

Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark	Band 125	S. 9–17	Graz 1996
----------------------------------	----------	---------	-----------

II. AKTUELLES

Auswirkungen der Aggregatstruktur des Bodens auf die Cäsium-Bodenkontamination

Von Christian ZECK

Mit 5 Abbildungen und 2 Tabellen

Angenommen am 14. August 1995

Zusammenfassung: Diese Arbeit untersucht das unterschiedliche Verhalten des Tschernobyl-Cäsiums in Böden, welche durch ein 5-mm-Sieb in einen klein- und einen großkrümeligen Anteil aufgetrennt worden sind. Im feinkrümeligen Anteil eines ungestörten Bodens (Wiese, Weide) liegt das Cäsium in mindestens 2–3mal so hoher Konzentration vor wie im groben Material. In bearbeiteten Böden (Ackerland) ist dieser Effekt nach wenigen Bodenbearbeitungen nicht mehr zu beobachten. Dieser Konzentrationsunterschied wirkt sich in der Folge bei der Berechnung des Transferfaktors Boden-Pflanze aus.

Zum Zeitpunkt der Probenahme, ca. 4 Jahre nach dem Fallout, hat sich die Struktur eines von Dauergrünland stammenden Bodens wenig verändert. Das erkennt man daran, daß der Konzentrationsunterschied des Cäsiums zwischen groß- und feinkrümeligem Anteil nach diesem Zeitraum noch immer erhalten geblieben ist.

Darüber hinaus präsentieren wir einen genauen Meßwert des $^{137}\text{Cs} / ^{134}\text{Cs}$ -Verhältnisses, Flächen-depositionen von vier Probenorten und die Dynamik in den Tiefenverteilungen des ^{137}Cs in Acker und Wiese von 1986 bis 1990.

Summary: This treatise examines the different behaviour of the cesium from Chernobyl in soils, which have been separated by a 5 mm-sieve into a fraction with big crumbs and a fraction with small crumbs. As for an undisturbed soil (meadow, pasture), the concentration of the cesium in the fraction with small crumbs is at least 2 to 3 times as high as its concentration in the coarser material. This effect vanishes for cultivated soils (tilled land) after a few tillages. This difference of the contamination affects on the calculation of the soil-to-plant transfer factor.

Approximately four years after the accident, when the samples have been collected, the structure of the soil from a permanent grassland has hardly changed. Obviously the difference of the contamination of the cesium between the two fractions, big and small crumbs, remained the same throughout this period of time.

Furthermore we present a precise measurement value of the $^{137}\text{Cs} / ^{134}\text{Cs}$ -ratio, areal depositions of the four sampling sites, and the dynamics of the vertical distribution of the ^{137}Cs in tilled land from 1986 to 1990.

Einleitung

Das $2.9 \cdot 10^{17}$ Bq betragende ^{137}Cs -Inventar des Tschernobylreaktors (BOBEK 1992), das sind ca. 90 kg, gelangte beim Unfall im Jahre 1986 zu mindestens 13 % in die Erdatmosphäre, wovon am 29. und 30. April 1986 ein Anteil auf steirischem Boden niederregnete, was neben der trockenen Verfrachtung für den Hauptanteil der Cäsiumdeposition verantwortlich war. Regenwasser vom 30. April 1986 wurde nach Abklingen der kurzlebigen Nuklide im Dezember 1992 gemessen, und das Aktivitätsverhältnis von $^{137}\text{Cs} : ^{134}\text{Cs}$ betrug $A_{137} : A_{134} = 1 : (1.81 \pm 0.05)$ für den Bezugszeitpunkt 30. 4. 1986. Mit der Kenntnis dieses Wertes können das ^{137}Cs aus Tschernobyl und das ^{137}Cs aus den Atombombentests in den Bodenmessungen unterschieden werden.

Die Cäsiumkontamination nimmt mit zunehmender Tiefe im Boden rasch ab. In erster Linie verursacht nur die Bodenbearbeitung zeitliche Konzentrationsverschiebungen

wegen der starken Bindung des Cäsiums im Boden. Um das von der Aggregatstruktur abhängige Adsorptionsverhalten des in den Boden gewaschenen Cäsiums zu messen, werden zwei Siebfractionen A und B, A: > 5 mm (großkrümeliger Anteil), B: 0–5 mm (feinkrümeliger Anteil) der luftgetrockneten Bodenproben hergestellt. Erwartungsgemäß liegt die Aktivitätskonzentration der < 5-mm-Fraktion, und damit auch die der Feinfraktion, höher. Allgemein lassen sich die hier getroffenen qualitativen Aussagen über die 5-mm-Fractionen auf den für ein 2-mm-Sieb definierten Fein- und Grobanteil übertragen, da ein angenähert analoges Verhalten angenommen werden kann.

Es ergibt sich ein Zusammenhang mit der Bestimmung des Transferfaktors Boden-Pflanze, da die Pflanzen ebenfalls bevorzugt im Bereich mit hohem Feinanteil wurzeln, wo dem Wurzelwachstum weniger Widerstand entgegengesetzt wird. Also führt die höhere Aktivitätskonzentration im Feinanteil zu einem größeren Aktivitätsangebot für die Pflanzen, als es vom Mittelwert der Bodenkontamination zu erwarten wäre. Daher liegt der Transferfaktor höher als bei homogener Kontamination des Bodens. Wird die Bodenstruktur zerstört, wie es durch das Pflügen der Fall ist, so gleichen im Laufe der Jahre die Kontamination des Feinanteils und des Grobanteils einander an. Die Cäsiumkonzentration des Bodens sinkt also für die Pflanze ab trotz gleichbleibender Gesamtmenge. Der Transferfaktor nähert sich dem Wert, den eine Pflanze bei einem homogen kontaminierten Standort besitzt und fällt daher ab. (Zeitliche Abnahme des Transferfaktors für Weizenkorn und ^{137}Cs : 1986-0.056, 1987-0.0051, 1988-0.0029; MÜLLER & al. 1988, S. 284.)

Material und Methoden

Die Probenstellen befinden sich in der Nähe der steirischen Orte Deutschlandsberg (15° 11' 20" ö. L. / 46° 50' 01" n. B. / 680 m), Thal (Acker: 15° 21' 16" / 47° 3' 40" / 470 m, Grünland: 15° 21' 29" / 47° 3' 37" / 470 m), Voitsberg (15° 9' 46" / 47° 1' 50" / 665 m) und Wagner (15° 33' 40" / 46° 46' 37" / 265 m). Sie wurden auf ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{40}K und auf Vertreter der natürlichen Zerfallsreihen (Uran-, Uran-Actinium- und Thoriumreihe) untersucht. Die Beprobung erfolgte in den aus Tabelle 1 ersichtlichen Jahren. An den Probenorten Deutschlandsberg und Thal wurden sowohl Ackerboden als auch Grünland untersucht.

Auf einem Querschnitt von 40 x 40 cm wurde das Erdreich in Form eines Quaders bis in eine Tiefe von mehr als 35 cm in 1-, 2- und 4-cm-Schichten abgehoben (MEISEL & al. 1988, ZECK & al. 1993). Diese Bodenproben wurden luftgetrocknet und im 5-mm-Sieb zur Trennung zweier Fractionen gesiebt. Dadurch erhält man bei jeder Probenstelle jeweils ein Tiefenprofil der feinkrümeligen und der großkrümeligen Fraction, die für das Tiefenprofil der Fein- und Grobfraktion repräsentativ ist. Es wurden an den Probenstellen ein, zwei (Regelfall) oder drei aneinander angrenzende Quader gezogen, zusammen vierzehn Quader.

Die Auswertung erfolgte gammaspektroskopisch auf zwei Germaniumdetektoren mit 38 % bzw. 35 % relativer Nachweiswahrscheinlichkeit und bei einer Ringschalengeometrie (1-Liter-Marinellibecker). Die Umgebungsstrahlung wurde mit einem 10 cm dicken Bleikastell, ausgekleidet mit Kupferblech und Plexiglas, abgeschirmt. Die Spektren wurden unter Berücksichtigung der ^{134}Cs -Summationen ausgewertet (10–20 % Korrektur für die 5 stärksten Peaks). Die untere Nachweisgrenze beträgt für ^{137}Cs ca. 0.5 Bq und für ^{134}Cs ca. 2 Bq je Liter Probenmenge bei ca. 50 000 s Meßdauer, zurückgerechnet auf den Falloutzeitpunkt.

Ergebnisse Flächendeposition des Cäsium-137

Die Flächendeposition wird bestimmt, indem man die Aktivitäten des ^{137}Cs aus den einzelnen Schichten, gewichtet mit der Bodendichte, aufsummiert. Die Summe wird um den Betrag des Altcsäiums bereinigt. Tabelle 1 stellt die Gesamtkontaminationen der vier Probenorte in kBq/m^2 gegenüber. Die bis zu drei Quader einer Probenstelle grenzen unmittelbar aneinander. Wenn Probestellen weiter (das sind ca. 50–100 m) voneinander entfernt sind, dann wird der Probenort in der Tabelle mehrfach angeführt (Deutschlandsberg, Thal).

Wegen der Meßunsicherheiten der Aktivitäten und des ebenso fehlerbehafteten Einflusses der Bodendichte bei der Umrechnung von kBq/kg nach kBq/m^2 beträgt die statistische Fehlerbreite für die Kontaminationen in der Tabelle 1 ca. 10–20 %. Die Depositionswerte erhält man nach Abzug des Beitrags des Altcsäiums, der von den Atomwaffentests stammt, welche bis 1962 unbeschränkt stattgefunden haben. Der Beitrag macht bei allen Probenstellen 3–8 kBq/m^2 (+/- mind. 50 %) aus. Man erhält so für den jeweiligen Probenort aufgrund der zum Zeitpunkt des Fallouts herrschenden meteorologischen Verhältnisse typische Werte (vgl. BOBEK 1992).

Die mit 25 % relativem Unterschied gleichmäßig abgestuften Werte der drei Quader in Wagna lassen vermuten, daß das kontaminierte Regenwasser im April 1986 zum Ackerrand hin (Quader 1) abgeflossen ist und dort eine Anreicherung an ^{137}Cs verursacht hat. Der seit einem Jahr ackerbaulich genutzte Weideumbruch in Deutschlandsberg hingegen weist ein Ungleichgewicht auf, der durch besondere lokale Gegebenheiten (einerseits die Pflugmethode, siehe MÜLLER & al. 1988; andererseits die Nähe zum Ackerrand) oder durch Zufall wegen der noch zu geringen Durchmischung nach zwei Pflügungen erklärt werden kann. Die übrigen Werte liegen eng am Mittelwert und stimmen gut mit anderen Angaben (BOSEW 1991, MÜLLER & al. 1988, HORAK & GERZABEK 1988) überein.

Natürliche radioaktive Nuklide

„Uran“, „Uran-Actinium“ und „Thorium“ in Tabelle 2 geben die Aktivitätswerte aller Zerfallsstufen bis zum Letztprodukt (Blei, Radon) der natürlichen Zerfallsreihen an, da innerhalb einer Zerfallsreihe ein Aktivitätsgleichgewicht herrscht (säkulares Gleichgewicht). In dem unseren Messungen zugänglichen Tiefenbereich bis etwa 40 cm variieren die Konzentrationen der natürlichen Radionuklide innerhalb eines Quaders nur wenig um einen weitgehend tiefenunabhängigen Mittelwert. Auch die Werte unmittelbar benachbarter Quader schwanken nur innerhalb des (in Tabelle 2 unten angegebenen) Fehlers des Mittelwertes, der bei ^{40}K ca. 1.5 % und sonst ca. 4–5 % beträgt.

Die Mittelwerte der ^{40}K -Konzentration aus Tabelle 2 entsprechen ca. 2.0–2.5 % Kalium im Boden. Die in der Tabelle angeführten Meßfehler beinhalten den statistischen Auswertefehler, sowie bei der Uran-Actinium-Reihe einen geschätzten systematischen Fehler, der berücksichtigt, daß der 186-keV-Peak des ^{231}Th auf der Comptonrückstreckante des ^{137}Cs (661 keV)-Peaks sitzt und dadurch eine zu hohe Aktivität vortäuscht.

Aktivitätsunterschiede in den Siebfraktionen

Es wird nachgeprüft, ob die Aggregatgrößenverteilung des Bodens über mehrere Jahre (vom Fallout bis zur Probennahme) erhalten bleibt. Das Cäsium lagert sich bevorzugt im Feinanteil des Bodens ab. Das erklärt sich daraus, daß sich das im

Tab. 1: ¹³⁷Cs-Gesamtkontamination an den Probenorten. Der Anteil des Atomwaffentest-Cäsiums beträgt ca. 3–8 kBq/m²

Probenort	Jahr	Nutzung	Gesamtkontamination, kBq/m ²			Mittelwert aus 1, 2, 3 kBq/m ²
			Quader:			
			1	2	3	
Deutschlandsberg	1990	Acker	68	66	-	67
Deutschlandsberg	1990	Weideumbruch*)	53	39	-	(46)
Deutschlandsberg	1990	Dauergrünland	62	-	-	62
Thal	1989	Acker	31	33	-	32
Thal	1991	Dauergrünland	31	29	-	30
Voitsberg	1989	Dauergrünland	38	36	-	37
Wagna	1989	Acker	21	17	14	17

*) ackerbaulich genutzt seit einem Jahr vor Probennahme (1990)

Tab. 2: Konzentration natürlicher Nuklide im Boden, Bq/kg

	⁴⁰ K	Uran	Uran-Actinium	Thorium
Deutschlandsberg	690	43	3,4	46
Thal	580	42	3,1	44
Voitsberg	740	30	2,8	48
Wagna	490	31	2,3	36
Absolutfehler, Bq/kg	±10	±2	+0,1/-1,0	±2

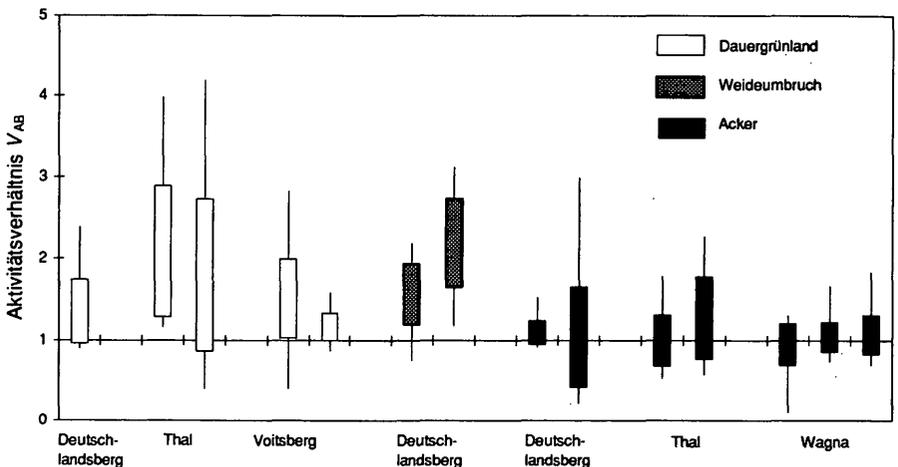


Abb. 1: Verhältnis V_{AB} der Aktivitätskonzentrationen der feinkrümeligen Fraktion B (< 5 mm) zur grobkrümeligen Fraktion A (> 5 mm). $V_{AB} = 1$ bedeutet: kein Unterschied der Aktivitätskonzentrationen von A und B

Thal, Grünland 1991

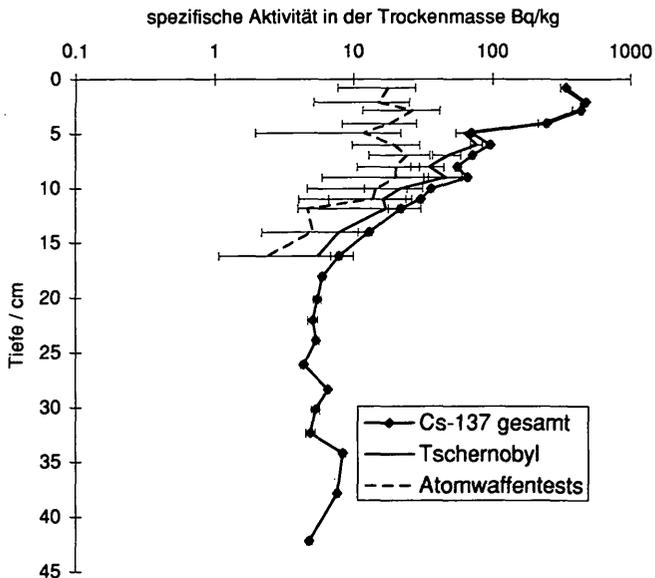


Abb. 2: Tiefenverteilung des ¹³⁷Cs in Thal 1991, Grünland

Wagna, Ackerland 1990

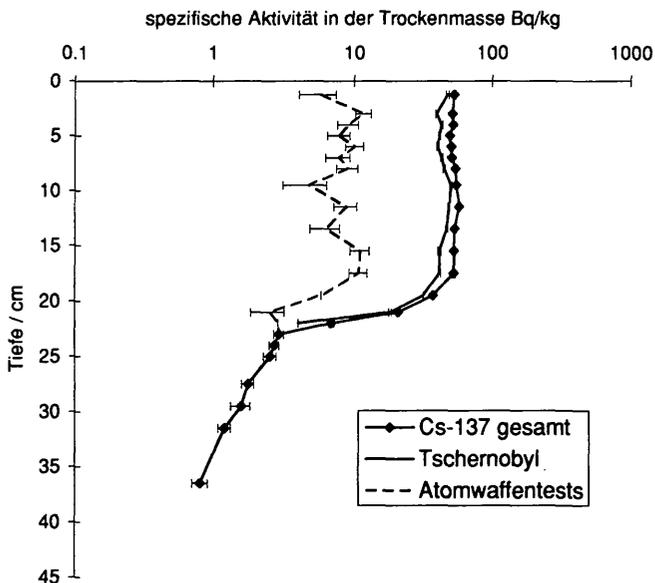


Abb. 3: Tiefenverteilung des ¹³⁷Cs des Ackers in Wagna 1990

kontaminierten Regenwasser transportierte Cäsium wegen des großen Oberfläche-zu-Volumen-Verhältnisses vor allem an die Oberfläche der kleineren Bodenknollen anlagert. Die Eigenschaft als „Tracer“ für die Feinfraktion nützen wir aus, um die Veränderung der Aggregatstruktur, hervorgerufen durch die Bodenbearbeitung, zu untersuchen.

Von den Schichten eines Quaders wurde das Verhältnis der Aktivitätskonzentrationen der klein- und großkrümeligen Fraktion V_{AB} ermittelt.

$$V_{AB} = A_{137,B} / A_{137,A} \quad (1)$$

$A_{137,A}$...spezifische ^{137}Cs -Aktivität der Fraktion A, > 5 mm

$A_{137,B}$... spezifische ^{137}Cs -Aktivität der Fraktion B, < 5 mm

In Abbildung 1 wird der über alle Schichten eines Quaders genommene Mittelwert V_{AB} dargestellt. (Der Balken besitzt die Länge des Konfidenzintervalls bei 1σ , und die Spannweitenstriche reichen bis zu den Maximalwerten). Der Maximalwert bei den Wiesenproben erreicht beim ersten Quader in Thal $V_{AB} = 4$, d. h. in einer bestimmten Tiefe war dort die feine Siebfraktion 4 mal so stark kontaminiert wie die großkrümelige Fraktion. Im Mittel liegt der Faktor V_{AB} bei beiden (Dauergrünland-) Quadern von Thal immer noch bei 2.

Allgemein kann festgestellt werden, daß die Aktivität des kleinkrümeligen Anteils um mindestens einen Faktor 2 bis 3 größer ist als die des großkrümeligen, sofern der Boden die heterogene Struktur eines von Bodenbearbeitung ungestörten Bodens aufweist. Die Äcker in Wagna, Deutschlandsberg und Thal weisen dagegen eine Aktivitätsdifferenz von nur 10 bis 15 % auf, was darauf hindeutet, daß sich die Aggregatstruktur verändert und neu formiert hat.

V_{AB} wird wegen systematischer Fehlereinflüsse in der Probengewinnung und -aufbereitung immer zu niedrig gemessen (ZECK 1994). Die Werte sind daher als untere Schranken aufzufassen, und die wahren Aktivitätsunterschiede, die unter idealen Versuchsbedingungen gemessen werden könnten, liegen also höher.

Allgemeine Charakteristiken der Tiefenverteilung des Cäsium-137

Der Verlauf der Cäsiumkonzentration hängt dagegen sehr stark von der Bodenbearbeitung ab. Bei Dauergrünland ist die Migration des Cäsiums kaum zu beobachten, da das Cäsium sehr stark im Boden gebunden ist, und bei Ackerland wird diese durch die mechanische Bearbeitung fast völlig überlagert. Jeweils für Grün- und Ackerland typische Kurven sind in den Abbildungen 2, 3 und 5 dargestellt, Abbildung 4 zeigt den zeitlichen Verlauf der Cäsiumaktivität im Ackerboden über die Jahre 1986–89.

Ungestörter Boden (Abbildung 2, Probenort Thal) zeigt einen starken Abfall der Cäsiumkonzentration mit der Tiefe mit abschnittsweisem exponentiellen Charakter. Sie geht ab 20 cm Tiefe in einen „Untergrund“ von 8 Bq/kg über. Dieser Untergrund kann nicht mit Sicherheit als Alt- oder Neucäsium klassifiziert werden, da das zur Klassifizierung notwendige ^{134}Cs weit unter die für den Nachweis erforderliche Konzentration fällt. Im Detail erkennt man, daß sich das Maximum der Cäsiumkonzentration von der Oberfläche ca. 2–3 cm nach unten verlagert hat (ZECK 1993, S. 91ff). Von diesem Maximum aus geht die Aktivität mit der Tiefe fast exponentiell zurück, und zwar bis 15 cm sehr steil (nur Tschernobylcäsium).

Diese ungestörte Nuklidverteilung geht bei Bodenbearbeitung natürlich verloren (Abbildung 3, Probenort Wagna). Wenn ein Acker öfters als vier- oder fünfmal gepflügt worden ist, dann vereinfacht sich das typische Tiefenprofil sehr stark. Das Aktivitätsmaximum senkt sich und die Aktivität verteilt sich gleichmäßig über die gesamte Bearbeitungszone des Ackers (meist 0–20 cm), was die Aktivitätstiefenverteilung als Plateau erscheinen läßt. In diesem Bereich ist mit der Zeit keine Tiefenabhängigkeit mehr vorhanden, das gesamte Cäsium der Flächendeposition ist praktisch in

Thal, Ackerland 1986 / 87 / 89

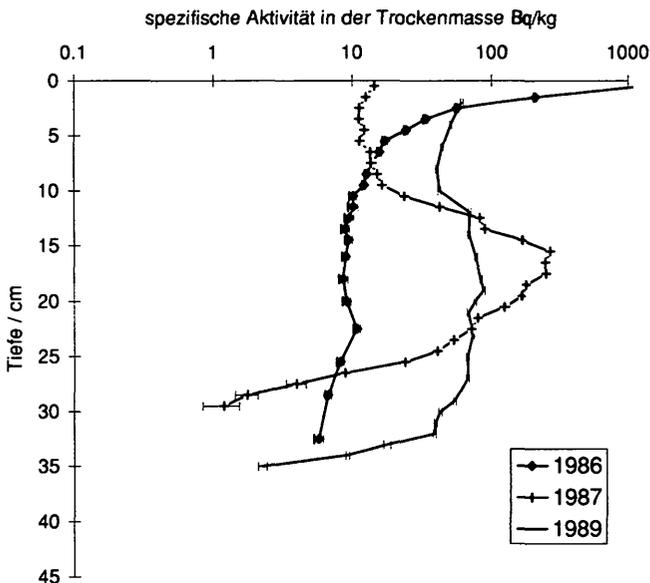


Abb. 4: Tiefenverteilung des ^{137}Cs eines Ackers in Thal im zeitlichen Verlauf 1986–89 (Kurven 1986, 1987: MÜLLER & al. 1988, Kurve 1989: ZECK 1994)

Voitsberg, Grünland 1989

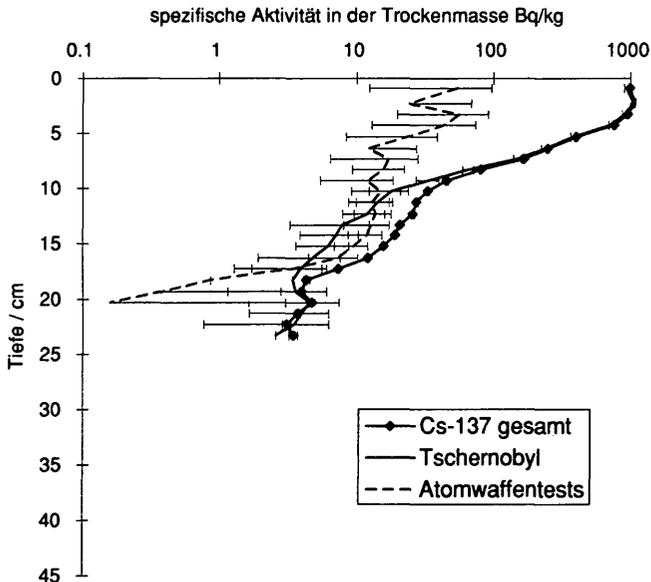


Abb. 5: Tiefenverteilung des ^{137}Cs in Voitsberg 1990, Grünland

diesem Bereich gespeichert und besitzt dort eine gleichmäßige Konzentration. Diese Tendenz der Plateaubildung wird auch beim Wiesenboden durch den Aktivitätsverlauf des Atombombencäsiums (Altcäsium), welcher vor rund 30 Jahren auf der Bodenoberfläche deponiert wurde, bereits vorweggenommen angedeutet.

Ackerland

Bei einem öfters als viermal gepflügten Acker kann bis zur Pflugsohle kein bodentypisches Verhalten der künstlichen Radionuklide festgestellt werden, weil durch die Bodenbearbeitung die Tiefenverteilungen aller Böden dem konstanten Endzustand einer vollständigen Vermischung zustreben (Deutschlandsberg, Thal, Wagna; vgl. Abb. 2 und 3). Es gleichen sich auch die Aktivitätskonzentrationen der Grobfraktion an die der Feinfraktion an, sodaß die gemessenen Unterschiede im Durchschnitt 2–5 % und maximal 20 % betragen.

Die Bereiche unter der Pflugsohle entziehen sich bedingt durch die hierfür erforderlichen langen Meßzeiten einer genaueren Kontrolle. Die Aktivität fällt hier bis ca. 40 cm Tiefe annähernd exponentiell mit der Tiefe ab (Deutschlandsberg, Wagna). Bei einer Pflugtiefe von 20 cm beginnt der Aktivitätsabfall bei 5 Bq/kg und halbiert sich alle 7–17 cm. Wegen der großen statistischen Meßfehler können bei V_{AB} keine signifikanten Abweichungen von 1 festgestellt werden.

Weideumbruch, seit einem Jahr ackerbaulich genutzt

Beide Quader eines Ackers in Deutschlandsberg, der 1989 umgebrochen und vor der Probenahme 1990 zum zweiten Mal gepflügt wurde, lassen dagegen noch deutlich erkennen, daß die Aktivitätskonzentration der kleinkrümeligen Fraktion gegenüber der Aktivitätskonzentration der großkrümeligen Fraktion durchschnittlich etwa doppelt so groß ist ($V_{AB} \approx 2$). Dieser Acker ist daher noch wenig homogenisiert. Im Vergleich dazu zeigt der schon länger bewirtschaftete Acker in Deutschlandsberg geringere Differenzen der Cäsiumaktivitäten.

Dauergrünland (Wiese, Weide)

Das Bombencäsium fällt hier abschnittsweise stärker ins Gewicht als beim Acker, weil sich die Charakteristiken der Kurvenverläufe des Alt- und Neuanteils unterscheiden. Es gibt Zonen, wo das Bombencäsium stärker angereichert ist als das Neucäsium und daher nicht wie sonst vollständig vom Neucäsium überlagert ist. Das Altcäsium hat sich im Laufe der Zeit besser im Boden verteilt. Daher ist der Abfall des Altcäsiums im allgemeinen flacher als der des Neucäsiums und kann bei ca. 15–25 cm als Hauptanteil des Cäsiums in den Vordergrund treten.

Jeweils zwei Quader in Thal und in Voitsberg (Abbildungen 2 und 5) werden untersucht. Bei diesen verhältnismäßig ungestörten Böden lassen sich bodenspezifische Merkmale am besten verfolgen. Das Cäsium im Boden von Thal (Abbildung 2) ist in der Tiefe gleichmäßiger aufgenommen worden. Der B-Horizont reicht von ca. 25 bis 40 cm und besteht aus lehmigem Schluff (Ton : Schluff : Sand = 19 : 56 : 25). In diesem Horizont hat sich ein konstantes Aktivitätsniveau bei ca. 8 Bq/kg eingestellt. In Voitsberg handelt es sich in dieser Tiefe dagegen um stark lehmigen Sand. Da die Cäsium-Aktivität vor allem an den tonigen (= lehmigen) Bestandteilen des Bodens gebunden ist, herrscht hier ein Abfall vor, und nicht eine annähernd konstante Cäsiumkonzentration über einem 20 cm breiten Bereich wie in Thal. Der Boden besitzt in Thal zusätzlich eine gute Wasserdurchlässigkeit, was diesen Umstand begünstigt. Die unterschiedliche Kontamination von klein- zu großkrümeliger Fraktion

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
beträgt in Voitsberg, leicht mit der Tiefe zunehmend, den Faktor zwei, in Thal wird sogar eine bis zu dreimal so hohe Cäsiumkonzentration erreicht.

Abschließend danke ich Herrn Prof. O. NESTROY für bodenkundliche Hinweise und Herrn Prof. Hansjörg MÜLLER für seine Anregungen und seine Unterstützung sehr herzlich.

Literatur

- BOBEK, E. (1992): Rahmenempfehlungen für die Festlegung und Durchführung von Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor ionisierender Strahlung in Fällen großräumiger Verunreinigung. – Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Sektion III Beiträge 3/92, S. 40.
- BOSSEW, P. (1991): Radiologische Messungen im Gebiet der Koralpe. – Österreichisches Ökologieinstitut.
- HORAK, O., GERZABEK, M. (1988): Basisdaten zur regionalen Prognose der Strahlenbelastung des Menschen nach dem Modell ECOSYS. OEFZS-4447, 1–19.
- MEISEL, S., GRALLER, P., KAHR, G., NINAUS, W., MÜLLER, HJ. (1988): Activity in local batches of soil layers. – XIX ESNA meeting in Wien.
- MÜLLER, HJ. & al. (1988): Verteilung und Wanderung von Radionukliden in Böden und deren Aufnahme in Pflanzen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. – Forschungsberichte vom Bundeskanzleramt, Sektion VII.
- ZECK, C. (1993): Über das mittelfristige Verhalten des Tschernobylcäsiums im Boden. – In: RABITSCH, H. (Hrsg): Untersuchungen über die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl in der Steiermark, Reaktorinstitut Graz, RIG-21.
- ZECK, C., NINAUS, W., MEISEL, S., MÜLLER, HJ. (1993): Cs-137 Tiefenprofile von steirischen Erdböden aus den Jahren 1988 bis 1991, Poster zur 43. Jahrestagung der ÖPG 1993.
- ZECK, C. (1994): Verhalten radioaktiver Nuklide in steirischen Böden nach Tschernobyl unter besonderer Berücksichtigung von Cäsium mit Einbezug meßtechnischer Aspekte. – Diplomarbeit.

Anschrift des Verfassers: Dipl. Ing. Christian ZECK, Institut für Theoretische Physik, Abteilung Strahlenphysik, TU Graz, Steyrergasse 17, 8010 Graz.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark](#)

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: [125](#)

Autor(en)/Author(s): Zeck Christian

Artikel/Article: [Auswirkungen der Aggregatstruktur des Bodens auf die Cäsium-Bodenkontamination. 9-17](#)