

01.09 Radioaktivität im Boden (Cäsium-134 und Cäsium-137) (Ausgabe 1992)

Problemstellung

Der Reaktorunfall von Tschernobyl am 26. April 1986 hat schlagartig die Gefahren, wie sie durch künstliche radioaktive Strahlung entstehen können, deutlich gemacht. Durch die gegenüber dem Reaktorunglück in Harrisburg (USA) im Jahre 1979 ungleich größere Katastrophe in Tschernobyl wurden enorme Mengen radioaktiver Substanzen freigesetzt, mit Wind und Wetter verfrachtet und schließlich als radioaktiver Staub und Regen (Fallout, Washout) auf dem Erdboden deponiert.

Quellen natürlicher Strahlung

Unabhängig von solchen, vom Menschen verursachten Ereignissen, gibt es natürliche Strahlenquellen. Sie wirken als kosmische Strahlung bzw. als durch den Zerfall natürlich vorkommender radioaktiver Substanzen entstehende terrestrische Strahlung auf die Umwelt ein. Seit dem Beginn der Industrialisierung vor 200 Jahren werden durch Bergbau (besonders bei der Urangewinnung), Kohleverbrennung, aber auch durch Zementproduktion, Straßenbau und andere menschliche Aktivitäten zunehmend radioaktive Stoffe erzeugt oder umgelagert und damit zusätzliche Strahlung freigesetzt. Man unterscheidet zwischen radioaktiven Elementen, die durch die Anzahl der Protonen im Atomkern definiert sind und ihren Isotopen. Hier hat sich durch das Eindringen von Teilchen (z. B. Neutronen) in den Atomkern ein neuer, meist unbeständigerer Kern gebildet. Über Lebensmittel, Trinkwasser und Luft gelangen diese natürlichen Radionuklide in den menschlichen Körper und führen damit zu einer großräumig verbreiteten Hintergrundbelastung. Je nach geologischer Beschaffenheit des Bodens und Höhenlage des Wohnortes schwankt dabei der Belastungswert in Deutschland um bis zu 20 %. In Abbildung 1 werden einige natürliche radioaktive Isotope gezeigt.

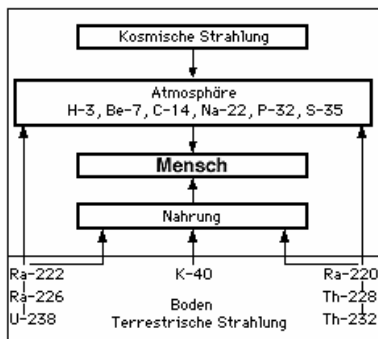


Abb. 1: Quellen natürlicher radioaktiver Strahlung (H=Wasserstoff, Be=Beryllium, C=Kohlenstoff, Na=Natrium, P=Phosphor, S=Schwefel, K=Kalium, Ra=Radium, U=Uran, Th=Thorium)

Quellen künstlicher Strahlung

Zu der oben genannten natürlichen Strahlenbelastung kommt die künstliche, d. h. vom Menschen verursachte Strahlenbelastung hinzu. Hier waren in den 50er und 60er Jahren in erster Linie die **oberirdischen Kernwaffenversuche** für einen hohen globalen Fallout verantwortlich. Abhängig von Umfang und Form der Freisetzung haben sich die radioaktiven Zerfallsprodukte verteilt und sind selbst in ansonsten vom Menschen noch weitgehend unbeeinflussten Gebieten deutlich nachzuweisen.

Man unterscheidet bei der vom Menschen hervorgerufenen Strahlenbelastung vor allem die der **medizinischen Diagnostik und Therapie** sowie die der **kerntechnischen Anlagen**. Bei der Kernspaltung in einem Atomreaktor entsteht eine Fülle radioaktiver Stoffe, die Spaltprodukte. Die genaue Art und Zusammensetzung dieser oft langlebigen Produkte hängt vom Typ des Reaktors, seiner Betriebsdauer und seiner Auslastung ab. Daher ließen sich durch Kenntnis dieser Faktoren

eindeutige Angaben über die Art der Emissionen während des Reaktorunfalls von Tschernobyl machen. Es handelte sich vor allem um radioaktives Jod und Cäsium, aber auch um Strontium, Molybdän, Barium und das weniger bekannte Ruthenium. Als Leitnuclid kann dabei aufgrund seines prozentualen Anteils am Tschernobylspezifischen Gesamtnuclidenspektrum sowie seiner Langlebigkeit das Isotop Cäsium-137 gelten (vgl. Tab.1).

Wirkungszusammenhänge

Über die Beschreibung der reinen Emissionswerte hinaus interessieren besonders die gesundheitlichen Auswirkungen durch ionisierende Bestrahlung. Diese komplexen Wirkungszusammenhänge sind bis heute nicht vollständig geklärt. In vereinfachter Form können die Zusammenhänge in folgender Weise beschrieben werden: Beim radioaktiven Zerfall wandeln sich instabile Nuklide durch Aussenden von Teilchen (z.B. Elektronen, Positronen, Neutronen) und/oder elektromagnetischer Strahlung (Photonen) in stabile Isotope um, wobei die Energie der Strahlung für die gesundheitliche Gefährdung von großer Bedeutung ist. Nach der Aussendung der Partikel entstehen häufig neue Nuklide, die weiter zerfallen können.

Die Aktivität einer radioaktiven Substanz wird durch die Einheit **Becquerel (Bq)** gekennzeichnet, die die Anzahl der Kernzerfälle pro Sekunde ausdrückt. 1 Bq bedeutet einen Zerfall pro Sekunde. Die **Halbwertszeit** ist die Zeit, nach der die Aktivität durch Zerfallsprozesse um die Hälfte abgenommen hat; sie bestimmt somit auch den Zeitraum hoher Anreicherungen des jeweiligen Elementes in der Umwelt. Die Aktivität ist nicht die einzige physikalische Größe, die man benötigt, um die Wirkung ionisierender (Ladungsenergie übertragender) Strahlung im menschlichen Körper zu beurteilen. Grundsätzlich besteht die Gefährdung durch ionisierende Strahlung darin, daß durch Veränderungen in den Zellen z. B. Krebserkrankungen oder Erbschäden verursacht werden können. Um diese Gefahren im Einzelfall zu beurteilen, müssen weitere physikalische Größen betrachtet werden. Dabei kommt der sogenannten effektiven Äquivalentdosis, angegeben in **Sievert (Sv)**, eine besondere Bedeutung zu. Hierbei wird versucht, durch Umrechnungsfaktoren die unterschiedliche biologische Wirksamkeit verschiedener Strahlungsarten in den einzelnen menschlichen Organen – auch im Hinblick auf ihre unterschiedliche Strahlungsempfindlichkeit – quantitativ auszudrücken. In der Strahlenschutzverordnung werden auf dieser Grundlage unter Berücksichtigung mittlerer Verzehrgeohnheiten eines gesunden Erwachsenen verschiedene Grenzwerte festgeschrieben. Es wird bei der Grenzwertfestsetzung auch zwischen beruflich strahlenexponierten Personen und der allgemeinen Bevölkerung unterschieden.

Entwicklung der Belastung durch künstliche Radioaktivität

Seitdem durch Kernwaffenversuche künstliche Radionuklide in die Atmosphäre gelangten, sind Untersuchungen angestellt worden, die Kenntnisse über globale Ausbreitung und Verteilung der Radionuklide in den verschiedenen Bereichen der Biosphäre geliefert haben.

Für Berlin liegt eine langjährige Meßreihe zur mittleren künstlichen radioaktiven Belastung der Luft vor. Auch in Zeiten hoher Belastung beträgt die mittlere künstliche Radioaktivität danach nur weniger als 10 % der natürlichen, die etwa 5–7 Bq/m³ beträgt; Tagesspitzenwerte, wie sie etwa nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl erreicht wurden, können jedoch beträchtlich über diesen Werten liegen (vgl. Abb.4). Im Verlauf der Graphik in Abbildung 2 wird eine Abhängigkeit der Luftbelastung von den **oberirdischen Kernwaffenversuchen** deutlich, wobei die gemessenen Berliner Werte zeitlich versetzt um etwa ein Jahr zu den Kernwaffentests zu interpretieren sind. Hier spielen die Aufenthaltszeiten der Nuklide in höheren Atmosphärenschichten eine entscheidende Rolle. 1963 stellt ein Jahr besonders hoher Kontaminationen dar. Die Ursache liegt in den Kernwaffenversuchen 1961/62, bei denen Wasserstoffbomben hoher Sprengkraft oberirdisch gezündet wurden.

Die Werte der 70er Jahre können mit den trotz des Kernwaffen-Teststopps durchgeführten chinesischen und französischen Versuchen begründet werden. In den 80er Jahren erfolgte dann ein **Absinken** der Werte auf ein sehr niedriges Niveau; so war die künstliche Radioaktivität 1963 tausendmal intensiver als in der Zeit von 1982 bis 1985. Erst der **Unfall in Tschernobyl** 1986 ließ die Belastungswerte wieder hochschnellen. Innerhalb weniger Tage wurde durch ein Einzelereignis über einem Großteil Europas ein Belastungsniveau erreicht, das nur mit den Folgen der Kernwaffenversuchsserien von 1961/62 vergleichbar ist. Auswaschung durch Niederschlag und Sedimentation führten zu einer Reduzierung der Luftbelastung bereits 1986 auf "Vor-Tschernobyl-Niveau".

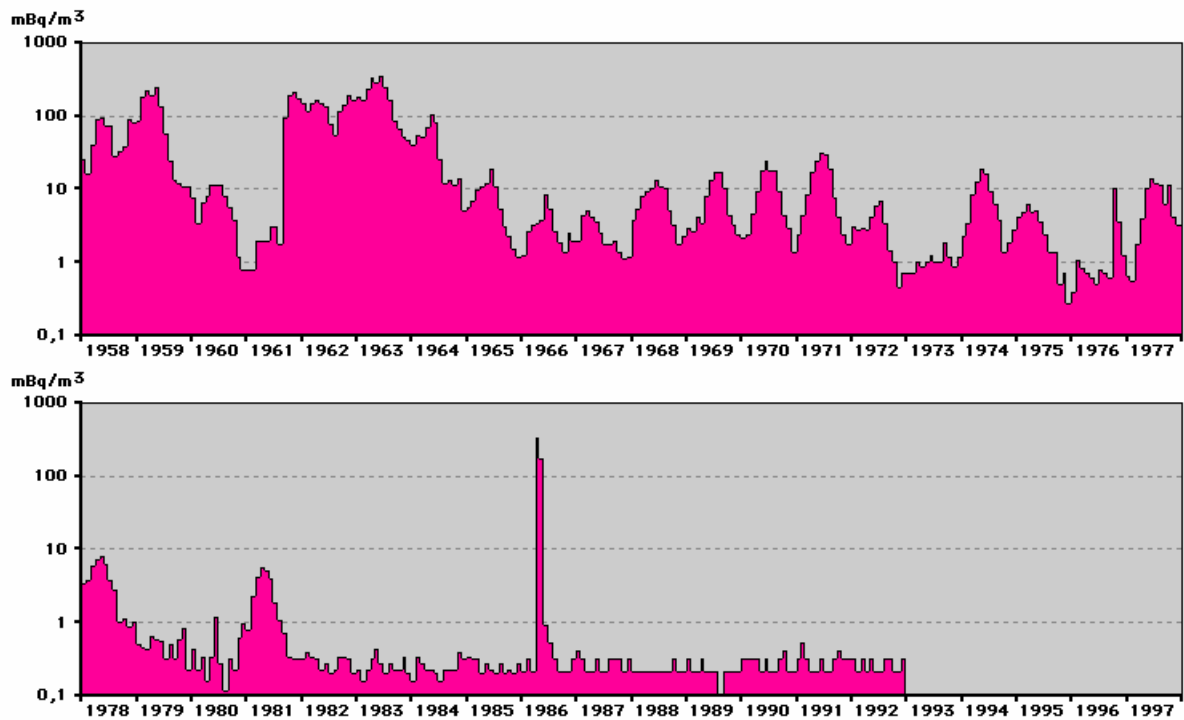


Abb. 2: Tagesmittelwerte der künstlichen Radioaktivität in der Luft am Meßpunkt Dahlem (Rest-Beta-Aktivität) (FU Berlin 1992)

Verlauf des Reaktorunfalls in Tschernobyl

In Tschernobyl trat am 26. April 1986 um 01.23 Uhr Ortszeit ein plötzlicher Leistungsabfall im Reaktorkern eines Blockes auf. Der im Reaktor entstehende Brand und die damit verbundenen hohen Temperaturen trugen die freigesetzten Radionuklide in Höhen bis zu 1 500 m. Diese Emissionshöhe, Windrichtung und Windgeschwindigkeiten waren Ursachen dafür, daß die radioaktiven Stoffe in der Luft über einen Weg von mehreren tausend Kilometern auch in den Berliner Raum verfrachtet wurden. Die Freisetzung der Stoffe wurde erst am 13.5.1986 gestoppt. Die radioaktiven Luftmassen erreichten Berlin am 30. April 1986 und führten hier zu einer ersten ausgeprägten Belastungsspitze.

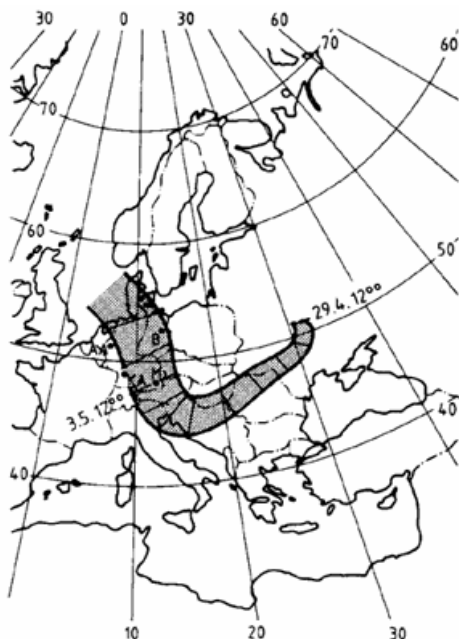


Abb. 3: Ausbreitung von am 29. April 1986 emittierten Partikeln in 1 500 m Höhe; das Zeitintervall zwischen zwei Teilstrichen beträgt 12 Stunden (Neider 1986)

Abbildung 3 zeigt als Beispiel die Ausbreitung von am 29. April emittierten Partikeln. Während der ersten zwei Tage mit vorherrschenden Ostwinden waren überwiegend Ungarn und Österreich betroffen, am 2. Mai wechselte die Windrichtung auf Süd und verfrachtete die Schadstoffe auch über weite Teile Deutschlands. Die Radionuklide in diesen Luftmassen erreichten am 4. Mai Berlin und führten hier zu einer zweiten Belastungsspitze bei den Luftmessungen (vgl. Abb. 4).

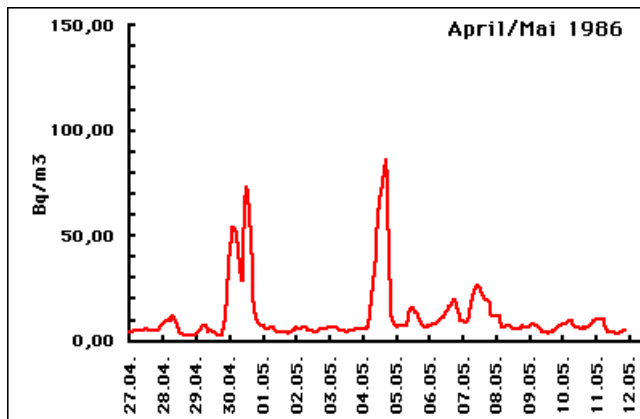


Abb. 4: Tages-Maximumwerte der Beta-Gesamt-Aktivität (natürliche und künstliche Radioaktivität) der Luft vom 27. April bis 12. Mai 1986 in Berlin am Hahn-Meitner-Institut (Neider 1986)

Die Freisetzung radioaktiver Stoffe aus dem brennenden Reaktor sowie deren Verlagerung bedeutete zunächst einmal eine Gefährdung der Bevölkerung durch das **Einatmen** kontaminierter Luft. Doch auch die langfristig wirkenden Prozesse - etwa mittels **Deposition** von Radionukliden mit dem Niederschlag - sind von Bedeutung und im Hinblick auf die Belastung der Umweltmedien Boden, Grund- und Oberflächenwasser sowie Nahrungsmittel zu bewerten. Dabei kommt dem **Boden** als wichtigstem Ausgangsmedium für alle Verlagerungsprozesse eine besondere Rolle zu.

Datengrundlage

Meßpunkte

Als Bearbeitungsgrundlage stand ein aktualisierter Datenbestand der Strahlenmeßstelle der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz von insgesamt **218 Meßpunkten** im gesamten Stadtgebiet und im näheren Umland aus den Jahren 1989-91 zur Verfügung. Die Probenahme erfolgte mittels Ausstechzylinder aus möglichst ungestörtem Boden von der Geländeoberfläche bis in 12 cm Tiefe, wobei die zwei Horizontbereiche **0–6 und 6–12 cm** unterschieden wurden. Die Auswahl dieser Horizonte beruhte auf der Erkenntnis, daß auch das für die Kernwaffenversuche der 60er Jahre repräsentative Nuklid Cäsium-137 weitgehend noch nicht in tiefere Bodenschichten verlagert wurde. Durch Messungen konnte belegt werden, daß für das aus den Kernwaffenversuchen stammende Cäsium-137 selbst in Sandböden nur mittlere Eindringtiefen von 1,7 bis 4,7 cm bzw. Transportgeschwindigkeiten von 0,1 bis 0,3 cm/a vorlagen (Gans/Arndt 1987). Böden mit wiederholter Bearbeitung und damit relativ gleichmäßiger Tiefenverlagerung (z.B. Äcker) spielen für das Stadtgebiet von Berlin nur eine untergeordnete Rolle (vgl. Abb. 5). Ebenso kann ein Abbau der Isotope durch Bodenorganismen ausgeschlossen werden.

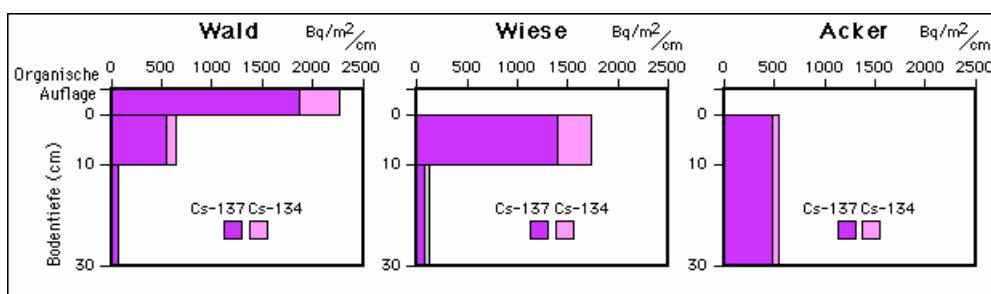


Abb. 5: Tiefenverlagerung der Aktivitätskonzentrationen von Cäsium (Cs)-134 und Cäsium (Cs)-137 in Wald-, Wiesen- und Ackerböden (Durchschnittswerte für Bayern, berechnet zum 1. Juni 1988) (Bay. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen 1987)

Parameter

Die Analyse der Nuklide, bezogen auf die Beurteilung der längerfristig wirksamen Bodenbelastung, konnte sich auf wenige Isotope konzentrieren, da zum einen die Aktivität und die hiervon ausgehende gesundheitliche Gefährdung des zunächst als Leitisotop dienenden Jod-131 aufgrund seiner Halbwertszeit von 8 Tagen (vgl. Tab. 1) bald ohne Bedeutung war. Zum anderen wurden das aufgrund seiner großen Radiotoxizität besonders wichtige Nuklid Strontium-90 sowie die Plutonium-Isotope nur in sehr geringen Spuren in der Atmosphäre wiedergefunden und konnten daher auch im Hinblick auf die Bodenbelastung vernachlässigt werden. Dagegen war aus diesen unmittelbar nach dem Reaktorunfall erfolgten Untersuchungen zur Radionuklidzusammensetzung der Luft klar erkennbar, daß die beiden Isotope **Cäsium-134** und besonders **Cäsium-137** auch zukünftig zur Strahlenexposition beitragen und daher diesen eine Indikatorfunktion zur Bewertung der Belastungsverteilung zukommt.

Tab. 1: Radionuklide in Luftstaub aus Berlin 1)		
Radionuklid	Halbwertszeit	Prozentualer Anteil der spezifischen Aktivität
Nb-95	35 d	1,6
Ru-103	39 d	19,8
J-131	8,04 d	17,2
J-132	2,3 h	5
Te-132	78 h	5,6
Cs-134	2,1 a	11,6
Cs-137	30 a	19,6
La-140	40 h	9,6
Ba-140	13 d	8,2
Ce-141	33 d	1,8

1) gemessen am 12. Mai 1986 (Neider 1986); Nb=Niobium, Ru=Ruthenium, J=Jod, Te=Tellur, Cs=Cäsium, La=Lanthan, Ba=Barium, Ce=Cer

Tab. 1: Radionuklide in Luftstaub aus Berlin

Die Proben wurden im Hinblick auf spezifische Aktivitäten, gemessen in Bq/kg, analysiert und in **Flächenkonzentrationen**, ausgedrückt in Bq/m², umgerechnet.

Von weitergehendem Interesse sind die Fragen nach den relevanten Eintragsmechanismen radioaktiver Isotope in den Boden. Für einen Teilbestand der Daten wurden daher auch **bodenkundliche Kenndaten** wie pH-Wert, Bodenart, Humusanteil etc. bestimmt. Darüberhinaus wurden auch meteorologische Daten zur **Niederschlagsmenge und -verteilung** für insgesamt 77 Meßstationen und bezogen auf das Hauptniederschlagsereignis im Anschluß an den Unfall in Tschernobyl (7./8.Mai) in die Untersuchungen einbezogen.

Methode

Ausgangspunkt des methodischen Vorgehens war die Erkenntnis, daß die zu betrachtenden Leitisotope Cäsium-134 und Cäsium-137 in einem festen Verhältnis von 1:2 aus dem Reaktorkern emittiert worden waren. Dadurch war es möglich, das "Tschernobylbezogene" Cäsium-137 von dem durch globalen Fallout der früheren Atombombenversuche verursachten zu trennen. Das Cäsium-134 aus dieser Zeit war 1986 bereits nicht mehr nachweisbar. Im Rahmen eines Gutachtens (Kannenberg 1991) wurden die meßpunktbezogenen Aktivitätskonzentrationen von Cäsium-134 und Cäsium-137 räumlich interpoliert und auf folgende Zeitpunkte bezogen:

- Cäsium-137 **vor dem Reaktorunfall** in Tschernobyl (Karte 01.09.1)
- Deposition von Cäsium-134 und Cäsium-137 **infolge des Reaktorunfalls** in Tschernobyl (Karte 01.09.2)
- Cäsium-134 und Cäsium-137 zum **1. Mai 1987** (Karte 01.09.3)
- Cäsium-134 und Cäsium-137 zum **1. Mai 1991** (Karte 01.09.4).

Interpolation der Meßwerte

Als methodische Instrumente zur räumlichen Interpolation der Einzelwerte dienten die in das Umweltinformationssystem Berlin eingebundenen Verfahren Semivariogramm-Analyse und Kriging.

Das **Variogramm** beschreibt die Varianz der Meßwerte aller Punktepaare in Abhängigkeit von ihrem Abstand zueinander. Man erhält somit ein Maß für die Ähnlichkeit von Meßergebnissen zwischen Punktepaaren gleichen Abstands (vgl. Abb. 6). Für die Fälle, daß die Varianzen nicht nur vom Abstand, sondern auch von der Lage der Punktepaare zueinander abhängig waren (Anisotropie), wurden für die unterschiedlichen Richtungen entsprechende Variogramme bestimmt. Die Interpolationsmethode **Kriging** berücksichtigt im Unterschied zu anderen, z. B. linearen Interpolationsverfahren die ermittelte räumliche Variabilität und ergibt somit Schätzwerte mit minimalem Schätzfehler. Ein weiterer Vorteil dieses Verfahrens besteht darin, daß mit dem Schätzfehler ein Maß für die Sicherheit der ermittelten Schätzwerte vorliegt (vgl. Abb. 7).

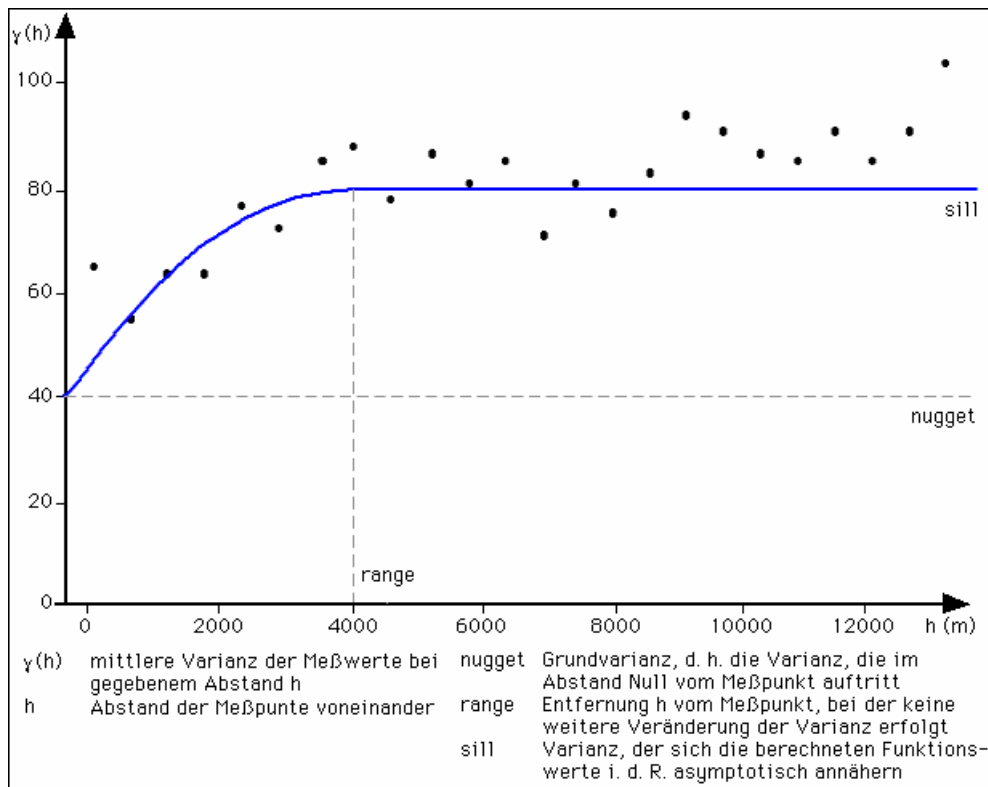


Abb. 6: Gesamt-Variogramm, bezogen auf die Quadratwurzel der Flächenaktivität der Isotope Cäsium-134 und Cäsium-137 im Boden am 1. Mai 1987 (Kannenberg 1991)

Berücksichtigung der Niederschlagshöhen

Zur Klärung der Frage nach dem Wirkungsgefüge, das für die Struktur der Radionuklidbelastung ursächlich ist, wurde die Radioaktivität des Bodens mit der Verteilung der **Niederschlagshöhen** am 7./8. Mai (Schlaak 1989) verglichen. Während in den ersten 10 Tagen nach dem Reaktorunfall eine trockene Hochdruckwetterlage vorherrschte, setzte in der Nacht vom 7. auf den 8. Mai Gewitterregen ein. Die Regenmengen erreichten örtlich Höhen von mehr als 40 mm Niederschlag (vieljähriger Durchschnittswert für den Mai, bezogen auf den Meßpunkt Dahlem: 49 mm). Durch diesen Regen fand eine Auswaschung der Aktivität aus der Atmosphäre und in der Folge ein Eintrag in den Boden bzw. die Oberflächengewässer statt.

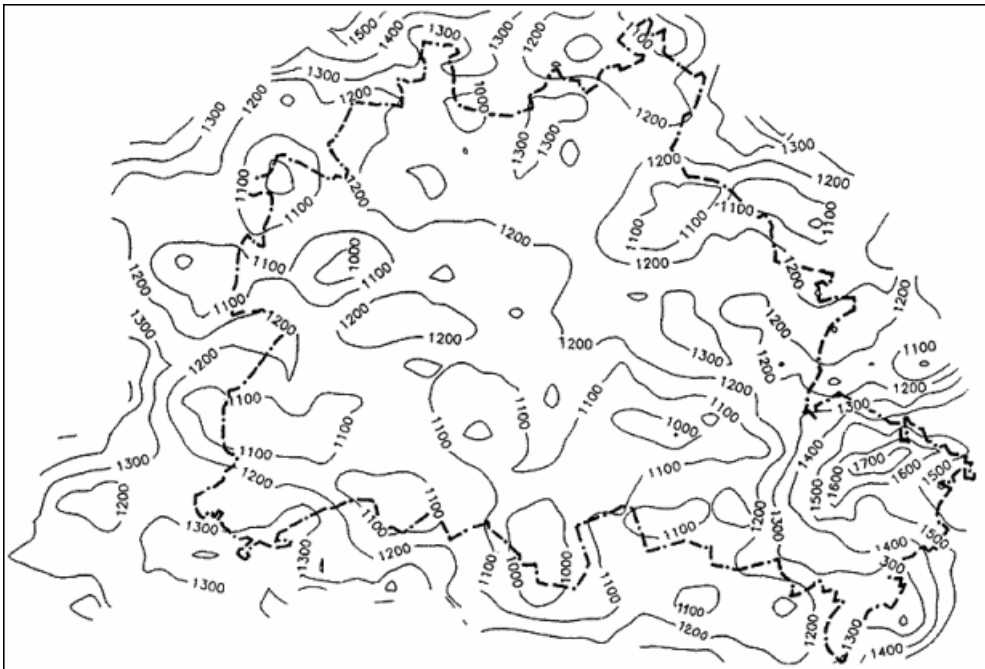


Abb. 7: Karte der Schätzfehler (Bq/m²), bezogen auf die Flächenaktivität der Isotope Cäsium-134 und Cäsium-137 im Boden am 1. Mai 1987 (Kannenberg 1991)

Ein Vergleich der Isohyeten- (Niederschlagsgleichen-) Karte der Regenhöhen vom 7./8. Mai 1986 und der Karte der Radioaktivität im Boden zeigt eine recht gute Übereinstimmung, auch wenn zu beachten bleibt, daß ein Teil der Einträge durch trockene Deposition vorher in den Boden gelangt ist. Für die Abgrenzung der trockenen Radionuklid-Deposition als Aerosol (Fallout) von der nassen mit dem Niederschlag (Washout) stehen jedoch für den Berliner Raum keinerlei Meßwerte zur Verfügung. Abbildung 8 verdeutlicht den Einfluß des erwähnten Niederschlagsereignisses.

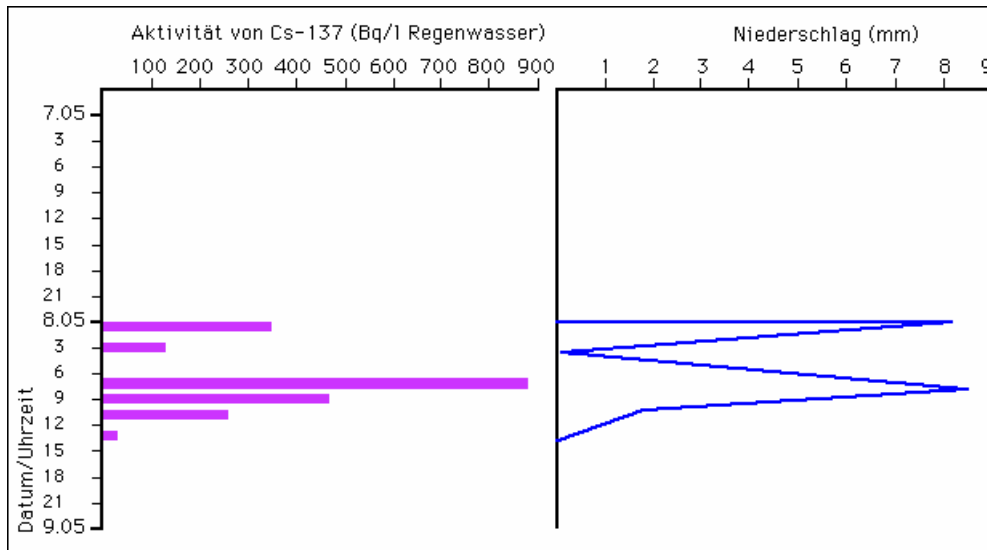


Abb. 8: Niederschlagshöhe und Aktivität von Cäsium (Cs)-137 im Regenwasser an der Meßstelle Soorstraße, Berlin 19 am 7./8. Mai 1986

Kartenbeschreibung

Die vorliegenden Karten beschreiben die Belastung des Oberbodens im Bereich 0-12 cm mit den radioaktiven Isotopen Cäsium-134 und Cäsium-137, dargestellt für verschiedene Bezugszeitpunkte.

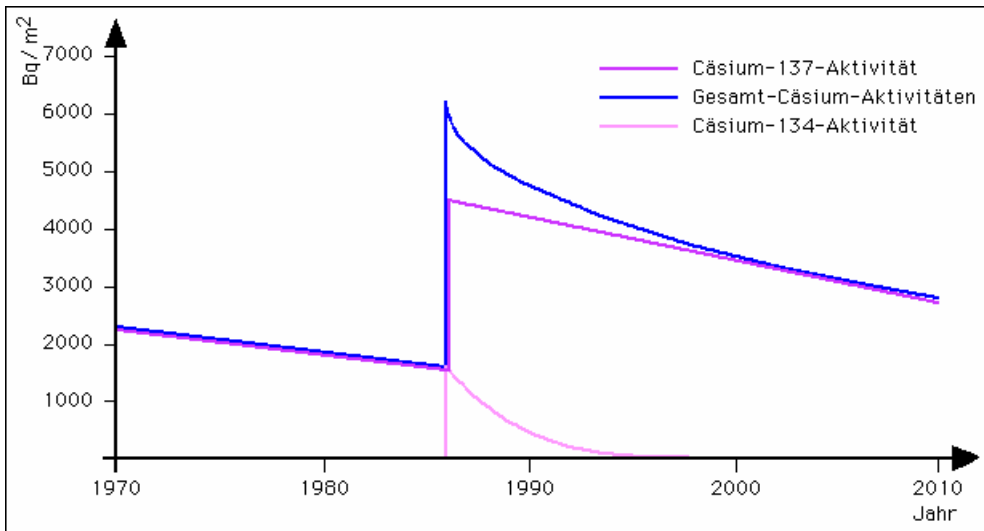


Abb. 9: Mittelwerte der flächenbezogenen Aktivität von Cäsium-134 und Cäsium-137 im Boden in Berlin und seine zeitliche Änderung durch radioaktiven Zerfall

Abbildung 9 gibt Aufschluß über Vorbelastungsniveau, Eintragungshöhe und durch radioaktiven Zerfall bedingtes Absinken der Aktivitäten im Boden. Die räumliche Verteilung wird in den Einzelkarten verdeutlicht. Der durch den **globalen Fallout** der oberirdischen Kernwaffentests in den 50er und 60er Jahre verursachte Langzeiteintrag bezieht sich nur auf Cäsium-137, während das damals freigesetzte Cäsium-134 aufgrund seiner kurzen Halbwertszeit von 2,1 Jahren heute keine Relevanz mehr hat. Diese "Vor-Tschernobyl-Belastung" des Bodens erreicht in Berlin nach Abb.9 eine mittlere flächenbezogene Aktivität von etwa 1600 Bq/m² Cäsium-137. Durch die Reaktorkatastrophe in Tschernobyl wird die Aktivität von Cäsium-137 im Mittel verdreifacht, während der Neueintrag an Cäsium-134 etwa 1600 Bq/m² entspricht. Die durchschnittliche Gesamt-Cäsium-Aktivität unmittelbar nach dem Reaktorunglück liegt daher bei ca. 6 100 Bq/m². Vor allem der Zerfall des Cäsium-134, weniger die Verlagerungsprozesse, bestimmen seither das Absinken der Bodenbelastung.

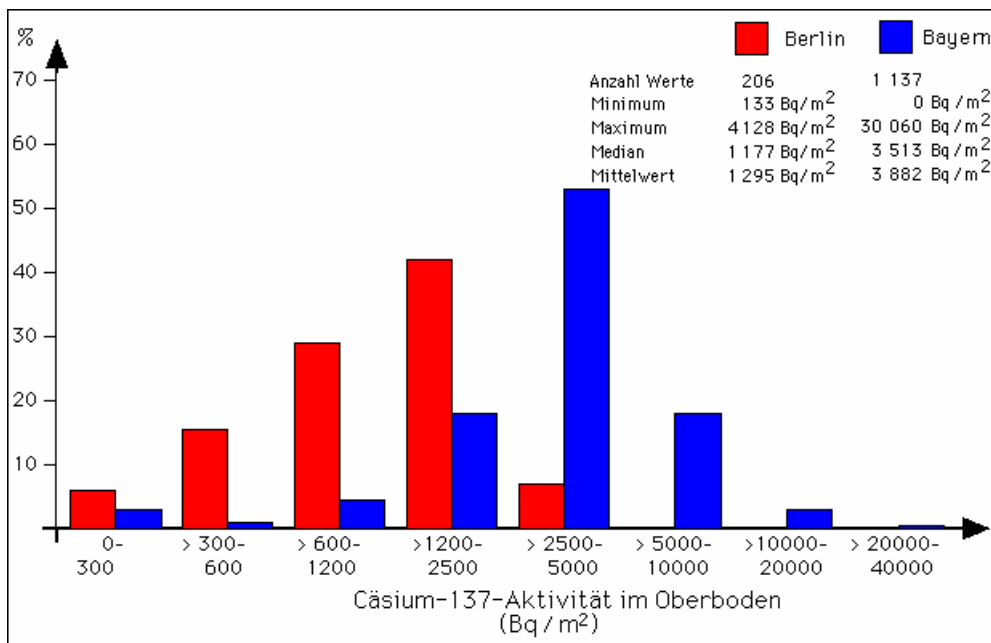


Abb. 10: Wertverteilung und -höhen der Deposition von Cäsium-137 in Böden in Berlin und Bayern vor dem Unfall in Tschernobyl (nach Kannenberg 1991 und Bay. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen 1987)

Karte 01.09.1 Cäsium-137 vor dem Reaktorunfall in Tschernobyl

Die berechnete räumliche Verteilung des Cäsium-137 im Oberboden vor dem Reaktorunfall in Tschernobyl ist aus Karte 01.09.1 zu erkennen. Der Mittelwert aller berechneten Einzelwerte liegt bei etwa $1\,300\text{ Bq/m}^2$, ihre Wertverteilung und -höhen sind dem Histogramm in Abbildung 10 zu entnehmen. Dabei zeigt ein Vergleich mit der Situation in Bayern außerdem, daß auch beim kernwaffenbedingten Fallout die Lage des Untersuchungsgebietes eine mitentscheidende Rolle spielt.

Während die Vorbelastung im Berliner Raum besonders durch Werte im Bereich von 300 bis $2\,500\text{ Bq/m}^2$ Cäsium-137 bestimmt wird, liegt das Niveau in bayerischen Böden höher. Die bayerischen Werte konzentrieren sich besonders auf den Bereich von $1\,200$ bis $5\,000\text{ Bq/m}^2$, einzelne Werte liegen auch um den Faktor 10 höher. Selbst unter Berücksichtigung der dortigen Beprobung bis in 30 cm Tiefe, durch die in gestörten Böden (z.B. Äcker) auch die Aktivitäten in größerer Tiefe miterfaßt werden, sind die Ursachen dieser Ungleichheit der Belastungsverteilung und -höhen vorrangig zurückzuführen auf kleinräumig wirksame Faktoren sowie auf die meteorologischen Bedingungen wie langjährige Niederschlagshäufigkeit, -menge und Windrichtungsverteilung.

Eine **Interpretation der räumlichen Belastungsverteilung** in Berlin zeigt, daß die im langjährigen Mittel für Berlin vorherrschenden West-/Südwest-Winde im Verbund von trockener und feuchter Deposition zu Konzentrationsspitzen im westlichen Stadtbereich führen. Besonders hervorzuheben sind darüberhinaus die Forststandorte, da hier in der meist nur wenige Zentimeter mächtigen Humusschicht die höchsten Aktivitätskonzentrationen auftreten. In dieser Humusschicht findet eine besonders starke Bindung des Isotops Cäsium-137 an die Bodenbestandteile statt. Im Stadtgebiet muß dagegen häufig mit kleinräumig differierenden Einflußfaktoren gerechnet werden, die sich auf den äußeren Einflußpfad (Immission) ebenso beziehen wie auf das Bodensubstrat selbst. Hier könnten nur aufwendige Untersuchungen zur kleinräumigen Varianz der Radionuklide weiteren Aufschluß bringen.

Karte 01.09.2 Deposition von Cäsium-134 und Cäsium-137 infolge des Reaktorunfalls in Tschernobyl

Die Eintragungssituation durch die während des Reaktorunfalls emittierten Stoffe war dagegen im wesentlichen durch die meteorologischen Bedingungen der Zeit vom 26. April bis 13. Mai 1986 bestimmt. Die während der ersten 10–12 Tage herrschende regenfreie Hochdruckwetterlage führte zunächst zu einer Depositionsverteilung, welche hauptsächlich von der Filterwirkung der Oberflächenstrukturen sowie dem Feuchtegehalt der Atmosphäre abhängig waren. Neben Waldstandorten waren damit besonders solche Flächennutzungen betroffen, über denen ganztägig hohe Luftfeuchtigkeit herrschte, bzw. wo durch nächtliche Abkühlung der Wasserdampf der Atmosphäre kondensierte. Diese Taubildung führt ähnlich einer nassen Deposition durch Niederschlag zu erhöhtem Bodeneintrag.

Der erste Niederschlag fand in der Zeit vom 7. bis 8. Mai statt. Je nach Niederschlagsmenge kam es dabei zu sehr unterschiedlichen Depositionsraten. So reicht die zusätzliche Deposition des relevanteren Cäsium-137 an den einzelnen Untersuchungspunkten von 860 bis etwa $5\,600\text{ Bq/m}^2$; der Neueintrag des Cäsium-134 schwankt zwischen 430 und $2\,600\text{ Bq/m}^2$.

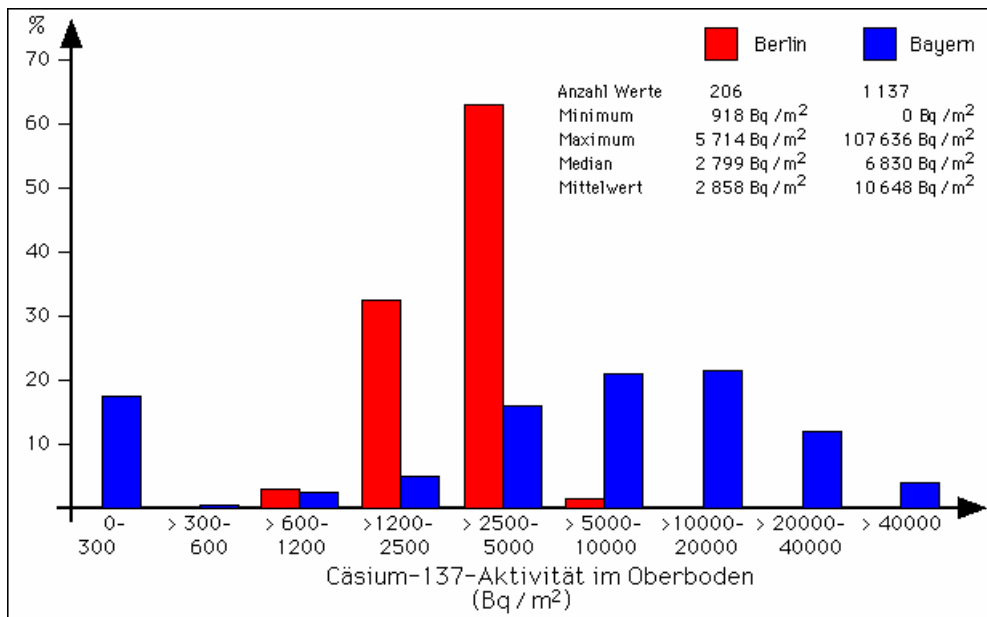


Abb. 11: Wertverteilung und -höhen der Deposition von Cäsium-137 in Böden in Berlin und Bayern infolge des Unfalls in Tschernobyl (nach Kannenberg 1991 und Bay. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen 1987)

Dabei zeigt ein Vergleich mit der Situation in Bayern wie schon in Abbildung 10, daß auch beim Neueintrag die Lage des Untersuchungsgebietes eine entscheidende Rolle spielt (vgl. Abb. 11).

Karte 01.09.3 Cäsium-134 und Cäsium-137 zum 1. Mai 1987

Die Gesamtbelastung (Altbestand und Neueintrag), berechnet für den 1. Mai 1987, zeigt für Cäsium-134 aufgrund seiner Zerfallsrate nur noch eine Aktivität von 75 % der Ausgangsbelastung. Die auftretenden Belastungsbereiche werden sowohl durch den Tschernobyl-Neueintrag als auch durch den Altbestand vorgegeben.

Karte 01.09.4 Cäsium-134 und Cäsium-137 zum 1. Mai 1991

Die Fortschreitung des radioaktiven Zerfalls der betrachteten Isotope gibt die Berechnung auf den Zeitpunkt 1. Mai 1991 wieder. Für Cäsium-134 beträgt die Flächenaktivität nur noch knapp 20 % der Ausgangsbelastung, während die Cäsium-137-Konzentration im Vergleich zum Neueintrag nur um etwa 7,5 % abgenommen hat.

Beurteilung des Gefährdungspotentials durch die Bodenbelastung

Die radioaktiven Substanzen, die am Boden abgelagert werden, können

- über den Boden-Pflanzen-Transfer
- durch Auswaschung in das Grundwasser
- durch Bodenaufwirbelung oder
- durch die Direktstrahlung zum Menschen gelangen.

Eine unmittelbare Beurteilung der sich aus der Bodenbelastung ergebenden Gefährdung des Menschen ist schwierig. Gründe dafür sind, daß der Transfer von Schadstoffen, z. B. von Cäsium-137, aus der oberen Bodenschicht in Nutzpflanzen durch viele Faktoren, vor allem durch die Art des Bodens, die Art und das Alter der Pflanze, die Konzentration des Schadstoffs im Boden und im Bodenwasser und weitere Parameter bestimmt wird. Somit sind auch die zur Einschätzung der Gefährdung durch die Bodenbelastung und als Maß für den Boden-Pflanzen-Transfer entwickelten Transferfaktoren umstritten (Litz/Tietz 1987). Unter einem **Transferfaktor** versteht man die Konzentration des Schadstoffs in der Pflanze, dividiert durch die Konzentration des Schadstoffs im Boden. Die Übertragung der einzelnen, immer unter ausgewählten Bedingungen bestimmten Transferfaktoren auf die jeweilige Einzelsituation ist jedoch an die Beachtung dieser Randbedingungen gebunden. Darüberhinaus haben neuere Untersuchungen gezeigt, daß die

Konzentration eines Schadstoffs in der Pflanze eine direkte Beziehung zur Konzentration des Schadstoffs im Bodenwasser, nicht jedoch zur Konzentration im Boden hat (Schüttelkopf/Schmidt 1990).

Trotz dieser einschränkenden Aussagen lassen sich bei der vorliegenden Berliner Bodenbelastung einige Aussagen über mögliche Gesundheitsgefährdungen machen.

Die Dosis durch **direkte Bodenstrahlung** – herrührend vom Cäsium-137 – ist vernachlässigbar klein. Sie läßt sich meßtechnisch nicht nachweisen und verschwindet in der natürlichen Hintergrundstrahlung.

Die **Inhalation** von radioaktivem Cäsium über Staub ist über die Messung der Aktivitätskonzentration in der Luft zu bewerten. Sie beträgt im Mittel weniger als 0.00001 Bq/m³ und ist, auch im Vergleich zum mittleren natürlichen Beitrag (zum Beispiel durch Radon-226 und dessen Folgeprodukte), ebenfalls zu vernachlässigen.

Von Bedeutung sind deshalb nur die **Lebensmittel**, die daher sowohl auf der Erzeuger- als auch auf der Handelsstufe weiterhin untersucht werden. Die Strahlenmeßstelle der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz stellt wöchentlich die Meßergebnisse zusammen ("Wochenberichte") und bringt sie verschiedenen Informationsmedien, Verbraucherverbänden etc. zur Kenntnis. Nach wie vor gehören bestimmte Produkte zu den höher belasteten Nahrungsmitteln. Es sind dies hauptsächlich Waldfrüchte, -pilze und -tiere, die auf ungestörten, humusreichen Waldböden leben.

Literatur

- [1] **Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) 1987:** Radioaktive Kontamination der Böden in Bayern.
- [2] **Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie 1992:** Tagesmittelwerte der künstlichen Radioaktivität am Meßpunkt Dahlem in mBq/m³ (Beta-Rest-Aktivität), unveröffentlicht.
- [3] **Gans, I. 1986:** Künstliche Radioaktivität in der Umwelt vor und nach dem Reaktorunfall, in: Sonderheft Tschernobyl, Forschung aktuell, Zeitschrift der TU Berlin, S.32-37.
- [4] **Gans, I., Arndt, J. 1987:** Die Verteilung der langlebigen Spaltprodukte Strontium 90 und Cäsium 137 des Kernwaffen-Fallouts im Boden, in: WaBoLu-Hefte, 2, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin.
- [5] **Kannenber, M. 1991:** Interpolation von Messungen zur Belastung durch Radionuklide im Stadtgebiet von Berlin, Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin.
- [6] **Litz, N., Tietz, B. 1987:** Das Verhalten von natürlichen und künstlichen Radionukliden im Boden als Teil von Ökosystemen, in: Schriftenreihe Landschaftsentwicklung und Umweltforschung der TU Berlin, Nr.46.
- [7] **Neider, R. 1986:** Die radiologischen Auswirkungen des Reaktorunglücks von Tschernobyl in der Bundesrepublik Deutschland, in: Sonderheft Tschernobyl, Forschung aktuell, Zeitschrift der TU Berlin, S.45-49.
- [8] **Renger, M. et al. 1986:** Ausbreitung und Akkumulation von Radionukliden in Böden, in: Sonderheft Tschernobyl, Forschung aktuell, Zeitschrift der TU Berlin, S.26-31.
- [9] **Schüttelkopf, H., Schmidt, W. 1990:** Boden-Pflanzen transfer von toxischen Spurenelementen, in: Umweltforschung / Umwelttechnik, Hrsg.: Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH.
- [10] **Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (Hrsg.) o.J.:** Die Arbeit der Strahlenmeßstelle Berlin, Berlin.
- [11] **Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (Hrsg.) 1987:** Auswirkungen des Reaktorunglücks in Tschernobyl auf Berlin, Berlin.

[12] Skala, W. et al. 1989:

Anwendung geowissenschaftlicher Verfahren zur Interpolation räumlich verteilter Meßwerte am Beispiel der Belastung des Bodens durch Radionuklide. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin.

Gesetze

[13] Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) vom 3. November 1989, GVBl. S.1898-1951.

Karten

[14] Schlaak, P. 1989:

Verteilung der Niederschlagshöhen in Berlin - Isohyetenkarte zum 7./8. Mai 1986, unveröffentlicht.