

Die Belastung von Pilzen mit radioaktivem Caesium

– eine Bilanz im hessischen Landkreis
Marburg-Biedenkopf im Herbst 1987 –

D. MOLZAHN¹, D. REINEN^{2,3}, H. BEHR³, P. KOCKSHOLT¹, P. PATZELT¹

Eingegangen am 10.8.1988

Molzahn, D., D. Reinen, H. Behr, P. Kocksholt & P. Patzelt (1988): The radioactive contamination of mushrooms by cesium – results from the Hessian rural district of Marburg-Biedenkopf. Z. Mykol. 55(1): 135–148.

Key Words: Radioactivity, cesium, transfer factors, mushrooms.

Summary: Results on the radioactivity (Cesium) of mushrooms in the district of Marburg-Biedenkopf (Upper Hessen, West Germany) in the autumn of 1987, caused by the Chernobyl accident on April, 26, 1986 are given. The activity and the transfer factors were determined for 88 species; in most cases the mushrooms and the soil beneath were measured. Comparatively high radioactivity was found for *Laccaria amethystina* and *Suillus variegatus*, rather high values also for *Suillus bovinus*, *Tylopilus felleus*, *Xerocomus chrysenteron* and *Xerocomus badius*, while for example the *Agaricus* variants and *Boletus edulis* were apparently not contaminated seriously. The contamination of the mushrooms in the above district by the Chernobyl accident is roughly comparable to the contamination due to the nuclear weapon tests up to 1962.

Zusammenfassung: Es wird über die radioaktive Belastung von Pilzen durch Caesium im Landkreis Marburg-Biedenkopf (Oberhessen) im Herbst 1987 als Folge des Tschernobyl-Reaktorunfalls am 26.4.1986 berichtet. Aktivitäten und Transferfaktoren wurden für 88 Pilzarten bestimmt, wobei in den meisten Fällen der Pilz und die Erde des Fundorts gemessen wurden. Vergleichsweise hohe Belastungen waren bei *Laccaria amethystina* und *Suillus variegatus* feststellbar, stärkere Belastungen bei einigen Röhrlingsarten (*Suillus bovinus*, *Xerocomus chrysenteron*, *X. badius*, *Tylopilus felleus*), während *Armillariella mellea*, die *Agaricus*-Arten, *Boletus edulis* und *B. erythropus* sowie *Amanita muscaria* fast unbelastet waren. Die Belastung der Pilze im obigen Landkreis durch den Tschernobyl-Unfall ist etwa von der gleichen Größe wie die durch die Kernwaffentests bis 1962.

1. Einleitung

Nach dem Reaktorunfall im Kernkraftwerk Tschernobyl am 26. April 1986 erreichten an Aerosol-Partikel gebundene radioaktive Spaltprodukte auch die Bundesrepublik Deutschland. Infolge Ausscheidung solcher Partikel aus der Luft als „Fallout“ sowie durch ihre Auswaschung aus den Wolken durch den Regen als „Washout“ gelangten die radioaktiven Bestandteile auf die Erdoberfläche. Sie verteilten sich jedoch nicht gleichmäßig wie in den Jahren der oberirdischen Kernwaffenversuche Ende der 50er und Anfang der 60er Jahre.

1 Kernchemie im FB Physikalische Chemie, Philipps-Universität Marburg

2 FB Chemie, Philipps-Universität Marburg

3 Pilzfreunde 1976 Kassel e.V.

Damals handelte es sich um mehrere Jahre anhaltende Vorgänge, während nach dem Unfall von Tschernobyl die Ausscheidung und Auswaschung der Spaltprodukte innerhalb weniger Tage erfolgte. Menge und Häufigkeit der Regenfälle während der Zeit des Durchzugs der radioaktiven Wolke bestimmten die Kontamination an einem bestimmten Ort. Die Bodenbelastung in Südbayern erreichte beispielsweise den etwa 10fachen Wert derjenigen in Hessen. Aber auch in begrenzteren Regionen gab es erhebliche Unterschiede. Man denke an den sprichwörtlichen „strichweisen“ Regen oder an Senken, in denen viel Oberflächenwasser zusammengelaufen ist, oder auch an durch Bauwerke, Bäume und Sträucher geschützte Stellen.

Von den zahlreichen anfangs vorhandenen Nukliden sind zum Zeitpunkt unserer Untersuchungen, ca. eineinhalb Jahre nach dem Unfall, Jod-131, Tellur-132, Ruthenium-103 und andere längst zerfallen. Aufgrund ihrer längeren Halbwertszeiten ($t_{1/2}$) findet man praktisch nur noch die beiden Caesium-Isotope ^{134}Cs ($t_{1/2} = 2,06$ Jahre) und ^{137}Cs ($t_{1/2} = 30,17$ Jahre), außerdem gelegentlich ^{106}Ru ($t_{1/2} = 368$ Tage). Ebenfalls noch vorhanden sein muß aufgrund seiner relativ langen Halbwertszeit Strontium-90 ($t_{1/2} = 28,5$ Jahre). Dieses Nuklid tritt aber im Tschernobyl-Fallout verglichen mit ^{137}Cs nur mit einer Mengenhäufigkeit von etwa 2 % auf und kann mit der in dieser Arbeit verwendeten Methode nicht nachgewiesen werden. Von den langlebigen Nukliden sollte man zumindest das ^{137}Cs noch eine geraume Zeit in Umweltproben feststellen können. Messungen haben jedoch ergeben, daß nur gelegentlich Spuren dieses Nuklids in Gemüse, Obst oder Getreide aus der Ernte des Jahres 1987 nachweisbar sind. Offenbar ist der Transfer von Caesium aus dem Boden in die Pflanzen relativ gering (Biesold 1982, Steffens et al. 1986). Zu den wenigen stärker kontaminierten Pflanzenarten zählen wie schon im Jahre 1986 die Pilze (Diehl et al. 1986, Gans 1986 und 1987, Liljenzin et al. 1988, Molzahn 1987, Randa 1988, Rantayaara 1987, Teherani 1988). Obwohl die Fruchtkörper der Pilze vom radioaktiven Regen nicht unmittelbar betroffen waren, wiesen sie im Herbst 1986 zum Teil erhebliche Belastungen an ^{134}Cs und ^{137}Cs auf. Sie mußten also radioaktives Caesium über ihr Myzel aufgenommen haben, ein Hinweis auf die Tendenz zur Anreicherung dieses schweren Alkalimetall-Ions in vielen Pilzarten.

Auch aus der Zeit der oberirdischen Kernwaffenversuche liegen Meßwerte über den Caesiumgehalt von Pilzen vor. Seeger et al. (1981) fanden mit der Methode der flammenlosen Atomabsorptionsspektroskopie, daß sich das Caesium hauptsächlich im Hutfleisch der Pilze ansammelt, weniger dagegen im Stiel oder gar in den Lamellen. Andere Schwermetalle werden dagegen hauptsächlich in Lamellen bzw. Röhren angereichert. Eckl et al. (1986) untersuchten mit gammaspektrometrischen Methoden Pilze aus Österreich auf ^{137}Cs aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen des Jahres 1980 (China) und bestimmten Transferfaktoren Erde-Pilze. Sie beobachteten eine pH-Abhängigkeit des Transferfaktors, nämlich einen geringeren Transfer mit zunehmender Azidität des Bodens.

Wir haben im Herbst des Jahres 1987 insgesamt 88 Pilzarten auf radioaktives Caesium untersucht, zusammen 268 Pilzproben. Um Transferfaktoren ermitteln zu können, haben wir bei möglichst vielen Pilzfunden Erdproben von ihrem Fundort mitgemessen.

Bestimmung von Transferfaktoren

Über die Problematik der Bestimmung von Transferfaktoren und Ergebnisse liegen zwei zusammenfassende Berichte vor (Bundesminister des Innern (1981), Aurand et al. (1982)).

Der Transferfaktor f_e für ein Element e aus dem Boden in die Pflanze ist definiert als

$$f_e = \frac{\text{Spezifische Konzentration des Elements e in der Pflanze}}{\text{Spezifische Konzentration des Elements e im Boden}}$$

Bei der Untersuchung von Nutzpflanzen bezieht sich die spezifische Konzentration im Boden auf die Trockenmasse, in der Pflanze jedoch auf die Feuchtmasse. Man hat Transferfaktoren bisher hauptsächlich über Lysimeterversuche ermittelt. Bei diesen Modellversuchen wird die Erde, in der eine zu untersuchende Pflanze wächst, gleichmäßig mit dem kontaminierenden Stoff, z. B. ^{137}Cs durchmischt. Pflanzenwurzeln oder Pilzmyzelien finden also unabhängig von der Bodentiefe stets die gleiche Caesium-Aktivität vor. In der Natur ist jedoch ca. 18 Monate nach dem Unfall von Tschernobyl der Boden keineswegs gleichmäßig mit Caesium durchsetzt. Auch die Bodenbeschaffenheit ist nicht einheitlich. Im Wald ist der Boden zumeist mit einer 2–3 cm dicken Schicht aus losem Laub-Nadel-Kompost (Streu, L-Horizont) bedeckt. Hier findet sich der Hauptanteil der Aktivität. Das frische Laub des Jahres 1986 war dem Regen besonders ausgesetzt und ist durch den Laubfall im Herbst 1986 mit den darauf befindlichen radioaktiven Stoffen auf den Boden gelangt. Erst wenn dieser Kompost gänzlich verrottet ist, wird die gesamte Aktivität in den Boden gelangen können. Hinzu kommt, daß die Wanderung des Caesiums in tiefere Erdbodenschichten nur langsam fortschreitet (Fredrikson et al. 1966, Molzahn 1987). Die Wanderungsgeschwindigkeit wird z. B. in einem lockeren Sandboden bedeutend größer sein als in einem festen Lehm Boden.

In Abbildung 1 ist ein Tiefenprofil für ^{137}Cs im Waldboden aufgetragen. Eine Folge der unterschiedlichen Aktivitätskonzentration im Boden könnte z. B. sein, daß Pilze mit flachem oberflächennahen Myzel größere Mengen Caesium aufnehmen als solche mit tieferreichendem Myzel.

Über die Caesiumaufnahme von Pilzen in Abhängigkeit von ihrer Lebensweise berichten Römmelt et al. (1987) ausführlich. Offenbar kann Caesium in Pilzen vorhandenes Kalium partiell ersetzen. Ähnliches gilt für die Aufnahme von radioaktiven Strontium, das in den Pilzen gebundenes Calcium ersetzen kann. Für das letztere System gilt nach Biesold (1982)

$$\frac{{}^{90}\text{Sr}}{\text{Ca}} (\text{Pflanze}): \frac{{}^{90}\text{Sr}}{\text{Ca}} (\text{Boden}) = F = 1 \quad (2)$$

Die beiden chemisch verwandten Elemente Strontium und Calcium verhalten sich demnach beim Transfer vom Boden in die Pflanze äquivalent. Für die Elemente Caesium und Kalium, die ebenfalls chemisch verwandt sind, ist der Faktor F jedoch kleiner als 1 (Biesold 1982)). Da sich die Ionenradien von Cs^+ und K^+ wesentlich stärker unterscheiden als die von Sr^{2+} und Ca^{2+} , wird in der Tat ein weniger starker Austausch erwartet. Der Transfer von Caesium in die Pilzsubstanz hängt noch von einer Reihe weiterer Parameter ab, wie z. B. vom pflanzenverfügbaren Kaliumgehalt des Bodens sowie von dessen pH-Wert und Humusgehalt. Unsere Untersuchungen ließen bisher feinere Unterscheidungen dieser Art nicht zu, da sie mit einem vergleichsweise recht groben methodischen Raster durchgeführt wurden.

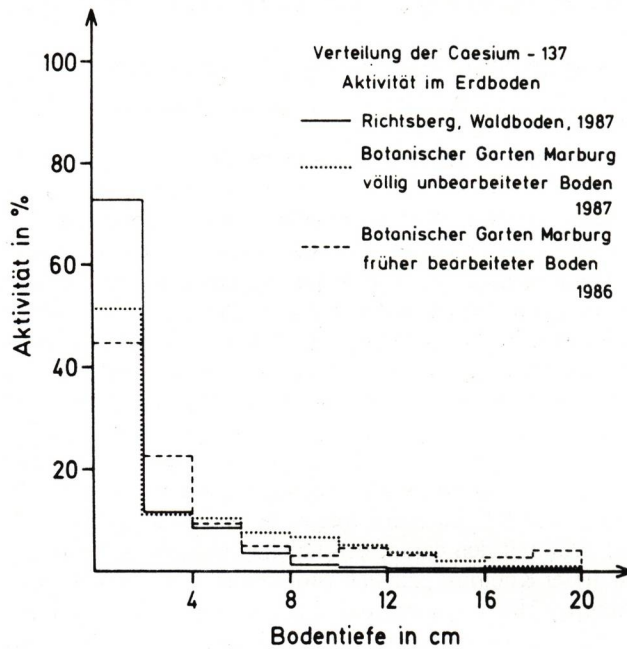


Abb. 1: Tiefenprofil für Cs-137 im Erdboden

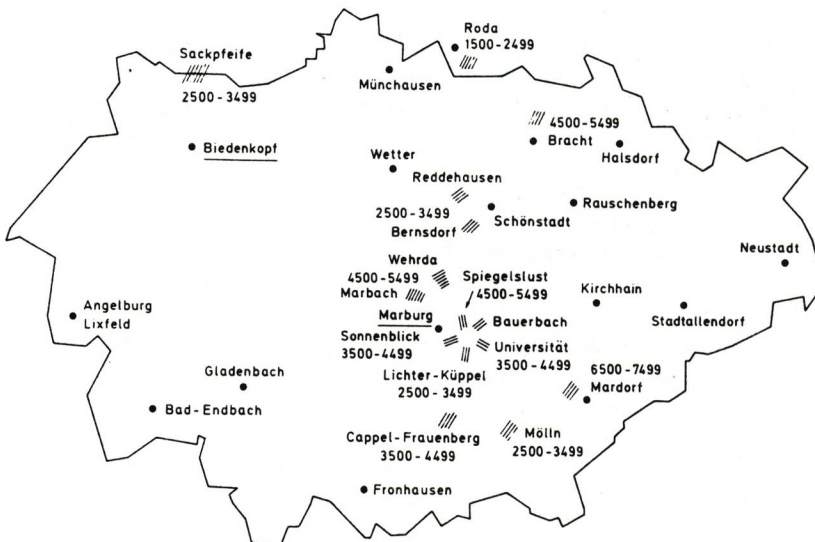


Abb. 2: Karte des Landkreises Marburg-Biedenkopf mit Pilzfundstellen (Schraffur). Zahlen: Aktivitätsangaben in Bq/qm nach Wiesmüller 16

3. Probennahme und Meßmethode

3.1. Fundortauswahl

Wie aus Messungen von Wiesmüller (1987) und Molzahn (1987) hervorgeht, bestehen im Landkreis Marburg-Biedenkopf erhebliche Unterschiede in der Belastung der Erdoberfläche mit radioaktivem Caesium aus Tschernobyl. Während im Westen des Landkreises die Belastung mit ^{137}Cs zwischen 500 Bq/m² und 2500 Bq/m² relativ niedrig ist, steigt sie im Osten bis auf 7500 Bq/m² an. Deshalb wurden Proben in verschiedenen Gebieten des Landkreises genommen. Zusätzlich gelang es, auch Proben aus anderen Gebieten, z. B. der Provence (Südfrankreich) zu erhalten. Die Abbildung 2 zeigt eine Karte des Landkreises Marburg-Biedenkopf mit den Herkunftsorten der Proben sowie den von Wiesmüller ermittelten durchschnittlichen Caesium-Belastungen des Bodens*.

3.2. Probennahme und Probenvorbereitung

In vielen Fällen wurden Pilze und direkt dazugehöriger Mutterboden untersucht. Gelegentlich konnte von einem etliche Quadratmeter großen Fundort mit mehreren Pilzproben bzw. -arten jedoch nur eine Erdprobe genommen werden. Die Aktivitätswerte dieser Erdproben wurden dann für den gesamten Standort als repräsentativ gewertet. In einem Fall (Roda) wurde für die Erdbelastung ein Mittelwert aus 3 Einzelproben genommen. In diesem Fall war die Mittelwertbildung zulässig, da die Aktivitätswerte aller 3 Erdproben untereinander sehr ähnlich waren. Trotzdem muß auf die Problematik dieser Art Probennahme hingewiesen werden, da gelegentlich auf engstem Raum, z. B. im Abstand von nur wenigen Metern, überraschend große Differenzen in der Bodenbelastung gefunden wurden (siehe auch Rantavaara 1987). Wir legten uns schließlich selbst Beschränkungen auf, da eine Zerstörung von Pilzmyzelia durch die Entnahme von Bodenproben in größerem Umfang nicht zu verantworten war. In manchen Fällen wurden auch Erdproben aus verschiedenen Bodentiefen untersucht. Wir berechneten die Transferfaktoren jedoch immer aus den Aktivitätswerten der obersten Erdbodenschicht von ca. 2 cm bis 3 cm Dicke, d. h. ohne Berücksichtigung der losen Kompostschicht bzw. der tieferen Erdbodenschichten.

Die Pilze wurden in frischem Zustand, nach Möglichkeit unmittelbar nach dem Sammeln gemessen. Lediglich anhaftende Erde mußte entfernt werden. Alle Erd-, Laub- und Kompostproben wurden bei ca. 100° Celsius im Trockenschrank getrocknet und anschließend durch Siebung noch vorhandene Steinchen und Wurzeln entfernt.

Meßtechnik

Nahezu alle Spaltprodukte aus dem Reaktor von Tschernobyl können durch ihre charakteristische Gammastrahlung nachgewiesen werden. Zur Messung dieser Gammastrahlung wurden Germanium-Detektoren der Firmen Ortec bzw. Princeton GammaTech verwendet. Die Aufnahme der Spektren erfolgte mit einem Vielkanalanalysator ND 66 der Firma Nuclear Data, die Auswertung der Spektren mit einem Tandon Personal Computer über das Programm MEDIGAM (Westmeier 1986). Die Detektoren wurden gegen die

* Die Einheit der Aktivität ist „Becquerel“, abgekürzt Bq. Die Aktivität 1 Bq bedeutet einen radioaktiven Zerfall in der Sekunde. In dieser Arbeit werden die abgeleiteten Einheiten Bq/kg und Bq/m², d. h. die Zerfälle pro Sekunde und Masseneinheit bzw. Flächeneinheit verwendet. Die in letzterem Fall angegebenen Werte stellen die Caesium-Aktivität je Quadratmeter dar, die im betreffenden Gebiet niedergeschlagen wurde (vgl. Abb. 2).

Umgebungsstrahlung durch Bleiburgen von 10 cm bzw. 5 cm Wandstärke allseitig abgeschirmt. Da die Detektoren auf Strahlung verschiedener Energie unterschiedlich reagieren und außerdem nur einen geringen Bruchteil der gleichmäßig in alle Richtungen ausgehenden Strahlung erfassen können, mußte ihre Nachweiswahrscheinlichkeit für die in dieser Arbeit generell verwendeten 250 ml Volumenproben mit Hilfe geeichter Gammastandards ermittelt werden (Jäckel et al. 1987). Die Meßzeiten betrugen in der Regel mindestens 1 Stunde, bei kleineren Probenmengen (ca. 50 ml) und geringen Aktivitäten jedoch bis zu 24 Stunden. Abbildung 3 zeigt das Gammaspektrum einer Pilzprobe.

4. Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 sind die durchschnittlichen Belastungswerte des Erdbodens je nach Herkunft angegeben. Für Reddehausen und das Lahnberge-Universitätsgelände lassen sich auf relativ engem Raum – der Abstand der Fundstellen beträgt gelegentlich weniger als 50 m – jeweils zwei Belastungsgruppen erkennen, die sich in ihrer Gesamtcaesium-Aktivität um einen Faktor 3,6 bzw. 4,6 unterscheiden. Für die Fundorte in der Provence ergibt sich im Durchschnitt eine doppelt so hohe Aktivität wie für die Marburger Gegend.

Tabelle 1 enthält auch die durchschnittlichen Bodenbelastungen durch die natürliche Radioaktivität. Uran-238 und Thorium-232 sowie deren Folgeprodukte findet man ebenso wie Kalium-40 überall auf der Welt im Boden. Diese „natürliche“ Radioaktivität ist zumindest im hessischen Raum der „künstlichen Radioaktivität“ vergleichbar.

Die in der aus Laub, Nadeln oder beidem bestehenden Kompostschicht über dem Erdboden befindliche Aktivität ist ebenso wie die von Holz mit Pilzbewuchs aus Tabelle 2 ersichtlich. Auch diese Werte belegen, daß in der Provence bedeutend mehr radioaktiver Niederschlag als in Mittelhessen auf die Erdoberfläche gelangt ist. Insgesamt ist die Aktivität im Kompost um annähernd einen Faktor 4 höher als in der obersten Erdschicht.

Charakteristisch für den Tschernobyl-Fallout ist ein $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ -Verhältnis von 2 (Mai 1986). Dieses Verhältnis ist bedingt durch die Verweilzeit der Brennelemente im Reaktor. Wegen den unterschiedlichen Halbwertszeiten von ^{137}Cs und ^{134}Cs stieg dieses Verhältnis bis zum September 1987 auf 3 an. Während die Durchschnittswerte für Kompost und Holz etwa diesem Wert entsprechen, liegt das $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ Verhältnis für Erde bei 3,5. Dieser höhere Wert ist die Folge von Altlasten an radioaktivem Caesium (im wesentlichen ^{137}Cs) aus der Zeit der oberirdischen Kernwaffenversuche.

Aktivitätswerte für Caesium in Pilzen und daraus ermittelte Transferfaktoren sind in Tabelle 3 aufgelistet. Die Aktivitätsunterschiede bei verschiedenen Funden der gleichen Pilzart sind oft erstaunlich groß. So beobachtet man beim Sandröhrling Werte zwischen 2 Bq/kg und 738 Bq/kg, beim Amethystblauen Lacktrichterling sogar zwischen 53 Bq/kg und 8925 Bq/kg. Der Steinpilz erreicht in einem Fall 116,9 Bq/kg Gesamtcaesium, sein Durchschnittswert aber liegt bei 30 Bq/kg. Äußerst geringe Caesium-Aktivitäten werden im Stadt- und Wiesenchampignon beobachtet. Ein Unsicherheitsfaktor ist, ob nicht manche Pilze zwischen Sammeln und Wiegen bereits ihren Wassergehalt reduziert haben und daher die spezifische Aktivität sich erhöht hat.

Für 77 von insgesamt 88 untersuchten Pilzarten können Transferfaktoren Erde-Pilz angegeben werden. Sie umspannen den Bereich von 0 (Wiesenchampignon und Eichenschichtpilz) bis 134,9 (Roter Lacktrichterling) und gar 1681 (Amethystblauer Lacktrichterling). Im letzteren Fall wurden für den Pilz 8075,3 Bq/kg Gesamtcaesium, für die Erdprobe indessen nur 38,2 Bq/kg Gesamtcaesium gemessen. Die Erdart war wie bei nahezu allen Pilzproben aus dem Marburger Raum Braunerde, der pH-Wert lag zwischen 3,5 und 4,5.

Tabelle 1: Belastung des Bodens mit radioaktiven Stoffen im Landkreis Marburg-Biedenkopf, in Korbach sowie der Provence. Bei Einzelwerten wird die Standardabweichung angegeben, beim arithmetischen Mittel der mittlere Fehler des Mittelwerts

Herkunft der Proben	Zahl der Proben	Aktivität in Bq/kg Trockenmasse					
		Cs-134	Cs-137	Ru-106	Th-nat	U-nat	K-40(nat)
Bernsdorf	2	7,1 $\pm$ 1,6	25,3 $\pm$ 2,9		21,5 $\pm$ 2,1	12,8 $\pm$ 3,1	383,8 $\pm$ 45,1
Bracht	6	11,0 $\pm$ 1,4	51,6 $\pm$ 2,8	3,7 $\pm$ 1,9	12,5 $\pm$ 1,6	13,0 $\pm$ 3,0	298,0 $\pm$ 30,0
Lahnberge							
- Bauerbach	1	10,6 $\pm$ 0,6	79,1 $\pm$ 1,3		42,0 $\pm$ 3,7	37,8 $\pm$ 1,5	755,7 $\pm$ 22,0
- Cappel-Frauenberg	4	37,0 $\pm$ 1,8	115,3 $\pm$ 2,4	26,8 $\pm$ 6,1	24,4 $\pm$ 1,3	17,2 $\pm$ 0,6	473,6 $\pm$ 77,7
- Lichter Kuppel	4	43,2 $\pm$ 0,5	175,5 $\pm$ 1,1	29,9 $\pm$ 2,4	13,8 $\pm$ 0,4	9,7 $\pm$ 0,8	329,4 $\pm$ 7,2
- Sonnenblick	2	82,8 $\pm$ 7,4	250,2 $\pm$ 14,3	9,8 $\pm$ 2,2	19,0 $\pm$ 6,1	12,5 $\pm$ 8,1	370,5 $\pm$ 75,0
- Spiegelslust	3	29,0 $\pm$ 1,1	102,1 $\pm$ 1,9	8,2 $\pm$ 2,7	15,7 $\pm$ 1,2	17,5 $\pm$ 1,1	392,4 $\pm$ 24,3
- Universitätsgelände	9	94,3 $\pm$ 2,1	327,8 $\pm$ 4,2	46,6 $\pm$ 2,6			
	6	17,4 $\pm$ 0,5	79,1 $\pm$ 1,1	17,5 $\pm$ 1,0			
	15				20,4 $\pm$ 1,0	14,9 $\pm$ 1,3	264,9 $\pm$ 76,1
Marbach	5	27,8 $\pm$ 0,7	117,9 $\pm$ 1,6	19,2 $\pm$ 2,3	15,6 $\pm$ 1,0	13,9 $\pm$ 1,2	385,6 $\pm$ 17,0
Mardorf	5	322,1 $\pm$ 5,9	959,3 $\pm$ 10,5	144,8 $\pm$ 19,2	26,7 $\pm$ 1,4	23,1 $\pm$ 1,0	451,3 $\pm$ 12,7
Mölln	1	41,6 $\pm$ 0,4	131,1 $\pm$ 0,7	16,5 $\pm$ 1,4	34,2 $\pm$ 0,4	26,3 $\pm$ 0,5	369,4 $\pm$ 6,5
Reddehausen	3	22,0 $\pm$ 3,0	101,9 $\pm$ 6,5	5,7 $\pm$ 2,8			
	8	87,4 $\pm$ 1,2	354,4 $\pm$ 2,4	30,7 $\pm$ 3,1			
	11				18,5 $\pm$ 0,6	17,0 $\pm$ 1,4	409,7 $\pm$ 18,8
Roda	3	5,3 $\pm$ 1,4	41,7 $\pm$ 3,3		16,6 $\pm$ 2,7	9,8 $\pm$ 3,5	415,0 $\pm$ 3,5
Sackpfeife	1	265,3 $\pm$ 16,2	743,9 $\pm$ 29,7		15,0 $\pm$ 1,0	33,0 $\pm$ 19,0	184,0 $\pm$ 110,0
Wehrda	9	22,5 $\pm$ 1,0	66,8 $\pm$ 1,9		20,0 $\pm$ 2,3	13,8 $\pm$ 1,7	265,3 $\pm$ 18,8
Mittelwert Landkreis Marburg-Biedenkopf	72	64,6 $\pm$ 3,0	224,4 $\pm$ 5,8	26,6 $\pm$ 7,2	19,5 $\pm$ 2,2	15,8 $\pm$ 3,1	351,3 $\pm$ 46,8
Korbach	1	24,3 $\pm$ 0,9	108,4 $\pm$ 1,8	21,5 $\pm$ 4,2	17,8 $\pm$ 1,0	13,1 $\pm$ 1,3	553,3 $\pm$ 22,6
Provence (östlich Orange)	11	129,5 $\pm$ 1,5	455,7 $\pm$ 3,1	58,8 $\pm$ 5,0	11,9 $\pm$ 0,7	10,3 $\pm$ 1,2	182,8 $\pm$ 13,3

Tabelle 2: Belastung von Kompost und Holz mit Caesium und Ruthenium

Herkunft der Proben	Zahl der Proben	Aktivität in Bq/kg Trockenmasse		
		Cs-134	Cs-137	Ru-106
A. Kompost				
Bracht	4	232,9 $\pm$ 11,4	625,2 $\pm$ 21,4	
Lahnberge				
-Universitätsgelände	13	234,4 $\pm$ 5,0	693,2 $\pm$ 9,3	81,9 $\pm$ 12,5
-andere Gebiete	10	358,1 $\pm$ 36,0	1014,9 $\pm$ 8,0	174,7 $\pm$ 14,5
Marbach	3	255,2 $\pm$ 9,3	762,3 $\pm$ 16,7	86,4 $\pm$ 28,3
Reddehausen	12	317,9 $\pm$ 3,0	929,2 $\pm$ 5,3	125,3 $\pm$ 8,5
Roda	3	164,6 $\pm$ 12,8	554,5 $\pm$ 25,0	
Sackpfeife	1	339,5 $\pm$ 8,8	1013,9 $\pm$ 16,4	73,5 $\pm$ 27,4
Wehrda	7	288,9 $\pm$ 9,1	859,3 $\pm$ 16,5	80,4 $\pm$ 18,5
Mittelwert	53	282,9 $\pm$ 17,2	826,2 $\pm$ 13,0	98,3 $\pm$ 14,2
Provence	1	636,6 $\pm$ 25,3	1927,2 $\pm$ 46,8	
B. Holz				
Mittelwert	11	33,5 $\pm$ 1,5	94,3 $\pm$ 2,5	

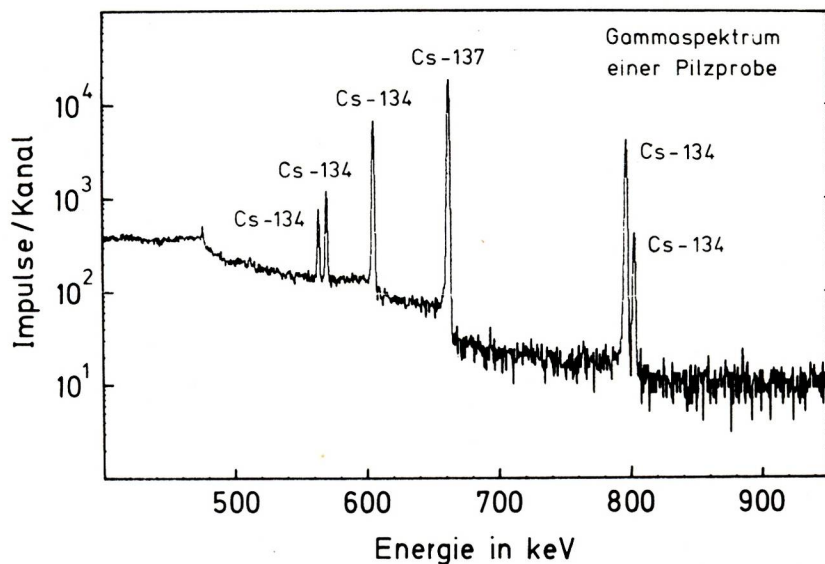


Abb. 3: Gammospektrum einer Probe Pilze

Tabelle 3: Gesamtcaesium-Aktivität in Pilzen und Transferfaktoren für das System Erde-Pilze. n = Gesamtprobenzahl, $n(T)$ = Zahl der für die Ermittlung des Transferfaktors verwendeten Proben. uNG = unter Nachweisgrenze. Die Nachweisgrenze bei Meßzeiten über 1 Stunde ist 0,5 Bq/kg. Auflistung der Pilzarten nach Kreisel (1987).

Pilzart	n/n(T)	Aktivität in Bq/kg		Transferfaktor	
		Mittelwert	Streuung	Mittelwert	Streuung
Polyporus spec.	2/ 2	1132	955- 1310	2,97 ± 0,66	2,13 - 3,80
Pleurotus dryinus	1/ 1	45		0,96 ± 0,35	
Strobilomyces strobilaceus	1/ 1	66		0,25 ± 0,02	
Boletinus cavipes	1/ 1	40		0,85 ± 0,27	
Suillus grevillei	7/ 4	183	9- 380	2,43 ± 0,17	0,27 - 4,64
Suillus luteus	4/ 1	163	6- 320	7,74 ± 0,67	
Suillus bovinus	4/ 3	132	18- 305	3,49 ± 0,35	1,03 - 6,49
Suillus variegatus	3/ 3	272	2- 738	5,88 ± 0,65	0,13 -15,70
Xerocomus badius	25/12	370	9- 1228	2,53 ± 0,05	0,19 - 9,40
Xerocomus chrysenteron	8/ 6	824	236- 2538	3,15 ± 0,19	0,62 -12,45
Boletus erythropus	4/ 3	36	uNG- 74	0,11 ± 0,01	0 - 0,30
Boletus edulis	14/ 2	30	7- 117	0,33 ± 0,02	0,18 - 0,47
Tylopilus felleus	6/ 5	535	150- 970	2,78 ± 0,07	1,33 - 5,04
Leccinum versipelle	7/ 2	31	8- 75	0,10 ± 0,01	0,05 - 0,14
Leccinum scabrum var. cinnamomeum	1/ 1	13		0,01 ± 0,01	
Leccinum griseum	1/ 1	13		0,05 ± 0,03	
Leccinum scabrum	12/ 6	174	uNG- 790	0,74 ± 0,06	0 - 3,06
Paxillus atrotomentosus	1/ 1	104		7,50 ± 1,31	
Paxillus involutus	4/ 4	181	uNG- 324	0,66 ± 0,03	0 - 1,31
Hygrophoropsis aurantiaca	6/ 5	301	18- 879	1,92 ± 0,11	0,03 - 5,79
Hygrophorus eburneus	1/ 1	76		0,76 ± 0,05	
Laccaria amethystina	9/ 1	2809	53- 8925	1681,0 ± 4,46	
	/ 5	2809		6,18 ± 0,16	2,07 -11,29

<i>Laccaria laccata</i>	1/ 1	362			134,9	+ 0,78	
<i>Lepista nuda</i>	1/ 1	32			0,68	+ 0,16	
<i>Lepista personata</i>	1/ 1	41			0,99	+ 0,15	
<i>Lepista flaccida</i>	1/ 1	395			4,61	+ 0,53	
<i>Clytocybe gibba</i>	2/ 2	85			0,54	+ 0,02	0,33 - 0,75
<i>Tricholoma portentosum</i>	1/ 1	18			0,38	+ 0,14	
<i>Tricholoma auratum</i>	1/ 1	1			0,003	+ 0,003	
<i>Armillari mellea</i> s.l.	7/ 5	22	0-	47	0,15	+ 0,03	0,05 - 0,22
<i>Lyophyllum connatum</i>	2/ 2	29	24-	35	0,10	+ 0,01	0,06 - 0,14
<i>Collybia peronata</i>	1/ 1	140			3,67	+ 0,41	
<i>Collybia dryophylla</i>	1/ 1	137			0,49	+ 0,09	
<i>Collybia maculata</i>	3/ 2	139	129-	153	1,25	+ 0,28	0,89 - 1,61
<i>Megacollybia platyphylla</i>	2/ 1	185	100-	271	0,16	+ 0,01	
<i>Xerula radicata</i>	1/ 1	11			0,07	+ 0,01	
<i>Mycena pura</i>	1/ 1	208			0,12	+ 0,03	
<i>Mycena aurantio-marginata</i>	3/ 1	1189	69-	3247	78,43	+ 5,86	
	/ 2				0,42	+ 0,06	0,37 - 0,47
<i>Amanita muscaria</i>	4/ 3	3	0-	4	0,03	+ 0,02	0,01 - 0,07
<i>Amanita citrina</i>	2/ 1	312	36-	587	2,64	+ 0,19	
<i>Amanita spissa</i>	1/ 1	719			15,30	+ 1,30	
<i>Amanita rubescens</i>	8/ 2	10	0-	40	0,21	+ 0,07	0,11 - 0,31
<i>Agaricus bitorquis</i>	1/ 1	3			0,02	+ 0,02	
<i>Agaricus campester</i>	2/ 2	UNG			0		
<i>Agaricus arvensis</i>	1/ 1	81			0,40	+ 0,10	
<i>Macrolepiota procera</i>	5/ 2	28	0-	56	0,07	+ 0,04	0 - 0,13
<i>Macrolepiota rachodes</i>	1/ 1	8			0,02	+ 0,01	
<i>Coprinus comatus</i>	2/ 2	6	0-	12	0,02	+ 0,02	0 - 0,3
<i>Coprinus micaceus</i>	1/ 1	11			0,07	+ 0,04	
<i>Coprinus disseminatus</i>	1/ 1	178			2,45	+ 0,29	

<i>Hypoholoma capnoides</i>	3/ 2	111	55- 169	1,11 ± 0,27	0,78 - 1,48
<i>Hypoholoma fasciculare</i>	1/ 1	128		3,73 ± 0,18	
<i>Pholiota flammans</i>	1/ 1	138		0,24 ± 0,02	
<i>Kuehneromyces mutabilis</i>	3/ 3	15	0- 37	0,19 ± 0,06	0 - 0,39
<i>Hebeloma mesophaeum</i>	1/ 1	214		0,53 ± 0,04	
	1/ 1	396		11,50 ± 0,49	
<i>Cortinarius hinnuleus</i>	1/ 1	176		0,19 ± 0,02	
<i>Russula densifolia</i>	1/ 1	4		0,07 ± 0,06	
<i>Russula ochroleuca</i>	9/ 8	335	0- 1781	1,21 ± 0,04	0 - 6,43
<i>Russula cyanoxantha</i>	5/ 3	78	8- 162	0,92 ± 0,06	0,10 - 2,35
<i>Russula xerampelina</i>	2/ 2	26	0- 52	0,03 ± 0,01	0 - 0,06
<i>Russula mairei</i>	2/ 2	787	253- 1320	2,42 ± 0,24	1,16 - 3,68
<i>Lactarius necator</i>	2/ 1	286	29- 543	0,83 ± 0,08	
<i>Lactarius blennius</i>	2/ 2	91	75- 106	0,44 ± 0,10	0,37 - 0,51
<i>Lactarius helvus</i>	2/ 2	1669	61- 3276	2,31 ± 0,16	1,78 - 2,83
<i>Lactarius rufus</i>	1/ 1	23		0,65 ± 0,14	
<i>Lactarius quietus</i>	1/ 1	2573		4,55 ± 0,20	
<i>Lycoperdon perlatum</i>	3/ 3	6	2- 9	0,02 ± 0,02	0 - 0,06
<i>Phallus impudicus</i>	2/ 2	144	59- 229	1,11 ± 0,19	1,03 - 1,19
<i>Scleroderma citrinum</i>	6/ 6	173	0- 505	1,68 ± 0,27	0 - 5,69
<i>Cantharellus cibarius</i>	4/ 1	301	31- 960	1,11 ± 0,24	
<i>Cantharellus tubaeformis</i>	4/ 3	876	77- 1929	1,52 ± 0,16	1,25 - 1,67
<i>Craterellus cornucopioides</i>	2/ 1	76	35- 117	0,07 ± 0,02	
<i>Meripilus giganteus</i>	6/ 3	69	7- 111	0,56 ± 0,06	0,33 - 0,80
<i>Ramaria pallida</i>	1/ 1	74		0,18 ± 0,01	
<i>Sparassis crispa</i>	6/ 2	9	3- 17	0,04 ± 0,01	0,03 - 0,04
<i>Stereum gausapatum</i>	1/ 1	uNG		0	

Obwohl in den meisten Fällen Pilzfruchtkörper mit der zugehörigen Bodenprobe gemessen wurden, streuen die ermittelten Transferfaktoren der gleichen Pilzart recht erheblich. Nimmt man in einer groben Betrachtung die Mittelwerte als repräsentativ an, so ergibt sich für 94 Proben (Abbildung 4) ein Transferfaktor kleiner als 1 (Abreicherung) und für 61 Proben ein solcher über 1 (Anreicherung). Beschränkt man die weitere Diskussion auf die Pilzarten, für die mehr als zwei Meßwerte vorliegen, dann sind der Amethystblaue Lacktrichterling sowie der Sandröhrling sehr stark belastet ($f_{Cs} \approx 6$), während Hallimasch, Fliegenpilz, Stockschwämmchen, Flockenstieler Hexenröhrling und auch der Steinpilz sehr kleine Transferfaktoren besitzen. Eine Reihe von Röhrlingen wie der Kuhpilz, der Rotfußröhrling, die Marone und der Gallenröhrling ($f_{Cs} \approx 3$) zeigen ebenfalls stärkere Belastungen. Wenn entsprechende Messungen aus dem Jahre 1988 vorliegen, kann der Informationsgehalt von Tabelle 3 besser ausgeschöpft werden. Interessant wäre auch zu prüfen, ob die Transferfaktoren konstant sind oder bei hohen Bodenkontaminationen als Folge einer Sättigung in der Aufnahme von Caesium absinken. Diese Frage ist zur Zeit nicht schlüssig zu beantworten.

Bisher zeichnet sich bei der Betrachtung von Gebiets- bzw. Aktivitätsunterschieden keine klare Linie ab. Zum Beispiel ist der Transferfaktor im Falle des Trompetenpfifferlings mit Werten von 1,67, 1,65 und 1,25 für Böden mit einer Gesamtbelastung von 1157 Bq/kg, 47 Bq/kg und 747 Bq/kg weitgehend konstant. Beim Rotfußröhrling dagegen liegen 5 Transferfaktoren im Bereich zwischen 0,62 und 2,89, der sechste jedoch bei 12,45. Im letzteren Fall ist die Erde mit nur 41 Bq/kg Gesamtcaesium, im ersteren Fall mit 1726 Bq/kg belastet (pH-Wert 3,5 bzw. 4,0). Insgesamt liegen für eine genauere Beurteilung aber noch zu wenig Daten vor.

Die in dieser Arbeit ermittelten Transferfaktoren lassen sich mit denen von Eckl et al. (1986) nur bedingt vergleichen, da diese sich auf die Trockenmasse beziehen. Für den Steinpilz geben die genannten Autoren den Wert 3,0 an, in dieser Arbeit wurde er zu 0,33 ermittelt. Unter der Annahme von etwa 90 % Wasser im Steinpilz stimmen beide Ergebnisse überein. Für Pfifferlinge (5,6 bei Eckl, 1,1 in dieser Arbeit) gilt ähnliches, während beim Birkenpilz (1,0 gegenüber 0,74) keine Übereinstimmung feststellbar ist. Alle Werte beziehen sich auf Braunerde. Warum besitzen nun manche Pilzarten hohe Transferfaktoren für Caesium, während andere kein Caesium speichern (Stadt- und Wiesenchampignon)? Die braune Hutfarbe des Maronenröhrlings geht auf ein Kaliumsalz zurück (Steffan und Steglich 1984, Gill und Steglich 1987), so daß ein partieller Austausch des Kaliums durch Caesium und damit eine Anreicherung erwartet werden kann. Wir haben diese Hypothese überprüft, indem wir in einigen Fällen die ganzen Pilze und danach selektiv die Huthaut gemessen haben. Da die Haut jedoch sehr dünn und äußerst schwer von der Unterlage ablösbar ist, waren die abgeschälten Huthäute noch immer von der Dicke von Kartoffelschalen. Immerhin zeigen die Ergebnisse der Tabelle 4, daß sich die Hauptaktivität in der Huthaut befindet. Dies stimmt mit Befunden überein, nach denen Cs-137 im Maronenröhrling hauptsächlich in komplexgebundener Form in den Hutfarbstoffen Badiol A und Norbadiol A vorliegt (Steglich et al. 1989).

Abschließend werde noch die Kontaminierung der Pilze durch radioaktives Caesium im oberhessischen Raum als Folge des Reaktorunfalls in Tschernobyl mit den Altlasten verglichen, die aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen stammen. Im Jahresbericht zur Umweltradioaktivität 1983 in der Bundesrepublik Deutschland (Bundesinnenministerium 1986) wird für Butterpilze ein Wert von 23 Bq/kg, Maronenröhrlinge 170 Bq/kg, Pfifferlinge 11 Bq/kg und Steinpilze 82 Bq/kg angegeben. Grob vereinfachend läßt sich demnach feststellen – wenn man die Daten der Tabelle 3 mit diesen Werten vergleicht – daß sich die radioaktive Belastung durch Caesium nach 1985 etwa verdoppelt hat.

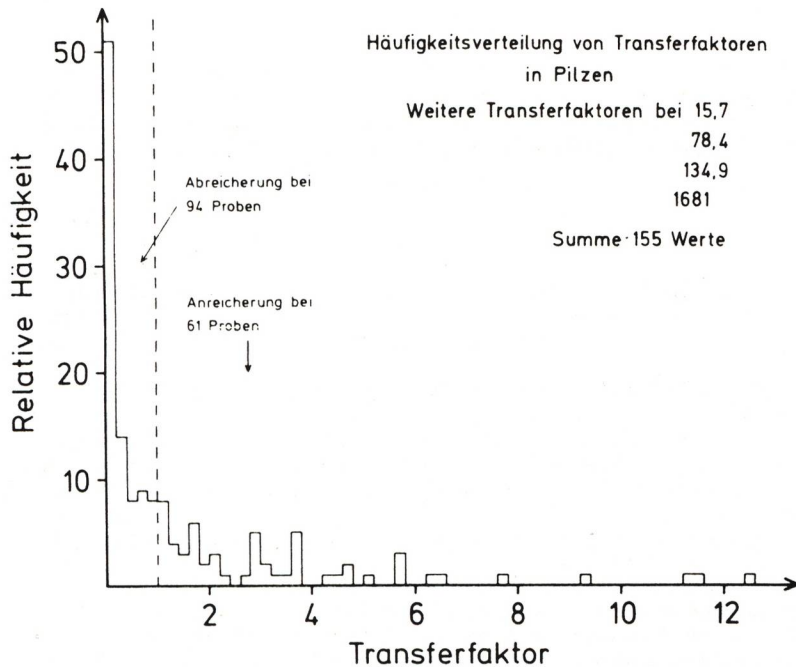


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung von Transferfaktoren in Pilzen

Tabelle 4: Aktivitätsmessungen bei Huthäuten von *Xerocomus badius* (Maronenröhrling), zwei Funde.

Probe	Aktivität in Bq/kg		$\frac{A_{\text{Huthaut}}}{A_{\text{frischer Pilz}}}$
	Cs-134	Cs-137	
frischer Pilz	46,1 ± 6,7	109,7 ± 10,8	
Huthaut	125,7 ± 8,1	382,0 ± 14,1	3,3
frischer Pilz	68,2 ± 4,0	255,0 ± 7,9	
Huthaut	189,1 ± 36,3	809,9 ± 70,8	3,1

5. Dank

Mit Sammelgut und Erdproben haben uns Frau S. Haase, Frau B. Heldmann, Frau S. Martens-Renz, und Fräulein A. Rödiger und Fräulein H. Schauberer sowie Herr W. Werner versorgt. Frau Müller und Herr Mühl stellten uns Proben aus der Provence zur Verfügung. Ihnen allen sei herzlich gedankt. Weiterer Dank gilt Herrn Prof. W. Steglich (Univ. Bonn) für Anregungen und Diskussionen.

Literatur

- AURAND, K. H. RÜHLE & I. GANS (1982) – Radioökologie und Strahlenschutz, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- BISOLD, H. (1982) – Der Transfer radioaktiver Stoffe in landwirtschaftliche Nutzpflanzen, in: K. Aurand, H. Rühle & I. Gans (Herausgeber) – Radioökologie und Strahlenschutz, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 123–131.
- DER BUNDESMINISTER DES INNERN (Herausgeber) (1981) – Statusbericht über den Transfer von Radionukliden, 2. Auflage, Bonn.
- (Herausgeber) 1986 – Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. Jahresbericht (1983), Bonn.
- DIEHL, J. F., D. EHLERMANN, O. FRINDIK, H. MÜLLER & A. WAGNER (1986) – Radioaktivität in Lebensmitteln – Tschernobyl und die Folgen, Berichte der Bundesforschungsanstalt für Ernährung BFE-R-86-04.
- ECKL, P., W. HOFMANN & R. TÜRK (1986) – Uptake of Natural and Man-made Radionuclides by Lichens and Mushrooms, *Radiat. Environ. Biophys.* 25, 43–54.
- FREDRIKSON, L. R. J. GARNER & R. SCOTT RUSSEL (1966) – Caesium-137, in: R. Scott Russel (Herausgeber) – Radioactivity and Human Diet, Pergamon Press 319–352.
- GANS, I. (1986) – Radionuklidkonzentrationen in Berliner Pilzen, *Z. Mykol.* 52 (2), 446–453.
- Radionuklidkonzentrationen in Berliner Pilzen, *Z. Mykol.* 53 (1), 151–154.
- GILL, M. & W. STEGLICH (1987) – *Fortschr. Chem. Org. Naturstoffe* 51.
- JÄCKEL, B., W. WESTMEIER & P. PATZELT (1987) – On the Photopeak Efficiency of Germanium Gamma-ray Detectors, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, A* 261, 543–548.
- KREISEL, H. (1987) – Pilzflora der DDR (Basidiomycetes), Jena.
- LILJENZIN, J. O., M. SKALBERG, G. PERSSON, T. TINGEMANSSON & P. O. ARANSSON (1988) – Analysis of the Fallout in Sweden from Chernobyl, *Radiochemica Acta* 43, 1–25.
- MOLZAHN, D. (1987) – Marburg nach Tschernobyl, Hitzeroth Verlag Marburg.
- RANDA, Z. (1988) – Radiocesium Tracer Obtained from Mushrooms, *J. Radioanal. Nucl. Chem., Letters* 126/5, 345–349.
- RANTAVAARA, A. (1987) – Radioactivity of Vegetables and Mushrooms after the Chernobyl Accident in 1986, Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety, Helsinki, STUK-A59.
- RÖMMELT, R., C. LEISING & L. Hiersche (1987) – Die Cs-134 + 137 Aufnahme von Pilzen in Abhängigkeit von ihrer Lebensweise, in: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Herausgeber) 7. Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität, Bonn, 383–387.
- SEEGER, R. & P. Schweinschaut (1981) – Vorkommen von Caesium in höheren Pilzen, *The Science of the Total Environment* 19, 253–276.
- STEFFAN, B. & W. STEGLICH (1984) – *Angew. Chemie* 96, 435.
- STEFFENS, W., W. MITTELSTAEDT, F. FÜHR, H. FÖRSTEL & KLAES (1986) – Abschätzung der Aufnahme des abgelagerten ^{137}Cs und ^{90}Sr über die Wurzel, *Atomwirtschaft XXXI*, 389–392.
- STEGLICH, W. et al. (1989) – *Angew. Chemie*, im Druck.
- TEHERANI, D. K. (1989) – Determination of ^{137}Cs Radioisotopes in Various Mushrooms from Austria one Year after the Chernobyl Incident, *J. Radioanal. Nucl. Chem., Letters* 126/6, 401–406.
- WESTMEIER, W. (1986) – The Fitting of Solid State Detector Spectra, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, A* 242, 437–442.
- WIESMÜLLER, T. (1987) – Untersuchungen zur Verteilung der Radioaktivität aus dem Niederschlag von Tschernobyl im Landkreis Marburg-Biedenkopf, Diplom-Arbeit, Marburg.



Deutsche Gesellschaft für Mykologie e.V.
German Mycological Society

Dieses Werk stammt aus einer Publikation der DGfM.

www.dgfm-ev.de

Über [Zobodat](#) werden Artikel aus den Heften der pilzkundlichen Fachgesellschaft kostenfrei als PDF-Dateien zugänglich gemacht:

- **Zeitschrift für Mykologie**
Mykologische Fachartikel (2× jährlich)
- **Zeitschrift für Pilzkunde**
(Name der Heftreihe bis 1977)
- **DGfM-Mitteilungen**
Neues aus dem Vereinsleben (2× jährlich)
- **Beihefte der Zeitschrift für Mykologie**
Artikel zu Themenschwerpunkten (unregelmäßig)

Dieses Werk steht unter der [Creative Commons Namensnennung - Keine Bearbeitungen 4.0 International Lizenz](#) (CC BY-ND 4.0).



- **Teilen:** Sie dürfen das Werk bzw. den Inhalt vervielfältigen, verbreiten und öffentlich zugänglich machen, sogar kommerziell.
- **Namensnennung:** Sie müssen die Namen der Autor/innen bzw. Rechteinhaber/innen in der von ihnen festgelegten Weise nennen.
- **Keine Bearbeitungen:** Das Werk bzw. dieser Inhalt darf nicht bearbeitet, abgewandelt oder in anderer Weise verändert werden.

Es gelten die [vollständigen Lizenzbedingungen](#), wovon eine [offizielle deutsche Übersetzung](#) existiert. Freigegebiger lizenzierte Teile eines Werks (z.B. CC BY-SA) bleiben hiervon unberührt.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Zeitschrift für Mykologie - Journal of the German Mycological Society](#)

Jahr/Year: 1989

Band/Volume: [55_1989](#)

Autor(en)/Author(s): Molzahn Dieter, Reinen Dirk, Behr Herbert, Kocksholt P., Patzelt Paul

Artikel/Article: [Die Belastung von Pilzen mit radioaktivem Caesium - eine Bilanz im hessischen Landkreis Marburg-Biedenkopf im Herbst 1987 - 135-148](#)