch Pflanzen auf Waldböden, nicht aber die vergleichsweise langsamen Migrationsraten. Auch 11 Jahre nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl befindet sich der größte Teil von Cäsium-137 noch in den

organischen Horizonten. Untersuchungen deuten darauf hin, daß Cäsium in diesen Schichten von den dort in großer Zahl vorhandenen Bodenorganismen und Pilzmyzelien inkorporiert, d.h. biologisch fixiert wird, was eine vertikale Wanderung verhindert.[2, 13, 26, 41, 42]

Cäsium-137 Metabolismus in tierischen Organismen

Im Magen-Darm-Trakt von Säugetieren wird Cäsium nahezu vollständig resorbiert, bei Wiederkäuern ist eine Resorption von 60 % typisch. Die Aktivität im Blut steigt nach einer Zufuhr mit der Nahrung schnell an. Bei Ratten wird bereits nach 30 Minuten die maximale Konzentration im Blut erreicht.

Etwa 20 % des aufgenommenen Cäsiums wird durch endogene Exkretion mit den Faeces, 80% mit dem Urin ausgeschieden.

Die biologische Halbwertszeit von Cäsium ist abhängig von der Größe eines Organismus und liegt in der Regel bei Haustieren zwischen 45 und 135 Tagen. Für Schafe, Rentiere, Schweine und Rinder kann die biologische Halbwertszeit näherungsweise mit der nachstehenden Gleichung ermittelt werden:

$$T_{1/2} = 5,18 m^{0,3}$$

m = Masse eines Tieres (g)

Cäsium verteilt sich im Körper weitgehend gleichförmig. Es verhält sich in einem Organismus ähnlich wie Kalium. Beide sind intrazelluläre Elemente, die dem gleichen Transport- und Regulationsmechanismus unterliegen. Allerdings treten bei diesen Stoffwechselfvorgängen Diskriminierungen zwischen den beiden Elementen auf, die je nach Gewebeart verschieden groß sind. Beim Transport in die Erythrozyten oder in Gehirnzellen wird Cäsium gegenüber Kalium diskriminiert, beim Transport in Muskelzellen Kalium gegenüber Cäsium. Die unterschiedlichen Diskriminierungsdaten resultieren aus einer unterschiedlich hohen Affinität der membrangebundenen Trägermoleküle zu den beiden Elementen. Der mittlere Wert der »observed ratio« eines Organismus ergibt sich als arithmetisches Mittel aller organspezifischen Diskriminierungen unter Berücksichtigung des Anteils der Organe am Körpergewicht. Für die Berechnung der Cäsiumkonzentration im Muskel ist ein OR-Wert (vgl S.7) zwischen 1,5 und 3,0 für Milch von 1,5 angemessen. [11, 17, 40]

Für eine Berechnung der Cäsiumkonzentration in tierischen Produkten mit dem Transferfaktorenmodell sind folgende Werte geeignet:

Rindfleisch:	6 10 ⁻² d/kg
Schweinefleisch:	3 10 ⁻¹ d/kg
Lammfleisch:	6 10 ⁻¹ d/kg
Kuhmilch:	1 10 ⁻² d/kg
Ziegenmilch:	1 10 ⁻¹ d/kg

Tabelle 6 : Mittlere Transferfaktoren Futter/Fleisch bzw. Milch für Cäsium

I.2.1.5.4 Plutonium-239

Plutonium-239 ist ein Alphastrahler (Halbwertszeit: 24.100 Jahre), mit einem schwachen Gammaanteil. Wie bei allen Aktiniden ist daher die Inkorporation dosisbestimmend. Da Plutonium-239 im Magen-trakt kaum resorbiert und schnell wieder ausgeschieden wird, ist der Ingestionspfad weniger von Bedeutung, zumal dieses Nuklid praktisch keinen Eingang in die Nahrungskette über die Wurzel Aufnahme findet. Die höchste Dosis resultiert meist aus der Inhalation von Plutonium-239, während des Durchzugs einer Wolke oder von resuspendierten, aerosolgebundenen Partikeln.

Plutonium bildet in der Biosphäre unlösliche Oxid- und Hydroxidverbindungen. Entsprechend immobil verhält es sich in der Umwelt. Transportvorgänge sind eher auf physikalische Mechanismen (Teilchentransport, Erosion) als auf die Löslichkeit des Elementes zurückzuführen. Es verweilt in der obersten Bodenschicht und wird nur in sehr geringem Umfang von Pflanzen über die Wurzel aufgenommen (Transferfaktor Boden/Pflanze <0,001). Höhere Kontaminationen von Futterpflanzen können durch direkte Ablagerung dieses Nuklids auf der Pflanzenoberfläche erfolgen.

Analog ist auch die Resorption von Plutonium im Magen-Darm-Trakt von Nutztieren sehr klein, in der Regel weniger als 0,01%. Dagegen gehen von inhaliertem Plutonium bis 5 % ins Blut und bis 15 % in das lymphatische System über. Aerosolgebundenes Plutonium kann einige 100 Tage in der Lunge verweilen. Der kritische Expositions-pfad zu Zeiten des Fallout war daher die Inhalation.

80 % des resorbierten Plutoniums werden in Knochen, 1-10% in Leber und Nieren abgelagert. Die in der Literatur angegebenen biologischen Halbwertszeiten sind sehr unterschiedlich. Für das lymphatische System werden Werte zwischen 500 und 1000 Tagen, und für das Skelett von Nutztieren sogar zwischen 1 und 100 Jahren genannt.

Häufig wird Plutonium als das toxischste Element überhaupt dargestellt. Radiologisch gesehen ist Plutonium vergleichbar mit anderen α -Strahlern wie Radium oder Radon. Verschiedene Autoren sind der Ansicht, daß bei gleichen Aktivitäten in der Umwelt Plutonium nicht toxischer als Sr-90 oder Cs-137 ist, da es sich wesentlich immobil verhält und kaum in der Lage ist, biologische Membranen zu passieren. Es gelangt daher nur in geringem Maß in pflanzliche und tierische Nahrungsmittel. Dies wird dadurch gestützt, daß die Dosisbeiträge durch Pu-239 aus den oberirdischen Kernwaffentests weit hinter denen von C-14, Sr-90 und Cs-137 zurücktreten.

I.2.1.5.5 Kontamination der Erdoberfläche durch oberirdische Kernwaffentests

Ende der 40er Jahre begann das atomare Wettrüsten, verbunden mit oberirdischen Kernwaffentests. Insgesamt wurden etwa 520 oberirdische Zündungen mit einer gesamten Sprengkraft von 545 Mt TNT registriert. Davon entfielen ca. 230 Mt auf Spaltreaktionen und ca. 315 Mt auf Fusionsreaktionen (Wasserstoffbomben). Die USA und die ehemalige UdSSR zündeten die erste große Serie von Atomwaffentests zwischen 1952 und 1958, wobei etwa 42% aller oberirdischen Versuche durchgeführt wurden. Nach einem Moratorium nahmen die Großmächte die Tests zwischen 1961 und 1962 verstärkt wieder auf. In dieser Zeit wurden etwa 47% aller oberirdischen Kernwaffentests durchgeführt. Diese Serie endete mit einer Übereinkunft

der beiden Supermächte, die oberirdischen Kernwaffenversuche weltweit einzustellen. Nur vereinzelt durchbrachen Nationen wie China diesen Stopp. [33]

Bei der Explosion einer Kernwaffe in der Atmosphäre entsteht ein sehr starker thermischer Auftrieb, daher werden nur bei tiefem Sprengpunkt Radionuklide in der näheren Umgebung abgelagert. Bis 80 % der Spalt- und Aktivierungsprodukte gelangen in die Stratosphäre, von wo aus sie relativ schnell global verteilt werden.

Etwa 90 % aller oberirdischen Tests fanden auf der nördlichen Halbkugel statt. Die höchsten Radionuklidablagerungen durch den globalen Fallout erfolgten dabei zwischen dem 40. und 50. nördlichen Breitengrad. Die in dieser Zone abgelagerten Gesamtaktivitäten der wesentlichen Nuklide sind in Tab. 7 aufgelistet. Davon sind Mitte der 90er Jahre in Deutschland noch etwa 2.700 Bq/m^2 Cäsium-137, 1.600 Bq/m^2 Strontium-90 und 60 Bq/m^2 Plutonium-239/240 vorhanden. Die Migrationsgeschwindigkeiten dieser Nuklide im Boden sind ausgesprochen langsam, so daß heute noch die Gesamtaktivitäten im Oberboden anzutreffen sind und eine Kontamination des Grundwassers nicht zu befürchten ist. [3, 33]

Durch die oberirdischen Kernwaffenversuche verdoppelte sich die natürlich vorhandene spezifische Kohlenstoff-14-Aktivität in der Atmosphäre bis zum Jahr 1963 von 0,23 auf 0,46 Bq C-14/g C. Durch den Austausch von CO_2 zwischen Atmosphäre und Ozeanen reduzierte sich diese Erhöhung Mitte der 90er Jahre auf etwa 20%. [33]

In Deutschland wurde Ende der 50er Jahre mit systematischen Messungen insbesondere von Cäsium-137 und Strontium-90 in verschiedenen Umweltmedien begonnen. Die Bundesanstalt für Ernährung beobachtete in allen tierischen und pflanzlichen Nahrungsmitteln einen steilen Anstieg der Cäsium-137-Aktivitäten bis 1964. Bis 1970 erfolgte ein relativ schneller Abfall, der sich mit einem Rückgang der direkten Ablagerung auf Pflanzen erklären läßt. Danach reduzierte sich die Cäsium-137-Aktivität in der Nahrung kontinuierlich, bis 1986 der Tschernobyl-Fallout die Kontaminationen deutlich erhöhte. Einen Eindruck geben die in Abbildung 2 dargestellten mittleren Cs-137-Aktivitäten von Lebensmitteln. [3, 19, 31]

Die Aktivität von Strontium-90 war Anfang der 60er Jahre in Blattgemüse und Getreide erhöht. Nur schwach ausgeprägt war der Aktivitätsanstieg dagegen bei Kartoffeln (Abb. 3). Dies zeigt, daß Strontium-90 im Vergleich zu Cäsium-137 weniger gut über das Blatt aufgenommen und in der Pflanze verteilt wird. Da Strontium-90 aber in Böden allgemein gut pflanzenverfügbar vorliegt, ist der Rückgang der Aktivität mit der Zeit deutlich langsamer als bei Cäsium-137. Dies wird auch deutlich bei den Messungen der Cäsium-137- und Strontium-90-Aktivität in der täglichen Nahrung (Abb. 4). Danach betrug 1964 die mittlere Zufuhr rate von Cäsium-137 etwa 9 Bq/Tag und nahm bis 1985 auf 0,15 Bq/Tag ab. Die entsprechenden Werte für Strontium-90 sind 1,1 bzw. 0,25 Bq/Tag. [3, 19]

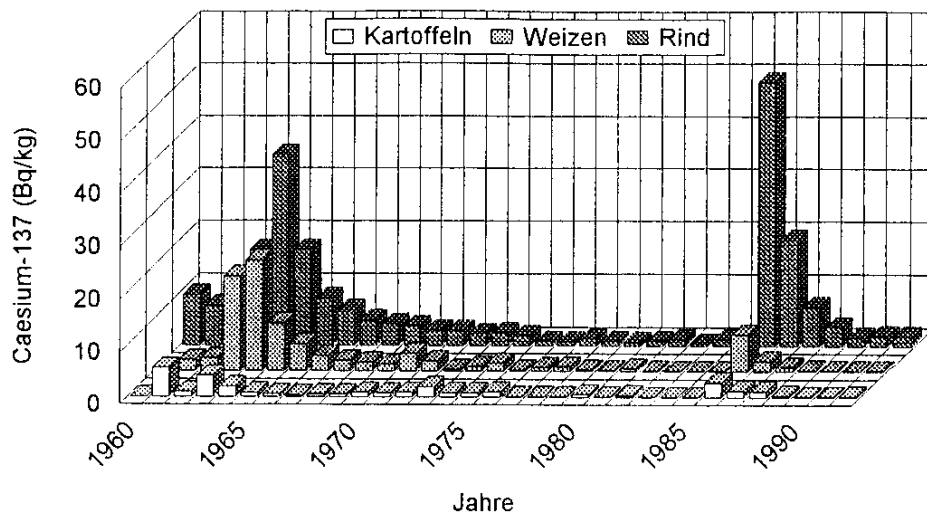


Abbildung 2: Zeitlicher Verlauf der mittleren Cäsium-137-Aktivität in Kartoffeln, Weizen und Rindfleisch zwischen 1960 und 1993, aus [19]

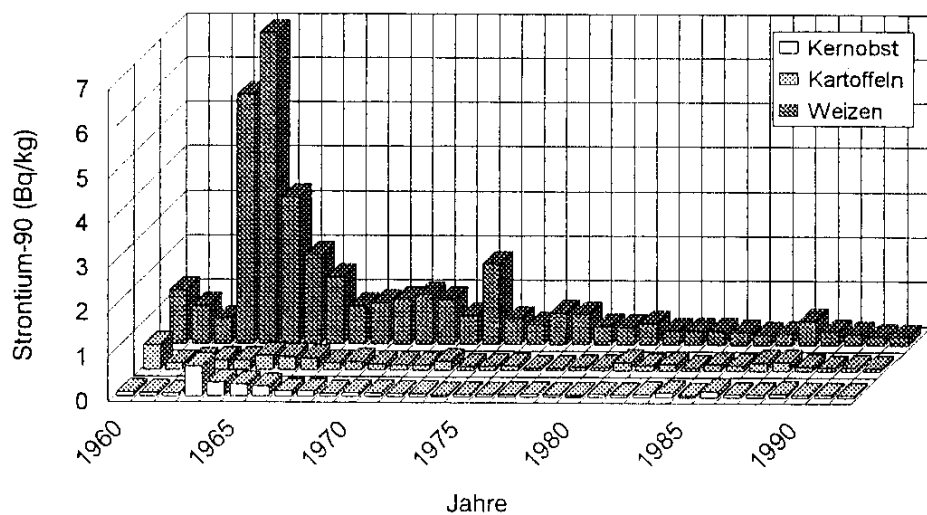


Abbildung 3: Zeitlicher Verlauf der mittleren Strontium-90 Aktivität in Kartoffeln, Kernobst und Weizen zwischen 1960 und 1993, aus [19]

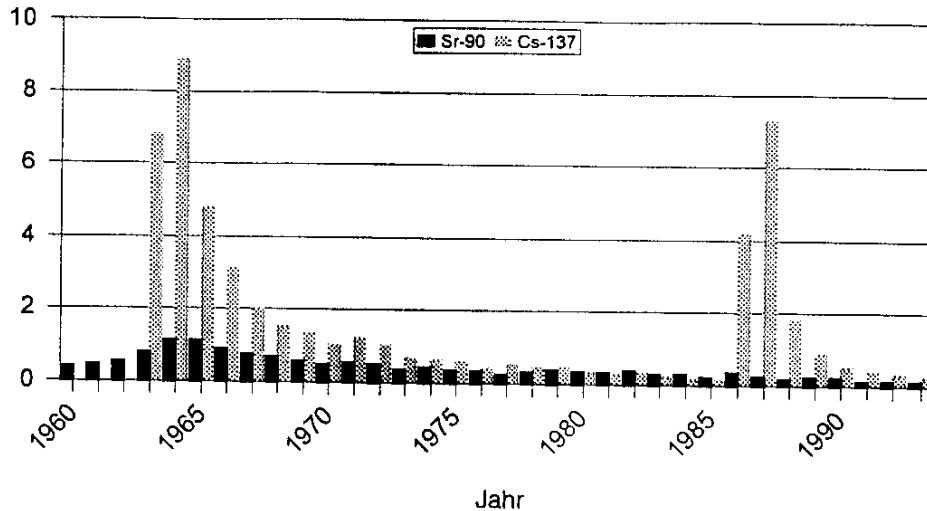


Abbildung 4: Zeitlicher Verlauf der mittleren täglichen Zufuhr von Strontium-90 und Cäsium-137 mit der Nahrung zwischen 1960 und 1993 (aus [3]).

Da das Verhältnis von Cäsium-137 zu Strontium-90 im Tschernobyl-Fallout in Mitteleuropa etwa 100:1 betrug, erhöhten sich die ohnehin geringen Strontium-90-Aktivitäten in Lebensmitteln durch direkte Ablagerungen nicht mehr als um einen Faktor 2. Die mittlere spezifische Aktivität lag immer noch unter 1 Bq/kg. [35]

Im Auftrag der Vereinten Nationen schätzt ein wissenschaftliches Komitee die mittlere Strahlenexposition des Menschen über die verschiedenen Expositionspfade für die wichtigsten Nuklide des Kernwaffenfallouts regelmäßig auf der Basis der neuesten Meßergebnisse ab. In der nördlichen Hemisphäre wird die über 70 Jahre integrierte effektive Äquivalentdosis mit etwa 2 mSv abgeschätzt. Die entsprechende effektive Dosis in der südlichen Hemisphäre beträgt ca. 0,76 mSv. Wesentliche Dosisbeiträge liefern $^{14}\text{CO}_2$, das sich relativ schnell global verteilt, mit 0,26 mSv, sowie Cäsium-137 mit 0,78 mSv in der nördlichen bzw. 0,21 mSv in der südlichen Hemisphäre und Strontium mit 0,18 mSv bzw. 0,05 mSv. (Tab. 7) Sehr langfristig gesehen, d.h. integriert über einige tausend Jahren, trägt C-14 mit mehr als 60% zur Kollektivdosis bei. [33]

Radionuklide	Effektive Äquivalentdosis (μSv)				
	Nördliche Hemisphäre (40°-50°)				Südl. Hemisphäre (40°-50°)
	Extern	Ingestion	Inhalation	Total	Total
H-3	-	48	3,6	51	14
C-14	-	260	-	260	260
Mn-54	93	-	0,21	94	26
Fe-55	-	14	0,03	14	3,8
Sr-89	-	2,3	3,1	5,5	1,2
Sr-90	-	170	15	180	50
Y-91	-	-	4,6	4,6	1
Zr-95	140	-	3,1	144	32
Nb-95	67	-	1,4	68	15
Ru-103	20	-	0,93	21	4,7
Ru-106	70	-	41	110	31
Sb-125	47	-	0,13	47	13
I-131	2,3	79	3,2	85	19
Cs-137	510	280	0,58	790	210
Ba-140	25	0,42	0,34	26	5,8
Ce-141	1,7	-	0,71	2,4	0,53
Ce-144	23	-	63	86	23
Pu-238	-	0,0009	1,2	1,2	0,3
Pu-239	-	0,29	29	30	8,5
Pu-240	-	0,21	19	20	5,1
Pu-241	-	0,004	8,9	8,9	2,4
Am-241	-	1,5	23	24	6,8
Total	1000	850	220	2070	760

Tabelle 7 : Strahlenexposition durch den Fallout in der nördlichen und südlichen Hemisphäre , integriert über 70 Jahre, aus [33]

L2.1.6 Kerntechnische Anlagen: bestimmungsgemäßer Betrieb

Die jährlichen Ableitungen von Radionukliden mit der Abluft und dem Abwasser aus kerntechnischen Anlagen werden in Deutschland im Rahmen eines Genehmigungsverfahrens limitiert. Durch die Abgabe von Radionukliden mit der Abluft und dem Abwasser im routinemäßigen Betrieb darf eine jährliche Strahlenexposition von 300 $\mu\text{Sv/a}$ in der Umgebung von kerntechnischen Anlagen auch in ungünstigen Fällen nicht überschritten werden. Der Betreiber ist verpflichtet, die Einhaltung dieses Grenzwertes in einem radioökologischen Gutachten vor Inbetriebnahme der Anlage nachzuweisen. Folgende Genehmigungswerte für die jährliche Ableitung von Radionukliden mit der Abluft sind für neuere deutsche Kernkraftwerke typisch: $3,7 \times 10^{10}$ Bq für aerosolgebundene Radionuklide, 10^{10} Bq für Iod-131 und 10^{10} Bq für radioaktive Edelgase. Für die Abgabe mit dem Abwasser sind ca. 5×10^{13} Bq Tritium/Jahr und 10^{11} Bq/Jahr für die Summe aller anderen Nuklide charakteristisch. In sehr umfangreichen Kontrollmessungen werden die Abgaberaten überwacht und bilanziert. Die Messungen zeigen (Tab. 8 und 9), daß die genehmigten Abgabewerte in der Praxis sehr deutlich unterschritten werden. [3, 6, 7]

Ergänzt wird das Emissionsmeßprogramm durch ein intensives Immissionsmeßprogramm in der Umgebung einer Anlage, das Analysen von Radionukliden in Luft, Niederschlag, Boden, Gewässer, Sediment und Nahrungsmitteln umfaßt. Die Nachweisgrenzen sind so festgelegt, daß eine effektive Dosis von 10 $\mu\text{Sv/a}$ durch jedes Nuklid und Medium nachgewiesen werden kann. [4, 5] Trotz dieses erheblichen Meßaufwandes läßt sich eine Erhöhung künstlicher Radionuklide in der Umgebung von kerntechnischen Anlagen als Folge ihrer Emissionen selten feststellen.

Die Strahlenexposition der Bevölkerung wird daher mit Hilfe eines radiökologischen Modells und den gemessenen Abgaberaten jedes Jahr vom Bundesamt für Strahlenschutz abgeschätzt. Die Ergebnisse werden in den Jahresberichten des Bundesministers für Umwelt "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung" veröffentlicht. Diese, für eine hypothetische Bevölkerungsgruppe berechneten Strahlenexpositionen, liegen bei allen Anlagen seit Jahren unter 10 $\mu\text{Sv/Jahr}$ (Abb 5 und 6). [3]

Seit 1970 konnten die Abgaben mit der Abluft von Edelgasen, Aerosole und Iod durch verbesserte Techniken (Insbesondere Brennstäbe, Verzögerungsstrecken und Filter) bezogen auf die Bruttostromerzeugung um 2 bis 3 Größenordnungen gesenkt werden. Der Emissionen auf die Bruttostromerzeugung um 2 bis 3 Größenordnungen gesenkt werden (Abb. 7). Die Emissionen von Kohlenstoff-14 blieb dagegen weitgehend konstant. Dies hat zur Folge, daß mittlerweile die Strahlenexposition in der Umgebung eines Kernkraftwerks zum größten Teil durch C-14 verursacht wird und andere Nuklide kaum noch eine Rolle spielen.

Kernkraftwerk	Edelgase	Aerosole a)	Jod-131	¹⁴ CO ₂	Tritium
Kahl b)	-	2,5E04	-	-	1,0E09
Rheinsberg c)	n.n.	6,0E04	n.n.	-	-
Gundremmingen A d)	-	6,3E06	-	-	4,1E09
Lingen d)	-	1,5E02	-	2,2E09	1,0E08
Obrigheim	6,2E11	1,8E07	8,7E06	9,2E09	9,9E10
Stade	1,7E12	7,9E07	2,6E05	1,4E10	7,9E11
Würgassen e)	n.n.	1,3E07	n.n.	1,5E10	2,3E10
Greifswald c)	-	2,8E08	-	1,8E09	7,6E09
Biblis A	3,7E12	7,0E05	1,7E07	1,4E10	4,3E11
Biblis B	4,6E12	1,8E06	2,2E05	1,4E10	9,8E10
Neckar 1	2,2E12	9,5E05	2,0E07	1,3E10	2,8E11
Brunsbüttel	6,6E12	3,4E07	9,4E05	7,5E10	1,9E10
Isar 1	4,0E11	1,0E07	1,3E07	2,1E11	4,4E10
Unterweser	3,6E12	1,2E06	1,9E06	5,7E10	1,3E12
Philippsburg 1	8,8E11	3,2E07	5,0E07	4,7E11	8,1E10
Grafenrheinfeld	n.n.	2,7E06	n.n.	1,1E11	5,2E11
KrümmeI	1,7E13	3,4E07	3,8E08	7,4E10	4,5E10
Gundremmingen B und C	1,2E09	n.n.	2,9E05	7,3E11	1,5E12
Grolunde	1,8E13	2,5E05	3,1E07	5,0E10	3,6E11
Hamm-Uentrop f)	m	6,1E05	n.n.	1,5E09	5,0E10
Philippsburg 2	1,7E12	9,9E05	7,4E05	6,5E10	9,6E11
Mülheim-Kärlich g)	n.n.	n.n.	n.n.	3,9E09	9,0E10
Brokdorf	3,5E13	n.n.	2,6E07	1,4E11	3,5E11
Isar 2	2,2E11	n.n.	n.n.	4,5E11	1,3E12
Emsland	6,0E11	7,0E03	1,3E06	1,3E11	1,6E12
Neckar 2	1,5E12	2,1E05	1,7E05	5,7E10	3,2E11

a) Halbwertszeit > 8 Tage, ohne Jod-131, einschließlich Strontium und α -Strahler

b) Betrieb beendet 1985

c) Betrieb beendet 1990

d) Betrieb beendet 1977

e) Betrieb beendet 1994

f) Betrieb beendet 1988

g) 1995 nicht in Betrieb

n.n.: nicht nachgewiesen (kleiner oder gleich Nachweisgrenze)

Tabelle 8 Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus Kernkraftwerken im Jahr 1995 in Becquerel

Radionuklid Kernkraftwerk	Spalt und Aktivierungsprodukte (außer Tritium)	Tritium	α-Strahler
Siedewasserreaktoren			
Kahl ^{a)}	1,4 E+08	8,2 E+09	
Lingen ^{a)}	5,5 E+05	9,7 E+07	
Würgassen ^{c)}	1,2 E+08	3,5 E+10	
Brunsbüttel	5,8 E+07	1,2 E+11	1,8 E+05
Isar 1	1,5 E+08	1,3 E+12	
Philippsburg 1	2,5 E+08	5,7 E+11	5,0 E+05
Krümmel	1,6 E+07	5,8 E+11	
Gundremmingen ^{b)} (Block B und C)	4,8 E+08	6,4 E+12	
Druckwassereaktoren			
Obrigheim	5,2 E+08	4,6 E+12	1,1 E+05
Stade	3,7 E+08	2,7 E+12	3,3 E+05
Biblis Block A	1,6 E+08	8,4 E+12	
Biblis Block B	5,7 E+08	1,3 E+13	
Neckar 1	4,6 E+06	1,4 E+13	
Unteres	1,6 E+08	6,0 E+12	
Grafenrheinfeld	1,7 E+07	1,3 E+13	
Grohnde	1,3 E+08	1,2 E+13	7,4 E+04
Philippsburg 2	4,4 E+08	1,7 E+13	
Mühlheim-Kärlich	3,6 E+07	2,5 E+11	
Brokdorf	1,1 E+08	1,2 E+13	5,7 E+05
Isar 2		1,9 E+13	
Emsland	2,1 E+05	1,0 E+13	
Neckar 2	2,3 E+07	2,1 E+13	2,2 E+05
Rheinsberg ^{c)}	3,3 E+06		2,7 E+04
Greifswald Block 1 bis 5 ^{c)}	3,8 E+07	4,5 E+10	
Hochtemperaturreaktor			
Hamm-Uentrop	3,5 E+06		

a) Anlage stillgelegt

b) Block A stillgelegt

c) Anlage außer Betrieb

Wird kein Zahlenwert angegeben, liegt die Aktivitätsableitung unterhalb der Nachweisgrenze.

Tabelle 9: Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken im Jahr 1995 in Becquerel (Summenwerte, Tritium und α-Strahler) aus [3]

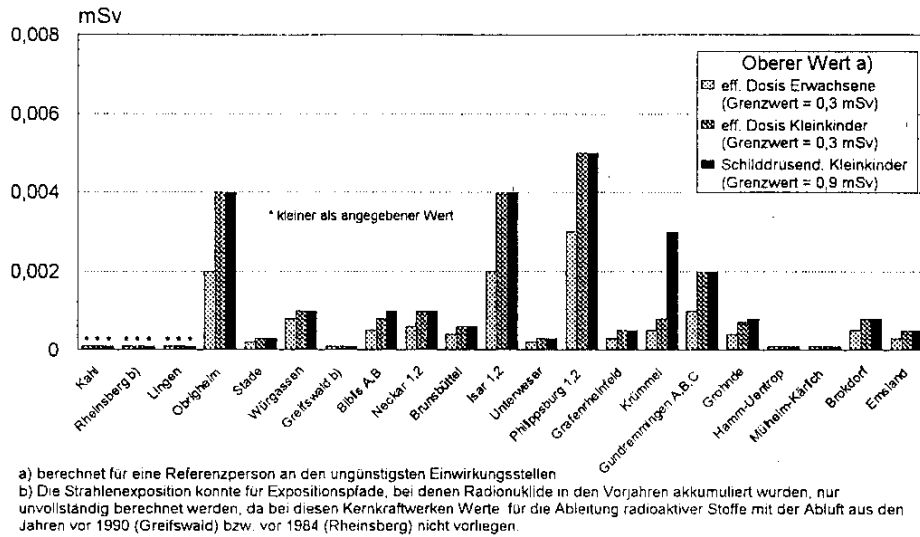


Abbildung 5: Strahlenexposition im Jahr 1995 in der Umgebung von Kernkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft, aus [3]

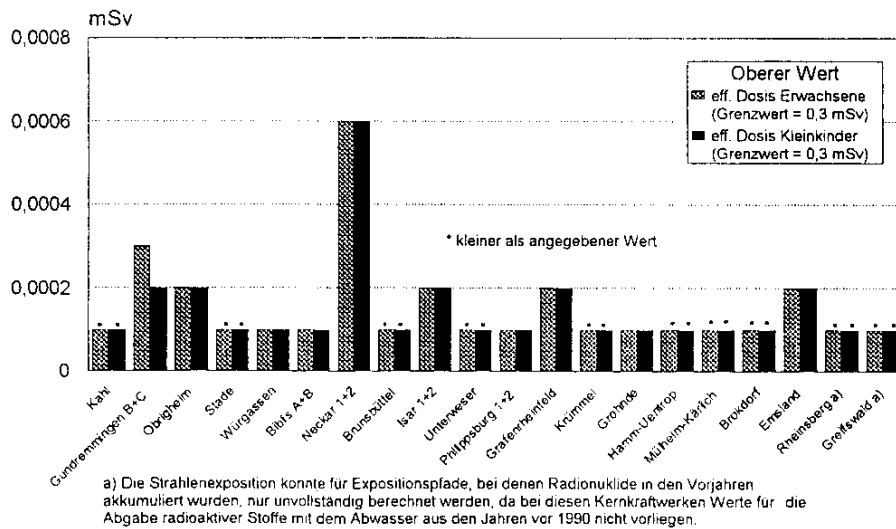


Abbildung 6: Strahlenexposition im Jahr 1995 in der Umgebung von Kernkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus [3]

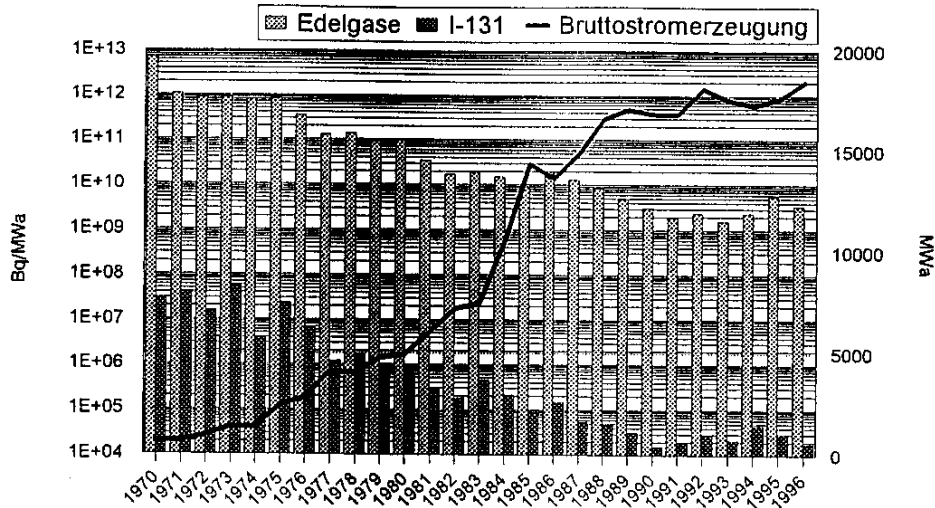


Abbildung 7: Jährliche Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft bezogen auf die Bruttostromerzeugung, Graphik ISH

.I.2.1.7 Störfälle

Im Falle eines Auslegungsstörfalles darf in Deutschland eine Strahlenexposition von 50 mSv in der Umgebung nicht überschritten werden. Dazu muß in einem Gutachten nachgewiesen werden, daß die Anlage durch technische Maßnahmen wie Notkühlsysteme, Containment etc. so konzipiert ist, daß dieser Dosisgrenzwert selbst im größten anzunehmenden Unfall eingehalten werden kann. In einem Ereignisfall muß der Betreiber die zuständige Behörde unterrichten, damit diese ggf. Maßnahmen einleiten kann. In der Praxis wird die Aufsichtsbehörde bereits Bescheid wissen, da sie über ein Kernkraftwerksfernüberwachungssystem (KFÜ) mit der Anlage verbunden ist. Über dieses System werden on-line alle wesentlichen Daten wie Emissionsraten, Druck, Temperatur etc. direkt in die jeweilige Landeszentrale übertragen. Damit ist eine Aufsichtsbehörde jederzeit über den Betriebszustand eines Kernkraftwerks informiert.

In Deutschland ereignete sich bisher nur ein Störfall der eine nennenswerte Emission zur Folge hatte. Bedingt durch Fehlverhalten des Personals entwichen im Juni 1978 insgesamt 97 Tonnen leicht kontaminierter Wasserdampf aus dem Kernkraftwerk Brunsbüttel. Mit dem Dampf wurden etwa 10^{11} Bq Edelgase, 2×10^7 Bq Iod-131 und 2×10^8 Bq kurzlebige Radionuklide mit einer mittleren Halbwertszeit von 20 Minuten freigesetzt. Als maximale individuelle Strahlenexposition wurde für ein Kleinkind eine effektive Dosis von $0,2 \mu\text{Sv}$ und eine Schilddrüsendosis von $40 \mu\text{Sv}$ abgeschätzt. [14]

1.2.1.8 Kontamination der Umwelt durch unkontrollierte Ableitungen und Unfälle

Bei der Nutzung der Kernenergie zu militärischen und zivilen Zwecken kam es immer wieder aus verschiedenen Ursachen zu meist lokalen Kontaminationen der Umwelt. Die nach einem UN-Report 1993 als wesentlich eingestuft Vorfälle sollen hier kurz skizziert werden.

1.2.1.8.1 Unkontrollierte Ableitungen

Die Sowjetunion nahm im Juni 1948 den ersten graphitmoderierten Reaktor und im Dezember 1948 die erste Wiederaufarbeitungsanlage in Tscheljabinsk im Südost-Ural in Betrieb. Bis November 1951 wurden praktisch die gesamten flüssigen radioaktiven Ableitungen in den Fluß Tetscha eingeleitet. Weitere Einleitungen erfolgten noch bis 1956. Insgesamt wurden 100 PBq abgeleitet, davon etwa jeweils 12% Strontium-90 bzw. Cäsium-137, 9% Strontium-89 sowie Isotope von seltenen Erden (27%) und Isotope von Zirkon, Niob und Ruthen. In diesen Zeiten nutzten Anrainer das Wasser der Tetscha immer noch als Trinkwasser, Viehtränke und zur Beregnung ihrer Hausgärten. Hinzu kam eine externe Strahlung, besonders durch Cäsium-137, Ruthen-106 und Zirkon-95, beim Aufenthalt am Ufer und auf Überschwemmungsgebieten. Für den Ort Metlino, der nur 7 km flußabwärts von der Einleitungsstelle liegt, wurde eine individuelle Dosis für die Bewohner von 1,4 Sv abgeschätzt. Mit der Entfernung zur Einleitungsstelle nahm auch die Strahlenexposition ab, doch noch für den 78 km entfernt gelegenen Ort Muslyumovo wurde eine effektive Dosis von 0,24 Sv errechnet. 1953 wurde mit der Evakuierung des Ortes Metlino begonnen, weitere 19 Ortschaften wurden zwischen 1955 und 1960 evakuiert. Insgesamt waren 7.500 Bewohner davon betroffen. [9, 12, 43]

In den USA wurden zwei Plutoniumbrutreaktoren im Dezember 1944 in Betrieb genommen. Ein dritter kam 1945 dazu. Aus diesen Anlagen wurden zwischen 1944 und 1947 ca. $1,8 \times 10^{16}$ Bq Iod-131 in die Atmosphäre freigesetzt. In einer nachträglichen Berechnung der Strahlenexposition, die insbesondere die Inhalation sowie die Aufnahme von I-131 mit pflanzlichen Nahrungsmitteln und Milch berücksichtigte, wurden Schilddrüsendosen bis zu 10 Sv abgeschätzt, was einer effektiven Dosis von etwa 0,3 Sv entspricht. [33]

1.2.1.8.2 Explosionen

Am 29. September 1957 explodierte im südlichen Ural in der Nähe der Ortschaft Kyschtym ein 300 m³ fassender Tank mit hochradioaktiven Abfall-Lösungen. Dabei wurde eine Aktivität von ca. $7,4 \times 10^{17}$ Bq freigesetzt. Radiologisch war insbesondere Strontium-90 mit einem Anteil von 5,4% an der Gesamtaktivität von Interesse. Die Radionuklide wurden in der Atmosphäre nach Nordosten verfrachtet und hinterließen eine zigarrenförmige Depositionsspur. In der Umgebung des Tanks wurden 120 km² mit mehr als $3,7 \times 10^6$ Bq/m² Sr-90 kontaminiert; auf weiteren 16.000 km² wurden Aktivitäten $> 1,8 \times 10^5$ Bq/m² gemessen. [9, 12, 33, 43]

Am 6. April 1993 explodierte in Tomsk in Zentralsibirien ein Tank mit 25 m³ einer Uran-Plutonium-Lösung infolge eines Überdrucks. Die Lösung enthielt 8773 kg Uran und 0,31 kg Plutonium, was einer Gesamtaktivität von $2,1 \times 10^{13}$ Bq entspricht. Durch die Freisetzung wurde ein 200 km² großes Waldgelände kontaminiert, in dem eine Siedlung mit 200 Einwohnern liegt. Dort wurde eine Flächenkontamination bis $5,6 \times 10^4$ Bq/m² Spaltprodukte und bis 19 Bq/m² Plutonium gemessen. [9, 12, 33, 43]

I.2.1.8.3 Reaktorunfälle

In der militärischen Reaktoranlage Windscale in England ereignete sich 1957 ein Brand in einem Urangraphitreaktor, bei dem etwa 2×10^{13} Bq Iod-131 und 2×10^{13} Bq Cäsium-137 freigesetzt wurden. Einhergehend mit erheblichen Iod-131-Ablagerungen in der näheren Umgebung von Windscale wurden bis über 40.000 Bq/l Iod-131 in der Milch gemessen. [33, 43]

Bei dem Reaktorunfall von Three-Mile-Island, USA, im Jahr 1979 wurden vergleichsweise geringe Aktivitäten bis 1,5 Bq Iod-131/l in der Milch von Kühen gefunden, die in der unmittelbaren Umgebung des Reaktors grasten. Das Containment um den Reaktor hatte die radioaktiven Stoffe zurückgehalten und nur ein kleiner Teil der gasförmigen Aktivität mußte kontrolliert abgegeben werden, um den Überdruck im Containment abzubauen. [33, 43]

I.2.1.8.4 Reaktorunfall von Tschernobyl.

Verlauf in Deutschland

In der Nacht vom 25. zum 26. April 1986 ereignete sich der Reaktorunfall von Tschernobyl. Während der nächsten 14 Tage wurden große Mengen an Radionukliden in die Umwelt freigesetzt. Mit der zweiten Wolke wurden erhebliche Mengen an Radioaktivität nach Deutschland transportiert. Das Nuklidspektrum umfaßte neben den längerlebigen Cäsiumisotope 134 und 137 auch kurzlebige Radionuklide wie Ruthen-103, Tellur-132 und Iod-131. Strontium-90 und Plutonium-239 waren nur in Spuren vorhanden, da diese beiden Elemente als mechanisch gebildete, gröbere Aerosole weniger flüchtig sind und sich deshalb in der näheren Umgebung des Reaktors ablagerten. (Tab.10). [35]

Durch heftige lokale Niederschläge wurden relativ hohe Aktivitäten zwischen 10.000 und 100.000 Bq/m² Cäsium-137 südlich der Donau und im Bayerischen Wald am Boden abgelagert. Nördlich der Donau betrug die Aktivitätsablagerung selten mehr als 4.000 Bq/m² Cäsium-137 (Abb. 8) Elf Jahre nach Tschernobyl ist von allen radiologisch nennenswerten Nukliden nur noch Cäsium-137 von Relevanz. [31, 43]

Auf Straßen, befestigten Plätzen und Hausdächern reduzierte sich die gesamte Radiocaesiumaktivität bereits in den ersten Tagen durch Regen, Straßenreinigung oder Abwittern um etwa zwei Drittel. Auf landwirtschaftlichen Flächen, in Parks und Wäldern verweilt Cäsium heute noch im Oberboden und wandert ausgesprochen langsam in tiefere Schichten. Eine Gefährdung des Grundwassers ist daher nicht gegeben.

Radionuklide	Halbwertszeit	Abgelagerte Aktivität (Bq/m ²)		
		Kernwaffen	Tschernobyl	
			München	Berlin
Fe-55	2,7a	4.500	-	-
Sr-89	50,5a	20.000	2.200	890
Sr-90	28,5a	3.230	210	76
Mo-99	60h	-	9.600	270
Ru-103	39,4d	-	27.000	7.800
Ru-106	368d	-	6.900	2.000
Te-129m		-	30.000	2.000
Te-132/I-132	76h	-	123.000	4.900
I-131	8,02d	19.000	92.000	8.500
I-133	21h	-	3.700	<80
Cs-134	2a	-	10.400	1.200
Cs-136	13d	-	4.200	250
Cs-137	30a	5.200	19.000	2.300
Ba-140/La-140	13d	23.000	12.000	1.600
Ce-144	285d	-	400	<NG
Pu-238	88a	1,5	0,014	<NG
Pu-239	24.100a	35	0,040	<NG
Pu-240	6.550a	23	-	-
Pu-241	14a	730	-	-
Am-241	432a	25	-	-

NWG Nachweisgrenze

Tabelle 10: Vergleich der abgelagerten Radionuklide (Bq/m²) aus dem Kernwaffenfallout in der nördlichen Hemisphäre und dem Reaktorunfall Tschernobyl in München und Berlin (aus [15] und [33])

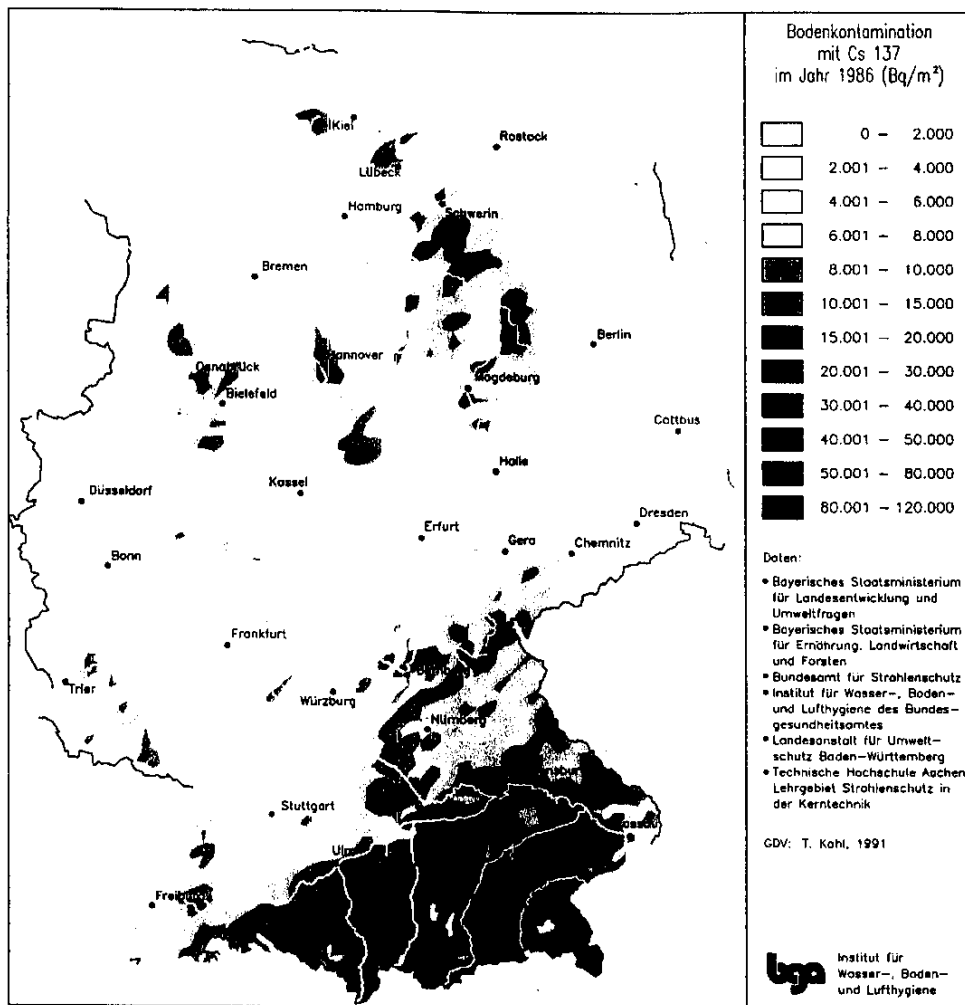


Abbildung 8: Cs-137 Deposition in Deutschland nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl

Kontamination von landwirtschaftlichen Kulturen

Die wenigen im Mai erntereifen Kulturen, wie beispielsweise Spinat, wurden durch **direkte Ablagerungen** der Radionuklide auf den Pflanzen im Münchner Raum mit etwa 10.000 Bq/kg Iod-131 und 4.000 Bq/kg Cäsium-134/137 kontaminiert. Die spezifische Iod-131-Aktivität reduzierte sich durch den physikalischen Zerfall aber auch durch Pflanzenwachstum sehr schnell. [15, 35, 38]

Über Blattaufnahme und Translokation wurden Produkte kontaminiert, die noch nicht zur Ernte anstanden. Beispielsweise zeigten der Winterweizen höhere Cäsium-Aktivitätskonzentrationen (<5-100 Bq/kg) im Korn als Sommerweizen (<5-50 Bq/kg), da die Blattfläche von Winterweizen im Mai 1986 größer war als die vom Sommerweizen und daher höher direkt kontaminiert wurde. Da die Wurzel Aufnahme bei Cäsium-137 auf landwirtschaftlichen Böden nur eine geringe Rolle spielt, wurden Kulturen, die erst nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl ausgesät oder angepflanzt wurden, nur noch mit wenigen Bq/kg kontaminiert. Im darauf folgenden Jahr wurden in allen landwirtschaftlichen Kulturpflanzen nur noch wenige Bq/kg gemessen. 11 Jahre nach Tschernobyl liegen praktisch alle Cäsium-137-Kontaminationen unter 1 Bq/kg. [3, 15, 35, 38]

Milch

Bereits am ersten Tag nach Eintreffen der radioaktiven Wolke aus Tschernobyl wurden vergleichsweise hohe Iod-131-Aktivitäten in der Milch von Kühen, die auf kontaminierten Weiden grasten, gemessen. Abschätzungen zeigen, daß eine Kontamination von 10.000 Bq/m² Iod-131 zu einer Kontamination von etwa 250 Bq/l in der Kuhmilch führten. Bis Ende Mai war das kurzlebige Iod-131 praktisch vollständig aus der Milch verschwunden. Die Cäsium-137-Aktivität in der Milch erreichte ihr Maximum etwa 1 Woche nach Eintreffen der radioaktiven Wolke und nahm danach langsam ab. Ende Juli wurden nur noch wenige Becquerel Cäsium-137 pro Liter gemessen, da zu diesem Zeitpunkt die direktkontaminierten Weidepflanzen entweder als Heu geerntet oder bereits an die Kühe verfüttert worden waren. Die Aktivität in der Milch stieg aber im Winter durch Verfütterung von kontaminiertem Heu nochmals deutlich an und blieb bis zur nächsten Weidesaison weitgehend konstant. Mit Beginn der neuen Weidezeit ging die Cäsium-137-Aktivität auf wenige Bq/l zurück (Abb. 9).[15, 19, 43]

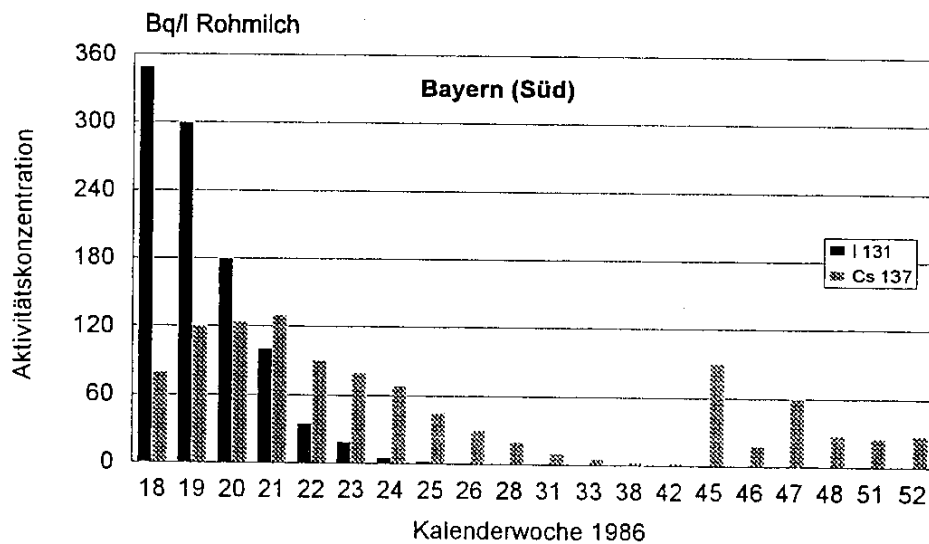


Abbildung 9: Zeitlicher Verlauf der mittleren Iod-131- und Cäsium-137-Aktivität in Rohmilch nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl in Südbayern, aus [15].

Deutlich erhöht sind immer noch die Cäsium-137-Aktivitäten in Pilzen, Waldbeeren und Wild. In Südbayern wurden 1995 im Semmelstoppelpilz und in Maronen noch mehr als 1.000 Bq/kg Cäsium-137 gemessen, in Steinpilzen und Pfifferlingen dagegen noch einige Hundert Bq/kg. Parasole und Champignons hatten dagegen selten mehr als 100 Bq/kg. Heidelbeeren, Brombeeren und Waldbeeren können noch bis etwa 300 Bq/kg mit Cäsium-137 kontaminiert sein.[26, 41, 42] Aktivitäten über 1.000 Bq/kg Cäsium können auch noch in Wild südlich der Donau und im Bayerischen Wald auftreten, wenn die Tiere ihr Futter im Wald suchen und nicht zum Äsen auf landwirtschaftlichen Flächen austreten. Die Aktivitäten im Rehwild sind im Oktober, in der Zeit wenn auch das Pilzangebot am größten ist, am höchsten. Alle genannten Werte sind typisch für den südbayerischen Raum. In Norddeutschland, wo weniger Cäsium-137 abgelagert wurde, sind

die Aktivitäten entsprechend niedriger, wie Messungen in Rehwild in der Region Fuhrberg, ca. 15 km nordöstlich von Hannover zeigen, wo die mittlere Cs-137 Deposition 8.200 Bq/m^2 beträgt. Hier liegt die Cs-137 Aktivität selbst im Herbst selten über 400 Bq/kg (Abb.10), während sie in Bodenmais, Bayerischer Wald, (mittlere Cs-137 Deposition 54.000 Bq/m^2) in der gleichen Zeit etwa 10 mal höher liegen (Abb. 11).

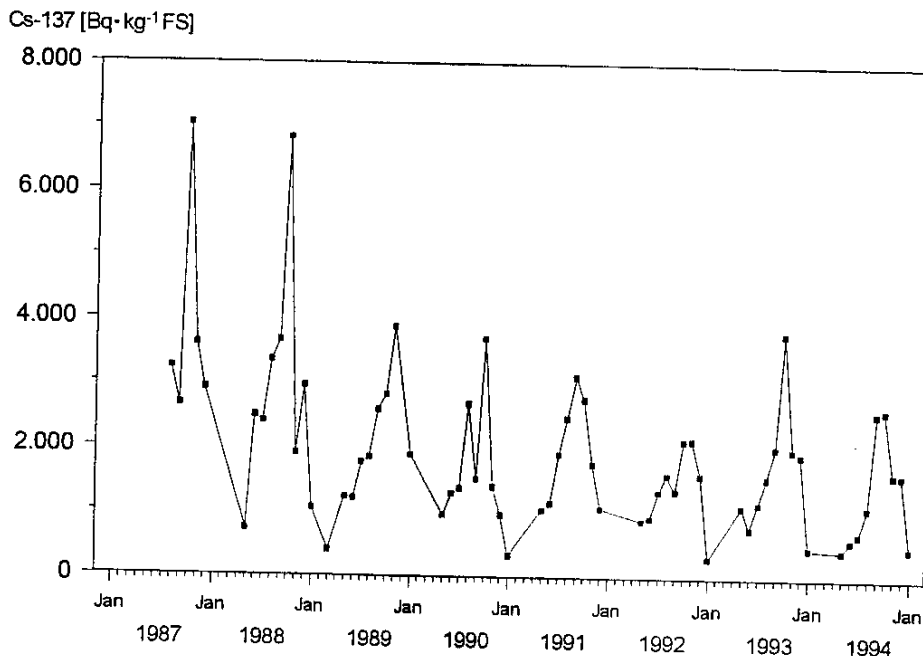


Abbildung 10: Zeitverlauf von Cs-137 in Rehen aus Bodenmais (n=961). Monatsmediane von 1987 - 1994, aus [13]

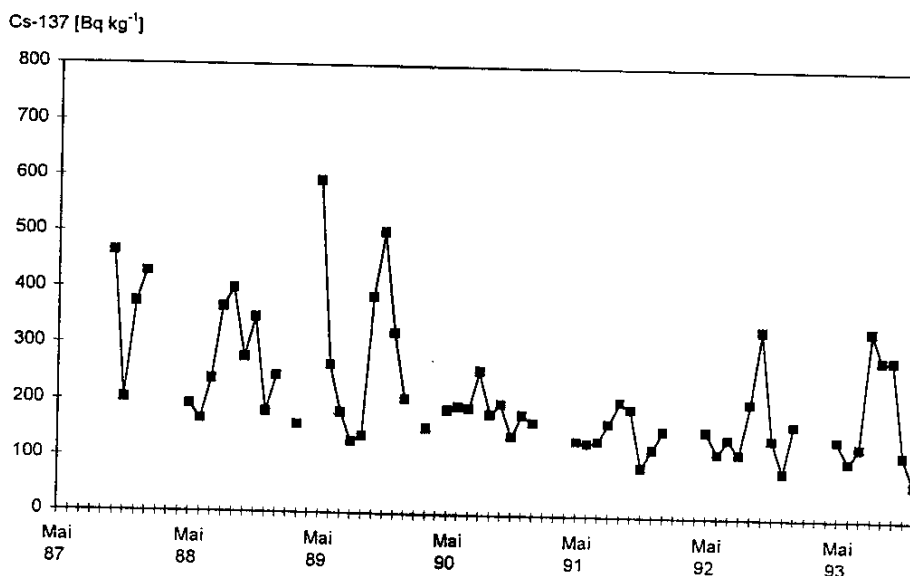


Abbildung 11: Zeitverlauf von Cs-137 in Rehen aus Fuhrberg (n=685). Monatsmediane von 1987 - 1993, aus [13]

Fleisch

Die Höhe der Cäsium-137-Kontamination von Fleisch ist abhängig von der Höhe der Kontamination des Futters. Rinder, die auf der Weide standen, oder Schweine, die mit kontaminierter Molke gefüttert wurden, zeigten Aktivitäten bis 1.000 Bq/kg Cäsium-137 in den höherkontaminierten Gebieten. Bei vorwiegender Getreide- oder Sojafütterung aus früheren Ernten lagen die entsprechenden Werte nur bei wenigen Bq/kg [3, 15]

Radioaktivitätszufuhr mit der Nahrung und Kontamination des Menschen mit Radiocaesium

Die mittlere monatliche Cäsium-134/137-Zufuhr der Bevölkerung mit Milch, pflanzlichen Produkten und Fleisch ist in Abb. 12 für Nord- und Süddeutschland dargestellt. Da in dieser Graphik konstante Zufuhrraten angenommen werden, spiegeln die Kurven auch den zeitlichen Verlauf der Cäsium-Aktivität in diesen Produkten wider. Entsprechend der Cäsium-134/137-Aufnahme mit der Nahrung stiegen auch die Ganzkörperaktivitäten etwa ein Jahr lang an und gingen dann im Laufe der nächsten zwei Jahre mit einer Halbwertszeit von 4-5 Monaten kontinuierlich zurück. Bei Männern lag der Maximalwert etwa 50% über dem der Frauen. In Abb.13 ist der Verlauf der Cäsium-137-Kontamination in Kontrollgruppen aus München und Berlin vergleichend dargestellt. [21]

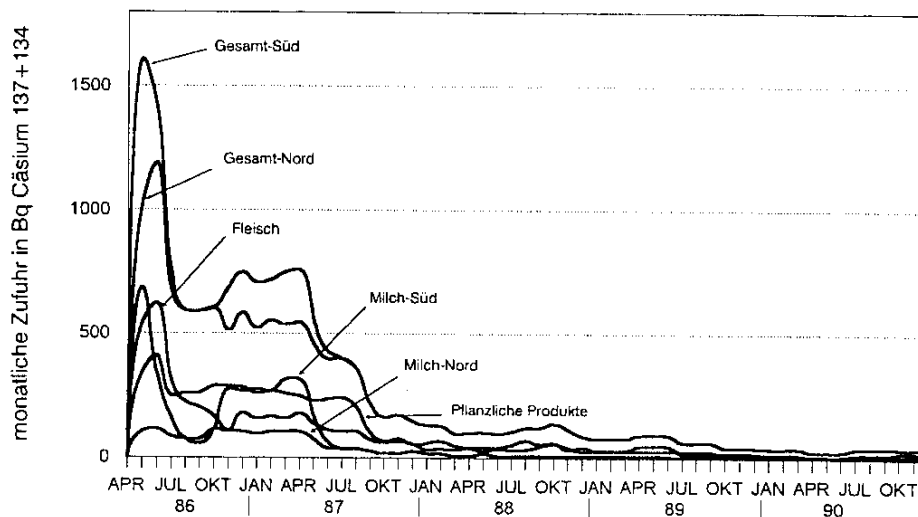


Abbildung 12: Mittlere monatliche Zufuhr von Cs-134 und Cs-137 mit der Nahrung abgeschätzt aus der spezifischen Aktivität der Nahrungsmittel , Graphik ISH,

Vergleich Ganzkörpermessungen Männer München - Berlin

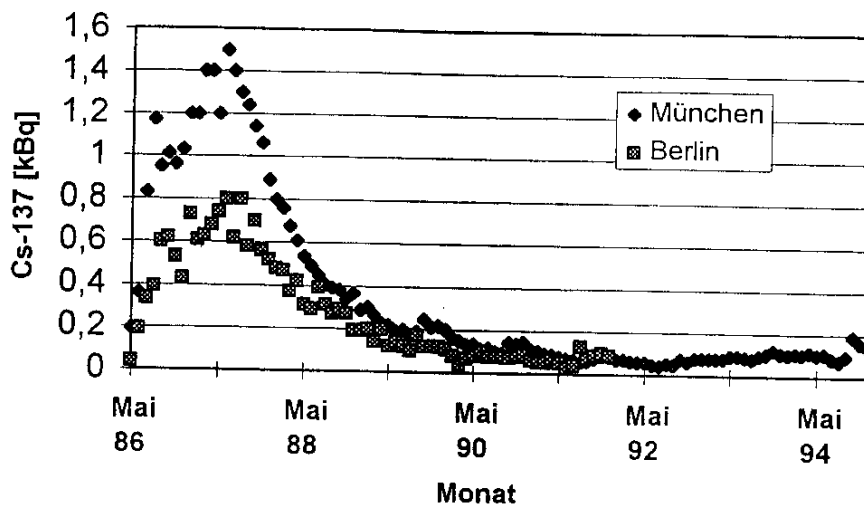


Abbildung 13: Vergleich der Ganzkörpermessungen für Männer aus München und Berlin. aus [21]

Binnengewässer und Seen

Durch den Reaktorunfall von Tschernobyl stiegen die Cäsium-137-Konzentrationen im Mai 1986 in Flüssen und Seen kurzzeitig an. In dieser Zeit wurden in der Elbe bis 4 Bq/l Cs-137, im Rhein 2 Bq/l, in der Donau 25 Bq/l und im Starnberger See 4 Bq/l gemessen. An den Monatsmittelwerten ist zu erkennen, daß die Konzentrationen in Fließgewässern wesentlich schneller abnahmen als in Seen, weshalb die Cäsium-137-Aktivität in Fischen aus stehenden Gewässern längere Zeit erhöht blieben. In Süddeutschland wurden 250 Bq/kg Frischmasse als Mittelwert für die Jahre 1986/1987 ermittelt, in Norddeutschland ca. 80 Bq/kg FM zwischen 1986 und 1988. Danach reduzierten sich die spezifischen Aktivitäten in Fischen aus Binnenseen mit einer effektiven Halbwertszeit von 1 Jahr und betragen heute noch ca. 2 Bq/kg. [19]

Nord- und Ostsee

In der Nordsee stieg die Cäsium-137-Aktivität als Folge des Reaktorunfalls an der Meßstelle Borkumriff kurzfristig von 0,02 Bq/l im Jahr 1984 auf 1,4 Bq/l an, lag aber bereits 1987 mit 0,015 Bq/l unter dem Vor-Tschernobyl-Wert. Etwas erhöht blieben die Konzentrationen in der Ostsee. Nach einem kurzzeitigen Anstieg von 0,02 auf 0,5 Bq/l an der Meßstelle Schleimündung im Jahr 1986, werden dort, 10 Jahre nach dem Reaktorunfall, noch etwa 0,05 Bq/l gemessen. Die spezifischen Aktivitäten in Nordseefischen liegen Anfang der 90er Jahre bei 1 Bq/kg Cäsium-137, bei Fischen aus der Ostsee bei 8 Bq/kg. [19]

I.2.1.8.5 Transport von Kernwaffen

Beim Transport von Nuklearwaffen mit Flugzeugen sind insgesamt 14 Zwischenfälle bekannt geworden, von denen die Abstürze in Palmares, Spanien und in Thule, Grönland, am meisten Aufsehen erregten. [33, 43]

Am 17. Januar 1966 kollidierten bei Palomares an der Mittelmeerküste Spaniens zwei Militärflugzeuge der USA in der Luft, die Nuklearwaffen an Bord hatten. Bei zwei Nuklearwaffen öffneten sich die für diesen Notfall vorgesehenen Fallschirme nicht, so daß die Bomben zu Boden stürzten und der konventionelle Sprengstoff explodierte. Dadurch wurde Plutonium-239 und Plutonium-240 freigesetzt und etwa 2,3 km² unkultiviertes Land und urbane Gegenden kontaminiert. Eine Fläche von 0,22 km², die mit mehr als $1,2 \times 10^6$ Bq/m² Alphastrahler kontaminiert war, wurde 10 cm tief abgetragen, die restliche Fläche bewässert und tief gepflügt. Bei 55 Personen wurde eine Lebenszeitdosis zwischen 20 und 200 mSv abgeschätzt, die vor allem aus der Inhalation von Plutonium resultiert.

Zwei Jahre später, im Januar 1986 wurden bei einem Flugzeugabsturz in Thule, Grönland, etwa 1×10^{13} Bq Plutonium aus den mitgeführten Bomben freigesetzt, das sich im wesentlichen auf eine Fläche von 0,2 km² verteilte. Nach Schmelzen des Eises im Sommer 1968 zeigten radioökologische Studien, daß trotz Dekontaminierungsmaßnahmen, Spuren von Plutonium in der marinen Umwelt noch bis in 20 km Entfernung nachgewiesen werden konnten. Höher kontaminiert waren vor allem Sediment, Muscheln und Krustaceen.

I.2.1.8.6 Flugzeugabstürze, Satellitenabstürze

In den Jahren 1961 bis 1990 wurden von der UdSSR 35 Satelliten mit Kernreaktoren und von den USA 10 Satelliten mit Plutonium-Isotopenbatterien in Erdumlaufbahnen gebracht. Beim Absturz eines amerikanischen Satelliten (SNAP - 9A) wurden im Jahr 1964 etwa 6×10^{14} Bq Plutonium-238 in die Troposphäre freigesetzt. Durch die Explosion einer mit einem Wettersatelliten bestückten Rakete stürzte im Mai 1986 eine Plutonium-238-Batterie in der Nähe der Küste Kaliforniens in den Pazifik. Diese Batterie wurde im Mai 1986 geborgen. Im April 1970 stürzte ein Satellit ebenfalls in den Pazifischen Ozean, wobei aber praktisch keine Radioaktivität in der Atmosphäre freigesetzt wurde. Aufsehen erregte der Absturz des russischen Kosmos 954-Satelliten im Januar 1978 in den nordwestlichen Gebieten Kanadas. Dabei wurden neben dem Kernbrennstoff Uran-235 auch Spaltprodukte wie Cäsium-137, Strontium-90 und Plutonium-239 freigesetzt und ein größeres, wenn auch menschenleeres Gebiet kontaminiert. Beim Absturz des Kosmos 1900 im Jahre 1988 war durch dessen Umlaufbahn die Möglichkeit gegeben, daß auch Deutschland davon betroffen sein könnte. Glücklicherweise stürzte der Satellit aber in den Pazifischen Ozean. [33, 43]

Um ähnliche Unfälle mit älteren Satelliten zu verhindern sind mittlerweile verschiedene Maßnahmen, wie Anheben des Satelliten nach seiner Nutzungsdauer auf eine wesentlich höhere Umlaufbahn, oder Abtrennen und Entsenden des Reaktors bzw. der Plutoniumbatterien ins All vorgesehen.

I.2.1.8.7 Sonstige Ereignisse

Flüssige, mittelaktive Abfälle werden seit etwa 1955 in den künstlichen Karatschaisee in der Nähe von Tscheljabinsk eingeleitet. Infolge von Trockenheit senkte sich der Wasserspiegel des Sees im Jahre 1967, so daß die Ufersedimente austrockneten und durch Winderosion ca. 2×10^{13} Bq Strontium-90 und Cäsium-137 auf einer Fläche von etwa 1.800 km^2 verteilt wurden. Die maximale Deposition betrug $2 \times 10^5 \text{ Bq/m}^2$ Strontium-90 und $1,2 \times 10^6 \text{ Bq/m}^2$ Cäsium-137.[9, 12]

I.2.1.8.7 Schlußbemerkung

Möglicherweise haben sich zwischen 1950 und 1990 noch weitere Vorfälle ereignet, die aber in der Zeit des Ost-West-Konfliktes der Öffentlichkeit nicht mitgeteilt wurden. Auch die Kontaminationen um Tscheljabinsk wurden erst in den 90er Jahren bestätigt, nachdem aber die USA bereits in den 60er Jahren erste Hinweise erhalten hatten. Größere überregionale Ereignisse wären mit hoher Wahrscheinlichkeit durch nationale und internationale Meßeinrichtungen erfaßt worden.

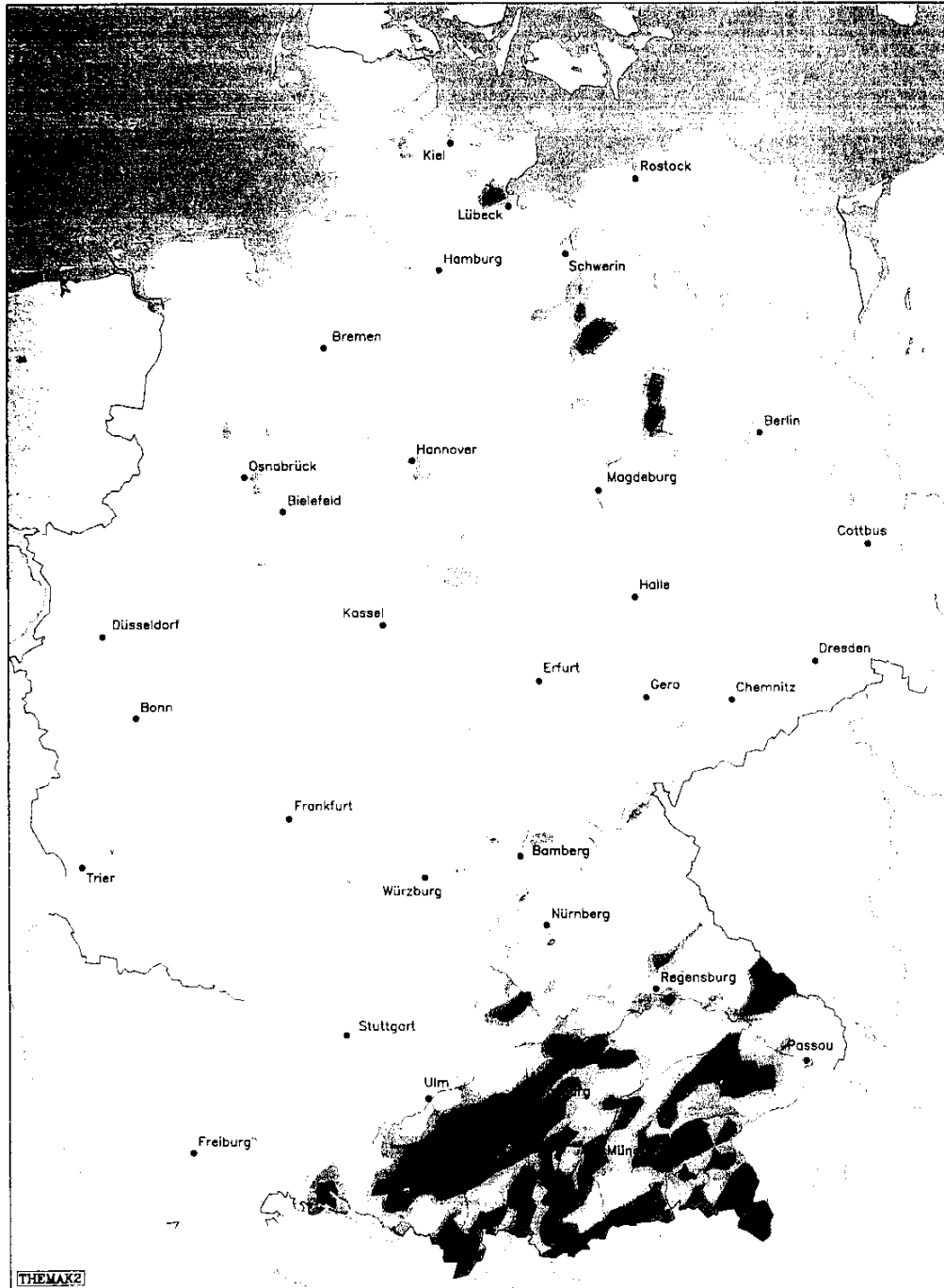
I.2.1.9 Literatur,

- [1] Aurand et al., *Die natürliche Strahlenexposition des Menschen*, Gustav Thieme Verlag, Stuttgart (1974)
- [2] Andolina, J., Guillitte, O. *Radiocesium availability and retention sites in forest humus*, in: Transfer of Radionuclides in Natural and Seminatural Environment, Ed. Elsevier Appl. Sci., 135-142, 1990.
- [3] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung*. Jahresberichte 1970 - 1995.
- [4] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): *Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen*, GMBI. 44 (1993) Nr. 29, S. 502-528.
- [5] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, (Hrsg.): *Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen*, GMBI. 47 (1996) Nr. 9/10, S. 195-246
- [6] Bonka H., *Strahlenexposition durch radioaktive Emissionen aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb*, Verlag TÜV Rheinland, 1982
- [7] Burkart W., C-14, *Radiologische Umweltbelastung durch Kernkraftwerke*, EIR-Bericht Nr.39 (1977)
- [8] Burkart W., Goloshapov P., König K., Mundigl S., Romanov G. *Intercomparison and Validation Exercises in the Southern Urals and the Kazakh Polygon* Radioprotection 32 (1997) 197 - 208
- [9] Burkart W., Schnelzer M., *Das nukleare Vermächtnis der Sowjetunion*, Spektrum der Wissenschaften 1 (1997)
- [10] Burkart W., Wichmann H.-E., *Was wissen wir über die Wirkung von Radon?* Strahlenschutzpraxis 3 (1996) 37 - 47
- [11] Coughtry, P.J., Thorne, M.C. *Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems*, Vol. 1-6, Verlag A.A. Balkema, Rotterdam, NL., 1983.
- [12] Deutscher Bundestag *Radioaktive Altlasten in den Nachfolgestaaten der UdSSR und in Osteuropa*. Drucksache 12/8410, 1994.
- [13] Fielitz, U. *Radioaktivität in Wildbeeren*. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben-4017 des BMU, Universität Göttingen, 1994.
- [14] Gesellschaft für Reaktorsicherheit. *Störfall im KKW Brunsbüttel am 18.6. 1978*. Kurzinformation, Nummer 11, Reihe C, 1979.

- [15] Gumprecht, D., ed. *Impact of the Chernobyl nuclear power plant accident in the Federal Republic of Germany*. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag. 1988.
- [16] Hakonson T., *Environmental Pathways of Plutonium into Terrestrial Plants and Animals* Health Physics 29 (1975) 583
- [17] International Atomic Energy Agency, *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments*, Technical Reports Series No. 364, Wien (1994)
- [18] International Atomic Energy Agency, *The Environmental Behaviour of Radium, Vol 1 and 2*, Wien, Technical Report Series No. 310 (1990)
- [19] Kammerer, L., et.al. *Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1992 und 1993*, Daten und Bewertung, Bundesamt für Strahlenschutz, Bericht: BfS-SCHR-14/95, 1995
- [20] Killough G.G., Rohwer P.S., *A new Look into the Dosimetric of ^{14}C Released to the Atmosphere*, Health Physics, 34 (1980) 141 - 159
- [21] König, K., Scheler, R. *Vergleich der Inkorporationsmeßergebnisse für Radiocaesium bei Referenzgruppen aus verschiedenen Regionen Deutschland*, 9. Fachgespräch - "Überwachung der Umweltradioaktivität", Bundesamt für Strahlenschutz, 1995, 229-237.
- [22] Nalezinski S., Rühm W., Wirth E. *Development of a General Equation to Determine the Transfer Factor Feed-to-Milk for Radiocesium on the Basis of the Body Mass of Domestic Animals* Health Physics, 70 (1996) 717 - 721
- [23] Price K., *A Review of Transuranic Elements in Soils, Plants and Animals* J. Environmental Quality 2 (1973) 62
- [24] Roether W., *Die natürliche Produktion von Tritium*, in "Strahlenschutzprobleme im Zusammenhang mit der Verwendung von Tritium und Kohlenstoff-14 und ihren Verbindungen", Hrsg: F.Stieve, G. Kistner, STH-Bericht 12 (1980) 9 - 12
- [25] Rühm W., Kammerer L., Hiersche L., Wirth E., *Migration of Cs^{134} and Cs^{137} in Different Forest Layers* J. Environmental Radioactivity 33 (1996) 63 - 75
- [26] Rühm W., Kammerer L., Hiersche L., Wirth E., *The $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ Ratio in Fungi as an Indicator of the Major Mycelium in Forest Soil*. Journal of Environmental Radioactivity 35 (1997) 129 - 148
- [27] Sawhney, B.L. *Selective Sorption and fixation of cations by clay minerals: A review*, Clay and Clay Minerals, 20, (1972) 93-100
- [28] Schaller G., Wirth E., Leising C., *Cs and K uptake by plants from Bavarian soils* IVe Symposium International de Radioécologie de Caderache, 14. - 18. März 1988, "Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement" Ed.: Commissariat à l'Énergie Atomique Tome I, (1988) 162 - 168

- [29] Strahlenschutzkommission, *Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundesrepublik Deutschland - Zusammenfassender Bericht der Strahlenschutzkommission*, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Gustav Fischer Verlag, Band 7 (1987)
- [30] Strahlenschutzkommission, *Die Exposition durch Radon und seine Zerfallsprodukte in Wohnungen in der Bundesrepublik Deutschland und deren Bewertung*, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Gustav Fischer Verlag, Band 19 (1992)
- [31] Strahlenschutzkommission, *10 Jahre nach Tschernobyl: Information der Strahlenschutzkommission zu den radiologischen Auswirkungen und Konsequenzen insbesondere in Deutschland*, Berichte der Strahlenschutzkommission, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Heft 4 (1996)
- [32] Strahlenschutzkommission, *Atmosphärische Ausbreitung bei kerntechnischen Notfällen*, Berichte der Strahlenschutzkommission, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Heft 5 (1996)
- [33] United Nations' Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). *Source, effects and risks of ionizing radiation*. New York, United Nations, 1988 und 1993.
- [34] Weltgesundheitsorganisation (WHO), *Selected Radionuclides*, in: Environmental Health Criteria, Bd.25, Genf, 1983.
- [35] Winkelmann et al., *Ergebnisse von Radioaktivitätsmessungen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl*, Bundesgesundheitsamt, ISH - Heft 99 (1986)
- [36] Wirth E., *The Applicability of the ^{14}C -Specific Activity Model*, Health Physics 43 (1982) 919 - 922
- [37] Wirth E., Lewis P., *A refined specific activity model for tritium dose calculation in man*, in: "Seminar on the environmental transfer to man of radionuclides released from nuclear installations", Commission of the European Communities, Luxemburg V/7400/84-EN FR (1984) 677 - 688
- [38] Wirth, E. et al. *Assessment of radiation dose commitment in Europe due to the Chernobyl accident*, Institut für Strahlenhygiene, Neuherberg, 1987.
- [39] Wirth E., Müller M, Erzberger A, *Radioökologie*, Praxis der Naturwissenschaften, 4/36 (1987) 1- 8
- [40] Wirth E., Kaul A., *Kontamination tierischer Produkte mit Radionukliden*, in : Rückstände in von Tieren stammenden Lebensmitteln, Hrsg: D. Großklaus, Pareys Studentexte 53, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, (1989) 145 - 177
- [41] Wirth, E. et al., *"Cycling of Cesium and Strontium in Coniferous Forests in South-Bavaria"*, Final Report, CEC contract NB17 0016-C (MB): Cycling of Cesium and Strontium in Natural Ecosystems, Neuherberg, 1992
- [42] Wirth, E. *Radioökologie naturnaher Ökosysteme*, in: "Aktuelle radioökologische Fragen des Strahlenschutzes" Ed. D. Gumprecht, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, in Vorbereitung.

- [43] Wirth E., *Die Kontamination der Umwelt mit künstlichen Radionukliden und die daraus resultierende Strahlenexposition des Menschen* in "Umweltradioaktivität", Hrsg. A. Siehl, Ernst und Sohn Verlag, Berlin, (1996) 345 -365



Bodenkontamination
mit Cs 137
im Jahr 1986 (Bq/m²)

	0 - 2.000
	2.001 - 4.000
	4.001 - 6.000
	6.001 - 8.000
	8.001 - 10.000
	10.001 - 15.000
	15.001 - 20.000
	20.001 - 30.000
	30.001 - 40.000
	40.001 - 50.000
	50.001 - 80.000
	80.001 - 120.000

Daten:

- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- Bundesamt für Strahlenschutz
- Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
- Technische Hochschule Aachen, Lehrgebiet Strahlenschutz in der Kerntechnik

GDV: T. Kohl, 1991

1 : 4 400.000

lga Institut für Wasser-,
Boden- und Lufthygiene