



Institut für Medizinische Physik
Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg
Krankenhausstraße 12, D-91054 Erlangen
Direktor: Prof. Dr. W. Kalender



H.Pfister, C.Leisgang und S.Karakaya

Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl im Stadtgebiet Erlangen

10 Jahre-Follow-up-Studie 1986-96

Bericht
1997

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	
1. Einleitung und Problemstellung	1
2. Materialien und Methoden	3
2.1 Probenentnahme und -aufbereitung	3
2.2 Bestimmung der Bodenparameter	3
2.3 Aktivitätsmessung	4
2.4 Gammadosisleistung	6
3. Ergebnisse	7
3.1 Tschernobyl-Fall-out in Erlangen im Mai 1986	7
3.2 Fall-out-Nuklide in der Nahrungskette	12
3.3 Langzeitverhalten der Fall-out-Nuklide in der Umwelt	17
Klärschlamm	19
Aktivitätsprofile in Böden und Flächenbeaufschlagung	20
Eindringtiefe und Bodenparameter	24
Transfer Boden-Pflanze	32
3.4 Bodenstrahlung	32
4. Strahlenexposition durch Tschernobyl-Fall-out in Erlangen	35
Externe Strahlenexposition	35
Interne Strahlenexposition	37
Jahresdosen	39
Lebenszeitdosen	40
Kollektivfolgedosis	43
Danksagung	44
Literatur	

Zusammenfassung

Die radioaktive "Wolke" nach dem schweren Reaktor-Unfall in Tschernobyl am 26.4.1986 erreichte das Stadtgebiet Erlangen in den Abendstunden des 29. April. In den ersten Tagen des Mai fanden sich rd. 25 Radionuklide aus Tschernobyl in allen Umweltmedien. Bis zum 7. Mai waren sie praktisch vollständig durch trockene oder feuchte Deposition aus der Luft ("Fall-out") auf die Oberflächen des Stadtgebietes abgelagert (Gesamtdeposition rd. 50 kBq/m², darunter 4.7 kBq/m² Cs-137). Eine Strahlenbelastung durch Inhalation war in Erlangen nur in den ersten Mai-Tagen von Belang.

Die meisten Radionuklide aus Tschernobyl waren kurzlebig. Daher nahm die Belastung des Bodens und der Pflanzen im Laufe des Mai erheblich ab. Ab Ende Juni war eine Belastung der Umweltmedien weitgehend nur noch durch die langlebigen Fall-out-Nuklide Cs-137, Cs-134 und, in geringem Maße, Rh/Ru-106 gegeben.

Die kurzlebigen Fall-out-Nuklide waren in Erlanger Nahrungsmitteln nur bis Juli 1986 nachweisbar, wobei besonders J-131 von Bedeutung war. Auf diesen Zeitraum beschränkte sich auch die Radionuklidaufnahme über direkt kontaminierte pflanzliche Nahrungsmittel (Salat, Blattgemüse, Beeren) und über Milch und Molkereiprodukte von mit frischem Grünfütter gefütterten oder auf der Weide befindlichen Rindern. Durch entsprechendes Ernährungsverhalten konnte in diesen ersten Wochen die Strahlenexposition durch Ingestion, vor allem auch bei Säuglingen und Kindern, erheblich reduziert werden. Ab 1988 zeigten die Nahrungsmittel in Erlangen fast durchweg nur noch Aktivitätskonzentrationen von Cs-137 in Nähe der gammaspektrometrischen Nachweisgrenze. Von da an mußte die Strahlenexposition durch Ingestion aus den Aktivitätskonzentrationen oder der Flächenbeaufschlagung des Bodens mit Hilfe von Transferkoeffizienten abgeschätzt werden.

Eine Erhöhung der Ortsdosisleistung durch die Gammastrahlung der auf dem Boden abgelagerten Fall-out-Nuklide konnte ab Juni nicht mehr direkt durch Dosisleistungsmessung nachgewiesen werden, sondern mußte von da an aus den gemessenen nuklidspezifischen Aktivitätswerten und Eindringtiefen berechnet werden.

Die Abschätzung der insgesamt zu erwartenden Strahlenbelastung durch Tschernobyl-Fall-out setzt Kenntnis und Prognose des langfristigen Verhaltens der Radionuklide in der Umwelt voraus. Schlüsselbereiche dafür sind, auch aus meßtechnischen Gründen, der Boden und der Klärschlamm.

Im Klärschlamm, in dem die aus anderen Kompartimenten aus- und abgewaschenen oder ausgeschiedenen Radionuklide konzentriert werden, spielten ab 1989 nur noch Cs-137 und Cs-134 eine Rolle. Die spezifischen Aktivitäten nahmen zunächst erheblich, ab 1990 immer noch deutlich stärker ab als dem radioaktiven Zerfall entspräche, was auf eine zunehmend festere "Bindung" des Tschernobyl-Cäsiums in den anderen Umwelt-Kompartimenten hinweist.

Dementsprechend zeigt Cäsium eine sehr starke Bindung in den obersten Schichten des Bodens mit einem, an den Aktivitätsprofilen erkennbaren nur sehr langsamen Eindringen in größere Tiefen. Die Relaxationstiefe stieg zwar deutlich an, blieb aber auch 1995 noch klar unter 10 cm. Die Berechnung der zerfallskorrigierten Flächenaktivitäten aus den Bodenprofilen der spezifischen Aktivitäten ergab, daß die gesamte deponierte Aktivität, mit Ausnahme des in den ersten Monaten ab/ausgewaschenen Anteils, in den oberen 25 cm verbleibt. Die Eindringtiefe von Cäsium und ihr zeitlicher Verlauf hing stark von den Bodenparametern ab: Cäsium wird umso fester gebunden, je höher der Gehalt an Ton und organischem Kohlenstoff und je niedriger der pH-Wert des Bodens ist.

Nach anfänglicher rapider Abnahme (kurzlebige Nuklide, Ab/Auswaschvorgänge!) nimmt die Dosisleistung durch die Gammastrahlung des Bodens nach 10 Jahren nur noch geringfügig

schneller als durch den radioaktiven Zerfall ab. Ihr Tschernobyl-Anteil beträgt über freiem Gelände 1996 rd. 7% der natürlichen Bodenstrahlung und ist etwa dreimal höher als der Beitrag des Kernwaffen-Fall-outs. Die künstliche Gammastrahlung des Bodens ist inzwischen fast ausschließlich durch Cs-137 bedingt (Cs-134-Beitrag: 10%).

Die 10jährige Follow-up-Studie über das Verhalten von Tschernobyl-Fall-out im Stadtgebiet Erlangen erlaubt eine fundierte Abschätzung der dadurch bedingten Strahlenexposition der Erlanger Bevölkerung, ausgedrückt in der effektiven Folgeäquivalentdosis, vor allem durch den mit empirischen Werten für die Eindringtiefe bestimmten Zeitverlauf der Ortsdosisleistung bis 1996.

Die effektive Jahresfolgeäquivalentdosis für Erwachsene betrug 1986/87 208 $\mu\text{Sv/a}$, 1996/97 nur noch 7 $\mu\text{Sv/a}$, gegenüber 1.8 mSv/a durch die natürliche Strahlung. Die mittlere Lebenszeitdosis für Erwachsene des Jahrgangs 1966 wurde mit 480 (340-870) μSv abgeschätzt; der entsprechende Wert für 1986 ein Jahr alte Kleinkinder beträgt 605 (340-1075) μSv . Die mit der Alterstruktur der Erlanger Bevölkerung von 1986 gewichtete mittlere Lebenszeitdosis beträgt 425 μSv .

Die Inhalation spielt bei der Strahlenexposition durch Tschernobyl nur eine verschwindend geringe Rolle; etwa 2/3 trägt die Ingestion, 1/3 die externe Gammastrahlung bei. Bis zu etwa 70% der effektiven Folgeäquivalentdosis für Erwachsene ist durch Cs-137 bedingt. Mindestens 55% der Gesamtexposition durch Tschernobyl für Erwachsene entstand in den ersten beiden Folgejahren (bei Kleinkindern 63%). Die höchsten Organdosen werden, insbesondere verursacht durch J-131, in der Schilddrüse erreicht.

In Erlangen wird für Erwachsene durch Tschernobyl eine Strahlenexposition von max. 0.5 bis 1% der natürlichen Strahlenexposition erzeugt. Die Exposition durch Kernwaffen-Fall-out ist mindestens 4.4mal höher. Mit der Annahme, daß die Bevölkerungsanzahl und -altersstruktur konstant bleibt, errechnet sich eine Kollektivfolgedosis von 58 Personen·Sv für die Erlanger Bevölkerung, das entspricht dem Wert durch rd. 4 Monate natürlicher Strahlung.

1. Einleitung und Problemstellung

Die radioaktive "Wolke" nach dem schweren Reaktor-Unfall in Tschernobyl am 26.4.1986 erreichte das Stadtgebiet Erlangen in den Abendstunden des 29. April: Die Aktivitätskonzentration der Luft stieg durch die Spaltprodukte aus Tschernobyl bis zum 1. Mai auf bis zu 70 Bq/m^3 (gemessen auf dem Firmengelände der FAG Kugelfischer in Erlangen-Bruck [1]), das Zwanzigfache des Normalwertes. Die Dosisleistung durch die Gammastrahlung im Freien erreichte am 1. Mai mit nahezu 200 nSv/h das Vierfache des Wertes der natürlichen Bodenstrahlung in Erlangen (s.u. Abb.1).

Sehr bald nach Bekanntwerden des Unfalls begannen in Erlangen, gleichzeitig und zunächst unabhängig voneinander, verschiedene Labors der Industrie und der Universität mit umfangreichen Messungen der Radioaktivität in diversen Umweltproben und in Nahrungsmitteln. Ab der ersten Maiwoche übernahm die Stadt Erlangen die Koordinierung der Untersuchungen. So entstand in kurzer Zeit die „Gemeinsame Arbeitsgruppe der Städte und Landkreise in der Industrieregion Mittelfranken und Nachbargebieten“, in der nahezu alle betreffenden Gebietskörperschaften, das Staatliche Gesundheitsamt Erlangen, das Amt für Landwirtschaft und Gartenbau, sowie die Firmen Siemens-KWU und FAG Kugelfischer, das Institut für Arbeitsmedizin, das Physikalische Institut und das Institut für Radiologie (heute: Inst.f.Medizinische Physik) der Universität Erlangen-Nürnberg zusammenarbeiteten. In den Labors dieser Firmen und Institute erfolgten die umfangreichen Radioaktivitätsmessungen in der Luft, in Boden und Bewuchs, in Futter- und Nahrungsmitteln, im Trinkwasser und in weiteren Umweltkompartimenten (Gewässer, Klärschlamm etc.). Die Ergebnisse bildeten die Grundlage für die Information der Öffentlichkeit, die Bewertungen durch die Arbeitsgruppe und die Empfehlungen der Gebietskörperschaften an die Bevölkerung. Im August 1986 gab die Arbeitsgruppe zusammen mit dem Physikalischen Institut und dem Institut für Radiologie eine erste zusammenfassende Darstellung der Auswirkungen des Reaktorunglücks in Tschernobyl im Stadtgebiet Erlangen heraus [2].

Waren die Aktivitätsmessungen und ihre Bewertung in den ersten Wochen und Monaten nach dem Reaktorunfall vor allem auch im Hinblick auf Reduzierung der Strahlenbelastung durch entsprechende Verhaltens- und Ernährungsmuster durchgeführt worden, so verlagerte sich das Interesse mit abnehmender Gesamtaktivität in der Umwelt zunehmend auf die Verteilung der Fall-out-Nuklide auf die verschiedenen Umweltkompartimente und ihr Langzeitverhalten, um daraus gesicherte Prognosen über die zusätzliche Strahlenbelastung der Bevölkerung im Stadtgebiet Erlangen ableiten zu können.

Die meisten Radionuklide aus Tschernobyl waren kurzlebig. Daher nahm die Belastung des Bodens und der Pflanzen im Laufe des Mai erheblich ab. Eine Erhöhung der Ortsdosisleistung konnte ab Anfang Juni nicht mehr direkt durch Dosisleistungsmessung nachgewiesen werden, sondern mußte von da an aus den gemessenen nuklidspezifischen Aktivitätswerten, bezogen auf die Fläche oder auf die Masse, berechnet werden. Ab Ende Juni war eine Belastung der Umweltmedien weitgehend nur noch durch die langlebigen Fall-out-Nuklide Cs-137, Cs-134 und, in geringem Maße, Rh/Ru-106 gegeben.

Ab 1988 zeigten die Nahrungsmittel in Erlangen fast durchweg nur noch Aktivitätskonzentrationen von Cs-137 in Nähe der gammaspektrometrischen Nachweisgrenze. Daher konnten direkt gemessene Aktivitätskonzentrationen in Erlanger Nahrungsmitteln nur in den ersten beiden Jahren nach dem Tschernobyl-Unfall zur Berechnung der Strahlenexposition durch Ingestion herangezogen werden. Von da an mußte sie aus den Aktivitäts-

konzentrationen oder der Flächenbeaufschlagung des Bodens mit Hilfe von Transferkoeffizienten abgeschätzt werden.

Daher konzentrierte sich die vorliegende Studie spätestens ab 1988 auf die Untersuchung des Eindringens von Cs-137 und Cs-134 in die Böden des Stadtgebietes. Von besonderer Bedeutung ist der zeitliche Verlauf der Verteilung der Gammastrahler im Boden für die Berechnung der Ortsdosisleistung und die Prognose der Lebenszeit- oder Kollektivdosis durch die externe Gammastrahlung als wichtiger Komponente der Strahlenbelastung.

Unfallhergang in Tschernobyl und Emission sowie lokale und globale Verteilung der Spaltprodukte aus Tschernobyl sind umfassend beschrieben worden [3-7]. Heute liegen auch zahlreiche Arbeiten über das Verhalten von Tschernobyl-Fall-out-Nukliden in der Umwelt sowie umfangreiche Abschätzungen der durch den Tschernobyl-Unfall verursachten Strahlenbelastungen vor [8-22]. Nur in wenigen Fällen wurde dabei jedoch der zeitliche Verlauf von Bodenaktivitätsprofilen über einen längeren Zeitraum untersucht und die externe Komponente der Strahlenbelastung aufgrund von empirischen Bodenaktivitätsprofilen und deren zeitlichen Verläufen prognostiziert [23-27].

Die vorliegende Studie leistet einen Beitrag zum Verständnis des Langzeitverhaltens von Cäsium in verschiedenen Böden und versucht eine fundierte Abschätzung der Strahlenbelastung durch den Reaktorunfall in Tschernobyl am Beispiel der Erlanger Bevölkerung.

2. Materialien und Methoden

2.1 Probenentnahme und -aufbereitung

Regelmäßig untersucht wurden Bodenproben und Bewuchs, Laub, Waldstreu, Straßenkehricht, Klärschlamm (Trockenmasseanteil 25-30%, Klärwerk der Stadt Erlangen) und Abwasser aus dem Klärwerkablauf, Trinkwasser (Erlanger Stadtwerke AG, EWAG Nürnberg, Stadtwerke Fürth), die wichtigsten Futtermittel (Amt für Landwirtschaft und Gartenbau) und Grundnahrungsmittel, sowie in den ersten Monaten zahlreiche sonstige Umwelt- und Nahrungsmittelproben.

Bodenproben

Bodenproben wurden mindestens einmal jährlich an 17 Standorten mit gewachsenen Böden in freiem Gelände (zusammen mit Bewuchs), 8 Standorten der wichtigsten Waldgebiete des Stadtgebietes (zusammen mit Streu) und an 6 Ackerstandorten entnommen. Bei den gewachsenen Böden (im freien Gelände, Wald) wurden pro Standort jeweils 7 Schichttiefen (0-1, 1-2, 2-5, 5-10, 10-15, 15-20 und 20-25 cm), bei den Ackerböden die Schichttiefen 0-15 und 15-30 cm entnommen. Da es bei der vorliegenden Untersuchung um die reale Quellverteilung der Bodenaktivität zur Berechnung der Gammadosisleistung ging, wurde bei den oberen Bodenschichten keine Trennung von Grasnarbe etc. und Bodenmatrix vorgenommen und auch auf alle weiteren Bearbeitungen der Bodenproben vor der Messung verzichtet. Parallel zur Gammaskpektrometrie wurde der Feuchtigkeitsgehalt durch Trockengewichtsbestimmung ermittelt, was eine Umrechnung der spezifischen Aktivitäten auf Trockenmasse erlaubte.

Trinkwasser

Die Trinkwasserproben wurden vor der Messung in den Labors der Wasserversorgungsbetriebe um den Faktor 10-20 aufkonzentriert. Dadurch konnte die Nachweisgrenze (s.u.) z.B. für Cs-137 auf 0.02 bis 0.04 Bq pro Liter Trinkwasser gesenkt werden.

Sonstige

Alle übrigen Proben wurden für die Gammaskpektrometrie soweit zerkleinert, daß eine homogene Befüllung des Meßbringbechers möglich war. In aller Regel galt hier das Interesse den auf Frischmasse bezogenen Aktivitätswerten, insbesondere bei Nahrungsmitteln. Die entnommenen Bewuchsproben wurden jedoch vor der Messung bei 105 °C getrocknet und gemahlen, mit Ausnahme der Gras- und Grünfütterproben in den ersten beiden Jahren, die frisch zur Messung gelangten.

2.2 Bestimmung der Bodenparameter

Für jeden Probenstandort wurden einmal (1993) bei allen verwendeten Bodenschichten die wichtigsten Bodenparameter mit Standardverfahren bestimmt: Siebschnittanalyse der Sandfraktionen (Korngröße >0.063 mm), fotosedimentometrische Korngrößenanalyse für die Schluff(>0.002 mm)- und Tonfraktionen (≤0.002 mm) mit dem LUMOSSED-Verfahren der Fa. Retsch nach vorheriger H₂O₂-Behandlung zur Eliminierung der organischen

Bestandteile, pH-Messung in CaCl_2 -Lösung nach DIN 19684, Teil 1, sowie Bestimmung des organisch gebundenen Kohlenstoffs nach der Methode von GAUDETTE et al. [28].¹⁾

Die effektive Bodendichte („Lagerungsdichte“) der einzelnen Schichten wurde aus Masse und Volumen (konstant; = 730 cm^3) der Meßprobe mit entsprechenden Korrekturen für Wassergehalt und Packungsdichte abgeschätzt. Dabei wurde bei allen Bodenprofilen für die unteren Schichten von einer konstanten effektiven Dichte von 1.38 g/cm^3 ausgegangen, wie sie sich aus der Mineraleichte von 2.62 g/cm^3 und einem mittleren relativen Hohlraumvolumen von 0.47 für trockene sandige Böden errechnet [29]. Mit Masse und Probenvolumen ergibt sich daraus die relative Packungsdichte (Feststoffvolumen pro Probenvolumen). Mit dem Verhältnis der Packungsdichte der Probe zu der des Bodens - ermittelt für die unteren Schichten und für alle Schichten eines Profils als konstant angenommen - lassen sich aus den Probenmassen und -volumina die Werte für die effektive Bodendichte der oberen Schichten des Profils abschätzen.

2.3 Aktivitätsmessung

Die Aktivitätsbestimmung erfolgte mit Hilfe der Gammaskpektrometrie, entweder im Labor als spezifische Aktivität oder über Feld(„In-situ“-)Messungen als spezifische Aktivität (für homogen verteilte natürliche Radionuklide) oder Flächenbeaufschlagung (für nicht homogen verteilte, an der Oberfläche abgelagerte Radionuklide).

Labor-Gammaskpektrometrie

Für die Labormessungen wurde ein Ge(Li)-Detektor ACO-33 der Fa. Harshaw Chemie (relative Efficiency 15 %, Peak:Compton-Verhältnis 33:1) mit dem Analysiersystem ELVIRA bzw. MCA 7000 der Fa. FAG Kugelfischer (heute: Eberline Instruments) verwendet. Die Proben befanden sich in Ringbechern mit einem Probenvolumen von 730 cm^3 . Die Meßzeiten betragen, je nach Probennahmezeitpunkt, zwischen 60 (in den ersten Monaten) und 1500 (in den letzten Jahren) Minuten. Die Kalibrierung erfolgte für feste Proben dichteabhängig mit Ra-226- und K-40-Proben unterschiedlicher Dichte und für Wasserproben etc. mit Standardlösungen (QCY.44 der Fa. Amersham-Buchler), Qualitätssicherung durch die jährliche Teilnahme an den Ringversuchen des Bundesgesundheitsamtes, Abt. WaBoLu (heute: Bundesamt für Strahlenschutz, Fachgebiet ST 2.4).

Die Messungen wurden in der Regel an frischen (feuchten) Proben vorgenommen. Trockengewichtsbestimmungen (24^{h} bei 105°C) erlaubten anschließend die Umrechnung der spezifischen Aktivität auf Trockenmasse.

Bei Bodenprofilen läßt sich aus der Schichtdicke d_i (in cm), der effektiven Dichte ρ_i (in g/cm^3) und der spezifischen Aktivität a_i (in Bq/kg) der einzelnen Schichten die Flächenbeaufschlagung der oberen 25 cm Boden A_F (in Bq/m^2) berechnen:

$$A_F = 10 \sum a_i \rho_i d_i. \quad (1)$$

¹⁾ Die Bestimmung der Bodenparameter konnte von uns durch die freundliche Anleitung und Unterstützung durch Herrn Prof.Dr.Roßner im Institut für Geologie und Mineralogie der Universität Erlangen-Nürnberg durchgeführt werden.

Die Nachweisgrenze der verwendeten Methode lag für Cs-137 je nach Probenmasse und -art bei 0.02 bis 0.9 Bq/kg.

Feld(In-situ)-Gammaskpektrometrie

Hierzu stand ein Reinst-Ge-Detektor IGC 25 der Fa. PGC Princeton Gamma-Tech (relative Efficiency 25%, Peak:Compton-Verhältnis 42:1) und das Analysiersystem AccuSpec der Fa.Canberra zur Verfügung. Die Messungen wurden in 1 m Höhe über ebenen Flächen im freien Gelände oder befestigten (Verkehrs-)Flächen vorgenommen. Das Spektrometer wurde für eine Höhe von 1 m über einer unendlich ausgedehnten ebenen Fläche und in Abhängigkeit von der Quellverteilung im Boden (eben auf der Oberfläche, exponentiell mit der Tiefe bzw. Massenbelegung abnehmend, oder homogen) bezogen auf die spezifische Emissionsrate ($s^{-1}kg^{-1}$) bzw. die Flächenemissionsrate ($s^{-1}m^{-2}$) nach der zuerst von BECK et al. entwickelten Methode [30-32] und unter Verwendung der dort berechneten Konversionsfaktoren kalibriert. Die einfallswinkelabhängige Ansprechwahrscheinlichkeit des Detektors wurde dabei mit einem Eu-152-Präparat bestimmt.

Dementsprechend kamen als Meßorte nur ebene Flächen mit mindestens 30 m kleinstem Durchmesser und nicht zu üppigem Bewuchs in Frage.

Da für die natürlichen Radionuklide in guter Näherung von einer homogenen Verteilung in den oberen Bodenschichten ausgegangen werden kann, ist die Bestimmung der spezifischen Bodenaktivität für diese Nuklide mit Hilfe der In-situ-Gammaskpektrometrie relativ einfach und genau möglich. Vergleichsmessungen mit im Labor ermittelten spezifischen Aktivitäten für die natürlichen Nuklide zeigten gute Übereinstimmung (Abweichungen $\leq \pm 20\%$), mit Ausnahme der Ra-226-Folgeprodukte, bei denen aufgrund des Entweichens von Rn-222 (Vorläuferradionuklid in der Zerfallsreihe) aus dem Boden eine veränderte und unreproduzierbare Quellverteilung vorlag (systematische Abweichungen bis zu +40%).

Für Fall-out-Nuklide, die auf der Bodenoberfläche abgelagert werden und, abhängig von zahlreichen Faktoren, in den Boden eindringen, ist eine Auswertung der gemessenen Gammaskpektren jedoch nur möglich, wenn die nuklidspezifische Quellverteilung (z.B. die spezifische Aktivität) in Abhängigkeit von der Massenbelegung des Bodens bzw. - bei konstanter Bodendichte - der Bodentiefe bekannt ist. Auch hier ergaben Vergleichsmessungen mit aus Bodenprofilen der spezifischen Aktivität (Labormessungen) ermittelten Flächenbeaufschlagungen bei Cs-137 und Cs-134 befriedigende Übereinstimmungen (Abweichungen $\leq \pm 20\%$), wenn die im Labor ermittelten Tiefenverteilungen eingesetzt wurden und diese durch eine Exponentialfunktion in Abhängigkeit von Tiefe bzw. Massenbelegung angenähert werden konnten. In Fällen, in denen die Tiefenverteilung nur geschätzt werden kann, ist die Methode jedoch mit zum Teil erheblichen Unsicherheiten behaftet.

In der vorliegenden Studie wurden In-situ-Messungen der Flächenaktivität daher hauptsächlich verwendet für die Ermittlung der Gesamtdeposition von frischem Fall-out im freien Gelände (Mai 1986) sowie des zeitlichen Verlaufs der Flächenbeaufschlagung bei befestigten Flächen. In diesen Fällen konnte wegen der frischen Deposition bzw. der als extrem niedrig anzunehmenden Eindringgeschwindigkeit in Beton, Asphalt o.ä. nuklidunabhängig mit quasi-ebener Aktivitätsverteilung gerechnet werden.

2.4 Gammadosisleistung

Die Gammadosisleistung durch die Bodenstrahlung (Luftkermaleistung in nGy/h oder Ortsdosisleistung in nSv/h) wurde entweder mit einem Szintillationsdosimeter (MAB 601 der Fa. Münchner Apparatebau Kimmel KG) gemessen oder aus gammaspektrometrischen Messungen nuklidspezifisch berechnet.

Die Kalibrierung des Szintillationsmeßgerätes wurde unter Berücksichtigung des Anzeigewertes für die kosmische Strahlung (gemessen über dem Bodensee) mit der Cs-137-Strahlung des amtlichen Eichstandes der Fa. FAG Kugelfischer, Erlangen, durchgeführt.

Aus der nuklidspezifischen Flächenbeaufschlagung (bei Fall-out-Nukliden) bzw. spezifischen Aktivität (bei natürlichen Radionukliden) läßt sich mit Hilfe der in der Literatur [30-32] für ebene, exponentielle und homogene Quellverteilung im Boden angegebenen Dosisfaktoren der nuklidspezifische Beitrag zur Gammadosisleistung berechnen. Im Falle der Fall-out-Nuklide muß dazu die Relaxationsmassenbelegung bzw. -tiefe (= Massenbelegung bzw. Tiefe, bei der die spezifische Aktivität auf 37 % abgefallen ist) für jeden Meßort aus Bodenprofilmessungen im Labor bestimmt werden bzw. bekannt sein. Wird die Flächenbeaufschlagung aus In-situ-Spektren bestimmt, geht in die daraus berechnete Dosisleistung nur das Verhältnis der entsprechenden Konversionsfaktoren (Luftkermaleistung/Flächenemissionsrate zu Photonenflußdichte/Flächenemissionsrate) ein, das, im Gegensatz zu den beiden einzelnen Faktoren, nur noch schwach von der Relaxationsmassenbelegung abhängt [30, 31]. Die nuklidspezifischen Dosisleistungsbeiträge sind in diesem Fall daher im Vergleich zu den Flächenbeaufschlagungen wesentlich unempfindlicher gegenüber Ungenauigkeiten in der Relaxationsmassenbelegung (Schätzverfahren für die Lagerungsdichte, Einfluß von Wassergehalt des Bodens, Bodenrauhigkeit, Bewuchs [33, 34]) oder Abweichungen vom exponentiellen Verlauf der Quellverteilung. Bei Berechnung der Gammadosisleistung mit aus Bodenprofilen im Labor ermittelten Flächenbeaufschlagungen (s.o.) ergab sich allerdings auch eine befriedigende Übereinstimmung mit den ausschließlich aus In-situ-Spektren ermittelten Werten.

In-situ-Gammaspektrometrie und Labormessungen der Flächenbeaufschlagung wurden ab Sommer 1986 zur Bestimmung der Gammadosisleistung verwendet, da ab Juni 1986 die Empfindlichkeit des Szintillations-Dosimeters nicht mehr zur direkten Messung der Erhöhung der Ortsdosisleistung ausreichte.

3. Ergebnisse

3.1 Tschernobyl-Fall-out in Erlangen im Mai 1986

Abbildung 1 zeigt den Verlauf der Ortsdosisleistung in 1 m Höhe über dem Boden im Mai 1986 im Vergleich mit der natürlichen Bodenstrahlung. Man erkennt den Einfluß der anfänglich starken Gammasubmersion, der Ablagerung der in der Luft vorhandenen Fall-out-Radionuklide auf dem Boden infolge der Regenereignisse und die zunächst rasche, gegen Ende des Monats langsamer werdende Abnahme der Gammastrahlung vor allem aufgrund des Zerfalls der kurzlebigen Tschernobyl-Radionuklide.

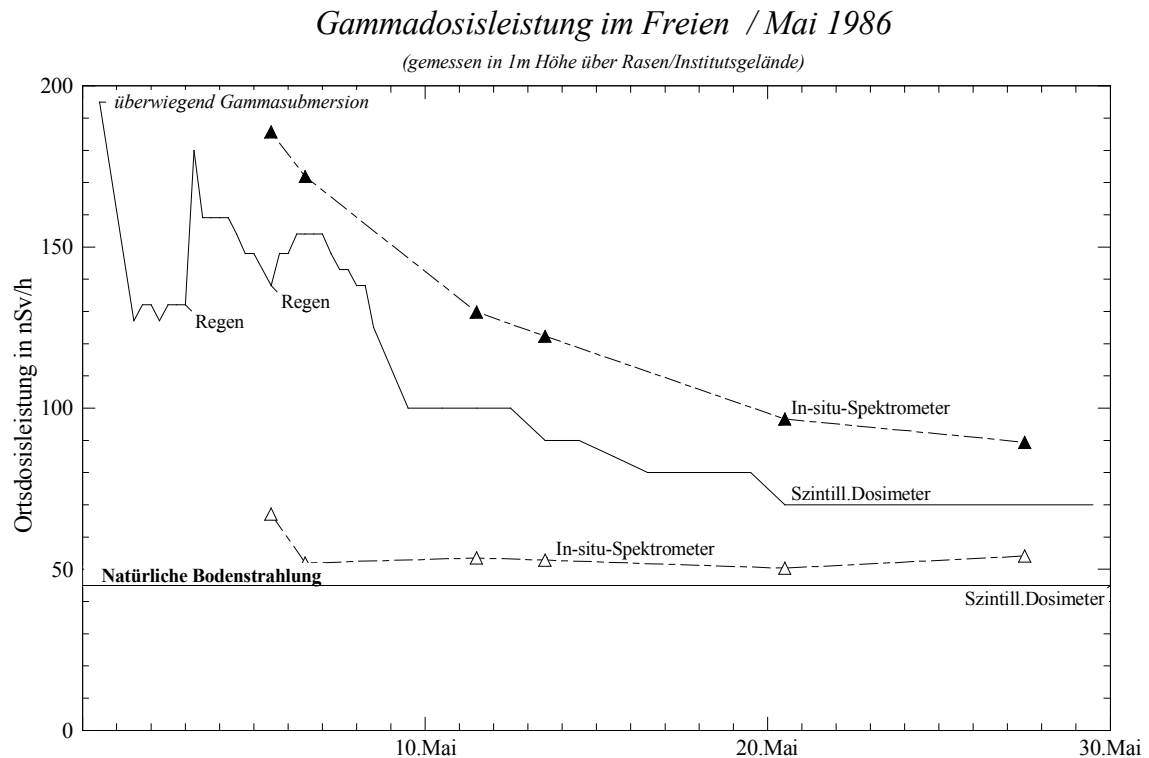


Abb.1

Die spezifischen Aktivitäten der Radionuklide von frischem Tschernobyl-Fall-out in frischem Gras, Oberflächenboden und einem Oberflächengewässer, sowie der Flächenbeaufschlagungen und der sich daraus ergebenden Ortsdosisleistung (vgl. Abb.1) sind in den Tabellen 1 und 2 dargestellt. Man erkennt den hohen Beitrag der kurzlebigen Radionuklide, insbesondere von J-131 und Te/J-132. Insgesamt überwiegt in Erlangen zu Beginn der Anteil der leicht flüchtigen, in Tschernobyl früh emittierten Nuklide (Te/J-132, J-131, Cs-137, Cs-134, Cs-136) gegenüber den schwerflüchtigen, später emittierten Nukliden (insbesondere Ru-103, Rh/Ru-106 u.a.), eine Folge der Erlangen überquerenden frühen zweiten Abluftfahne aus Tschernobyl Ende April. Das für spätere Abschätzungen wichtige Aktivitätsverhältnis von Cs-137 zu Cs-134 betrug etwa 2:1.

In den ersten Tagen des Mai fanden sich insgesamt 25 Radionuklide aus Tschernobyl in allen Umweltmedien. Bis zum 7.Mai waren sie praktisch vollständig durch trockene oder feuchte Deposition aus der Luft auf die Oberflächen des Stadtgebietes abgelagert. Eine Strahlenbelastung durch Inhalation war daher in Erlangen nur in den ersten Mai-Tagen von Belang.

Tabelle 1
Frischer Spaltprodukt-Fall-out nach Tschernobyl
in Erlangen

Nuklid	Spezifische Aktivität in Bq/kg			in Tschernobyl freigesetzte Aktivität in 10 ¹⁵ Bq [3]
	Grasprobe	Bodenprobe (0-4 cm)	Wasserprobe Dechsendorfer Weiher	
	02.05.86	05.05.86	06.05.86	
Mo/Tc-99m	538	37	--	96
Zr-95	191	2.6	--	132
Nb-95	265	13	--	
Ru-103	2212	127	--	123
Rh-105	94	--	--	
Ru/Rh-106	536	47	--	63
Ag-110m	52	1	--	
Sb-125	29	4.5	--	
Sb-127	184	--	--	
Te-129m	1806	120	--	
J-131	18886	1097	50	260
Te-132	7985	233	8.0	48
J-132	6782	233	7.2	
J-133	228	--	--	
Cs-134	751	49	1.4	19
Cs-136	261	16	--	
Cs-137	1584	129	3.2	38
Ba-140	1177	57	1.9	174
La-140	1224	43	2.1	
Ce-141	90	--	--	88
Ce-143	55	--	--	
Ce-144	1117	17	--	96

Von den Oberflächen und vom Boden aus erhöhten die Fall-out-Radionuklide durch ihre Gammastrahlung die externe Strahlenexposition, gelangten von den Pflanzenoberflächen in Pflanzen und Früchte sowie in die obersten Bodenschichten und damit in die Nahrungskette des Menschen (Strahlenexposition durch Ingestion). Durch Aus- und Abwaschvorgänge u.ä. wurden Teile der Oberflächenbeaufschlagung in andere Umwelt-Kompartimente verfrachtet, wie sich exemplarisch an Bewuchs- und Klärschlammproben zeigt:

Die Aktivitätsverläufe in frischen Grasproben (Abb.2) spiegeln den Einfluß von Abwaschvorgängen, Verdünnung durch Pflanzenwachstum und Zerfall wider. Deutlich zu erkennen ist auch die Aktivitätszunahme durch weitere Deposition nach Regen Anfang Mai sowie der steile Abfall der Aktivitätskonzentration im 2.Aufwuchs Ende Mai.

Demgegenüber nehmen die spezifischen Aktivitäten in frischen Klärschlammproben (Wasseranteil 70-75%) über den gesamten Sommer 1986 nur im Maße des radioaktiven Zerfalls ab, was sich nur durch die ständige Zufuhr von ab- und ausgewaschener Aktivität erklären läßt (Abb.3). Der Klärschlamm erweist sich also als besonders geeigneter Indikator für Umweltradioaktivität. In Abbildung 3 ist zusätzlich die Ortsdosisleistung in 1 m über der Klärschlammhalde angegeben, wie sie aus den spezifischen Aktivitäten mit den entspre-

chenden Dosisfaktoren errechnet wurde, um die Strahlenbelastung von in diesem Bereich Beschäftigten abschätzen zu können. Es ergaben sich Werte von bis zu 1.3 $\mu\text{Sv/h}$, die bis Oktober auf 0.2 $\mu\text{Sv/h}$ abnahmen.

Tabelle 2
Flächenaktivitäten und Ortsdosisleistung
durch Tschernobyl-Fall-out am 6.5.1986

(Institutsgelände, In-Situ-Messung)

Nuklid	Flächenaktivität in Bq m^{-2}	Beitrag zur Ortsdosisleistung in nSv h^{-1}
Mo-99/Tc-99m	500	0.4
Zr-95	134	0.3
Nb-95	405	0.9
Ru-103	5200	7.5
Ru-106	1280	0.7
Ag-110m	88	0.7
Te-129m	4560	0.9
J- 131	21200	24.2
Te-132	8450	6.1
J- 132	6410	41.0
Cs-134	1940	8.7
Cs-136	420	2.6
Cs-137	3680	6.1
Ba-140	2350	1.3
La-140	2660	17.2
Ce-141	207	0.04
Σ Fallout-Nuklide	-	118.6
	Spezifische Aktivität in $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	
K- 40	518	25.1
Ra-226-F. P.	45.4	22.1
Ra/Ac-228	24.4	7.8
Th-228-F. P.	27.5	12.1
Σ Natürl.Nuklide	-	67.1

Die meisten Radionuklide aus Tschernobyl waren kurzlebig. Daher nahm die Belastung des Bodens und der Pflanzen im Laufe des Mai erheblich ab. Eine Erhöhung der Ortsdosisleistung konnte ab Anfang Juni nicht mehr direkt durch Dosisleistungsmessung hinreichend genau nachgewiesen werden, sondern mußte von da an aus den gemessenen nuklidspezifischen Aktivitätswerten, bezogen auf die Fläche oder auf die Masse, berechnet werden. Ab Ende Juni war eine Belastung der Umweltmedien weitgehend nur noch durch die langlebigen Fall-out-Nuklide Cs-137, Cs-134 und Rh/Ru-106 und durch Ru-103, das noch bis September eine Rolle spielte, gegeben (vgl. Abb.2 und 3).

Tschernobyl-Fallout-Nuklide in Grasproben

Erlangen/Institutsgelände/Mai 1986

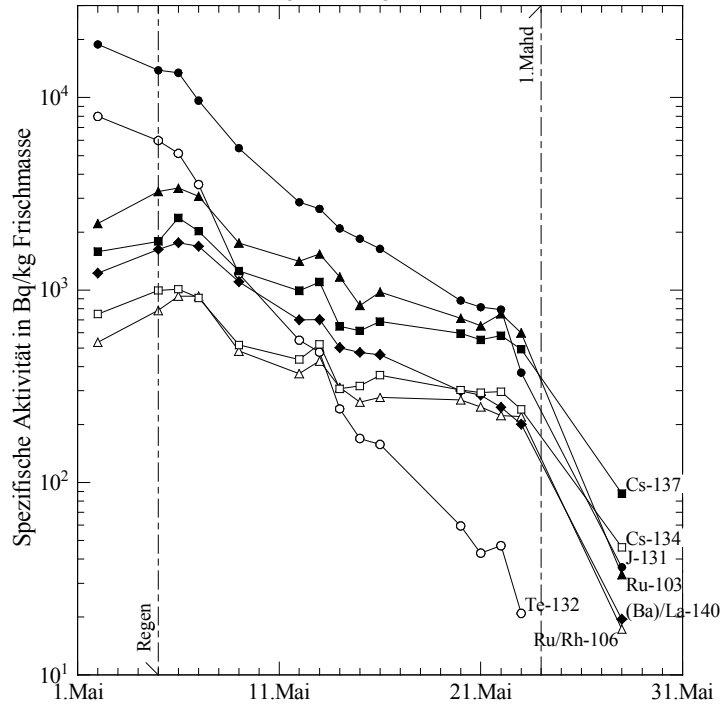


Abb.2

Fall-out-Nuklide im Klärschlamm

Kläranlage Erlangen Mai-Oktober 1986

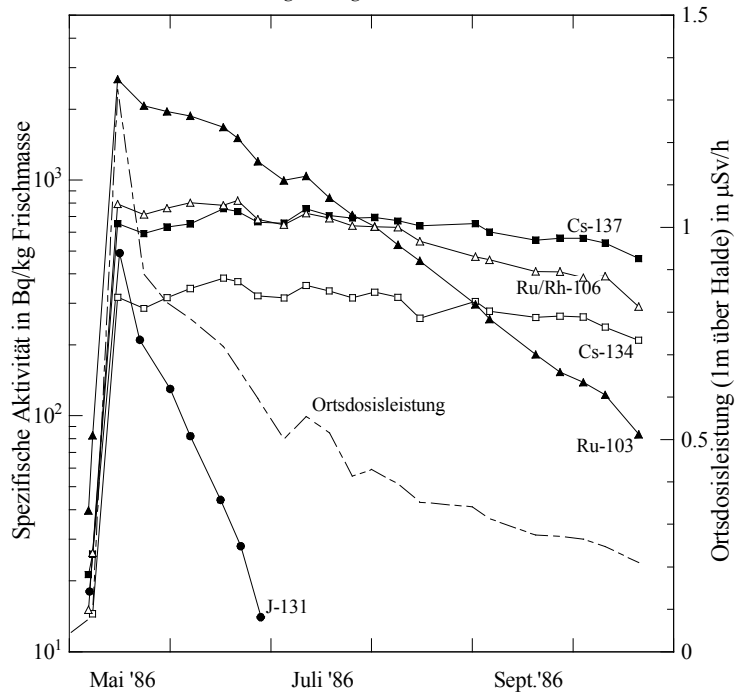


Abb.3

Die folgenden Tabellen dokumentieren die mit In-situ-Gammaspektrometrie bestimmte Gesamtdeposition von Fall-out-Nukliden aus Tschernobyl im Erlanger Stadtgebiet im Vergleich mit dem Kernwaffen-Fall-out (Tab.3) sowie die Cs-137-Deposition und die durch Tschernobyl-Fall-out bedingte Ortsdosisleistung im Vergleich mit der durch die natürliche Bodenstrahlung in der Region (im wesentlichen Industrieregion Mittelfranken), ebenfalls aus In-situ-Messungen (Mitte Juni bis Mitte August 1986) (Tab.4).

Auffällig ist beim Kernwaffen-Fall-out das Fehlen von Cs-134 und die erheblich höhere Deposition des für die Strahlenbelastung des Menschen besonders bedeutsamen Sr-90 und der schwerflüchtigen Spaltprodukte Ru-103, Rh/Ru-106, Ce-141, Ce-144, Zr/Nb-95 und Ba/La-140. Die Cs-137- und J-131-Depositionen durch Kernwaffentests und aus Tschernobyl sind in unserer Region dagegen etwa gleich groß. Der auffällig höhere Cs-137-Wert in Forchheim-Buckenhofen erklärt sich durch heftige lokale Gewitterregen Anfang Mai, durch den Radionuklide aus der durchziehenden Tschernobyl-Ablufffahne in erheblichen Maße ausgewaschen wurden.

Durch Tschernobyl-Fall-out lag die Dosisleistung durch die Bodenstrahlung im Sommer 1986, nach Abklingen der Beiträge der kurzlebigen Spaltprodukte, in unserer Region um 25-80% über der durch die natürlichen Bodenstrahlung (abgesehen von dem Ausreißer Forchheim-Buckenhofen).

Tabelle 3
Flächenaktivitäten durch Fall-out in Erlangen
Deposition bis 7.Mai 1986

Nuklid	Flächenaktivität in Bq/m ²		
	aus Tschernobyl max.Bereich	Mittelwert	aus Kernwaffentests ²⁾
Cs-137	3590 - 6300	4700	5200
Cs-134	1830 - 3240	2390	---
Cs-136	440 - 510	480	---
Ru-103	5470 - 10080	7630	28000
Ru-106	1500 - 2680	2000	24000
J-131	16000 - 25070	20560	19000
Ce-141	310 - 370	340	21000
Ce-144	(0)- 210	210	48000
Zr-95	140 - 240	190	38000
Nb-95	380 - 540	460	64000
Ba-140	2060 - 5580	3960	24900
La-140	2460 - 7200	4820	---
Ag-110m	40 - 60	50	---
Sr-90 ¹⁾	30 - 210	110	3230
Summe	34250 - 62290	47630	---

¹⁾ aus radiochemischen Bestimmungen / Siemens-KWU

²⁾ kumulierte Deposition pro m² bis 1980 / 40 - 50⁰ nördl.Breite / bevölkerungsgewichtet [35]

Tabelle 4
Tschernobyl-Fall-out in Mittelfranken

	Cs-137-Flächenaktivität in Bq/m ²	Ortsdosisleistung in nSv/h	
		Gesamt-Fall-out aus Tschernobyl	Natürliche Radionuklide
Erlangen			
Meilwald	3700	20	40
Schwabachanlage	4120	26	58
Buckenhofer Siedlg.	3950	20	53
Innenstadt	3770	20	51
Alterlangen	5740	35	43
Südstadt	3440	19	51
Tennenlohe	5980	27	60
Uffenheim	3240	15	61
Rothenburg o.T.	4030	18	61
Dachsbach/NEA	8640	40	64
Forchheim-Buckenhofen	25860	128	46
Oberasbach/Fü	6360	32	48
Schwabach	7210	34	58
Georgensgmünd	7360	36	67
Lauf a.d.P.	3850	18	53
Weigendorf	3940	18	53

3.2 Fall-out-Nuklide in der Nahrungskette

Die pflanzlichen Futter- und Nahrungsmittel waren entweder direkt durch auf der Oberfläche der oberirdischen Pflanzenteile abgelagerte und teilweise von dort in die Pflanzen aufgenommene Radionuklide oder indirekt durch deren Aufnahme aus dem Boden über die Wurzeln kontaminiert. Über den Pflanze(Weide/Futtermittel)-Tier-Pfad gelangten sie in die tierischen Nahrungsmittel Milch und Fleisch etc.

Die kurzlebigen Fall-out-Nuklide waren in Erlanger Nahrungsmitteln nur bis Juli 1986 nachweisbar, wobei besonders J-131 von Bedeutung war (s. die umfangreiche Dokumentation in [2]). Auf diesen Zeitraum beschränkte sich auch die Radionuklidaufnahme über direkt kontaminierte pflanzliche Nahrungsmittel, wie Salat, Blattgemüse und bestimmte Obstarten, und über tierische Nahrungsmittel von mit frischem Grünfutter gefütterten oder auf der Weide befindlichen Rindern, vor allem über Milch und Molkereiprodukte. Durch entsprechendes Ernährungsverhalten konnte in diesen ersten Wochen die Strahlenexposition durch Ingestion, vor allem auch bei Säuglingen und Kindern, erheblich reduziert werden.

Cs-137 in Salat und Frischgemüse / Erlangen und Umgebung

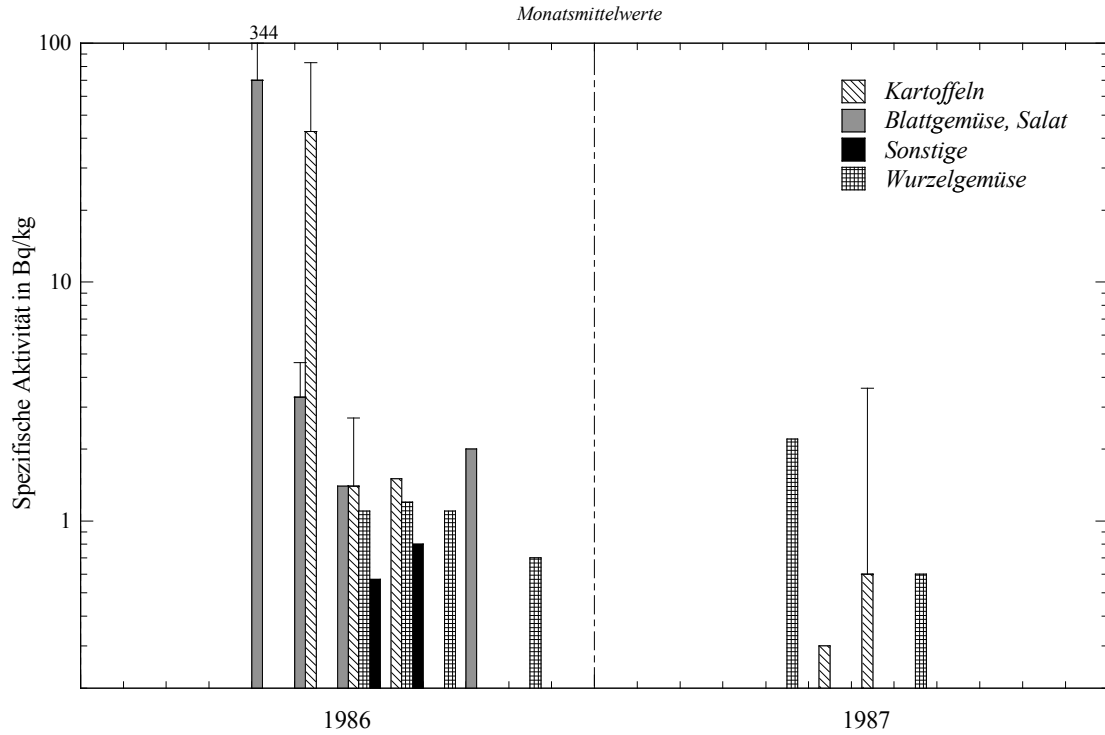


Abb.4

Cs-137 in Obst und Früchten / Erlangen und Umgebung

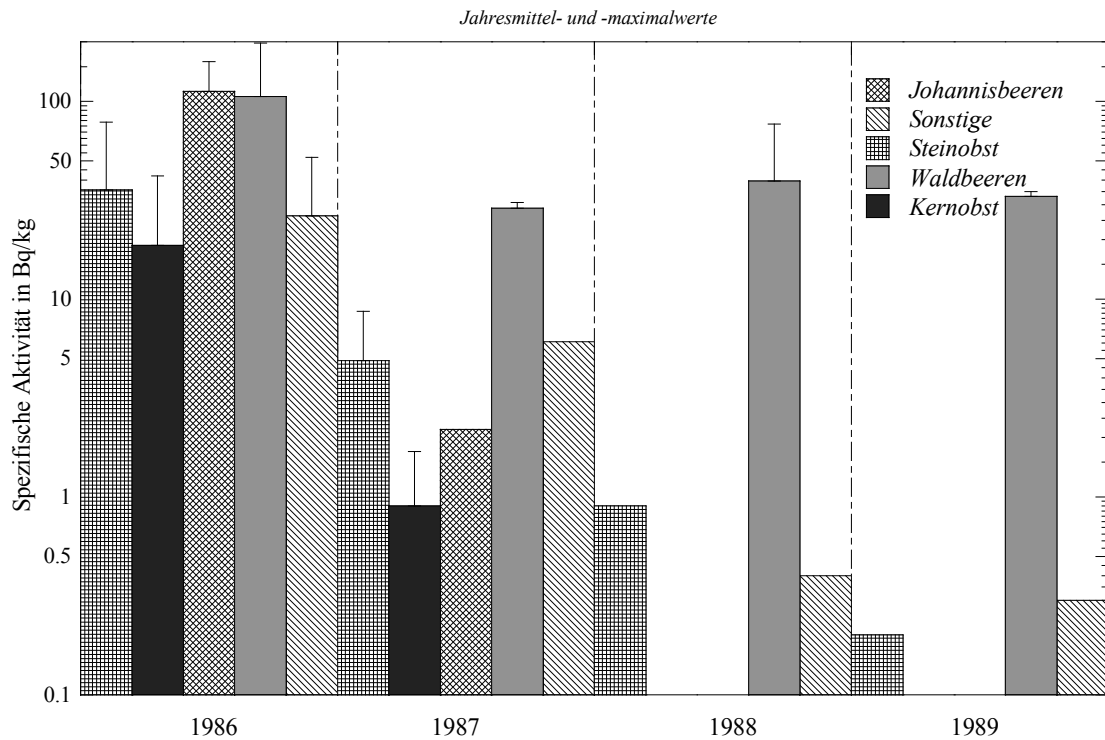


Abb.5

Cs-137 in Erlanger Milchproben

Monatsmittel- und -maximalwerte

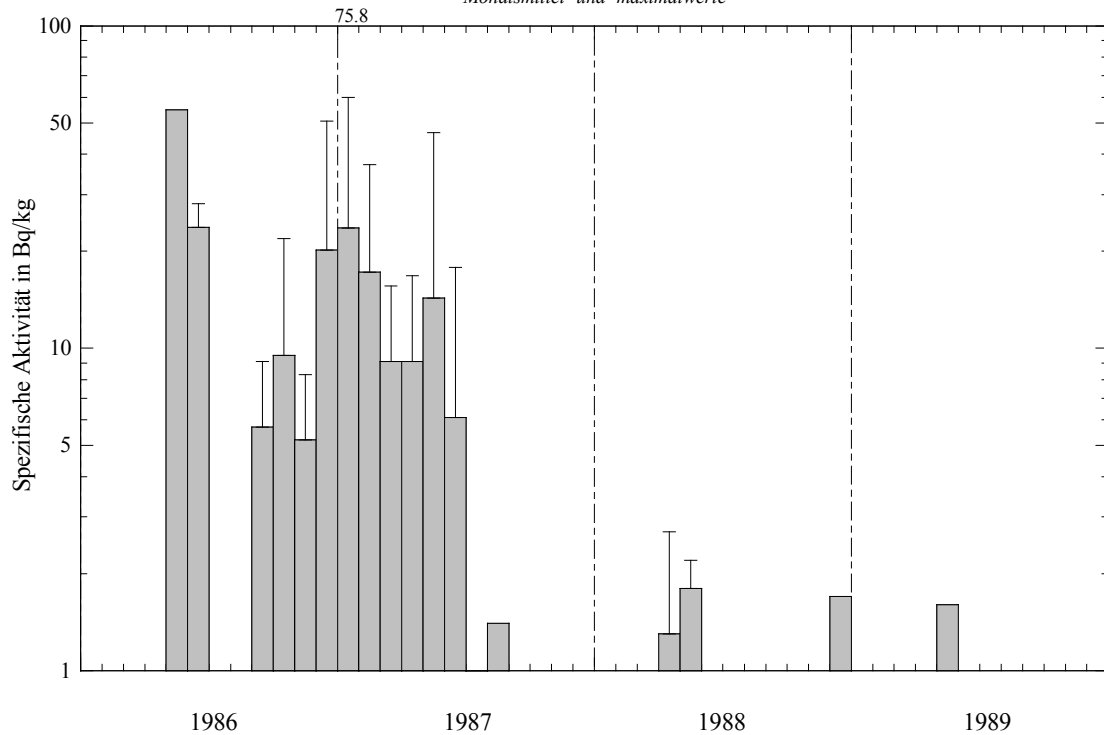


Abb.6

Ab Juli/August 1986 waren nur noch die langlebigen Nuklide Cs-137 und Cs-134 für die Belastung von Erlanger Nahrungsmitteln verantwortlich. Bei den pflanzlichen Produkten überwog von da an bei weitem die Radionuklid Aufnahme über die Wurzeln, was wegen der niedrigen Transferfaktoren zur Abnahme der Aktivitätskonzentration in den pflanzlichen (Gemüse, Obst, Getreideprodukte: Abb.4, 5, 8) und tierischen Produkten (Milch, Fleisch: Abb.6, 7) führte.

Allerdings zeigen die Ergebnisse bei letzteren den Einfluß der Belastung der Futtermittel (Abb.9): Während im Sommer 1986 durch Vermeidung von Grünfutter und Beweidung die Aktivitätskonzentration zunächst deutlich absank, stieg sie gegen Jahresende wieder erheblich an, da mittlerweile kein unbelastetes Futter aus dem Vorjahr mehr zur Verfügung stand und daher zunehmend Heu und Silage mit hoher Belastung aus dem Sommer verfüttert werden mußte.

Cs-137 in Erlanger Fleischproben

Monatsmittel- und -maximalwerte

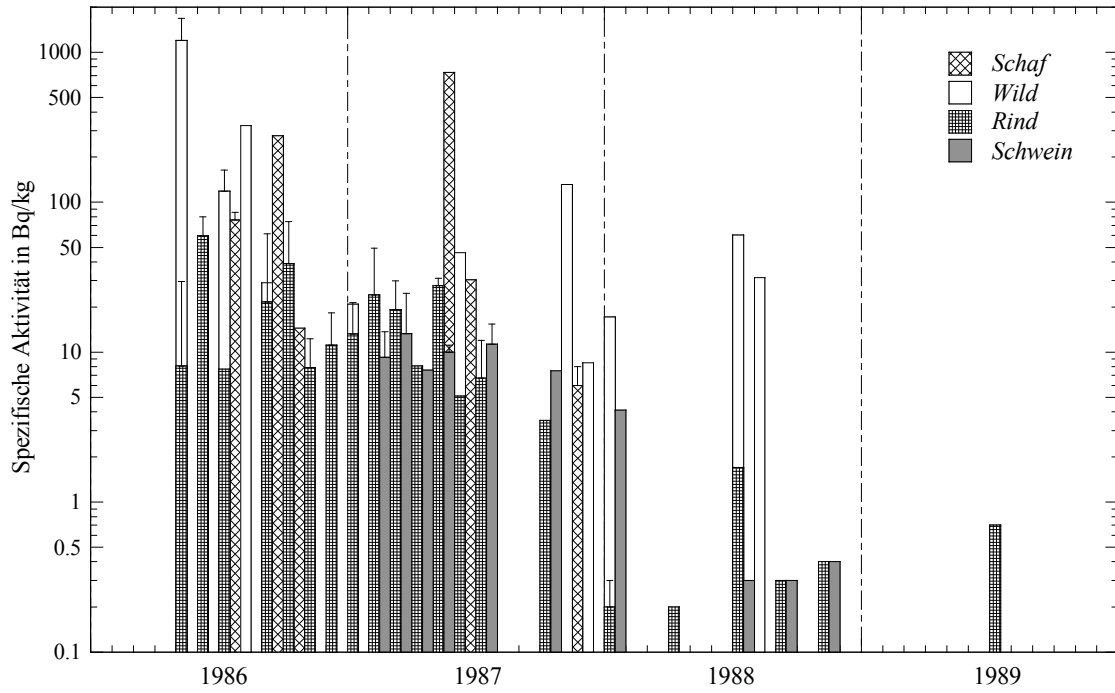


Abb.7

Cs-137 in Erlanger Getreideproben

Monatsmittelwerte

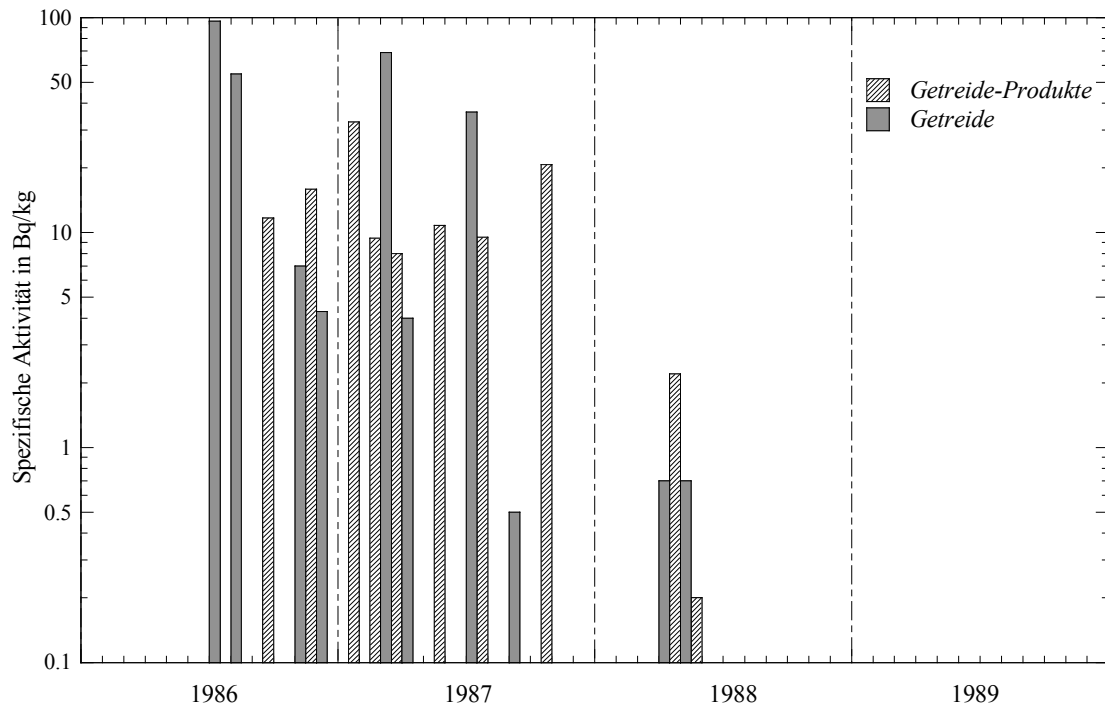


Abb.8

Cs-137 in Futtermitteln / Erlangen und Umgebung

Mittlere und maximale Werte zum Zeitpunkt der Verwendung

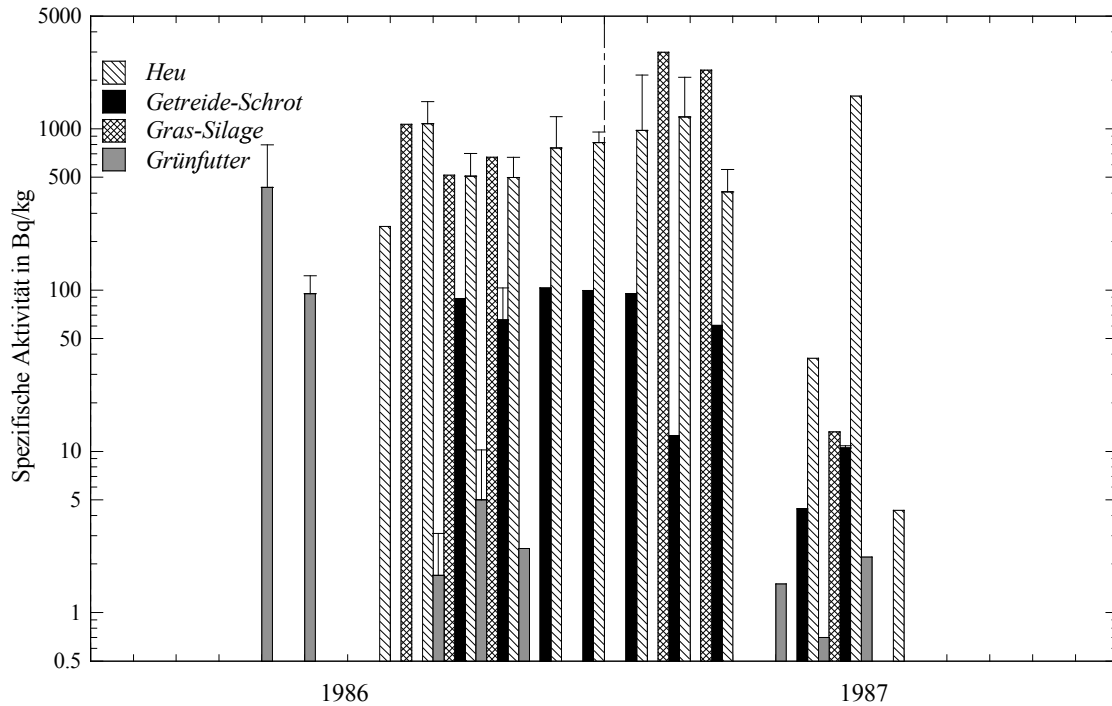


Abb.9

Ab 1988 zeigten die Nahrungsmittel in Erlangen fast durchweg nur noch Aktivitätskonzentrationen von Cs-137 in Nähe der gammaspektrometrischen Nachweisgrenze. Daher konnten direkt gemessene Aktivitätskonzentrationen in Erlanger Nahrungsmitteln nur in den ersten beiden Jahren nach dem Tschernobyl-Unfall zur Berechnung der Strahlenexposition durch Ingestion herangezogen werden. Von da an mußte die Ingestionsdosis aus den Aktivitätskonzentrationen oder der Flächenbeaufschlagung des Bodens mit Hilfe von Transferkoeffizienten abgeschätzt werden.

Eine Ausnahme bilden lediglich bestimmte Pilzarten (Maronenröhrlinge: Abb.10), Waldbeeren (s.o.Abb.5) und Wildbret (s.o.Abb.7), die für einen längeren Zeitraum deutlich erhöhte Cs-137/134-Gehalte aufweisen, zurückzuführen auf Besonderheiten des Waldökosystems [36].

Im Trinkwasser der städtischen Wasserwerke Erlangen, Nürnberg und Fürth wurden in den ersten Maitagen 1986 Aktivitätskonzentrationen von Fall-out-Nukliden von maximal 3 Bq/l gefunden, die wahrscheinlich nach Probennahme durch sekundäre Kontamination über die Luft zustandekamen. Danach lagen die Werte unter der jeweiligen Nachweisgrenze (für Cs-137: je nach Probenaufbereitung 0.02 bis 0.5 Bq/l). Das Erlanger Trinkwasser (Erlanger Stadtwerke AG) wurde bis Ende 1987, das der Stadtwerke Fürth bis Ende 1988 regelmäßig überprüft. In den bis Anfang 1993 gemessenen Reinwasser-Proben des Zweckverbands Wasserversorgung Knoblauchsland fanden sich immer wieder Cs-137-Aktivitätskonzentrationen, die mit 0.5 bis 1 Bq/l eindeutig über der Nachweisgrenze auch unbehandelter Proben lagen. Dennoch kann insgesamt davon ausgegangen werden, daß Tschernobyl-Fall-out zu keiner zusätzlichen Strahlenbelastung über das Trinkwasser führte und insbesondere kein „Durchbruch“ von Cs-137/134 in das Grundwasser stattfand.

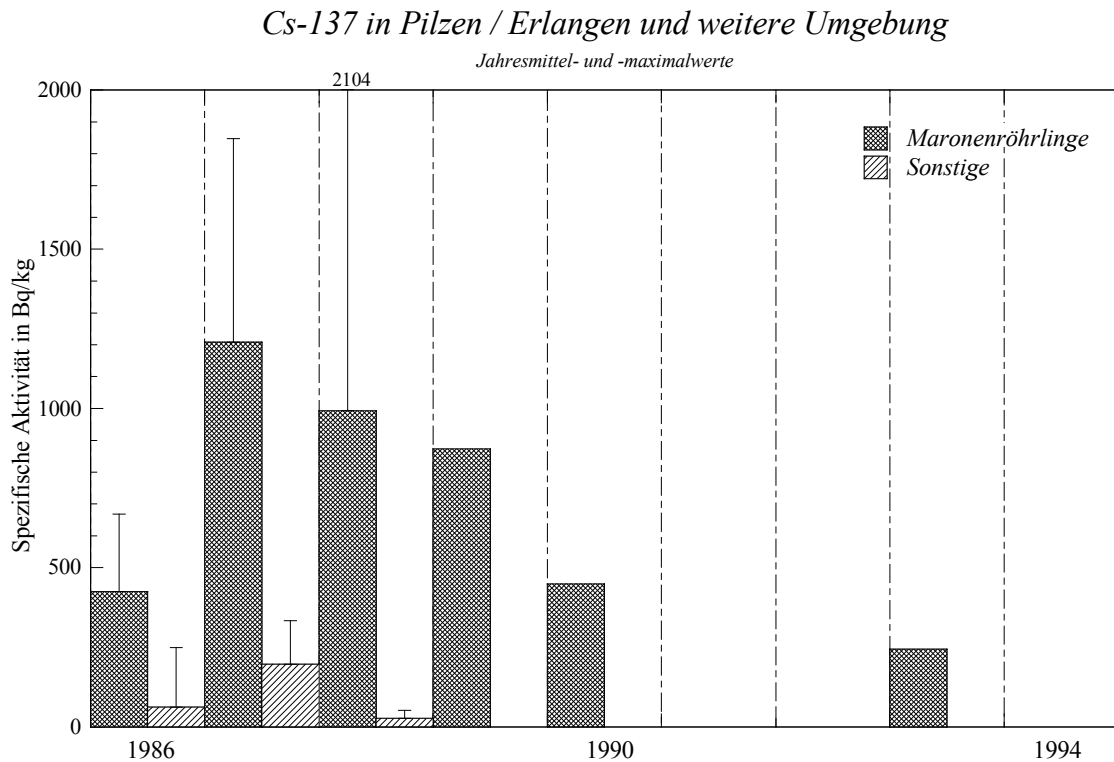


Abb.10

3.3 Langzeitverhalten der Fall-out-Nuklide in der Umwelt

Schlüsselbereiche für das langfristige Verhalten der Fall-out-Nuklide aus Tschernobyl sind, auch aus meßtechnischen Gründen, der Boden und der Klärschlamm. Als Leitnuklide dienen Cs-137 und Cs-134.

Die folgenden Abbildungen 11 und 12 geben zunächst einen Überblick über den Verlauf der spezifischen Aktivität von Cs-137 in verschiedenen Erlanger Umweltproben.

Neben den teilweise um eine Größenordnung unterschiedlichen Werten fällt vor allem auf, daß die spezifische Aktivität nach anfänglich erheblichen Unterschieden ab etwa 1988 in Gras, Laub, Straßenkehrriecht und Klärschlamm nahezu parallel abnimmt, mit einer effektiven Halbwertszeit von 3.3 ± 0.6 Jahren, die erheblich unter der Halbwertszeit des radioaktiven Zerfalls von Cs-137 (30 Jahre) liegt; nach Zerfallskorrektur erhält man eine Halbwertszeit für physikalisch-chemische „Bindung“ von im Mittel 3.8 ± 0.6 Jahren. Die entsprechenden Werte in den beiden oberen Zentimetern des Bodens betragen dagegen 7.8 bzw. 10.5 Jahre.

Die (Halb)Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivität von Cs-137 in den Erlanger Bodenarten, gemittelt über 0-15 cm, bleiben abgesehen vom Zerfall ebenso wie die Werte im Bewuchs nahezu konstant, liegen aber, in unterschiedlichem Ausmaß, deutlich über der Vorbelastung durch Kernwaffen-Fall-out¹⁾. Das legt bereits den Schluß nahe, daß die Abnahme in den oberen Schichten vor allem durch Eindringen in den Boden zustandekommt, ohne daß dabei eine Tiefe von 15 cm überschritten wird. Die Zunahme bei Waldböden korreliert mit der Abnahme im Streubelag.

¹⁾ Meßwerte „vor Tschernobyl“ mit Zerfallsgesetz fortgeschrieben.

Cs-137 in Erlanger Umweltproben

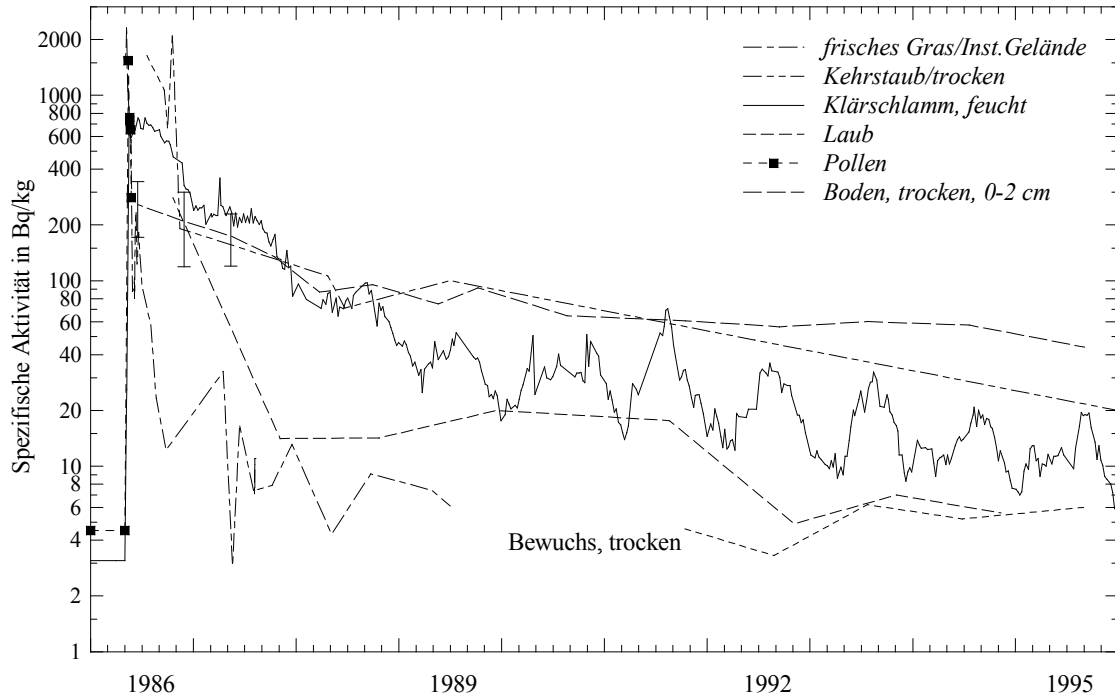


Abb.11

Cs-137 in Erlanger Böden und Bewuchs/Streubelag

aktuelle Werte, für Böden gemittelt über 0-15 cm Tiefe

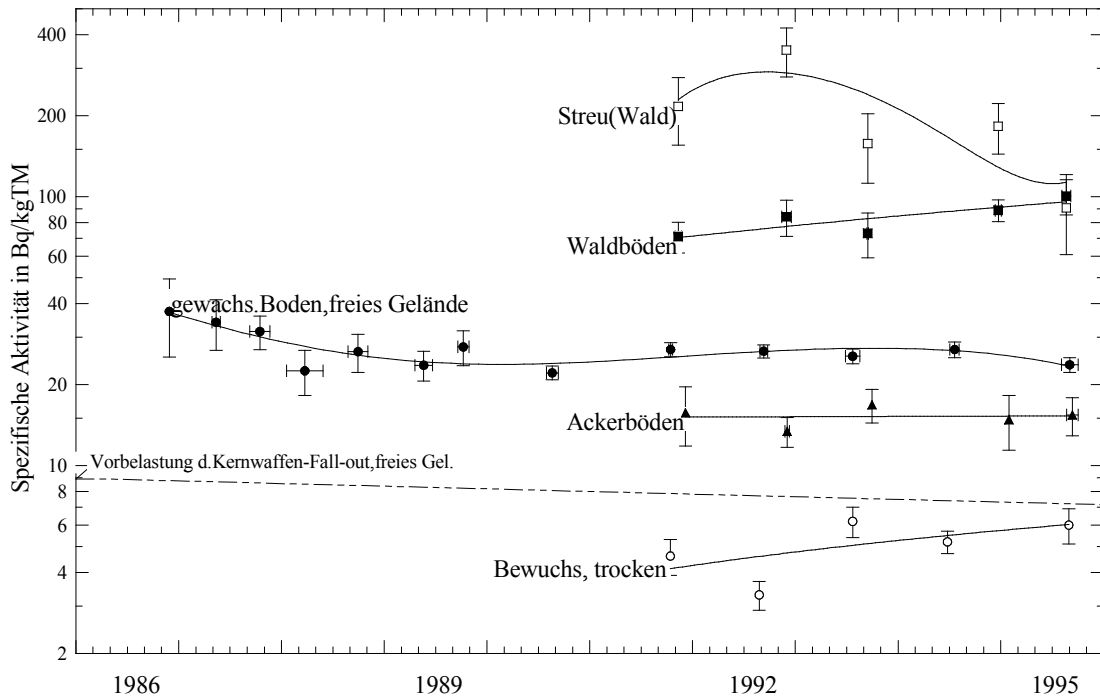


Abb.12

Klärschlamm

Im Klärschlamm, in dem die aus anderen Kompartimenten aus- und abgewaschenen oder ausgeschiedenen Radionuklide konzentriert werden, spielen ab 1989 nur noch Cs-137 und Cs-134 eine Rolle (Abb.13).

Die spezifischen Aktivitäten nehmen zunächst erheblich, ab 1990 immer noch deutlich stärker ab als dem radioaktiven Zerfall entspräche, was auf eine zunehmend festere "Bindung" des Tschernobyl-Cäsiums in den anderen Umwelt-Kompartimenten, insbesondere im Boden, hinweist. Die Werte im Klärschlamm, bezogen auf Trockenmasse, lagen anfangs erheblich höher als die mittleren spezifischen Aktivitäten in den oberen 2 cm der Erlanger Böden im freien Gelände, erreichten 1993 etwa die gleichen Werte und liegen ab 1994 zunehmend darunter.

Der saisonale Verlauf der Cs-137/134-Aktivitäten im Klärschlamm spiegelt saisonal unterschiedliche Ab/Auswasch- und Windverfrachtungsbedingungen wider, die sich besonders bei den oberflächlich abgelagerten Nukliden bemerkbar machen. Zu diesen gehört neben den Fall-out-Nukliden aus Tschernobyl auch das natürliche, kosmogene Nuklid Be-7 (Halbwertszeit 53.3 d). Wie in Abbildung 14 zu erkennen, zeigt Be-7, anders als die übrigen natürlichen Radionuklide, einen zu Cs-137/134 parallelen saisonalen Verlauf der spezifischen Aktivität im Klärschlamm. Die erkennbare langfristige Schwankung des Be-7-Wertes im Klärschlamm gibt den Einfluß des Sonnenfleckenzyklus (11 Jahre) auf die Be-7-Produktion in der Stratosphäre wider [37].

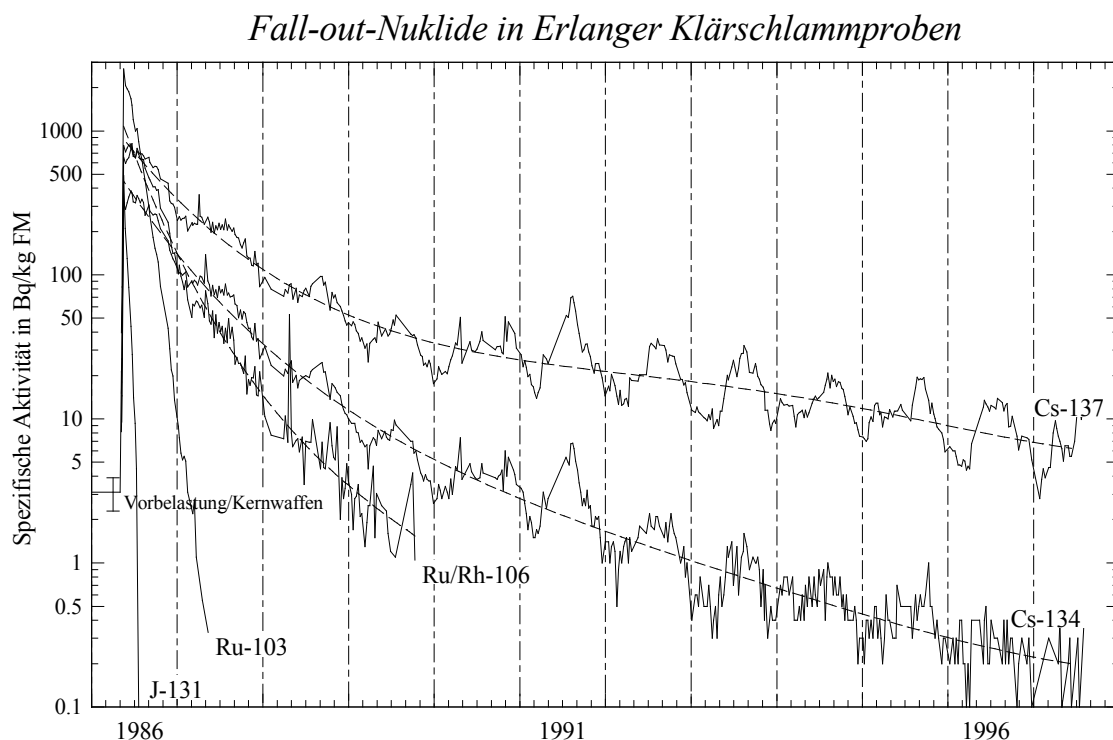


Abb.13

Natürliche Radionuklide in Erlanger Klärschlammproben

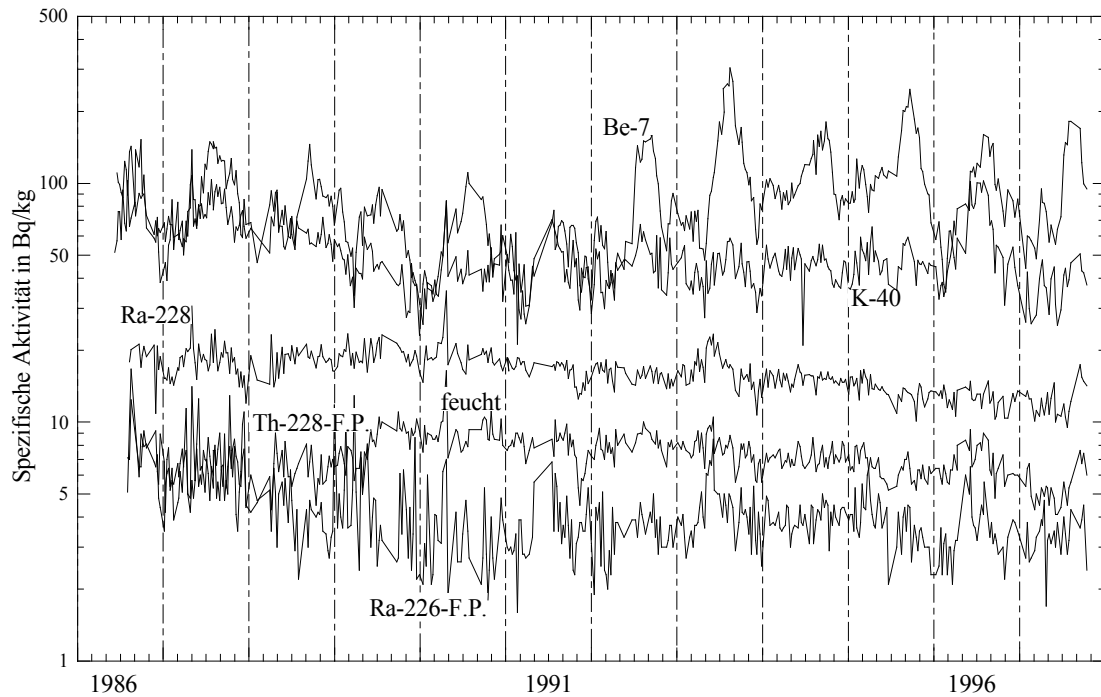


Abb.14

Aktivitätsprofile in Böden und Flächenbeaufschlagung

Cäsium zeigt eine sehr starke Bindung in den obersten Schichten des Bodens und dringt nur sehr langsam in größere Tiefen vor.

Abbildung 15 zeigt im zeitlichen Verlauf die Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivität in den einzelnen Schichten der 17 Standorte in freiem Gelände (Weideland, Wiesen, Rasenflächen, Brachland). Obwohl die einzelnen Meßwerte eines Jahres zwischen den Standorten und sogar Proben an einem Standort erhebliche Schwankungen (bis zu $\pm 50\%$) aufweisen können, zeigen die Jahresmittelwerte unter Berücksichtigung der Streuung einen klaren Trend: der anfangs steilen, später immer flacher werdenden Abnahme der spezifischen Cs-137-Aktivität in den obersten Schichten entspricht eine klare Zunahme in den nach unten angrenzenden Schichten bis in eine Tiefe von 10 bis 15 cm. Insbesondere der Vergleich mit den spezifischen Aktivitäten von Cs-137 aus Kernwaffen-Fall-out, aus den Meßwerten vor Tschernobyl mit dem Zerfallsgesetz „fortgeschrieben“, macht dies deutlich (vgl. vor allem die 5-10 cm-Werte).

Qualitativ gleiche Ergebnisse fanden sich für Waldböden (Abb.16: Jahresmittelwerte über 8 Standorte)¹⁾. Auffällig sind jedoch die erheblich höheren spezifischen Aktivitäten in den obersten Schichten und der schon in dieser Darstellung erkennbare steilere Abfall mit der Tiefe. Hierfür sind zum einen die wesentlich geringere effektive Dichte der an organischen Stoffen reichen Oberbodenschichten im Wald (bei gleicher Flächenbeaufschlagung ergibt sich pro Schichtdicke eine höhere spezifische Aktivität); zum anderen machen sich die gegenüber Weideland, Wiesen, Brachland und Parkflächen deutlich verschiedenen Bodenparameter und die geringeren anfänglichen Aktivitätsverluste durch Aus-/Abwaschen, Wind und Pflanzenentnahme bemerkbar (s.u.).

¹⁾ Bodenprofilmessungen für Waldböden konnten aus Kapazitätsgründen erst ab 1991 durchgeführt werden.

Gesamt-Cs-137 in gewachsenen Böden (freies Gelände)

Aktuelle Jahresmittelwerte / Erlangen

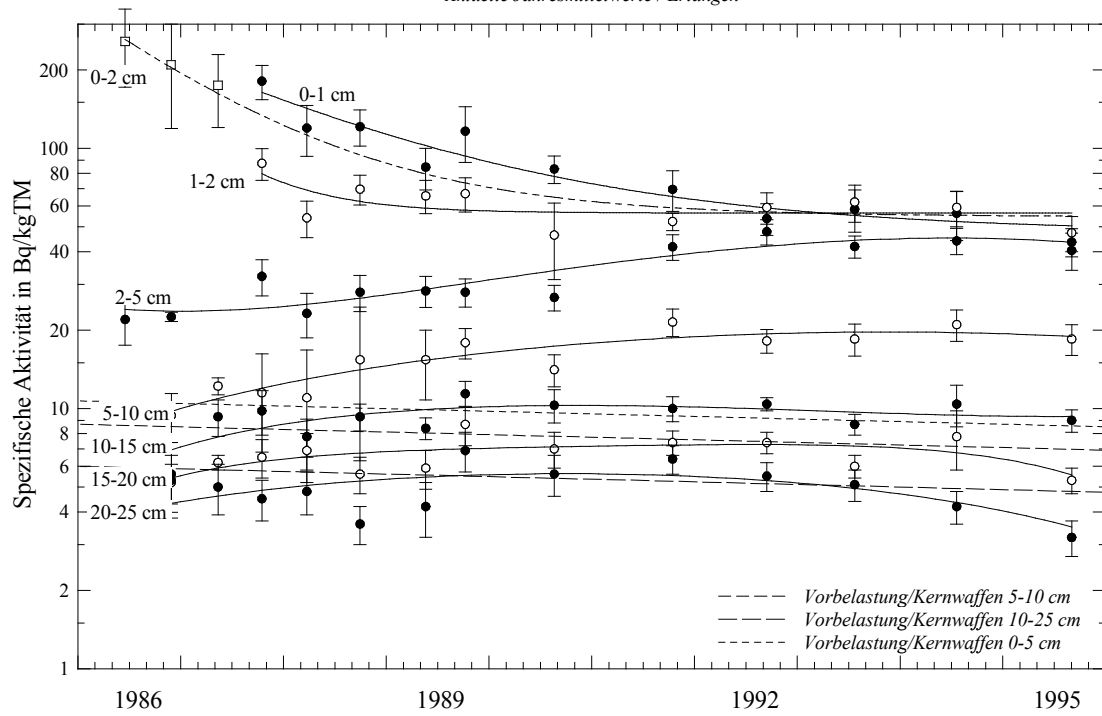


Abb.15

Gesamt-Cs-137 in Waldböden

Aktuelle Jahresmittelwerte / Erlangen

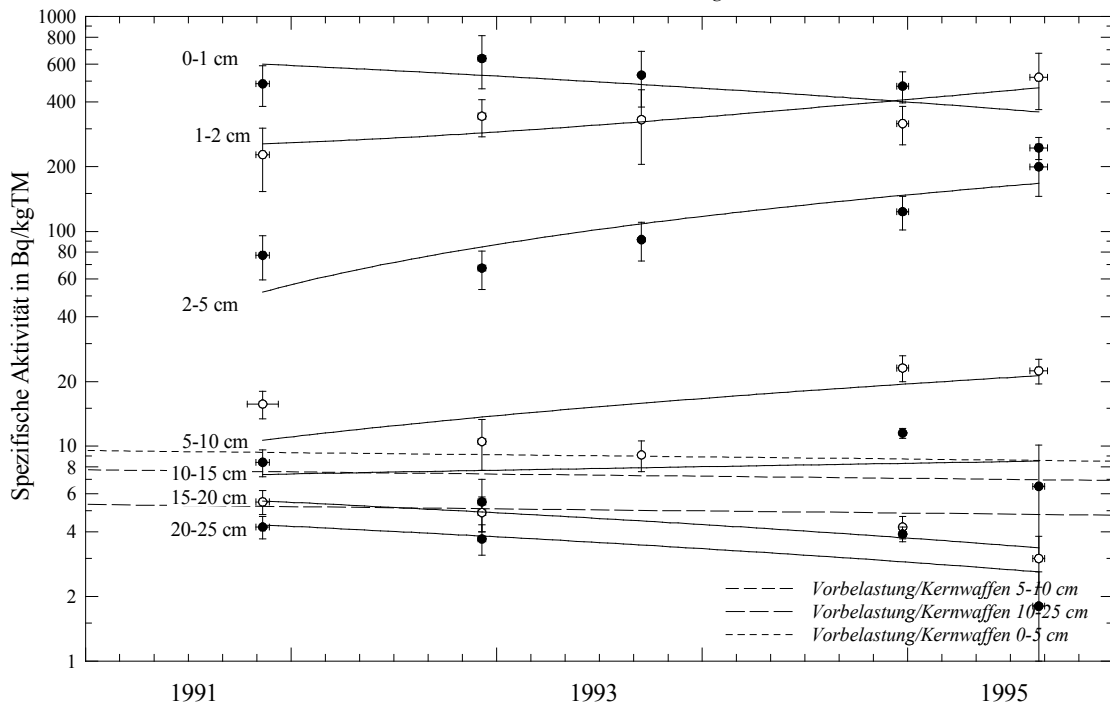


Abb.16

Die Daten der Abbildungen 15 und 16 sind in den beiden folgenden Abbildungen 17 und 18 als Bodenprofile, normiert auf das jeweilige Maximum der spezifischen Aktivität, dargestellt.

Cs-137-Bodenprofile in Erlangen / gewachsene Böden, freies Gelände
 Normierte Jahresmittelwerte

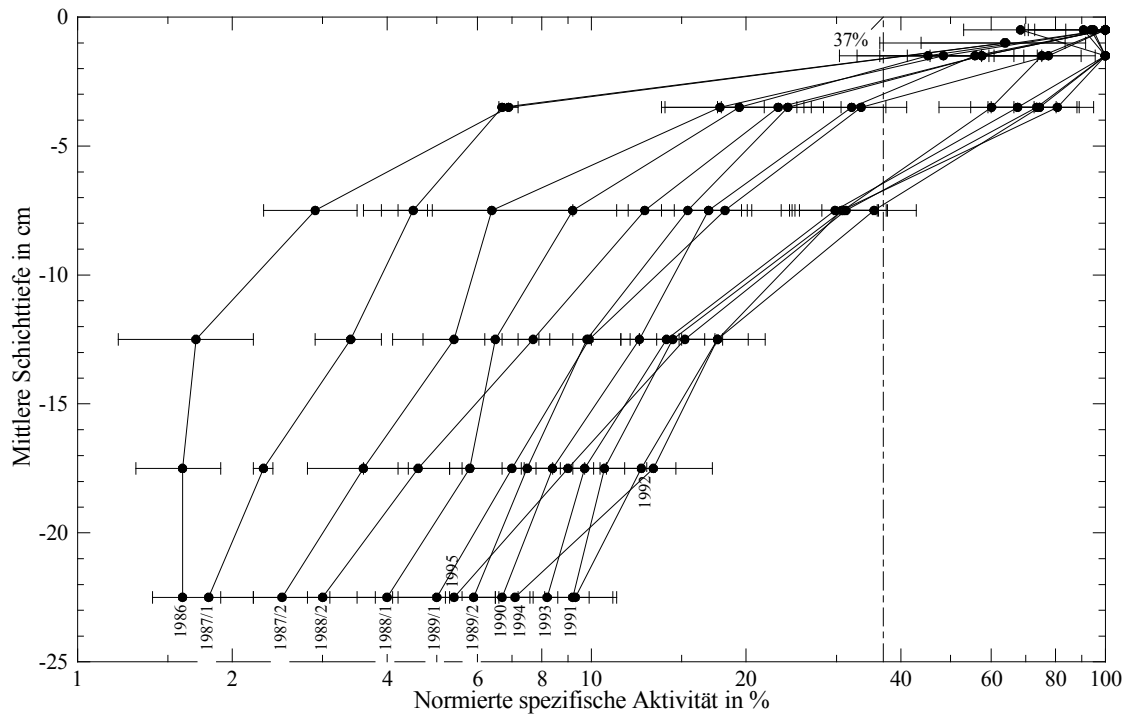


Abb.17

Cs-137-Bodenprofile in Erlangen / Waldböden
 Normierte Jahresmittelwerte

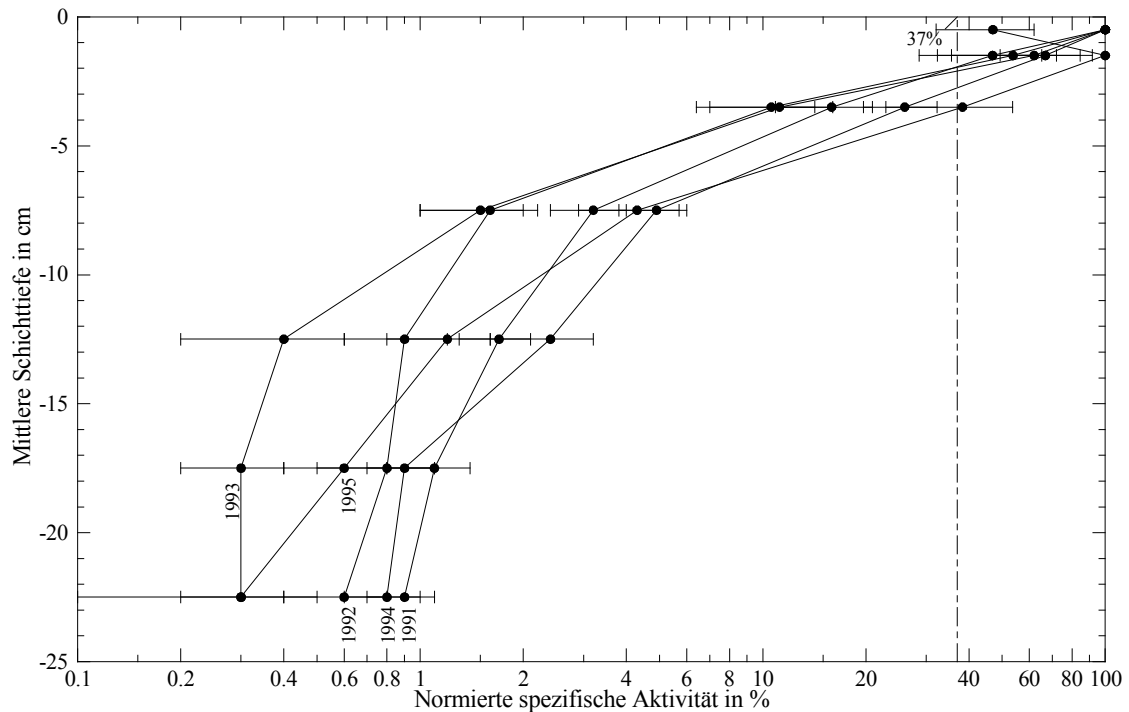


Abb.18

Deutlicher als oben werden in dieser Darstellung das Eindringen von Cs-137 in den Boden (zunehmend flacherer Verlauf des Aktivitätsprofils, Zunahme in den tiefen Schichten und Herausbildung einer Schulter) sowie die Unterschiede zwischen den Böden in freiem Gelände

und Waldböden. Der Bereich, in dem sich das Aktivitätsprofil als Exponentialfunktion der Tiefe darstellen läßt, nimmt mit der Zeit zu, wenn man von der Schulter absieht.

Da Cs-134 im Kernwaffen-Fall-out nicht vorhanden war und Isotopie-Effekte beim Cäsium-Verhalten im Boden auszuschließen sind, läßt sich aus den vorliegenden Meßwerten der spezifischen Cs-134-Aktivität für jede Schicht der Bodenprofile mit Hilfe des Cs-137/Cs-134-Aktivitätsverhältnisses zum Zeitpunkt der Deposition (1.91 ± 0.08 am 7.5.1986) das Tschernobyl- vom Kernwaffen-Cs-137 separieren. Nach Zerfallskorrektur zeigen dessen Aktivitätsverläufe und -profile das Ausmaß der physikalisch-chemischen Migrationsvorgänge in den oberen 25 cm des Bodens (für freies Gelände dargestellt in Abb.19). Deutlicher als in Abb.15 ist hier die Abnahme in den obersten beiden Schichten (durch Ab/Auswaschen, Windabtragung und Eindringen in den Boden) und die Zunahme in tieferen Schichten zu erkennen. Cäsium aus Tschernobyl ist unterhalb von 15 cm Tiefe in der Regel nicht nachweisbar.

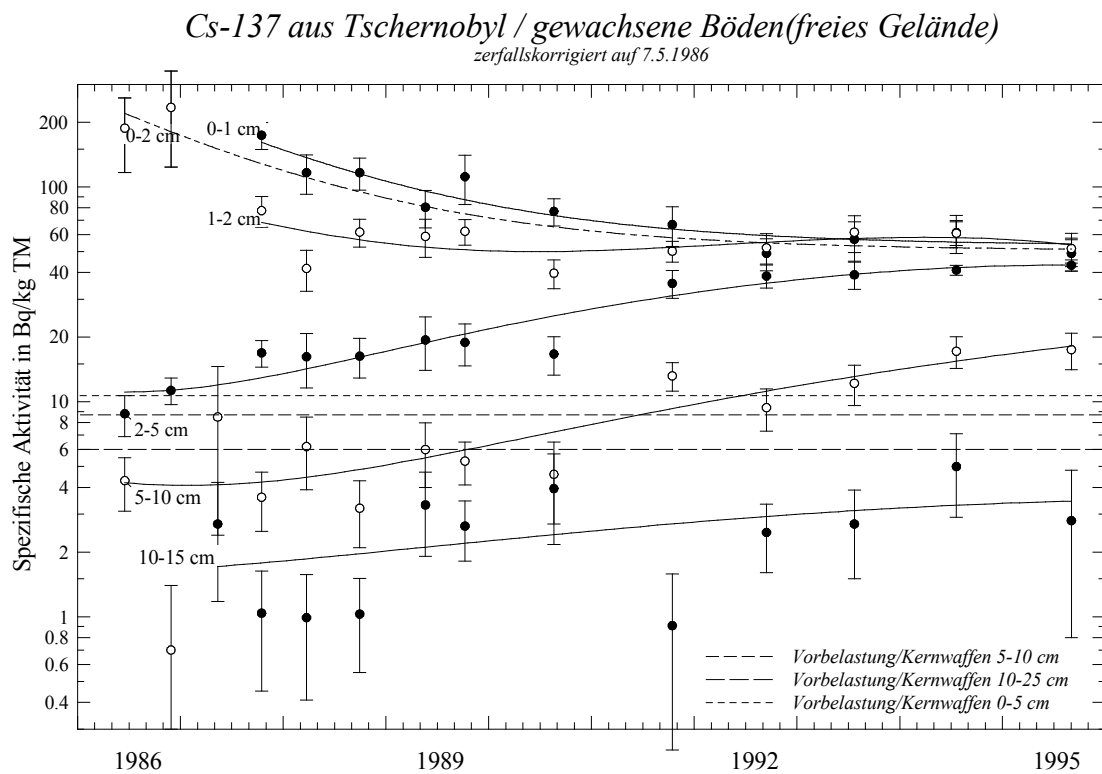


Abb.19

Die Konsistenz der Methode läßt sich mit der Differenz der (zerfallskorrigierten) spezifischen Aktivitäten von Gesamt-Cs-137 und Tschernobyl-Cs-137 (aus Cs-134-Werten) überprüfen: sie muß für jede Bodenschicht gleich der Cs-137-Vorbelastung durch Kernwaffen-Fall-out am 7.5.1986 sein. Abbildung 20 zeigt als Ergebnis eine befriedigende Übereinstimmung im Rahmen der Meßgenauigkeit: die mittleren prozentualen Abweichungen betragen $+(5.0 \pm 15.9)\%$, $+(11.5 \pm 21.7)\%$ und $+(14.4 \pm 20.7)\%$ in 0-5, 5-10 bzw. 10-25 cm Tiefe, bei einer mittleren Steuerung der experimentellen Werte von $\pm 15\%$.

Cs-137-Vorbelastung / gewachsene Böden(freies Gelände)
 zerfallskorrigiert auf 7.5.1986

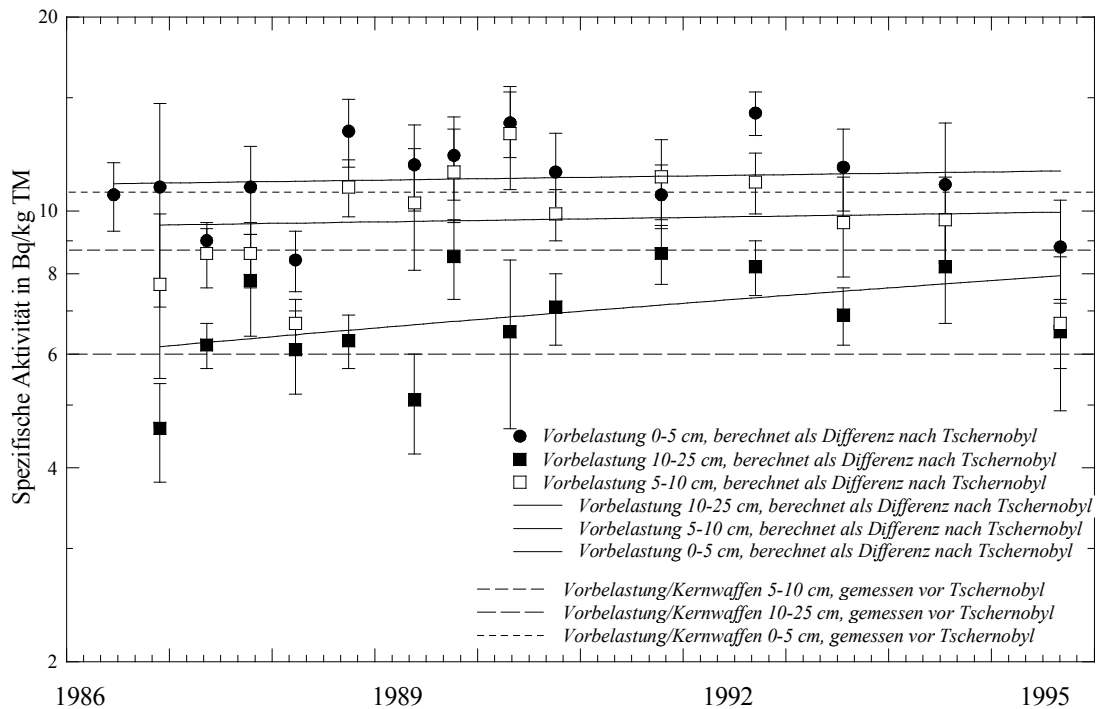


Abb.20

Die Jahresmittelwerte der nach Gl.(1) (s.S.4) aus den Bodenprofilen der spezifischen Aktivitäten berechneten und zerfallskorrigierten Flächenbeaufschlagungen, unterschieden nach Gesamt-Cs-137 und Cs-137 aus Tschernobyl, sind für die verschiedenen Bodenarten in Abbildung 21 dargestellt. Ebenfalls angegeben ist die Vorbelastung durch Kernwaffen-Fall-out, gemessen vor Tschernobyl bzw. berechnet als Differenz zwischen Gesamt-Cs-137 und Tschernobyl-Cs-137.

Im Rahmen der Fehlergrenzen läßt Abbildung 21 die Interpretation zu, daß die gesamte deponierte Aktivität, mit Ausnahme des in den ersten Monaten ab/ausgewaschenen oder mit dem Bewuchs entfernten Anteils, in den oberen 25 cm verbleibt. Die Unterschiede zwischen den Bodenarten reflektieren die wesentlich geringeren anfänglichen Ab/Auswasch-, Windverfrachtungs- und Bewuchsverluste bei Waldböden und Ackerböden, erkennbar an dem nach Zerfallskorrektur gegenüber Mai 1986 (freies Gelände) nahezu unveränderten Wert. Wieder zeigen die Vorbelastungswerte im Vergleich die Konsistenz der Ergebnisse im Rahmen der Reproduzierbarkeit der Methode.

Eindringtiefe und Bodenparameter

Als Maß für die Eindringtiefe des Cs-137 wurde die Tiefe des 37%-Werts ("Relaxationstiefe") bzw. des Schwerpunkts der spezifischen Aktivität gewählt, deren gemittelte zeitliche Verläufe in Abb.22 und 23 dargestellt sind. Dabei wurden die Tiefenverläufe der spezifischen Aktivität durch Exponentialfunktionen angenähert

(bei Gesamt-Cs-137 nur bis zu einer Tiefe, bei der sich noch kein Abknicken in das flache Kernwaffen-Fall-out-Profil in der Tiefe bemerkbar machte); bei ausgeprägten Schulterkurven wurde als Relaxationstiefe die Summe aus der 37%-Tiefe des exponentiellen Teils und der Tiefe des Maximums angesetzt.

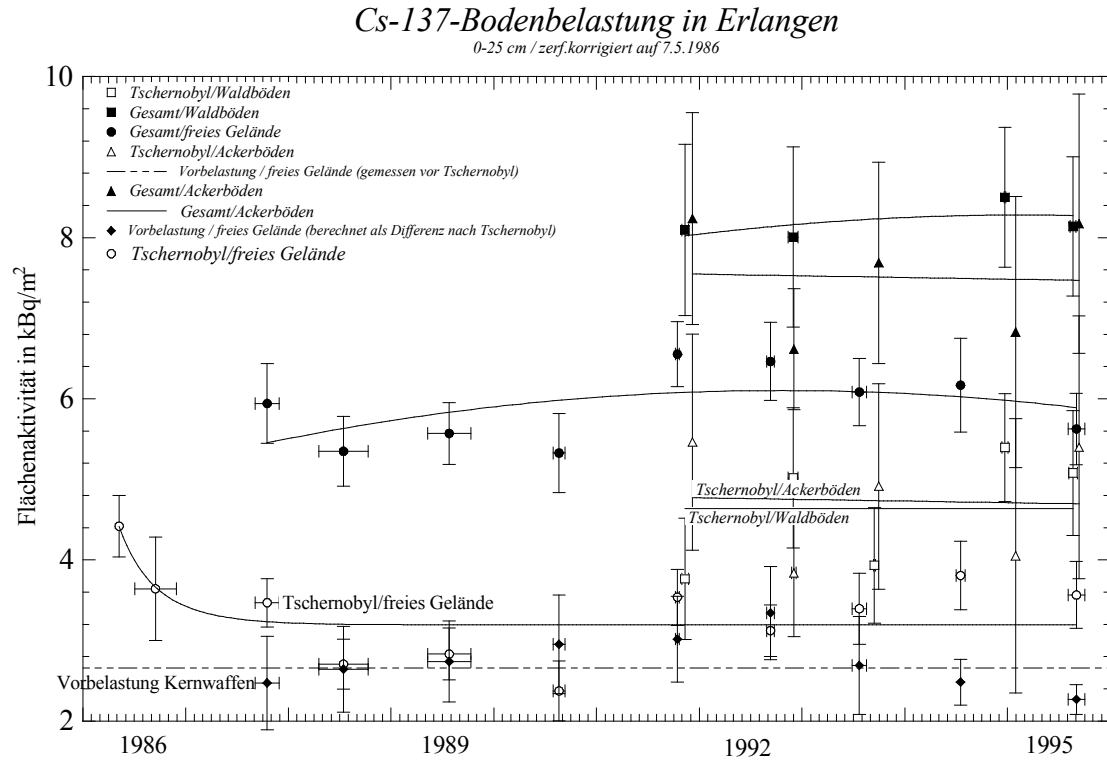


Abb.21

Die Tiefe des Schwerpunkts der spezifischen Aktivität, \bar{z} , die im Gegensatz zur Relaxationstiefe von keinerlei Annahmen über den analytischen Verlauf der Tiefenverteilung abhängig ist, berechnet sich aus der mittleren Tiefe der i -ten Schicht z_i , ihrer mittleren Aktivität a_i und Dicke d_i nach der Beziehung:

$$\bar{z} = \frac{\sum z_i a_i d_i}{\sum a_i d_i} \quad (2)$$

Angegeben sind in Abb.22 und 23 jeweils die Jahresmittelwerte für Gesamt-Cs-137 und für Cs-134, dessen Werte gleichzeitig für Cs-137 aus Tschernobyl gelten. Die Daten verdeutlichen zusammenfassend die oben (s. Abb.15 bis 19) diskutierten Befunde. Der Schwerpunkt der spezifischen Aktivität erweist sich allerdings als unempfindlicher gegenüber den Migrationsvorgängen im Boden.

Cs-137-Eindringtiefe in gewachsenen Erlanger Böden

(37%-Wert der spezifischen Aktivität / Jahresmittelwerte)

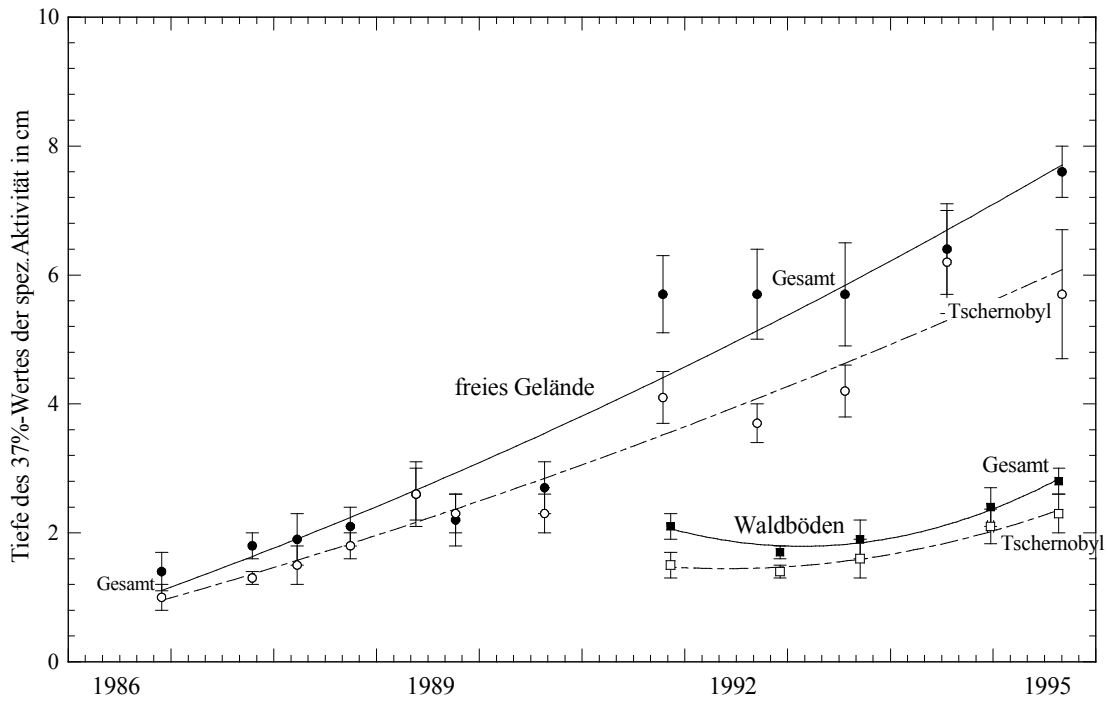


Abb.22

Schwerpunkt der spezifischen Cs137/134-Aktivität

gewachsene Böden, Erlangen, Jahresmittel

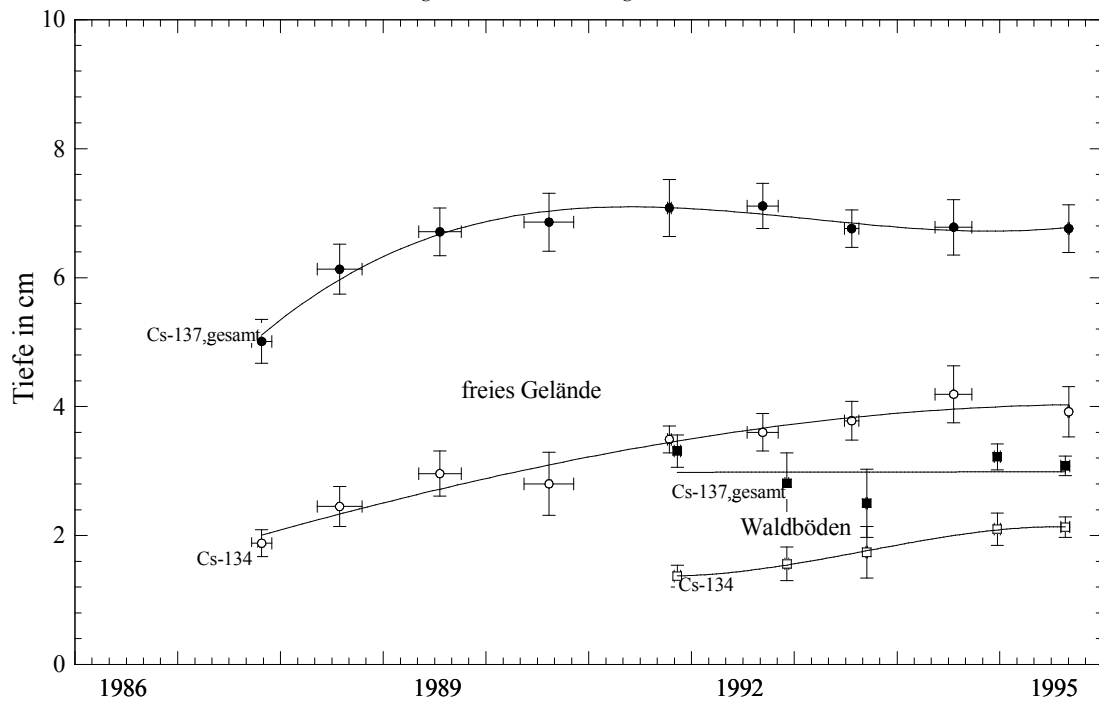


Abb.23

Um den Einfluß der Bodeneigenschaften auf die Eindringtiefe überprüfen zu können, wurden die wichtigsten Bodenparameter an den Probeentnahmeorten bestimmt und in Tab.5 (freies Gelände und Wald; nur Schichttiefe 0-5 cm, gemittelt) und Tab. 6 (Ackerböden) zusammengestellt.

Tabelle 5
Bodenparameter / Standorte mit gewachsenen Böden

Schichttiefe 0-5 cm

Standort	$\rho_{\text{eff}}^{1)}$ in g/cm ³	Sandanteil in %	Tongehalt in %	Organ.C- Gehalt in %	pH-Wert
Regnitzterrasse, Stadtrandsiedlg.	1.15	67	5.8	3.1	5.0
Bohlenplatz	1.17	71	5.7	3.4	6.1
Bruck, Anschützstraße	1.19	61	14.5	2.8	5.7
Büchenbach, Adenauer-Ring Süd	1.06	69	3.8	3.3	5.8
Dechsendorf, Weiher-Ufer NO	1.08	66	9.1	2.5	6.5
Eltersdorf, Konrad-Haußner Str.	1.12	73	8.2	3.5	5.2
Frauenaurach, Kuhwasen	1.14	59	9.9	2.9	6.6
Groß v. Trockau-Platz	0.92	72	8.6	5.8	4.9
Theodor-Heuß-Anlage	1.02	62	6.7	3.1	6.4
Hüttendorf, Bolzplatz	1.12	62	7.6	2.4	6.7
Klinikgelände, ö.Stadtmauerstr.	1.09	57	5.4	2.7	6.5
Kosbach, südl.Deckersweiher	1.16	55	10.6	2.7	5.9
Meilwald, Bolzplatz	1.07	57	9.1	2.1	4.4
Regnitztal, westl.Wöhrmühle	1.18	67	7.3	2.2	5.8
Schwabachtal, Bleiche	1.20	75	5.3	2.0	5.1
Spardorfer Straße Ost	1.08	53	9.4	3.2	6.0
Tennenlohe, An der Wied	1.17	65	9.4	2.3	5.9
Brucker Lache	0.43	55	11.5	15.3	3.0
Markwald	0.47	34	16.1	17.4	4.0
Klosterwald	0.75	38	3.9	2.6	5.1
Meilwald flach	0.60	62	10.0	13.3	3.5
Meilwald Hang	0.64	48	8.0	8.2	3.4
Mönau	0.28	58	11.7	17.4	3.8
Buckenhofer Forst	0.60	72	5.9	9.9	4.0
Römerreuth	0.80	73	6.2	3.7	3.9

¹⁾ Effektive Dichte des trockenen Bodens

Tabelle 6

Bodenparameter / Ackerböden

Standort	Sandanteil in %		Tongehalt in %		Organ.C-Gehalt in %		pH-Wert	
	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
Dechsendorf	80	79	1.9	2.3	0.6	0.7	6.8	6.7
Eltersdorf	85	85	4.1	2.7	0.6	0.3	4.4	4.2
Hüttendorf	41	42	5.2	7.0	0.8	0.9	6.9	6.9
Kosbach	46	44	4.2	5.0	0.9	0.7	6.0	6.0
Spardorf	69	67	5.0	5.1	0.9	0.9	6.6	6.5
Tennenlohe	83	82	1.2	1.6	0.6	0.5	6.9	7.0
Mittelwert $\pm \sigma$	67 \pm 19	67 \pm 19	3.6 \pm 1.7	4.0 \pm 2.1	0.7 \pm 0.2	0.7 \pm 0.2	6.2 \pm 1.0	6.2 \pm 1.0

Bei den gewachsenen Böden im freien Gelände und den Waldböden sind hier nur die Werte bis 5 cm Tiefe (gemittelt über 0-1, 1-2 und 2-5 cm) angegeben, da davon ausgegangen werden kann, daß hauptsächlich diese oberen Schichten Einfluß auf das Eindringen von Fall-out-Nukliden in den Boden haben.

Tabelle 7

Bodenprofile der wichtigsten Bodenparameter
Gewachsene Böden, freies Gelände
(Mittelwerte und Standardabweichungen)

Schichttiefe	ρ_{eff} in g/cm^3	H ₂ O-Gehalt in %	Tongehalt in %	Org.C-Gehalt in %	pH-Wert
0 - 1 cm	0.91 \pm 0.12	24.3 \pm 4.9	8.6 \pm 2.7	4.2 \pm 2.0	5.8 \pm 0.5
1 - 2 cm	1.08 \pm 0.08	18.4 \pm 3.9	8.9 \pm 3.6	3.2 \pm 0.9	5.7 \pm 0.7
2 - 5 cm	1.19 \pm 0.07	15.0 \pm 3.8	7.5 \pm 2.7	2.5 \pm 0.6	5.8 \pm 0.8
5 -10 cm	1.32 \pm 0.04	11.7 \pm 3.0	7.2 \pm 2.3	1.8 \pm 0.6	6.2 \pm 0.6
10-15 cm	1.36 \pm 0.04	10.6 \pm 2.7	7.3 \pm 2.9	1.5 \pm 0.5	6.5 \pm 0.6
15-20 cm	1.38	10.0 \pm 2.7	6.9 \pm 2.8	1.2 \pm 0.6	6.6 \pm 0.7
20-25 cm	1.38	9.6 \pm 2.6	6.0 \pm 2.8	0.9 \pm 0.4	6.7 \pm 0.8

In den Tabellen 7 und 8 sind die Tiefenprofile der Bodenparameter als Mittelwerte über alle Standorte im freien Gelände und im Wald angegeben.

Tabelle 8
Bodenprofile der wichtigsten Bodenparameter
Gewachsene Böden, Wald
(Mittelwerte und Standardabweichungen)

Schichttiefe	ρ_{eff} in g/cm^3	H ₂ O-Gehalt in %	Tongehalt in %	Org.C-Gehalt in %	pH-Wert
0 - 1 cm	0.29 ± 0.07	55.0 ± 9.0	12.2 ± 4.1	20.2 ± 9.7	4.6 ± 1.0
1 - 2 cm	0.42 ± 0.12	45.5 ± 11.1	11.9 ± 5.3	16.8 ± 9.5	4.1 ± 1.1
2 - 5 cm	0.75 ± 0.19	27.3 ± 14.4	7.2 ± 6.1	6.0 ± 4.4	3.5 ± 0.4
5-10 cm	1.23 ± 0.10	9.8 ± 4.2	2.7 ± 1.9	1.7 ± 1.9	3.6 ± 0.4
10-15 cm	1.32 ± 0.07	8.3 ± 3.4	3.6 ± 2.4	1.3 ± 1.9	3.8 ± 0.5
15-20 cm	1.38	6.8 ± 2.7	3.7 ± 3.3	0.5 ± 0.3	4.0 ± 0.5
20-25 cm	1.38	7.1 ± 2.8	4.2 ± 4.0	0.3 ± 0.2	4.1 ± 0.4

Sämtliche Böden im freien Gelände lassen sich als Sandböden klassifizieren, von schluffigem bis lehmigem Sand, mit nur gering ausgeprägter Veränderung mit der Tiefe bis 25 cm. Im Gegensatz dazu variieren die Bodenarten bei den Waldböden stärker mit Standort und Tiefe. Sie reichen von reinem Sand bis stark tonigem Schluff [38].

Regressionsanalysen für 1995 ergaben nur dann klare Korrelationen zwischen Relaxationstiefe und Tongehalt (Korrelationskoeffizient $k = -0.62$), Sandanteil ($k = +0.60$), organischem Kohlenstoffgehalt ($k = -0.80$) bzw. pH-Wert ($k = +0.91$), wenn alle gewachsenen Böden (freies Gelände und Wald) zusammen ausgewertet wurden. Offensichtlich reicht die Variationsbreite der Bodenparameter, wie sie im Erlanger Stadtgebiet jeweils in freiem Gelände oder in Waldböden angetroffen wurde, bei der experimentellen Meßunsicherheit für die Relaxationstiefe nicht für eine statistisch gesicherte Analyse aus. Die Untersuchung von nach Größenklassen der Bodenparameter aggregierten Mittelwerten der Relaxationstiefe ergab jedoch sowohl für alle gewachsenen Böden zusammen als auch für die gewachsenen Böden im freien Gelände allein deutliche Zusammenhänge (bei den Waldböden reichte die Zahl der Standorte für diese Analyse nicht aus). Die Abbildungen 24 bis 27 zeigen die Ergebnisse.

Qualitativ gleiche Korrelationen ergaben sich für die Tiefe des Aktivitätsschwerpunkts.

Zusammenfassend läßt sich feststellen: Cäsium wird im Boden umso fester gebunden, je höher der Gehalt an Ton und organischem Kohlenstoff und je niedriger der pH-Wert des Bodens ist. Die eklatanten Unterschiede zwischen den Eindringtiefen und -geschwindigkeiten von Cäsium in gewachsenen Böden im freien Gelände und in Waldböden erklären sich aus den erheblich verschiedenen Werten der wichtigsten Bodenparameter bei den beiden Bodentypen.

Cs-137-Eindringtiefe und Tongehalt des Bodens

Gewachsene Böden, freies Gelände

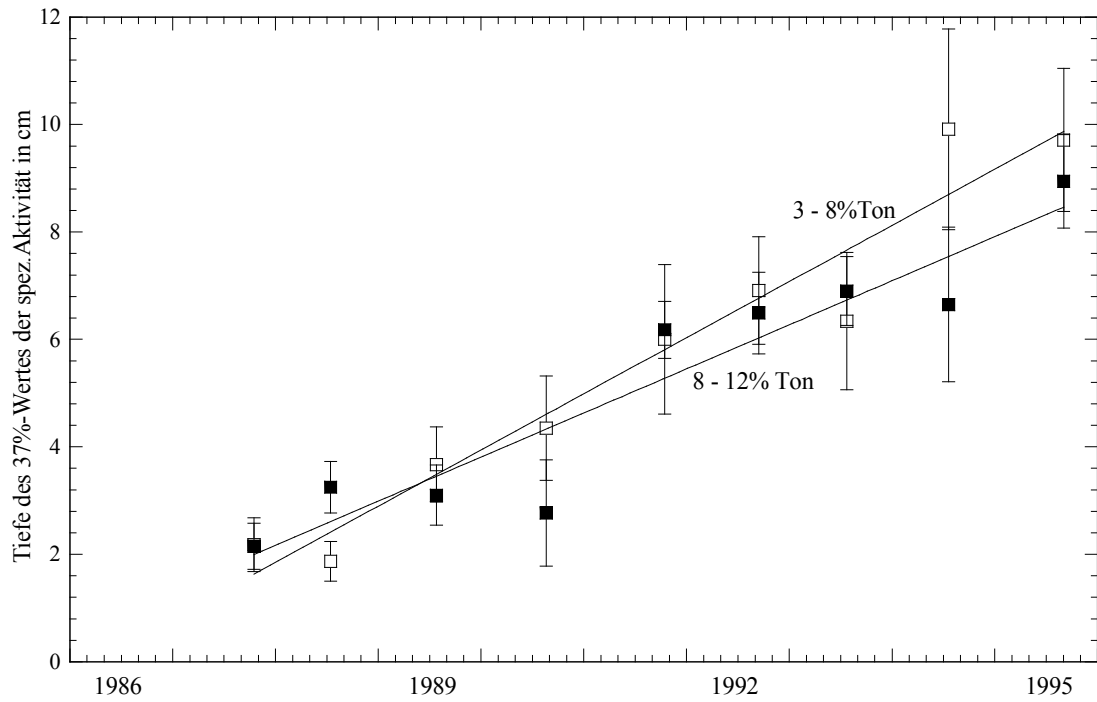


Abb.24

Cs-137-Eindringtiefe und organischer Kohlenstoff-Gehalt des Bodens

Gewachsene Böden, freies Gelände

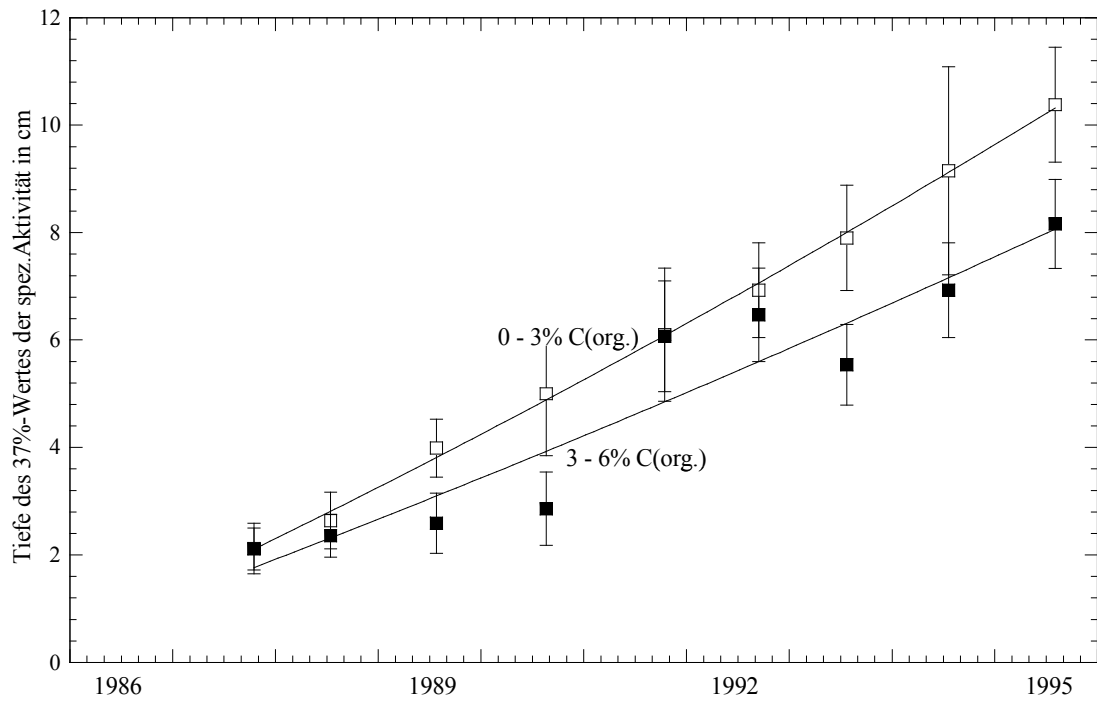


Abb.25

Cs-137-Eindringtiefe und pH-Wert des Bodens
Gewachsene Böden, freies Gelände

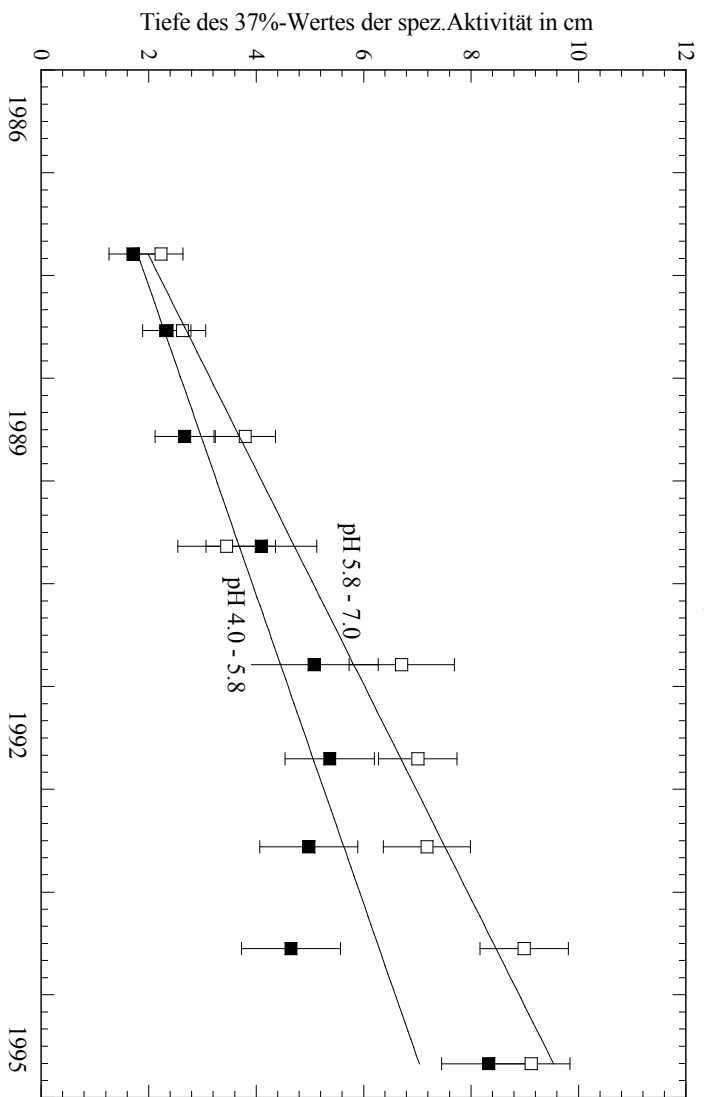


Abb. 26

Cäsium aus Tschernobyl: Eindringtiefe und Bodenparameter
Gewachsene Böden 1994 / Bodenparameter über 0-5 cm Tiefe gemittelt

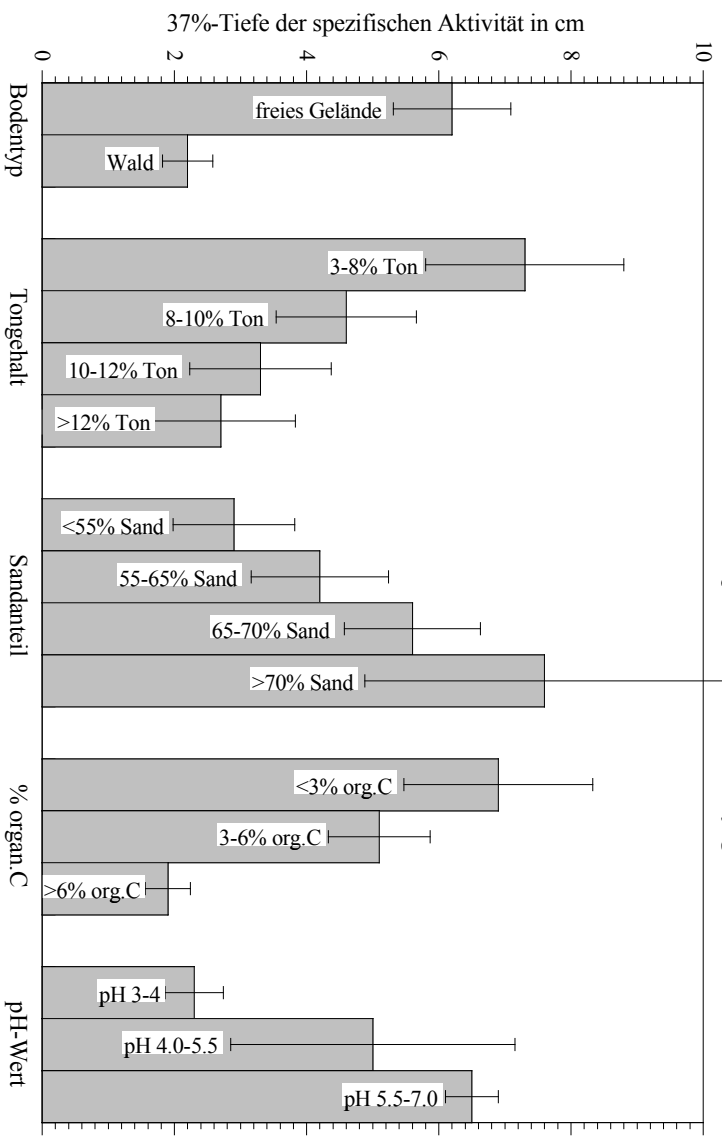


Abb. 27

Transfer Boden-Pflanze

Aus den spezifischen Aktivitäten von Cs-137 in trockenem Bewuchs a_{Pfl} und trockenem Boden (gemittelt über 0-10 cm Tiefe) \bar{a}_{Bo} am jeweiligen Probenahmeort lassen sich die Boden/Pflanze-Transferkoeffizienten $T_{Bo/Pfl}$ für Cäsium bestimmen [39]:

$$T_{Bo/Pfl} = a_{Pfl} / \bar{a}_{Bo} \quad (3)$$

Der Gesamtmittelwert beträgt 0.165 ± 0.010 , bei einem mittleren experimentellen Fehler von ± 0.015 und einem 95%-Vertrauensbereich von 0.052 bis 0.328. Trotz der unterschiedlichen Bewuchs- und Bodenarten zeigten sich keine signifikanten Unterschiede von Standort zu Standort (mittlere Schwankungsbreite (Standardabweichung) zwischen den Standorten: ± 0.074 , mittlere zeitliche Schwankungsbreite bei festem Standort: ± 0.069 , Gesamtstandardabweichung: ± 0.083).

Die Literaturwerte für den Cäsium-Transferkoeffizienten (Boden/Pflanze) betragen für Gras: 0.24 auf Sandboden, pH 5, (95%-Vertrauensbereich: 0.024 bis 2.4), und 0.11 auf Ton- und Lehm Boden, pH 6, (0.011 bis 1.1) [39].

3.4 Bodenstrahlung

Mit Hilfe der Relaxationsmassenbelegung und der nuklidspezifischen Flächenaktivitäten läßt sich die Dosisleistung durch die Gammastrahlung des Bodens berechnen. Die entsprechenden Dosisfaktoren wurden aus [30] ermittelt, wobei mit einer konstanten effektiven Dichte des feuchten Bodens von 1.35 g/cm^3 gerechnet wurde und daher die Relaxationstiefe unmittelbar als Maß für die Relaxationsmassenbelegung verwendet werden konnte.¹⁾ Die systematische Abweichung durch die Vernachlässigung der Dichteinhomogenitäten bei der Berechnung der Dosisleistung liegt innerhalb von $\pm 10\%$.

Die Ergebnisse sind in Abb. 28 und 29 als Jahresmittelwerte (ausgenommen Sommer 1986) dargestellt. Abbildung 28 zeigt die Beiträge der Fall-out-Nuklide und der natürlichen Bodenstrahlung zur Luftkermaleistung in 1 m über gewachsenen Böden im freien Gelände, ermittelt aus In-situ-Messungen und aus Bodenprofilmessungen im Labor. Neben der guten Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der beiden Methoden belegt der Vergleich der als Differenz der experimentellen Fall-out-Beiträge (Gesamt- minus Tschernobyl-Fall-out) berechneten Dosisleistung durch Kernwaffen-Fall-out mit dem zerfallskorrigierten Meßwert vor Mai 1986 die Konsistenz der Methode.

Abbildung 29 vergleicht die Ergebnisse für die verschiedenen Flächentypen. Die unterschiedlichen Dosisleistungswerte resultieren aus den Unterschieden in den Ab/Auswasch- und Bewuchsverlusten (befestigte Flächen > freies Gelände > Wald, Acker) und Eindringtiefen (freies Gelände > Wald) oder aus der Bearbeitung des Bodens (Durchmischung durch Pflügen).

¹⁾ Die Mittelwerte der effektiven Dichte des feuchten Bodens (aus ρ_{eff} für trockenen Boden und dem mittleren Wassergehalt, Tab.7 und 8) betragen 1.21, 1.32, 1.40, 1.50, 1.53, 1.53, 1.52 (gewichtetes Mittel 1.39, mittlere Standardabweichung ± 0.08) g/cm^3 für gewachsene Böden im freien Gelände und 0.62, 0.72, 0.98, 1.35, 1.44, 1.48, 1.49 (gewichtetes Mittel 1.32, mittlere Standardabweichung ± 0.08) g/cm^3 für Waldböden, jeweils für die 0-1, 1-2, 2-5, 5-10, 10-15, 15-20 20-25 cm-Schicht.

Fall-out-Gammadosisleistung über Erlanger Böden/freies Gelände

(in 1m Höhe / berechnet aus In-situ-Messungen bzw. Aktivitätsprofilen)

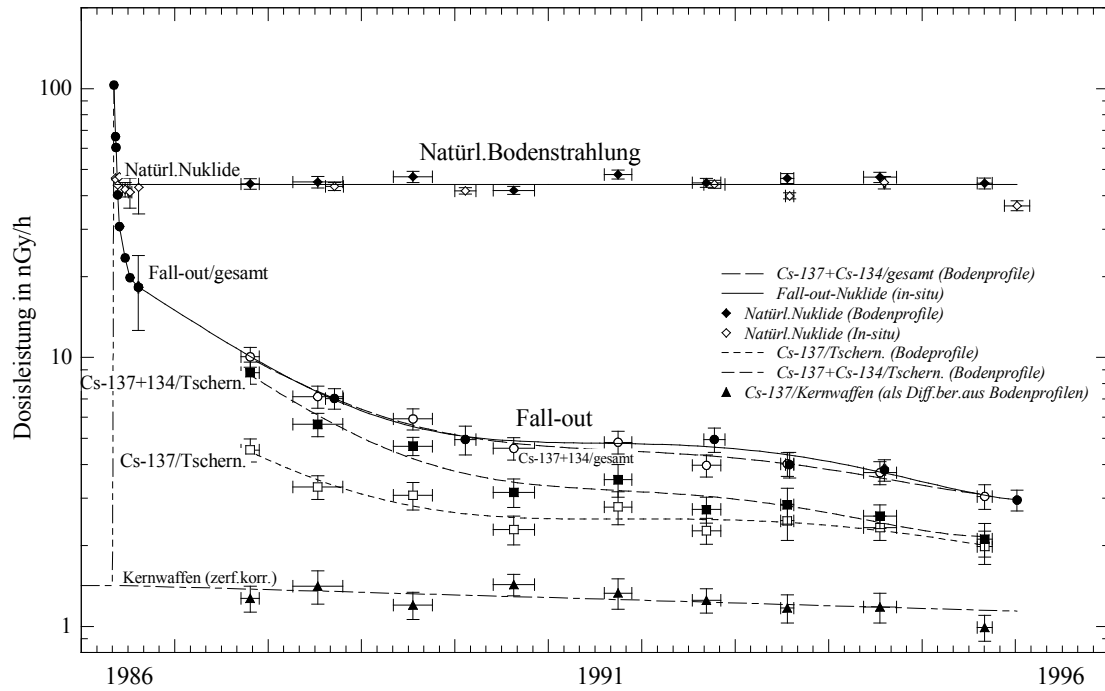


Abb.28

Fall-out-Gammadosisleistung über Erlanger Böden

(berechnet aus In-situ-Messungen bzw. Aktivitätsprofilen)

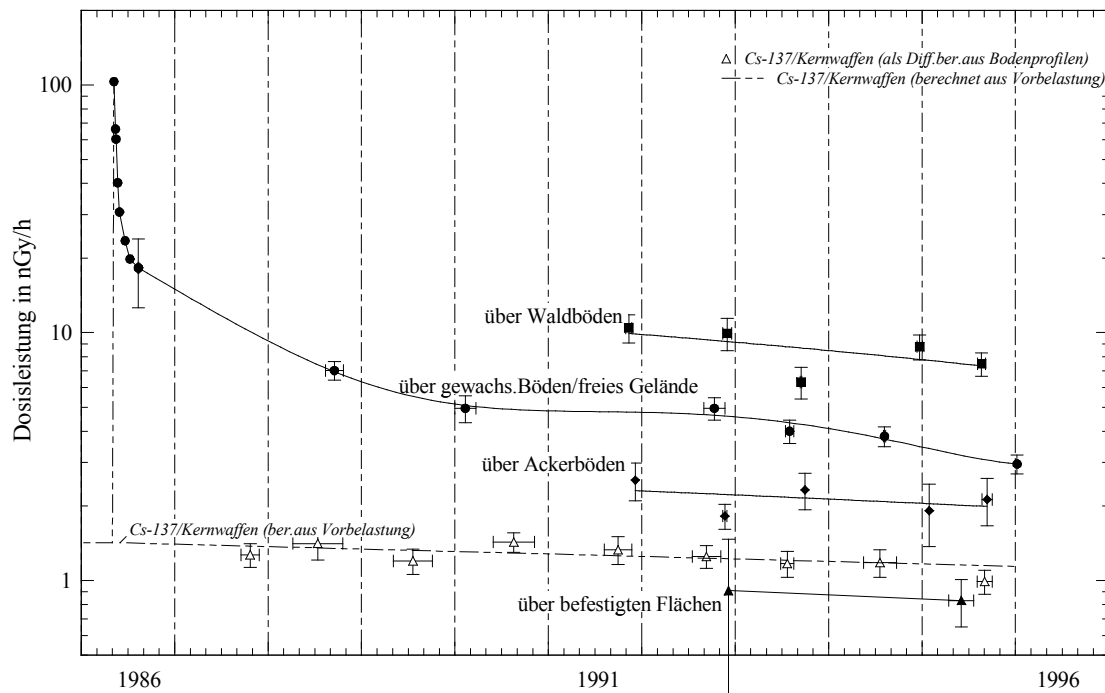


Abb.29

Zusammenfassend läßt sich feststellen: Nach anfänglicher rapider Abnahme (kurzlebige Nuklide, Ab/Auswaschvorgänge, Entnahme mit Bewuchs!) nimmt die Dosisleistung nach 10 Jahren nur noch geringfügig schneller als nach dem radioaktiven Zerfall ab. Ihr Tschernobyl-Anteil beträgt über freiem Gelände 1996 rd. 7% der natürlichen Bodenstrahlung und ist etwa dreimal höher als der Beitrag des Kernwaffen-Fall-outs. Die künstliche Gammastrahlung des Bodens ist inzwischen fast ausschließlich durch Cs-137 bedingt (Cs-134-Beitrag: 10%).

4. Strahlenexposition durch Tschernobyl-Fall-out in Erlangen

Die 10jährige Follow-up-Studie über das Verhalten von Tschernobyl-Fall-out im Stadtgebiet Erlangen erlaubt eine fundierte Abschätzung der dadurch bedingten Strahlenexposition der Erlanger Bevölkerung, ausgedrückt in der effektiven Folgeäquivalentdosis.

Externe Strahlenbelastung

Zunächst ergibt der experimentell gesicherte Zeitverlauf der Ortsdosisleistung bis 1996 eine exaktere Prognose der effektiven Äquivalentdosis durch die Gammastrahlung. Der Beitrag der externen Gammastrahlung wurde aus dem zeitlichen Verlauf der Ortsdosisleistung (Luftkermaleistung) mit Hilfe entsprechender Annahmen für die mittleren Aufenthaltszeiten in den einzelnen relevanten Bereichen (freies Gelände, Wald, Ackerland, befestigte Flächen, in Gebäuden) [41] bestimmt. Dazu wurde zunächst für jeden Bereich die Luftkerma durch Zeitintegration des empirischen Verlaufs der Luftkermaleistung und deren Extrapolation berechnet. Wo bis 1995 keine vollständigen Zeitverläufe vorlagen, wurde die Luftkerma aus dem radioaktiven Zerfall, den Anfangs- und Anschlußwerten und entsprechenden Annahmen über die zeitliche Zunahme der Relaxationstiefe abgeschätzt. Im einzelnen wurden folgende Daten und Annahmen zugrundegelegt:

Freies Gelände:

Mai-Juni 1986: Gesamtdeposition vom 7.5.86, Zerfall, Relaxationstiefe linear von 0 cm auf 1 cm steigend („Einwaschen“), alle Fall-out-Nuklide berücksichtigt.

Juli 1986 bis April 1988: Zerfall und lineare Änderung durch Zunahme der Relaxationstiefe auf 2 cm, alle Fall-out-Nuklide berücksichtigt

Ab 3.Folgejahr: Fit der empirischen Luftkermaleistungswerte durch Cs-137 und Cs-134 (1988-95) und Extrapolation.

Wald:

Mai 1986 bis April 1988: wie freies Gelände, aber mit 33% höherer Flächenbeaufschlagung 1988

Ab 3.Folgejahr: Fit der empirischen Luftkermaleistungswerte durch Cs-137 und Cs-134 (1991-95) und Extrapolation.

Befestigte Flächen, Verkehrsgelände:

Mai 1986 bis April 1988: exponentielle Abnahme der Luftkermaleistung durch Zerfall und Abwaschen, Abwaschen nach 2 Jahren beendet [40], nicht abwaschbarer, festhaftender Cäsiumanteil 8.7% (aus Vergleich der Flächenbeaufschlagung Mai 1988 mit zerfallskorrigiertem Meßwert von 1995), alle Fall-out-Nuklide berücksichtigt (d.h. gleiches Abwaschverhalten wie Cäsium vorausgesetzt)

Ab 3.Folgejahr: nur noch Zerfall des festhaftenden Cs-137 und Cs-134, Relaxationstiefe 0.1 cm, empirische Werte von 1992 und 1995, extrapoliert bis 1988 zurück und über 1995 hinaus.

Zu berücksichtigen war auch noch die Luftkerma durch *Gammasubmersion* im Freien und in Gebäuden in den ersten Tagen, erhalten aus den Ortsdosisleistungsmessungen vom 30.4. bis 6.5.1986.

Die effektive Folgeäquivalentdosis durch die externe Gammastrahlung für Erwachsene ergibt sich dann nach der Beziehung:

$$(H_E)^{ext} = X [(f_v + f_o f_s f_{o/v}) D_v + (f_{fr} + f_o f_s f_{o/fr}) D_{fr} + f_w D_w], \quad (4)$$

mit: D_v, D_{fr}, D_w Zeitintegral der Luftkermaleistung 1 m über Verkehrsgelände, freiem Gelände bzw. Waldboden in Gy

f_v, f_{fr}, f_w mittlerer Aufenthaltsanteil im Verkehrsgelände, freien Gelände, Wald; Werte für Erlangen: 0.085, 0.027 und 0.027¹⁾

$f_o = [1 - (f_v + f_{fr} + f_w)]$ mittlerer Aufenthaltszeitanteil in Gebäuden; = 0.86 [41]

f_s Abschirmfaktor in Gebäuden; = 0.2 [3]

$f_{o/v}, f_{o/fr}$ Anteil der Gebäude umgeben von Verkehrsfläche bzw. freiem Gelände; jeweils mit 0.5 angenommen

X Dosiskonversionsfaktor; = 0.7 Sv/Gy [3]

Tabelle 9
Strahlenexposition durch die Gammastrahlung des Bodens
infolge Tschernobyl - Fall-out in Erlangen
 Beitrag „Gewachsene Böden, freies Gelände“

Nuklid	Beitrag zur effektiven Äquivalentdosis in μSv ab 7.5.86 bis			
	30.06.1986	Ende 1. Folgejahr	Ende 2. Folgejahr	Ende 50. Folgejahr
Mo-99/Tc-99m	0.01	0.01	0.01	0.01
Zr/Nb- 95	0.1	0.2	0.2	0.2
Ru-103	1.0	1.4	1.4	1.4
Ru-106	0.1	0.5	0.7	0.7
Ag-110m	0.05	0.1	0.2	0.2
Sb-125	0.03	0.1	0.2	0.2
Te-129m	0.07	0.1	0.1	0.1
J-131	0.7	0.7	0.7	0.7
Te/J-132	1.3	1.3	1.3	1.3
Cs-134	1.4	5.6	8.9	13.4
Cs-136	0.1	0.1	0.1	0.1
Cs-137	1.1	4.7	8.6	43.7
Ba/La-140	1.5	1.5	1.5	1.5
Ce-141	0.01	0.01	0.01	0.01
Ce-144	0.003	0.01	0.02	0.02
ingesamt *)	7.6	16.5	24.0	63.6

*) Differenzen durch Rundungsfehler

¹⁾ abgeschätzt nach [41, 42]

Tabelle 9 zeigt die nuklidspezifischen, über 2 Monate, 1 Jahr, 2 Jahre und 50 Jahre kumulierten Beiträge der Gammastrahlung des Bodens in freiem Gelände zur effektiven Äquivalentdosis (mittlerer Term der obigen Gleichung). Die Gesamtergebnisse für die externe Strahlenexposition sind in den Tabellen 11 bis 14 enthalten.

Für Kleinkinder erhält man aufgrund der geringeren Organabschirmung und des geringeren Bodenabstands [43] sowie einer höheren durchschnittlichen Aufenthaltsdauer im Freien in den ersten beiden Folgejahren eine um den Faktor 2 höhere externe Strahlenbelastung. Darüberhinaus ist hier wegen der höheren Lebenserwartung bis zum 70. Folgejahr zu integrieren.

Als Schätzwert für die Schwankungsbreite der externen Strahlenexposition wurde die doppelte Standardabweichung der für Erlangen ermittelten mittleren Aufenthaltszeit im Freien [41] verwendet.

Insgesamt ergaben sich vor allem durch die empirischen Werte für die Eindringtiefe deutlich niedrigere Dosen als noch 1988 mit zu niedrig prognostizierten Eindringtiefen abgeschätzt (s.u. Abb.30).

Interne Strahlenbelastung

Für die ersten beiden Jahre nach Mai 1986 konnten die gemessenen spezifischen Aktivitäten in Luft und Nahrungsmitteln der Berechnung der Strahlenexposition von innen über den jeweiligen Expositions-pfad zugrundegelegt werden:

Effektive Folgeäquivalentdosis durch Inhalation (nach [3]):

$$H_E^{Inh} = \sum_i K_i^{Inh} \tilde{a}_{L,i} B (1 - f_o (1 - f_r)) \quad (5)$$

mit:	$\tilde{a}_{L,i}$	integrale Aktivitätskonzentration des Nuklids i in der Außenluft, in Bq d m ⁻³
	B	Tagesatemvolumen; = 22.3 (Erwachsene) bzw. 3.8 m ³ d ⁻¹ (Kleinkind) [3]
	f_o	Aufenthaltszeitanteil in Gebäuden; = 0.86 [41]
	f_r	Aktivitätsreduktionsfaktor in Gebäuden; = 0.3 [3]
	K_i^{Inh}	Inhalationsdosisfaktor für Nuklid i in Sv Bq ⁻¹

Effektive Folgeäquivalentdosis durch Ingestion in den ersten beiden Folgejahren:

$$H_E^{ing} = \sum_i K_i^{ing} \int_0^{2a} (a_{Fl,i}(t) \dot{U}_{Fl} + a_{Mi,i}(t) \dot{U}_{Mi} + a_{Pf,i}(t) \dot{U}_{Pf}) dt \quad (6)$$

mit:	$a_{Fl,i}, a_{Mi,i}, a_{Pf,i}$	spezifische Aktivität des Nuklids i in Fleisch-, Milch- bzw. Pflanzennahrung in Bq/kg
	$\dot{U}_{Fl}, \dot{U}_{Mi}, \dot{U}_{Pf}$	jährliche Aufnahme von Fleisch-, Milch- bzw. Pflanzennahrung; in kg a ⁻¹
	K_i^{Ing}	Ingestionsdosisfaktor für das Nuklid i in Sv Bq ⁻¹ .

Ab dem dritten Folgejahr mußte die Strahlenexposition durch Ingestion über Transfermodelle aus den spezifischen Aktivitäten des Bodens (in Bq/kg) bzw. den Flächenbeaufschlagungen (in Bq/m²) abgeschätzt werden:

Effektive Folgeäquivalentdosis durch Ingestion aus dem 3. bis x.Folgejahr (nach [44,45]):

$$H_E^{ing} = \sum_i \left[K_i^{ing} A_{F,i}^{(o)} \left(\int_{2a}^x e^{-\lambda_i t} dt \right) \left(\frac{1}{p_{Weide}} (T_{Fl,i} \dot{U}_{Fl} + T_{Mi,i} \dot{U}_{Mi}) T_{Pf,i} \dot{M}_{Fu} + \frac{T_{Pf,i} \dot{U}_{Pf}}{p_{Acker}} \right) \right] \quad (7)$$

mit:	$A_{F,i}^{(o)}$	Flächenaktivität des Nuklids i zum Zeitpunkt der Deposition in Bq/m ²
	$T_{Fl,i}, T_{Mi,i}$	Transferfaktor Futter/Fleisch bzw. Futter/Milch in d/kg für Nuklid i
	$T_{Pf,i}$	Transferfaktor Boden/Pflanze für Nuklid i
	\dot{M}_{Fu}	Tagesfuttermenge
	p_{Weide}, p_{Acker}	Massenbelegung von Weide- bzw. Ackerboden in kg m ⁻²
	λ_i	Zerfallskonstante des Nuklids i in a ⁻¹ .

Die übrigen Symbole haben die gleiche Bedeutung wie in Gleichung (6).

Eingesetzt wurden, jeweils für Erwachsene und Kleinkinder, die durchschnittlichen Verzehrsmengen für die Hauptnahrungsmittel in der BRD und die Parameterwerte nach [44] sowie die Dosisfaktoren nach [43]¹⁾. Für Sr-90 wurden die Ingestionsdosiswerte nach dem Transfermodell von UNSCEAR [46] berechnet.

¹⁾ Die Ingestionsfolgeäquivalentdosis liegt um 6% niedriger, wenn den Berechnungen ab dem 2. Folgejahr das UNSCEAR-Modell von 1988 [3] zugrundegelegt wird, und um 6% höher, wenn in Gl.(7) nicht die Gesamtdeposition von Cs-137/134, sondern die ab 1988 gemessenen Flächenbeaufschlagungen sowie statt der Parameter aus [44] die Verzehrsmengen von 1995 [47] und die sonstigen Parameter aus [45] eingesetzt werden.

Maximale Bandbreiten erhält man aus der Annahme besonderer Ernährungsgewohnheiten: Die höchste Ingestionsbelastung ergab sich bei hohem Milch- und Pflanzennahrungsverzehr, der niedrigste Wert bei hohem Fleisch- und Fischverzehr und Verzicht auf Milch.

Die Abschätzung der Ingestionsfolgedosis ist mit zum Teil beträchtlichen Unsicherheiten behaftet. Dazu tragen insbesondere die Transferfaktoren in Gl.(7) bei, für die bei Cäsium Schwankungsbreiten (95%-Vertrauensbereich) von bis zu einer Größenordnung angegeben werden [39]. Ein systematischer Fehler, der nur sehr schwer zu quantifizieren ist, entsteht durch die ab dem 3.Folgejahr implizit zugrundeliegende Annahme, daß alle verzehrten Nahrungsmittel lokalen Ursprungs sind oder aus Regionen mit gleicher Cs-137/134-Flächenbeaufschlagung wie im Gebiet Erlangen und Umgebung stammen. Während dadurch bei der Abschätzung von großräumigen oder weltweiten Kollektivfolgedosen dann praktisch kein Fehler entsteht, wenn überall mit dem „lokalen Folgedosiskonzept“ gearbeitet wird, können die lokalen oder regionalen tatsächlichen Ingestionsfolgedosen infolge „importierter“ oder „exportierter“ radioaktiver Belastung der Nahrung deutlich von dem nach dem „local content“-Konzept berechneten Wert abweichen. Die Unsicherheiten in der Ingestionsdosis könnten weitgehend nur durch umfangreiche Ganzkörpermessungen der Cs-137- und Cs-134-Aktivität vermieden werden.

Jahresdosen

Tabelle 10 zeigt die effektive Jahresfolgeäquivalentdosis für Erwachsene. 1996 beträgt sie nur noch knapp 0.01 mSv/a gegenüber 1.8 mSv/a durch die natürliche Strahlung in Erlangen [41]. Dabei wurden die Ingestionsdosiswerte in den ersten beiden Folgejahren nach Gl.(6), danach aus den Jahresmittelwerten der spezifischen Aktivität in den Böden mit Hilfe der Transferfaktoren nach [45] und den durchschnittlichen Verzehrsmengen nach [47] berechnet; für Sr-90 wurde das UNSCEAR-Modell [46] verwendet. Die Beiträge der externen Gammastrahlung ergeben sich aus den jeweiligen Jahresmittelwerten der experimentell ermittelten Luftkermawerte (vgl.o. Gl.(4)).

Tabelle 10

Effektive Jahresfolgeäquivalentdosis durch Tschernobyl in Erlangen in $\mu\text{Sv/a}$

	Inhalation	Ingestion	externe γ - Strahlung	gesamt
1986/87 *)	14	142	52	208
1987/88	-	45	15	60
1991/92	-	4.3	4.4	9
1995/96	-	3.6	3.1	7

*) jeweils 1. Mai - 30. April

Lebenszeitdosen

Die Ergebnisse unserer Abschätzungen für die effektiven Folgeäquivalentdosen für Erwachsene/Kleinkinder des Jahres 1986 mit einer verbleibenden Lebenszeit von 50/70 Jahren sind in den Tabellen 11 und 12 dargestellt. Tabelle 13 zeigt die entsprechenden Werte für einige Organdosen. Die Werte in der jeweils letzte Zeile stellen somit für die Erlanger Bevölkerung die Obergrenzen der mittleren Lebenszeitdosen durch Tschernobyl und ihren Schwankungsbereich dar. Die mit der Altersstruktur der Erlanger Wohnbevölkerung von 1986 gewichtete mittlere Lebenszeitdosis beträgt 425 μSv .

Tabelle 11
Strahlenbelastung in Erlangen durch Tschernobyl
Effektive Äquivalentdosis in μSv
Erwachsene (Jahrgang 1966)

Dosisbeitrag aus	Inhalation	Ingestion	Externe Gammastrahlung	Summe
Mai/Juni 1986	14	48 (10-140)	26 (17-37)	88 (41-191)
Rest 1. Jahr	-	94 (80-190)	26 (16-38)	120 (96-228)
2. Jahr	-	45 (40-70)	15 (10-23)	60 (50-93)
Rest Lebenszeit	-	123 (100-210)	91 (53-147)	214 (153-357)
Lebenszeit	14	310 (230-610)	158 (96-245)	482 (340-869)

Die Inhalation spielt bei der Strahlenexposition durch Tschernobyl nur eine verschwindend geringe Rolle; etwa 2/3 trägt die Ingestion, 1/3 die externe Gammastrahlung bei. Bis zu etwa 70% der effektiven Folgeäquivalentdosis für Erwachsene ist durch Cs-137 bedingt.

Mindestens 55% der Gesamtexposition durch Tschernobyl für Erwachsene entstand in den ersten beiden Folgejahren (bei Kleinkindern 63%) (Tab.11, 12). Die höchsten Organdosen werden, insbesondere verursacht durch J-131, in der Schilddrüse erreicht (Tab.13).

In Tabelle 14 sind für Erwachsene in Erlangen Lebenszeitdosen durch den Reaktorunfall in Tschernobyl, durch Kernwaffen-Fall-out [46] und durch die natürliche Strahlung [41] gegenübergestellt.

Tabelle 12

Strahlenbelastung in Erlangen durch Tschernobyl
Effektive Äquivalentdosis in μSv
Kleinkinder (Jahrgang 1985)

Dosisbeitrag aus	Inhalation	Ingestion	Externe Gammastrahlung	Summe
Mai/Juni 1986	23	155 (80-330)	50 (24-71)	228 (127-424)
Rest 1. Jahr	-	44 (8-104)	52 (24-76)	96 (32-180)
2. Jahr	-	16 (6-51)	30 (14-46)	56 (20-97)
Rest Lebenszeit	-	126 (105-213)	100 (52-161)	226 (157-374)
Lebenszeit	23	341 (200-700)	232 (115-353)	606 (338-1076)

Tabelle 13

Organdosen in Erlangen durch Tschernobyl in mSv

Dosisbeitrag aus	Erwachsene (Jahrgang 1966)			Kleinkinder (Jahrgang 1985)		
	Schilddrüse	Knochenmark Gonaden	Knochenober- fläche	Schilddrüse	Knochenmark Gonaden	Knochenober- fläche
Mai/Juni 1986	0.69	0.07	0.07	4.80	0.08	0.07
Rest 1. Jahr	0.11	0.12	0.13	0.09	0.10	0.11
2. Jahr	0.05	0.08	0.11	0.04	0.05	0.07
Rest Lebenszeit	0.20	0.22	0.25	0.21	0.23	0.27
Lebenszeit	1.05 (0.46-2.03)	0.49 (0.37-0.80)	0.57 (0.44-0.98)	5.15 (2.75-9.90)	0.46 (0.28-0.80)	0.52 (0.34-0.86)

In Erlangen wird für Erwachsene durch Tschernobyl eine Strahlenexposition von max. 0.5 bis 1% der natürlichen Strahlenexposition erzeugt. Die Exposition durch Kernwaffen-Fall-out ist mindestens 4.4mal höher. Für Kleinkinder sind die Werte aus geometrischen, strahlenbiologischen und ernährungsphysiologischen Gründen um etwa 25% höher (s.o.Tab.11). Man erkennt auch den im Vergleich mit dem Kernwaffen-Fall-out geringen Beitrag des Sr-90 aus Tschernobyl.

Tabelle 14
Mittlere Lebenszeitdosen in Erlangen in mSv
Erwachsene (Jahrgang 1966)

	Tschernobyl	Kernwaffen Fall-out ¹⁾	Natürliche Strahlung
Inhalation eff.	0.014	0.22	39
Ingestion eff.	0.31	0.80	15²⁾
Cs-137 eff.	(0.22)	(0.28)	-
Sr-90 eff.	(0.013)	(0.17)	-
Knochenober- fläche	(0.14)	(2.10)	-
Knochenmark	(0.06)	(0.94)	-
Externe Gammastrahlung eff.	0.16	1.10	22
Gesamt eff.	0.48	2.12	88³⁾

¹⁾ Mittelwerte gemäßigte Zone, nördliche Hemisphäre; C-14 bis zum Jahr 2020 berücksichtigt [46]

²⁾ Mittelwert Bundesrepublik

³⁾ incl. 12 mSv durch kosmische Strahlung in Erlangen

In Abbildung 30 sind verschiedene Abschätzungen der durch Tschernobyl in Erlangen verursachten Strahlenexposition (Erwachsene, 50 Folgejahre) dargestellt. Man erkennt insbesondere die schon oben erwähnte Korrektur nach unten infolge der 1996 realistischer zu prognostizierenden externen Strahlenexposition.

Strahlenbelastung durch Tschernobyl / Vergleichswerte

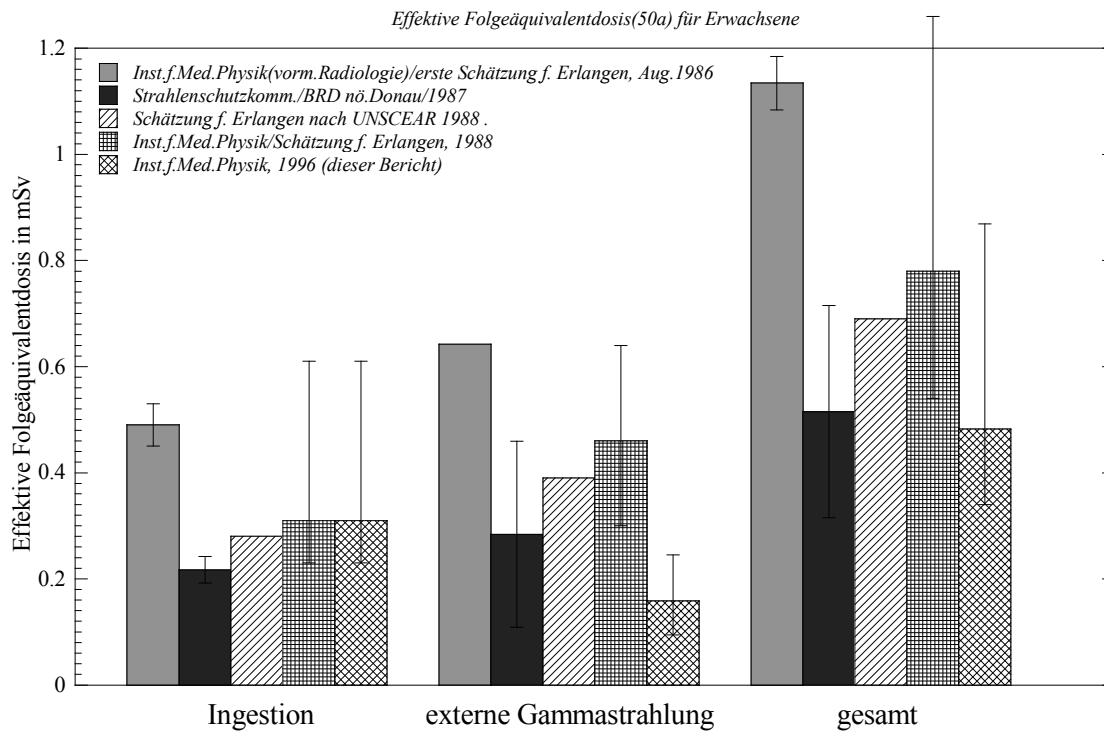


Abb.30

Kollektivfolgedosis

Die beste Möglichkeit, die Gesamtauswirkung des Tschernobyl-Fall-outs auf die Bevölkerung abzuschätzen, ist die Bestimmung der effektiven Kollektivfolgeäquivalentdosis. Sie erhält man durch Aufsummieren aller effektiven Lebenszeit-Folgeäquivalentdosen, die in der Bevölkerung jemals durch Tschernobyl-Fall-out erzeugt werden. Unter der Voraussetzung, daß die Bevölkerungsanzahl und -altersstruktur konstant bleibt, läßt sich die Kollektivdosis in guter Näherung berechnen, indem man für alle Altersgruppen der Bevölkerung die vollständigen Folgeäquivalentdosen ab dem 3.Folgejahr (d.h. Zeitintegration $2a$ bis ∞ ; s.z.B. Gl.7) berechnet, mit der Anzahl der Personen der Altersgruppe multipliziert und über alle Altersgruppen summiert. Hinzuzuzählen ist dann noch die Kollektivdosis aus den ersten beiden Folgejahren, die sich aus den altersabhängigen Jahresdosiswerten und Bevölkerungszahlen bestimmen läßt.

Für die Erlanger Bevölkerung wurden hier eingesetzt: die (als konstant angenommenen) altersabhängigen Bevölkerungszahlen nach [48], Verzehrsmengen nach [47], und Dosisfaktoren nach [49], sowie die Transferfaktoren nach [45] und die experimentell ermittelten Daten wie bei den o.a. Abschätzungen der Jahres- bzw. Lebenszeitdosen.

Damit errechnet sich eine Kollektivfolgedosis von **58 Personen•Sv** für die Erlanger Bevölkerung. 40 % davon stammen aus den beiden ersten Folgejahren (Mai 1986 bis April 1988); die Ingestion trägt 62%, die externe Gammastrahlung 36% bei.

Der Vergleich mit der Jahreskollektivdosis durch die natürliche Strahlung in Erlangen von rd. 180 Personen•Sv/a macht deutlich, daß das durch den Reaktorunfall in Tschernobyl für die Erlanger Bevölkerung erzeugte zusätzliche Strahlenrisiko nur sehr gering ist: es entspricht dem Risiko durch rd. 4 Monate natürlicher Strahlung.

Danksagung

Wir danken besonders Herrn Prof. Dr. Roßner, Institut für Geologie und Mineralogie der Universität Erlangen-Nürnberg, für seinen Rat und seine überaus freundliche Unterstützung und Anleitung bei der Bestimmung und Diskussion der Bodenparameter sowie für die Möglichkeit, die Analysen im Institut für Geologie und Mineralogie unter Verwendung der dort verfügbaren Apparaturen durchführen zu können. Seiner Mitarbeiterin, Frau Sundergeld, danken wir, daß sie uns mit Rat und Tat im Labor unterstützte.

Folgenden Kolleginnen und Kollegen danken wir für Ihre Mitarbeit an dieser Studie, insbesondere bei der Bodenprobennahme und der In-situ-Gammaspektrometrie:

A.Baurichter, Th. Braeske, Petra Breitkopf, A.Buchler, Th.Drebinger, Eva Giese, P.Gäberlein, Ch.Horneber, L.Hummel, B.Kleffner, M.Lauterbach, Th.Markert, P.Martin, W.Mayerhofer, Tanja Puttke, D.Rosner, W.Schimke, M.Schmidt, M.Schurr, W.Wittmoser.

Ohne die von ihnen zu verschiedenen Zeiten zwischen 1986 und 1996 und in unterschiedlichem Umfang geleistete Arbeit hätte die Studie nicht erfolgreich und nicht in dem notwendigen Umfang durchgeführt werden können.

Literatur

1. FAG Kugelfischer, persönliche Mitteilung; veröffentlicht in :Atomwirtschaft/Atomtechnik 7/1986
2. Gemeinsame Arbeitsgruppe der Städte und Landkreise in der Industrieregion Mittelfranken und Nachbargebieten, in Zusammenarbeit mit dem Physikalischen Institut (S.Deubler, M.Iwatschenko-Borho, S. Malzer, H.Plank, R.Schmitzer) und dem Institut für Radiologie (E.Giesse, A.Baurichter, G.Heer, B.Kleffner, H.Pfister, C.Swoboda) der Universität Erlangen-Nürnberg (Hrsg.):*Auswirkungen von „Tschernobyl“ auf Mittelfranken, Bewertung am Beispiel Erlangen und Umgebung*, Erlangen, August 1986.
3. UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation*, 1988 Report to the General Assembly, Annex D, p.309, UNITED NATIONS, New York, 1988
4. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): *Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundesrepublik Deutschland*, Zusammenfassender Bericht der Strahlenschutzkommission, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission Band 7, Stuttgart, New York, 1987.
5. *The International Chernobyl Report, Assessment of Radiological Consequences and Evaluation of Protective Measures*, Report by an International Advisory Committee: An Overview, Technical Report, Proceedings of an International Conference Vienna 1991, IAEA, 1991
6. U.Böllmann, H.Zeisig: *Das Wettergeschehen im Zusammenhang mit dem radioaktiven Fall- und Washout des Reaktorunfalls in Tschernobyl*, Gesundheits-Ingenieur 107(1986), 266
7. M.Paschke: *Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl, Geographische Verteilung der radioaktiven Immissionen in der Bundesrepublik und in Westeuropa*, Gesundheits-Ingenieur 107(1986), 301
8. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, *Strahlenhygienischer Jahresbericht 1996*, München 1997 und vorhergehende Jahresberichte
9. A.Bayer et a., Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz, Institut für Strahlenhygiene: *Erfassung, Dokumentation und strahlenhygienische Bewertung vorliegender Aktivitätsdaten aus der Bundesrepublik Deutschland als Folge des Reaktorunfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl*, ISH-140/89, Neuherberg, 1989
10. A.Bayer et al.: Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz, Institut für Strahlenhygiene: *Kontamination von Lebensmitteln mit Radiocäsium und die daraus resultierende Strahlendosis als Folge des Unfalls im Kernkraftwerk Tschernobyl*, ISH 135/89, Neuherberg 1989
11. OECD Nuclear Energy Agency: *Chernobyl – Ten Years On, Radiological and Health Impact*, An Assessment by the NEA Committee on Radiation Protection and Public Health, November 1995

12. EC/IAEA/WHO International Conference: *One Decade after Chernobyl – summing up the Consequences of the Accident*, Wien, 8.-12.4.1996, Highlights of Conclusions and Recommendations, Summary of the Conference Results, Abstracts of Papers, IAEA, Wien 1996
13. P.Jacob, H.Müller, G.Pröhl, G.Voigt, D.Berg, H.G.Paretzke, D.Regulla: *Environmental behavior of radionuclides deposited after the reactor accident of Chernobyl and related exposures*, Radiat.Environ.Biophys. (1993) 32, 193
14. K.Mück: *Long-term effective decrease of cesium concentration in foodstuffs after nuclear fallout*, Health Phys. 72(1997), 659
15. T.Sikkeland, L.Skuterud, N.I.Goltsova, T. Lindmo: *Reconstruction of doses and deposition in the western trace from the Chernobyl accident*, Health Physics 72(1997), 750
16. S.V.Avery: *Fate of caesium in the environment: Distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems*, J.Environ.Radioactivity 30(1996), 139
17. H.Hötzl, G.Rosner, R.Winkler: *Long-term behaviour of Chernobyl fallout in air and precipitation*, J.Environ.Radioactivity 10(1989), 157
18. K.Bunzl et al.: *Residence times of fallout $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am and ^{237}Cs in the upper horizons of an undisturbed grassland soil*, J.Environ.Radioactivity 22(1994), 11
19. K.Bunzl et al.: *Migration of fallout $^{239+241}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am and ^{237}Cs in the various horizons of a forest soil under pine*, J.Environ.Radioactivity 28(1995), 17
20. M. Isaksson, B.Erlandsson: *Experimental determination of the vertical and horizontal distribution of ^{137}Cs in the ground*, J.Environ.Radioactivity 27(1995), 141
21. M. Antonopoulos-Domis et al.: *Radiocesium distribution in undisturbed soil: measurements and diffusion-advection model*, Health Phys. 69(1995) 949
22. S.Askbrant et al.: *Mobility of radionuclides in undisturbed and cultivated soils in Ukraine, Belarus and Russia six years after the Chernobyl fallout*, J.Environ.Radioactivity 31(1996), 287
23. K.M.Miller, J.L.Kuiper, I.Helfer: *^{137}Cs fallout depth distributions in forest versus field sites: Implications for external gamma dose rates*, J.Environ.Radioactivity 12(1990), 23
24. K.G.Andersson, J.Roed: *The behaviour of Chernobyl ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{106}Ru in undisturbed soil: Implications for external radiation*, J.Environ.Radioactivity 22(1994), 183
25. Y.A. Ivanov et al.: *Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl fallout in Ukrainian, Belarussian and Russian soils*, J.Environ.Radioactivity 35(1997), 1
26. R.H.Velasco et al.: *Radiocesium in the Northeastern part of Italy after the Chernobyl accident: Vertical soil transport and soil-to-plant transfer*, J.Environ.Radioactivity 37(1997), 73
27. K.Bunzl et al.: *^{137}Cs mobility in soils and its long-term effect on the external radiation exposure*, Radiat.Environ.Biophys. 36(1997), 31

28. H.E.Gaudette et al.: *An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments*, J. Sedimentology and Petrology 44(1974), 249
29. H.Linser: *Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung*, Bd.II/1, S. 677, Wien, NewYork 1968
30. H.L.Beck et al: *In situ Ge(Li) and NaJ(Tl) gamma-ray spectrometry*, HASL-258, Health and Safety Laboratory, U.S.Atomic Energy Commission, New York 1972
31. International Commission on Radiation Units and Measurements: *Gamma-Ray Spectrometry in the Environment*, ICRU Report 53, Bethesda/Md. 1994
32. S.Y.Chen: *Calculation of the effective dose-equivalent responses for external exposure from residual photon emitters in soil*, Health Phys. 60(1991), 411
33. P.Jacob et al.: *Attenuation effects on the kerma rates in air after cesium depositions on grasslands*, Radiat.EnvIRON.Biophys. 33(1994), 251
34. A.N.Tyler et al.: *Accounting for spatial variability and fields of view in environmental gamma ray spectrometry*, J.EnvIRON. Radioactivity 33(1996), 213
35. UNSCEAR-United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: *Sources and effects of ionizing radiation*, 1993 Report to the General Assembly, Annex B, p.123, UNITED NATIONS, New York, 1993
36. L.Kammerer, L.Hiersche, E.Wirth: *Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms*, J.EnvIRON. Radioactivity 23(1994), 135
37. L.Kammerer: *Solarer Zyklus und Umweltradioaktivität*, Bundesamt für Strahlenschutz, Jahresbericht 1996, Salzgitter 1997, S. 96
38. Arbeitsgruppe Bodenkunde, *Bodenkundliche Kartieranleitung*, Hannover 1982
39. IAEA-International Atomic Energy Agency: *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments*, Technical Reports series No. 364, Wien 1994
40. Reponen, M.Jantunen: *Removal rates of Chernobyl fallout radioactivity on urban surfaces*, Health Phys. 60(1991), 569
41. H.Pfister, H.Pauly: *Population exposure due to natural radiation in an urban district of the Federal Republic of Germany*, Radiation Protection Dosim. 7(1984), 279
42. Stadt Krefeld, Planungsamt:*Freizeitgestaltung der Bewohner Krefelds im öffentlichen Bereich*,Krefeld, 1973; *Freizeit in Krefeld, Teil II: Freizeitgestaltung im privaten Bereich (Wohnung und Garten)*, Krefeld 1974
43. Bundesminister der Justiz: *Bekanntmachung der Dosisfaktoren Äußere Exposition – Erwachsene und Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation – Kleinkinder (1 Jahr), Ingestion und Inhalation - Erwachsene*, vom 5.September 1989, Bundesanzeiger 41(1989), Nummer 185a

44. Bundesminister des Innern: *Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer*, Gemeinsames Ministerialblatt, Ausgabe A, Amtlicher Teil, 30 (1979), Nr.21, S. 371
45. Bundesminister der Justiz: *Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen*, Bundesanzeiger 42(1990), Nr. 64a
46. UNSCEAR - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: *Ionizing Radiation: Sources and biological effects*, 1982 Report to the General Assembly, Annex E, p.216, UNITED NATIONS, New York 1982
47. Technische Universität München, Institut für Sozialökonomik des Haushalts, Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Haushalts: *Ernährungssituation in Bayern - Stand und Entwicklung*, Abschlußbericht zum Forschungsprojekt Bayerische Verzehrsstudie (1995) im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München 1997
48. Stadt Erlangen, Amt für Statistik: *Ergebnisse der Volkszählung 1987 in Erlangen*
49. Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes: *Dosisfaktoren für Inhalation und Ingestion von Radionuklidverbindungen*, 5 Bände, ISH-Hefte 63 und 78-81, Neuherberg 1985