

Radioaktive Kontamination von Pilzen und die daraus resultierende Strahlenexposition des Menschen

MARTIN STEINER und LYDIA HIERSCHE

Bundesamt für Strahlenschutz

Ingolstädter Landstr. 1

85764 Oberschleißheim

msteiner@bfs.de

Eingegangen am: 3.12.2010

STEINER M. & L. HIERSCHE (2011): Radioaktive Kontamination von Pilzen und die daraus resultierende Strahlenexposition des Menschen. Mycol. Bav. 12: 69-85.

Key words: Radiocäsium, Cäsium-137, Cs-137, ¹³⁷Cs, Speisepilze, Hirschtrüffel, Wildschwein, Strahlenexposition.

Summary: For many people mushrooms are a popular enrichment of their diet. However, mushrooms can accumulate radioactive cesium-137 (¹³⁷Cs). Human radiation exposure due to the consumption of wild mushrooms depends on the ¹³⁷Cs level of the fungal species and the quantity consumed. The radioactive contamination of mushrooms may vary considerably depending on species and location. Even about two decades after the reactor accident at Chernobyl, *Hydnum repandum*, for example, showed up to several 1,000 Bq per kg fresh mass in Southern Bavaria. *Xerocomus badius* from the Bavarian Forest exceeded 10,000 Bq per kg fresh mass. The radiocesium levels of most edible mushrooms are slowly decreasing on average due to the transport of radiocesium to deeper soil layers. Even mushrooms unfit for human consumption may indirectly account for the radiocesium intake of humans. An example is *Elaphomyces granulatus*, a delicacy for wild boars that contributes by far the most to the contamination of these animals because of its remarkably high radiocesium levels.

This contribution gives a survey over the radioactive contamination of edible mushrooms and the meat of wild boars, imparts background information and explains the radiation exposure that may result from the consumption of self-collected mushrooms. Using the information given in this contribution, the interested mushroom enthusiast is able to estimate the level of the additional radiation exposure by himself.

Zusammenfassung: Pilze sind für viele Menschen eine beliebte Bereicherung des Speisezettels, können jedoch radioaktives Cäsium-137 (¹³⁷Cs) anreichern. Die Strahlenexposition des Menschen durch den Verzehr wild wachsender Speisepilze hängt vom ¹³⁷Cs-Gehalt der Pilzart und der verzehrten Menge ab. Die radioaktive Kontamination der Pilze kann je nach Standort und Spezies erheblich variieren. Auch etwa zwei Jahrzehnte nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wiesen beispielsweise Semmelstoppelpilze (*Hydnum repandum*) aus Südbayern noch bis zu einige 1000 Bq/kg in der Frischmasse auf. Maronenröhrlinge (*Xerocomus badius*) aus dem Bayerischen Wald erreichten Werte von über 10 000 Bq/kg in der Frischmasse. Aufgrund der Verlagerung des Radiocäsiums in tiefere Bodenschichten nimmt der Radiocäsiumgehalt der meisten Speisepilze im Mittel langsam ab. Auch Pilze, die nicht für den menschlichen Verzehr geeignet sind, können indirekt zur Radiocäsiumaufnahme des Menschen beitragen. Ein Beispiel ist die Warzige Hirschtrüffel (*Elaphomyces granulatus*), die als Delikatesse für Wildschweine wegen ihrer außergewöhnlich hohen Radiocäsiumgehalte den bei weitem größten Beitrag zur Kontamination dieser Tiere liefert.

Dieser Beitrag gibt einen Überblick über die radioaktive Kontamination von Speisepilzen und Wildschweinfleisch, vermittelt die Hintergründe und erläutert die Strahlenexposition, die sich aus dem Verzehr selbst gesammelter Pilze ergeben kann. Mithilfe der in diesem Beitrag angegebenen Informationen ist der interessierte Pilzliebhaber in der Lage, die Höhe der zusätzlichen Strahlenexposition selbst abzuschätzen, sofern die Kontamination der Pilze bekannt ist.

1. Einleitung

Pilze gehören wie Wildbret und wild wachsende Beeren zu den Lebensmitteln, die im Vergleich zu landwirtschaftlichen Produkten erhöhte Gehalte von Radiocäsium aufweisen können. Heute spielt in Mitteleuropa praktisch nur noch das langlebige Cäsium-137 (^{137}Cs) eine Rolle. ^{137}Cs stammt sowohl aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen, die hauptsächlich in den 50er und 60er Jahren durchgeführt wurden, als auch aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Die in Deutschland im Mai 1986 insgesamt abgelagerte Aktivität ist in Abb. 1 dargestellt [BAYER et al., 1996]. Südlich der Donau und im Bayerischen Wald wurden pro Quadratmeter zwischen etwa 2 000 und 50 000 Becquerel (Bq) ^{137}Cs mit Spitzenwerten von 100 000 Bq deponiert [STRAHLENSCHUTZKOMMISSION, 1987; BAYER et al., 1996]. In der norddeutschen Tiefebene betrug die Deposition dieses Radionuklids dagegen selten mehr als 4 000 Bq/m². Wegen seiner physikalischen Halbwertszeit von 30,2 a ist ^{137}Cs seit 1986 bis heute nur zu etwa 42 % zerfallen. Ein weiteres Cäsiumisotop, ^{134}Cs , stammt ausschließlich aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Da dieses Radionuklid während eines kurzen Zeitraumes Ende April und Mai 1986 in Mitteleuropa abgelagert wurde, spielte es bei der Aufklärung dynamischer radioökologischer Prozesse eine wichtige Rolle (beispielhaft: [RÜHM et al., 1996]). Das Isotopenverhältnis $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$, das in charakteristischer Weise mit der Bodentiefe variiert, war zudem der Schlüssel, um die Lage des Myzels im Waldboden artspezifisch zu bestimmen [RÜHM et al., 1997]. Heute ist ^{134}Cs wegen seiner physikalischen Halbwertszeit von 2,1 a praktisch nicht mehr messbar.

Dieser Beitrag beschäftigt sich mit der radioaktiven Kontamination von Speisepilzen durch ^{137}Cs , den Hintergründen sowie der Strahlenexposition, die sich durch den Verzehr (Ingestion) von Speisepilzen ergeben kann. Dass auch ungenießbare Pilze indirekt zur Strahlenexposition durch Ingestion beitragen können, wird am Beispiel der Warzigen Hirschtrüffel (*Elaphomyces granulatus*) aufgezeigt. Die in diesem Beitrag vorgestellten Daten stammen aus Untersuchungen des Bundesamtes für Strahlenschutz und aus einem vom Bundesamt für Strahlenschutz konzipierten und geförderten Forschungsvorhaben [FIELITZ, 2005].

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiete

Das Untersuchungsgebiet Hochstadt (Oberbrunner Holz) liegt etwa 25 km westsüdwestlich von München auf einer Höhe von 610 m über dem Meeresspiegel (48°03' nördliche Breite, 11°18' östliche Länge). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 7,9 °C, die mittlere jährliche Niederschlagsmenge 950 mm. Der Boden ist eine Braunerde auf einer quartären Kalkmoräne. Der reine Fichtenaltbestand (*Picea abies*) ist etwa 120 Jahre alt. Mit einem ^{137}Cs -Inventar von 14 000 Bq/m² (bezogen auf das Referenzdatum 01.05.1986) weist das Untersuchungsgebiet Kontaminationswerte auf, die für die Gebiete südlich der Donau typisch sind.

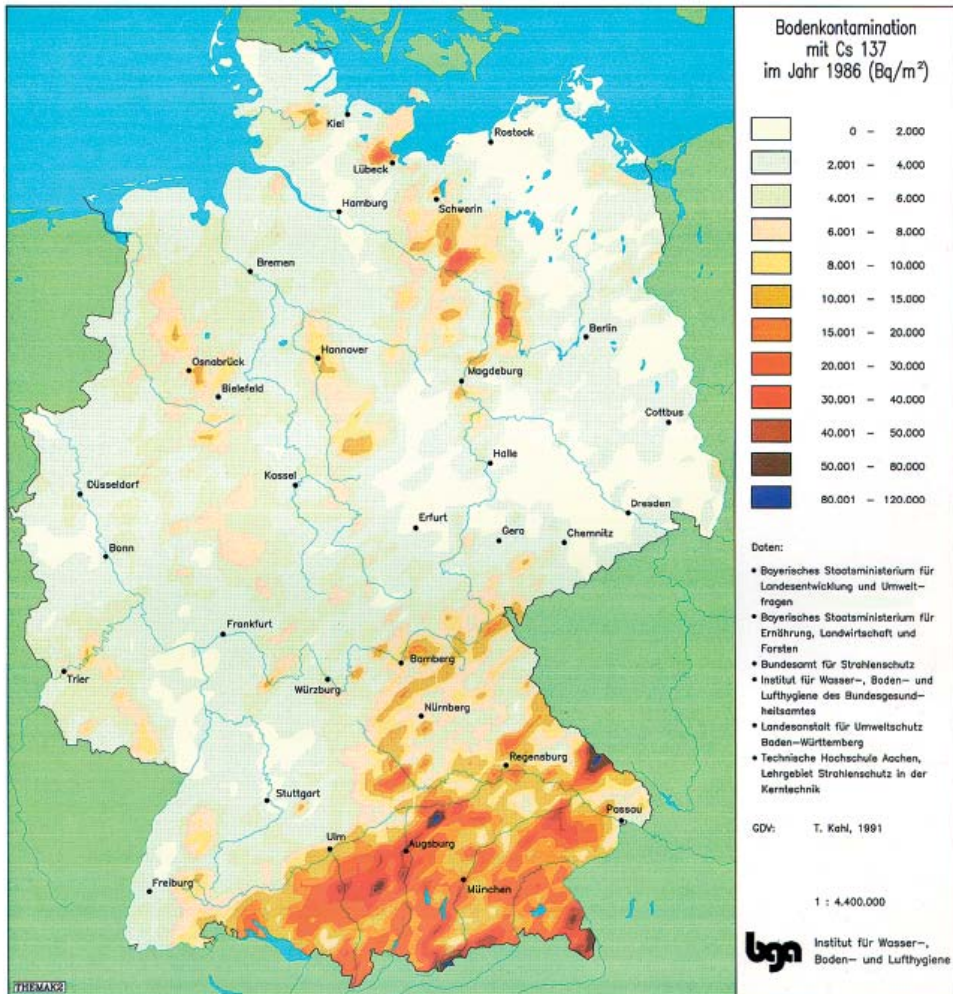


Abb. 1: Abgelagerte Aktivität des ¹³⁷Cs im Mai 1986 [BAYER et al., 1996].

Der Boden am Standort Hochstadt zeigt die charakteristische Schichtung (Horizontierung) eines ungestörten Nadelwaldbodens. Die oberste Auflage, der L-Horizont (Streuhorizont), besteht weitgehend aus unzersetztem organischen Material. Es folgt der O-Horizont, in dem organisches Material vermodert und humifiziert wird. Dieser Horizont lässt sich noch feiner in den Fermentationshorizont (Of-Horizont) und den darunter liegenden Humifizierungshorizont (Oh-Horizont) untergliedern. Charakteristisch für den Of-Horizont ist die beginnende Zersetzung der Nadeln, wobei die Strukturen noch deutlich erkennbar sind. Der Oh-Horizont besteht überwiegend aus Feinhumus und enthält nur noch geringe Anteile zerkleinerter Streu. Auf diese organischen Auflageschichten folgt ein mineralischer Oberbodenhorizont mit Humusanteilen (Ah-Horizont). An ihn schließt sich der mineralische Unterbodenhorizont (B-Horizont) an, in dem sich nur noch geringe Einlagerungen aus dem Oberboden befinden.

Das Untersuchungsgebiet Bodenmais liegt etwa 30 km nordöstlich von Deggendorf im Bayerischen Wald (49°04' nördliche Breite, 13°06' östliche Länge) auf Höhen zwischen 550 und 1 450 m über dem Meeresspiegel [FIELITZ, 2005]. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 5 °C, die mittlere jährliche Niederschlagsmenge 1 200 mm. Das Gebiet ist von zusammenhängenden, submontanen bis montanen Bergmischwäldern mit den Hauptbaumarten Fichte (*Picea abies*) und Buche (*Fagus sylvatica*) geprägt. Der vorherrschende Bodentyp ist eine schwach podsolige Braunerde. Mit einem mittleren ¹³⁷Cs-Inventar von etwa 54 000 Bq/m² (bezogen auf das Referenzdatum 01.05.1986) und Spitzenwerten von mehr als 100 000 Bq/m² gehört dieser Standort zu den Gebieten in Deutschland, die durch den Reaktorunfall von Tschernobyl am schwersten betroffen wurden.

Das Probennahmegebiet Hochstadt wird seit 1987 vom Bundesamt für Strahlenschutz untersucht. Der Standort Bodenmais war Gegenstand mehrerer vom Bundesamt für Strahlenschutz initiiertes und geförderter Forschungsvorhaben [FIELITZ, 2005].

2.2. Probennahme und Probenaufarbeitung

Hochstadt:

Am Standort Hochstadt wurden in jedem Untersuchungsjahr je neun Bodenprofile mit je fünf Schichten entsprechend der natürlichen Horizontierung (L- bis B-Horizont) abgetragen. Die insgesamt 45 Bodenproben pro Jahr wurden bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, auf 2 mm gesiebt, gemahlen und gammaspektrometrisch gemessen. Alle Aktivitätsangaben beziehen sich bei Bodenproben demzufolge auf die Feinfraktion (< 2 mm).

Die Fruchtkörper der Speisepilze wurden während mehrerer Probennahmefahrten pro Jahr entsprechend ihrem natürlichen Vorkommen gesammelt, in zwei Stufen bei zunächst 50°C und dann 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, gemahlen und gammaspektrometrisch gemessen.

Bodenmais:

Am Standort Bodenmais wurde der Boden bis zu einer Tiefe von 30 cm mithilfe eines Bohrstocks beprobt [FIELITZ, 2005]. Für ein Bodenprofil wurden jeweils 10 Bohrkern in 2 cm dicke Schichten unterteilt und Schichten gleicher Bodentiefe zu einer Mischprobe vereinigt. Die weiteren Bearbeitungsschritte (trocknen, sieben, mahlen) waren die gleichen wie bei den Bodenproben aus Hochstadt.

Die Futterkomponenten von Wildschweinen wurden in den Jahren 2002 bis 2004 während jeweils vier Probennahmefahrten beprobt [FIELITZ, 2005]. Dabei wurden die Blätter von jeweils 20 bis 40 einzelnen Pflanzen einer Spezies zu einer Mischprobe vereinigt. Pilze wurden wie am Standort Hochstadt entsprechend ihrem natürlichen Vorkommen gesammelt. Bei Warzigen Hirschtrüffeln (*Elaphomyces granulatus*), die häufig in Aufsammlungen zu finden sind, wurde die gesamte Aufsammlung ausgegraben und zu einer Mischprobe vereinigt. Alle Pflanzen- und Pilzproben wurden bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, gemahlen und gammaspektrometrisch gemessen.

In den Jahren 2002 bis 2004 wurden insgesamt 206 Wildschweine erlegt [FIELITZ, 2005]. Es wurde ausschließlich reines Muskelfleisch vom Unterarm (*Musculus flexor digitorum*

profundus/superficialis) untersucht. Im Labor wurde das Muskelfleisch von Sehnen und Fett befreit, zerkleinert und frisch gammaspektrometrisch gemessen.

2.3. Gammaspektrometrische Messungen

Die spezifischen Aktivitäten (Aktivität pro Masse) der künstlichen Radionuklide ^{137}Cs und ^{134}Cs sowie des natürlichen Radionuklids Kalium-40 (^{40}K) in den Pilz- und Bodenproben aus dem Untersuchungsgebiet Hochstadt wurden im Radioökologielabor des Bundesamtes für Strahlenschutz mit Reinstgermanium-Detektoren gemessen. Die Proben aus dem Untersuchungsgebiet Bodenmais wurden im Labor für Radioisotope der Georg-August-Universität Göttingen mit Detektoren des gleichen Typs auf ihren Gehalt an ^{137}Cs untersucht. Die zählstatistische Unsicherheit der Messungen lag stets unter 5,5 % (Vertrauensbereich 95 %).

2.4. Mageninhaltsanalysen

Das methodische Vorgehen bei den Mageninhaltsanalysen ist ausführlich in [FIELTIZ, 2005] beschrieben. Der Mageninhalt von 102 erlegten Wildschweinen wurde gewogen und in mehreren Schritten analysiert. Zunächst wurden größere Teile von Blättern, Gräsern, Farnrhizomen, Pilzen und weiteren Futterkomponenten identifiziert, gewogen und entfernt. Nach dem Sieben des verbliebenen Mageninhalts (Maschenweiten 1 und 0,2 mm) wurden die kleineren Bestandteile anhand charakteristischer Merkmale mikroskopisch bestimmt. So werden zwar Blattgewebe durch die Magensäfte vorverdaut und in ihrer Struktur verändert, häufig bleiben jedoch die Epidermen erhalten. Die Größe und Anordnung verschiedener Zellarten, Härchen und Wachsschichten ist charakteristisch für eine Pflanzenart. Futterbestandteile tierischen Ursprungs wurden anhand spezifischer Gewebestrukturen oder bei Säugetieren anhand artspezifischer Strukturmerkmale der Grannenhaare bestimmt. Die einzelnen Tier- und Pflanzenarten wurden mithilfe von Bestimmungsschlüsseln und Dauerpräparaten identifiziert. Spezifische Merkmale der Warzigen Hirschtrüffel (*Elaphomyces granulatus*) sind ihre feinwarzige bis gekörnte, rostbraune Peridie und ihre Sporen. Die Gesamtmenge des Mineralbodens im Magen wurde indirekt aus der Menge des gefundenen Skelettmaterials, d. h. der Fraktion > 2 mm, und dem Skelettanteil in der Bodenschicht, die von Wildschweinen bei der Futtersuche durchwühlt wird, abgeleitet. In ähnlicher Weise wurde die Menge organischen Bodenmaterials in den Wildschweinemägen aus der feinen, dunklen Suspension, welche die Siebe passiert, berechnet.

3. Ergebnisse und Diskussion

Bei der Gegenüberstellung der Messergebnisse aus den beiden Probennahmegebieten ist zu berücksichtigen, dass im Untersuchungsgebiet Bodenmais im Vergleich zum Untersuchungsgebiet Hochstadt im Mittel etwa die vierfache Menge ^{137}Cs abgelagert wurde. Die Pilzdaten beider Untersuchungsgebiete sind daher nicht direkt vergleichbar. Würden an beiden Standorten gleiche ökologische Verhältnisse vorherrschen (chemische und physikalische Eigenschaften des Bodens, Tiefenverteilung des ^{137}Cs im Boden usw.), wären in Bodenmais etwa vierfach höhere Messwerte zu erwarten.

3.1. Speisepilze

3.1.1. Überblick über die Messwerte für ^{137}Cs

Einen Überblick über die Messwerte für Speisepilze aus Hochstadt, die in den Jahren 2005, 2007 und 2009 gesammelt wurden, gibt Tabelle 1 wieder. Für jede Spezies sind die Anzahl n der Proben und die Spannweite des ^{137}Cs -Gehalts angegeben. Tabelle 2 enthält die Kontaminationswerte für Pilze aus dem Untersuchungsgebiet Bodenmais, die im Rahmen eines vom Bundesamt für Strahlenschutz konzipierten und geförderten Forschungsvorhabens in den Jahren 2002 bis 2004 gesammelt wurden [FIELITZ, 2005].

Tab. 1: Gehalt von ^{137}Cs in Speisepilzen am Standort Hochstadt in den Jahren 2005, 2007 und 2009 in Bq/kg Frischmasse (FM) bezogen auf den Probennahmezeitpunkt. n : Anzahl der Proben. Die zählstatistische Unsicherheit ist stets kleiner als 5,5 % (Vertrauensbereich 95 %).

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	n	^{137}Cs (Bq/kg FM)
Amiantkörnchenschirmling	<i>Cystoderma amiantinum</i>	1	230
Butterrübling	<i>Rhodocollybia butyracea</i>	4	6,7-49
Fichtenreizker	<i>Lactarius deterrimus</i>	2	34-56
Flaschenstäubling	<i>Lycoperdon perlatum</i>	1	8,0
Flockenstieler Hexenröhrling	<i>Boletus erythropus</i>	3	100-150
Frauentäubling	<i>Russula cyanoxantha</i>	1	93
Fuchsiger Rötleritterling	<i>Lepista flaccida</i>	2	11-14
Graublättriger Schwefelkopf	<i>Hypholoma capnoides</i>	3	170-750
Grauer Wulstling	<i>Amanita spissa</i>	1	91
Hallimasch	<i>Armillaria mellea s.l.</i>	4	50-160
Maronenröhrling	<i>Xerocomus badius</i>	5	560-860
Ockertäubling	<i>Russula ochroleuca</i>	7	350-1 100
Parasol / Riesenschirmpilz	<i>Macrolepiota procera</i>	5	8,4-21
Perlpihl	<i>Amanita rubescens</i>	2	100-460
Rehbrauner Dachpilz	<i>Pluteus cervinus</i>	2	87-300
Roter Heringstäubling	<i>Russula xerampelina</i>	1	260
Safran-Riesenschirmling	<i>Macrolepiota rhacodes</i>	5	5,3-12
Semmelstoppelpilz	<i>Hydnum repandum</i>	2	1 800-2 500
Violetter Rötleritterling	<i>Lepista nuda</i>	3	16-27
Violetter Schleierling	<i>Cortinarius violaceus</i>	2	350-570

Ergänzend ist anzumerken, dass Zuchtpilze, wie etwa der Austernseitling (*Pleurotus ostreatus*) oder der Zuchtchampignon (*Agaricus bisporus*), mit einigen Bq/kg Frischmasse (FM) ähnlich niedrig kontaminiert sind wie Lebensmittel aus landwirtschaftlicher Produktion. Da sie in der Regel in geschlossenen Räumen auf speziellen Substraten angebaut werden, ist die Belastung mit Radiocäsium, Schwermetallen und anderen Schadstoffen in der Regel gering.

Tab. 2: Gehalt von ^{137}Cs in Speisepilzen am Standort Bodenmais in den Jahren 2002 bis 2004 in Bq/kg Frischmasse (FM) bezogen auf den Probenahmezeitpunkt [FIELITZ, 2005]. n: Anzahl der Proben. Die zählstatistische Unsicherheit ist stets kleiner als 5,5 % (Vertrauensbereich 95 %).

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	n	^{137}Cs (Bq/kg FM)
Grauer Wulstling	<i>Amanita spissa</i>	7	140-3 900
Hallimasch	<i>Armillaria mellea s.l.</i>	14	10-1 000
Maronenröhrling	<i>Xerocomus badius</i>	59	290-12 000
Mohrenkopfmilchling	<i>Lactarius lignyotus</i>	2	2 400-3 100
Parasol / Riesenschirmpilz	<i>Macrolepiota procera</i>	3	3-1 200
Pfifferling	<i>Cantharellus cibarius</i>	10	160-770
Reispilz	<i>Rozites caperatus</i>	2	120-200
Riesenstreifling	<i>Amanita ceciliae</i>	2	160-360
Rotfußröhrling	<i>Xerocomus chrysenteron</i>	7	160-2 100
Steinpilz	<i>Boletus edulis</i>	42	59-2 300
Violetter Lacktrichterling	<i>Laccaria amethystina</i>	5	660-3 100
Violetter Nadelwald-Dickfuß	<i>Cortinarius hercynicus</i>	5	4 500-12 000
Ziegenlippe	<i>Xerocomus subtomentosus</i>	4	110-520

3.1.2. Langfristiger Verlauf der ^{137}Cs -Kontamination

Der langfristige Verlauf der ^{137}Cs -Kontamination wild wachsender Speisepilze ist in Abb. 2 exemplarisch für Maronenröhrlinge (*Xerocomus badius*) und Ockertäublinge (*Russula ochroleuca*) aus dem Untersuchungsgebiet Hochstadt dargestellt. Aufgrund des radioaktiven

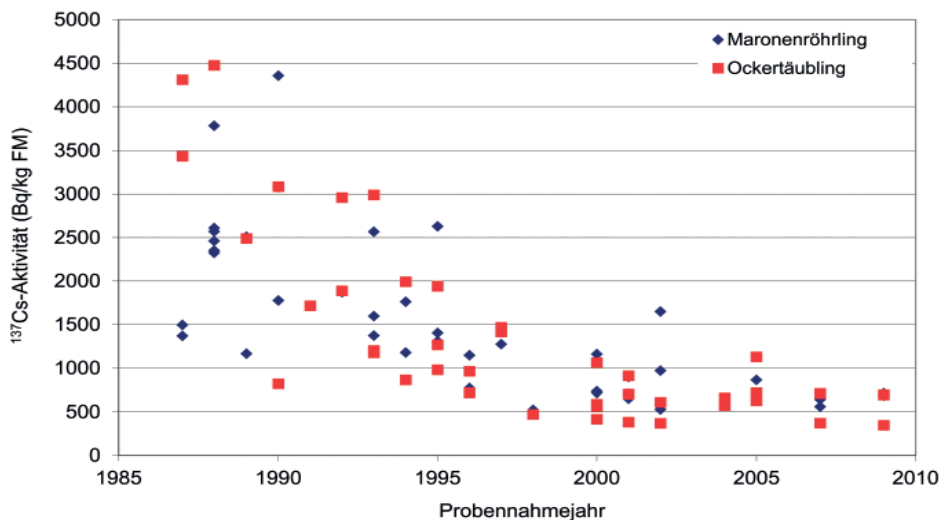


Abb. 2: ^{137}Cs -Kontamination von Maronenröhrlingen (*Xerocomus badius*) und Ockertäublingen (*Russula ochroleuca*) am Standort Hochstadt bezogen auf Frischmasse (FM) und den Probenahmezeitpunkt. Die zählstatistische Unsicherheit ist stets kleiner als 3 % (Vertrauensbereich 95 %).

Zerfalls des ^{137}Cs (physikalische Halbwertszeit 30,2 a) wäre zwischen 1987 und 2009 ein Rückgang um rund 40 % zu erwarten. Tatsächlich verringerten sich die Messwerte wesentlich stärker.

Symbiotisch und saprob lebende Pilze nehmen Nährstoffe, Schwermetalle und Radionuklide wie ^{137}Cs aus den Bodenschichten auf, die ihr Myzel durchzieht. Ein entscheidender Faktor für die radioaktive Kontamination von Pilzen ist daher die spezifische Aktivität der betreffenden Bodenschicht [RÜHM et al., 1998; STEINER et al., 2002]. Das ^{137}Cs -Inventar beider Standorte ist hauptsächlich auf den Reaktorunfall von Tschernobyl zurückzuführen. Während des Durchzugs der radioaktiven Luftmassen wurde ^{137}Cs durch Niederschläge aus der Atmosphäre ausgewaschen und zunächst mit dem Wasser in den Waldboden gespült, wodurch sich ein ausgeprägtes Tiefenprofil ausbildete. Ein signifikanter Anteil des ^{137}Cs wurde von Pilzmyzelien aufgenommen [STEINER et al., 2002]. Ab dann wurde ^{137}Cs nur langsam in tiefere Bodenschichten verlagert. Zwei gegenläufige Prozesse spielen dabei eine wesentliche Rolle. Zum einen wird ^{137}Cs mit der sich zersetzenden Streu in tiefere Bodenschichten verfrachtet, zum anderen transportieren Pilzmyzelien, die frische Streu besiedeln, das in ihnen enthaltene ^{137}Cs nach oben [STEINER et al., 2002; STEINER, 2004]. Als Beispiel für die langsame Wanderung von ^{137}Cs in tiefere Bodenschichten sind in Abb. 3 die Tiefenprofile im Waldboden am Standort Hochstadt in den Jahren 1997 und 2007 dargestellt. Während sich das Maximum der ^{137}Cs -Verteilung in tiefere Bodenschichten verlagerte, nahm gleichzeitig die Breite der Verteilung zu. Die hohe Streubreite der spezifischen Aktivitäten eines Bodenhorizonts ist für Waldökosysteme typisch.

In dem Maße, in dem sich der ^{137}Cs -Gehalt der vom Pilzmyzel durchzogenen Bodenschicht ändert, wird sich auch die Kontamination des Fruchtkörpers ändern [RÜHM et al., 1998]. Bei Pilzspezies mit einem oberflächennahen Myzel, wie etwa dem Butterrübling (*Rhodocollybia butyracea*), war nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl ein rascher Abfall der ^{137}Cs -Kontamination zu beobachten. Bei Pilzarten mit einem tief liegenden Myzel, wie etwa dem Habichtspilz (*Sarcodon imbricatus*) oder dem Frauentäubling (*Russula cyanoxantha*), war hingegen ein Anstieg der Messwerte zu verzeichnen, weil sich ^{137}Cs in diesen Schichten zunächst anreicherte. Da die Tiefenverteilung des ^{137}Cs im Waldboden eine wesentliche Rolle spielt, kann die zu erwartende Kontamination von Pilzen aus dem gesamten Bodeninventar (Aktivität pro Fläche) nur grob abgeschätzt werden.

Neben der Lage des Myzels im Waldboden ist auch das artspezifische Anreicherungsvermögen einer Pilzart ein wichtiger Faktor. Dieses Anreicherungsvermögen kann vereinfacht durch Transferfaktoren ausgedrückt werden:

$$C_{\text{FK}} = \text{TF} \cdot C_{\text{Boden}} \quad (1)$$

Hierin bedeuten:

C_{FK} : Spezifische Aktivität von ^{137}Cs im Fruchtkörper bezogen auf Trockenmasse in Bq/kg TM

C_{Boden} : Spezifische Aktivität von ^{137}Cs in der vom Myzel durchzogenen Bodenschicht bezogen auf Trockenmasse in Bq/kg TM

TF: Transferfaktor für ^{137}Cs

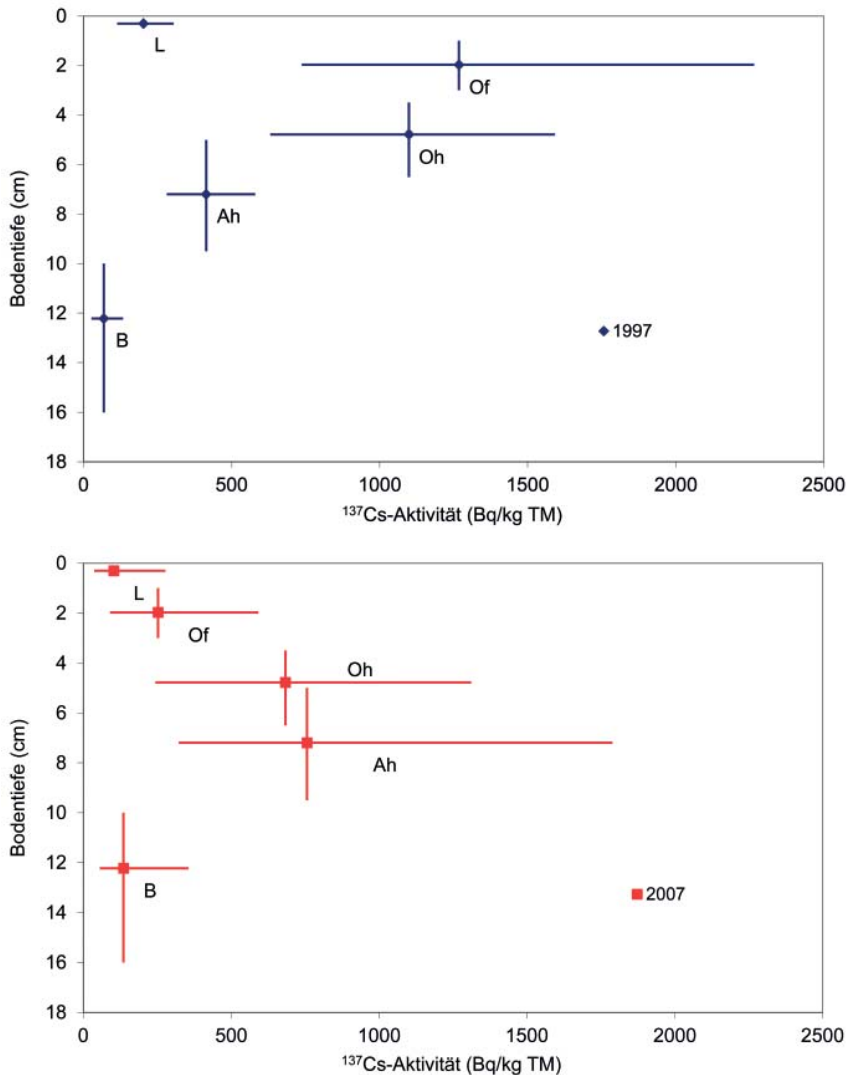


Abb. 3: Tiefenverteilung von ^{137}Cs im Waldboden am Standort Hochstadt in den Jahren 1997 (oben) und 2007 (unten) bezogen auf Trockenmasse (TM) und den Probenahmezeitpunkt (geometrische Mittelwerte aus 9 Bodenprofilen). Die horizontalen und vertikalen Balken geben die Streubreiten der spezifischen Aktivitäten bzw. der Bodentiefe wieder. L = Streuhorizont, Of = Fermentationshorizont, Oh = Humifizierungshorizont, Ah = mineralischer Oberbodenhorizont mit Humusanteilen, B = mineralischer Unterbodenhorizont.

Der Transferfaktor für Speisepilze am Standort Hochstadt variiert von 1,3 für den Butterrölling (*Rhodocollybia butyracea*) bis 42 für den Semmelstoppelpilz (*Hydnum repandum*) [RÜHM et al., 1998]. Anschaulich bedeutet dies, dass Semmelstoppelpilze in diesem Untersuchungsgebiet erheblich mehr ^{137}Cs aus der von ihrem Myzel durchzogenen Bodenschicht aufnehmen können als Butterröllinge.

3.2. Hirschtrüffeln und andere Futterkomponenten von Wildschweinen

Unter den Futterkomponenten von Wildschweinen, die im Probenahmegebiet Bodenmais systematisch untersucht wurden, spielt die Warzige Hirschtrüffel (*Elaphomyces granulatus*) eine besondere Rolle [FIELITZ, 2005]. Die sich unterirdisch ausbildenden Fruchtkörper (Abb. 4) können mehr als zehnmals so hoch kontaminiert sein wie die oberirdischen Fruchtkörper von Speisepilzen und sind damit der mit Abstand am höchsten kontaminierte Futterbestandteil. Der geometrische Mittelwert der ^{137}Cs -Gehalte von 126 Aufsammlungen betrug 25 000 Bq/kg bezogen auf die Frischmasse (Minimum 5 000 Bq/kg FM, Maximum 122 000 Bq/kg FM). *E. granulatus* wurden am Standort Bodenmais sowohl in der organischen Auflage als auch in den mineralischen Bodenhorizonten in einer Bodentiefe zwischen 1 cm und 16 cm (mittlere Bodentiefe 5,5 cm) gefunden [FIELITZ, 2005].

Pilze mit oberirdischen Fruchtkörpern zählen ebenfalls zu den höher kontaminierten Futterkomponenten. Ihre ^{137}Cs -Kontamination bewegte sich zwischen dem geometrischen Mittelwert von 24 Bq/kg FM beim Parasol (*Macrolepiota procera*) und dem geometrischen Mittelwert von 6 300 Bq/kg FM beim Violetten Nadelwald-Dickfuß (*Cortinarius hercynicus*). Pflanzenblätter wiesen in den meisten Fällen spezifische Aktivitäten von weniger als 1 000 Bq/kg FM auf. Nur wenige Spezies, wie etwa der Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*, Maximum 4 300 Bq/kg FM) und Heidelbeerblätter (*Vaccinium myrtillus*, Maximum 1 900 Bq/kg FM), zeigten höhere Messwerte. Die vergleichsweise geringe spezifische Aktivität von Bucheckern, einem bedeutenden Futterbestandteil im Herbst, lag zwischen 8 und 23 Bq/kg FM bei einem geometrischen Mittelwert von 19 Bq/kg FM. Fütterungsbestandteile zur Anlock- und Ablenkfütterung, wie z. B. Mais oder Rübenschnitzel, wiesen höchstens einige Bq/kg FM auf. Derart geringe spezifische Aktivitäten sind für landwirtschaftliche Erzeugnisse aus Mitteleuropa typisch.



Abb. 4: Warzige Hirschtrüffel (*Elaphomyces granulatus*) im Waldboden (links) und ausgegraben (rechts).
Quelle: U. Fielitz, Hambühren.

3.3. Wildschweinfleisch

Wildschweine sind das am höchsten kontaminierte Wildbret in Deutschland. Im Untersuchungsgebiet Bodenmais wurden anhaltend hohe, tendenziell sogar zunehmende ^{137}Cs -Gehalte bei einer großen Streuung einzelner Messwerte festgestellt (siehe Abb. 5) [FIELITZ, 2005]. Der Maximalwert für ^{137}Cs lag bei rund 40 000 Bq/kg FM, der Minimalwert bei rund 80 Bq/kg FM. Beide Extremwerte traten im Jahr 2004 innerhalb einer Woche auf.

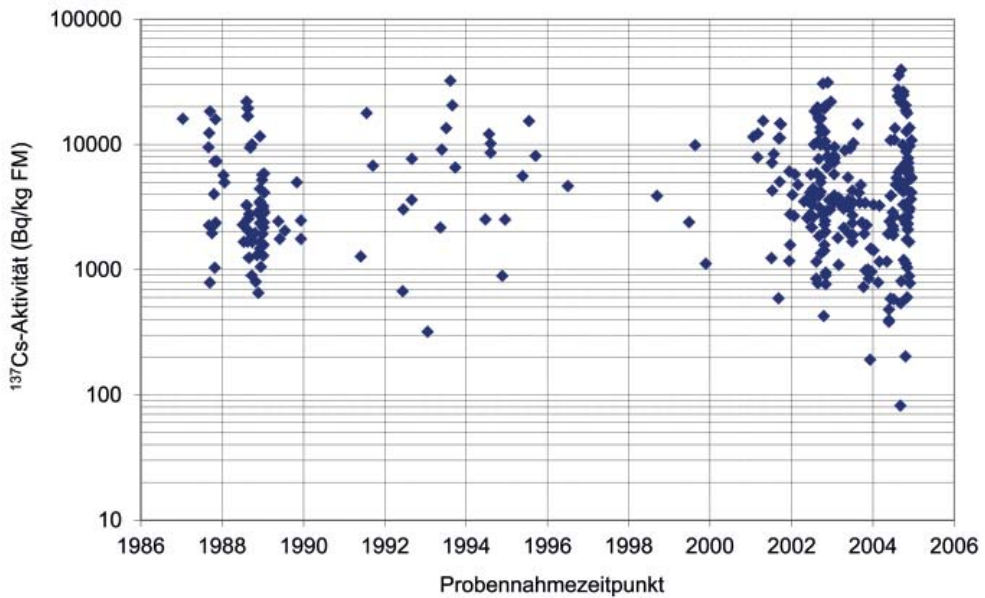


Abb. 5: ^{137}Cs -Kontamination von Wildschweinen aus dem Bayerischen Wald im Zeitraum 1987-2004 [FIELITZ, 2005].

Das Phänomen konstanter oder gar steigender Kontaminationen des Wildschweinfleisches konnte auch in Regionen mit erheblich geringeren Radiocäsiumablagerungen, wie etwa dem Pfälzerwald [Hohmann & Huckschlag, 2004] oder Oberschwaben [Klemt & Zibold, 2005], beobachtet werden.

Die Höhe der Kontamination von Wildschweinen hängt eng mit dem Ernährungsverhalten zusammen. Wildschweine sind Allesfresser mit einem hohen Anpassungspotential an das lokal und jahreszeitlich variierende Futterangebot. Ein typisches Futterspektrum von Wildschweinen aus dem Untersuchungsgebiet Bodenmais ist in Abb. 6 dargestellt [FIELITZ, 2005]. Mengenmäßig die höchsten Anteile machten im Mittel mit je rund 20 % Gräser, Früchte (Bucheckern, Beeren) sowie landwirtschaftliche Produkte zur Ablenk- und Anlockfütterung aus, also gering kontaminierte Futterbestandteile. Weitere pflanzliche Futterkomponenten waren Teile von Strüchern und Bäumen, Kräuter und Wurzeln. Obwohl Hirschtrüffel mit rund 6 % im Durchschnitt nur einen kleinen Teil des Futterspektrums ausmachen (Abb. 6, links), leisten sie wegen ihres außergewöhnlich hohen ^{137}Cs -Gehalts den mit Abstand bedeutendsten Beitrag zur Radiocäsiumaufnahme von Wildschweinen (Abb. 6, rechts).

Das mit dem Futter aufgenommene ^{137}Cs wird von Wildschweinen rasch wieder ausgeschieden (biologische Halbwertszeit etwa 20-40 Tage) [Hohmann & Huckschlag, 2005]. Durch Hirschtrüffeln, die unregelmäßig und in unterschiedlichen Mengen gefressen werden, lässt sich auch die extrem hohe Variabilität der Messwerte bei Wildschweinen erklären. Tiere, die kurz vor der Erlegung größere Mengen Hirschtrüffeln gefressen haben, sind hoch kontaminiert, während Tiere, die längere Zeit nur gering kontaminierte Futterbestandteile zu sich nehmen, geringe Aktivitäten aufweisen.

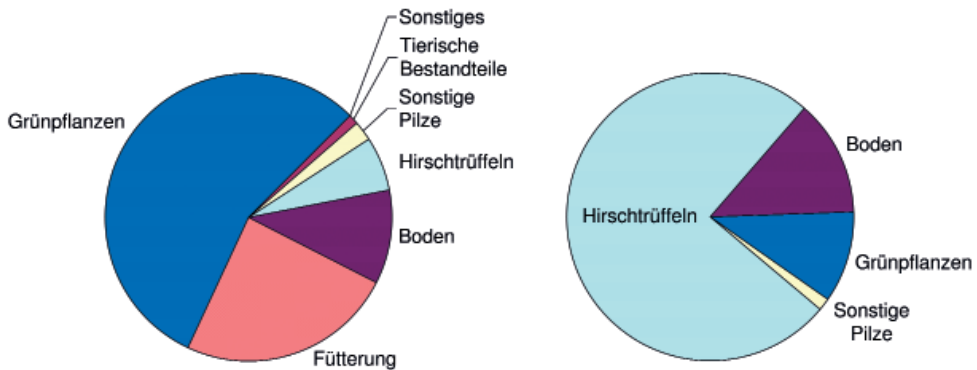


Abb. 6: Futterspektrum von Wildschweinen nach Gewichtsanteilen (links) und nach dem Beitrag zur Radiocäsiumzufuhr (rechts) [FIELITZ, 2005].

Hirschtrüffeln und deren dominierender Einfluss auf die ^{137}Cs -Kontamination von Wildschweinen sind ein Beispiel dafür, dass auch für den Menschen ungenießbare Pilze indirekt zur Strahlenexposition durch Ingestion beitragen können.

3.4. Radiocäsiumaufnahme und Ganzkörperaktivität des Menschen durch den Verzehr von Lebensmitteln (Ingestion)

In Deutschland werden heute mit Nahrungsmitteln aus landwirtschaftlicher Erzeugung durchschnittlich rund 100 Bq ^{137}Cs pro Person und Jahr aufgenommen [BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, 2008]. Mit einer Mahlzeit höher kontaminierter Speisepilze kann somit mehr ^{137}Cs zugeführt werden als mit Lebensmitteln aus landwirtschaftlicher Produktion während eines ganzen Jahres. ^{137}Cs verhält sich im menschlichen Körper ähnlich wie Kalium. Es wird im Magen-Darm-Trakt fast vollständig resorbiert und im Körper annähernd gleichmäßig in Organen, Gewebe und Muskulatur verteilt. Ein kleiner Anteil (6-15 %) wird rasch (biologische Halbwertszeit 1-2 Tage), der überwiegende Teil wesentlich langsamer (biologische Halbwertszeit 50-150 Tage, vereinzelt bis zu 200 Tagen) ausgeschieden [INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1979]. Ganzkörpermessungen des Bundesamtes für Strahlenschutz nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl belegen, dass die biologische Halbwertszeit T_1 , welche die langsamen Ausscheidungsprozesse beschreibt, vom Geschlecht und vom Körpergewicht abhängt [RÜHM et al., 1999]. Bei erwachsenen Frauen ($T_1 = 77 \pm 3$ d) sind im Vergleich zu erwachsenen Männern ($T_1 = 96 \pm 4$ d) signifikant niedrigere Werte zu beobachten. Bei Kindern wird wegen des regen Kaliumstoffwechsels ^{137}Cs am raschesten ausgeschieden. Typische Werte für T_1 bewegen sich für 5 bis 10jährige Kinder im Bereich von 20 bis 40 Tagen [RÜHM et al., 1999]. Im Strahlenschutz werden sechs Altersgruppen unterschieden und es wird von einer für die jeweilige Altersgruppe typischen Biokinetik des ^{137}Cs ausgegangen.

Als Beispiele für den zeitlichen Verlauf der Ganzkörperaktivität sind in Abb. 7 die Messwerte zweier Männer aus Südbayern dargestellt, die nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl regelmäßig am Ganzkörperzähler des Bundesamtes für Strahlenschutz in Neuherberg gemessen

werden [RÜHM et al., 1999]. Die Symbole bezeichnen die gemessenen Ganzkörperaktivitäten. Die durchgezogene Linie in der Abb. 7 (oben) stellt die Ganzkörperaktivität dar, die aus einem für ganz Deutschland repräsentativen Lebensmittelkorb unter Berücksichtigung individueller Ernährungsgewohnheiten abgeschätzt wurde [RÜHM et al., 1999]. Das Maximum der Messwerte wurde etwa 14 Monate nach dem Reaktorunfall erreicht. Bei Personen mit durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten („Normalesser“) war in der Folge ein stetiger Rückgang festzustellen (Abb. 7, oben). Wurden zusätzlich Nahrungsmittel aus dem Wald, wie z. B. Pilze, verzehrt, wiesen die Ganzkörperaktivitäten charakteristische „Spitzen“ auf, die auch Jahre nach dem Reaktorunfall nahezu die individuellen Maximalwerte erreichten (Abb. 7, unten).

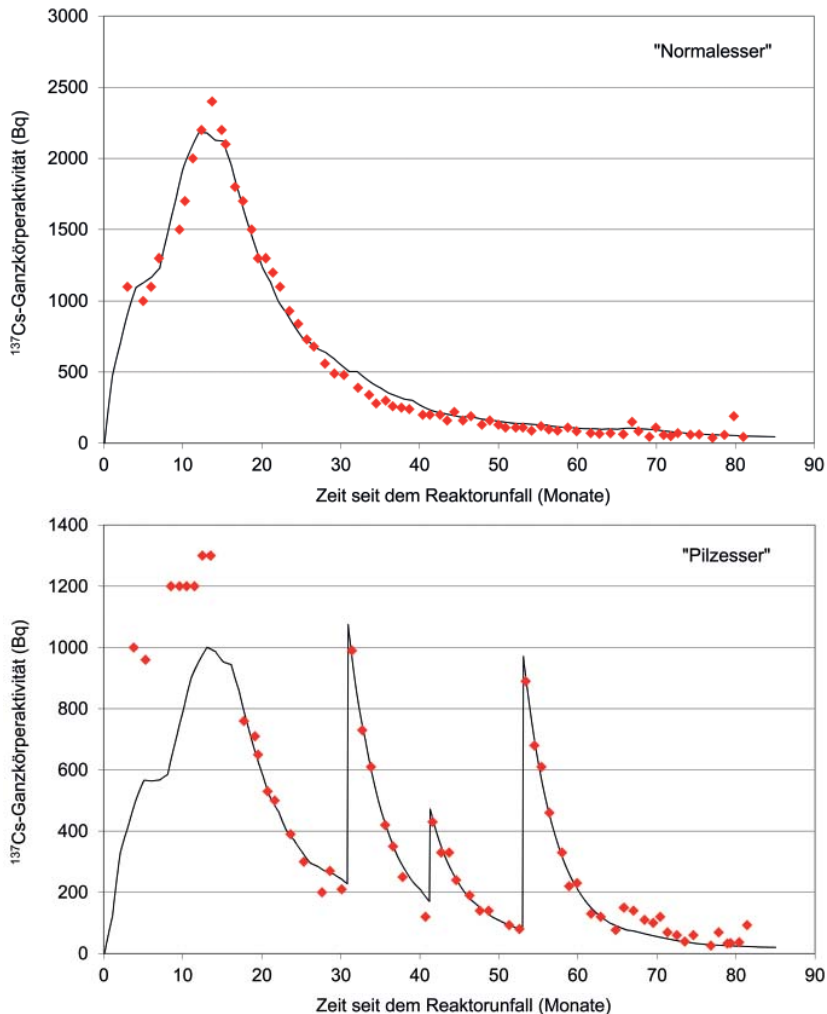


Abb. 7: Ganzkörperaktivitäten (¹³⁷Cs) zweier Männer aus Südbayern mit durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten (oben) und zusätzlichen Pilzmahlzeiten (unten) [RÜHM et al., 1999]. Die zählstatistische Unsicherheit beträgt typischerweise 6 % bei 1 000 Bq, 14 % bei 200 Bq und 36 % bei 30 Bq ¹³⁷Cs (Vertrauensbereich 95 %).

3.5. Strahlenexposition des Menschen durch den Verzehr von Lebensmitteln (Ingestion)

Als Maß für die mögliche gesundheitliche Gefährdung durch die Aufnahme radioaktiver Stoffe mit Lebensmitteln dient die effektive Dosis, die in der Einheit Sievert (Sv) angegeben wird. Die Strahlenexposition durch den Verzehr von Speisepilzen (Ingestion) ergibt sich aus den spezifischen Aktivitäten der Radionuklide in den Pilzen und der verzehrten Pilzmenge. Die effektive Dosis $E_{j,r}$ von Personen der Altersgruppe j durch das Radionuklid r lässt sich wie folgt berechnen:

$$E_{j,r} = U_p \cdot C_{p,r} \cdot g_{g,j,r} \quad (2)$$

Hierin bedeuten:

$E_{j,r}$: Effektive Dosis der Altersgruppe j durch Ingestion des Radionuklids r in Sv

U_p : Menge der verzehrten Pilze in kg Frischmasse (FM)

$C_{p,r}$: Spezifische Aktivität des Radionuklids r in Pilzen in Bq/kg FM

$g_{g,j,r}$: Dosiskoeffizient für die effektive Dosis bei Ingestion (Index g) des Radionuklids r für die Altersgruppe j in Sv/Bq

Dekontaminationseffekte bei der Zubereitung der Pilze bleiben bei Gleichung (2) unberücksichtigt. Werden mehrere Pilzarten verzehrt oder enthalten die Pilze mehrere Radionuklide, sind die nach Gleichung (2) ermittelten Beiträge aufzusummieren.

Der Ingestionsdosiskoeffizient $g_{g,j,r}$ berücksichtigt, wie sich das betreffende Radionuklid nach der Aufnahme mit der Nahrung im Körper verhält (Resorption im Magen-Darm-Trakt, Verteilung innerhalb des Körpers und Ausscheidung) sowie die Art und Energie der emittierten Strahlung. Er hängt somit von der betrachteten Altersgruppe und dem Radionuklid ab. Die Ingestionsdosiskoeffizienten für die effektive Dosis durch das Radionuklid ^{137}Cs sind für verschiedene Altersgruppen exemplarisch in Tabelle 3 zusammengestellt [INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1996; BUNDESANZEIGER, 2001]. Zur Berechnung der Dosiskoeffizienten wird eine für die jeweilige Altersgruppe typische Biokinetik des ^{137}Cs unterstellt.

Tab. 3: Ingestionsdosiskoeffizienten für die effektive Dosis durch ^{137}Cs [INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1996; BUNDESANZEIGER, 2001].

Altersgruppe	Ingestionsdosiskoeffizient (effektive Dosis) für ^{137}Cs (Sv/Bq)
bis 1 Jahr	$2,1 \cdot 10^{-8}$
1 bis 2 Jahre	$1,2 \cdot 10^{-8}$
2 bis 7 Jahre	$9,6 \cdot 10^{-9}$
7 bis 12 Jahre	$1,0 \cdot 10^{-8}$
12 bis 17 Jahre	$1,3 \cdot 10^{-8}$
ab 17 Jahre	$1,3 \cdot 10^{-8}$

Einen Eindruck von der Höhe der Strahlenexposition vermittelt folgendes Beispiel. Verzehrt ein Erwachsener während eines Kalenderjahres 50 Pilzmahlzeiten mit je 200 g Maronnröhrlingen, die eine spezifische Aktivität von 1 000 Bq/kg ^{137}Cs aufweisen, führt dies nach Gleichung (2) zu einer effektiven Dosis durch Ingestion von 0,13 mSv. Ein Vergleichsmaßstab ist die Strahlenexposition infolge der gezielten Nutzung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung, die der Gesetzgeber für Einzelpersonen der Bevölkerung als akzeptabel einstuft. Der Grenzwert für die effektive Dosis beträgt 1 mSv pro Kalenderjahr und umfasst die Strahlenexposition durch die Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung in der Kerntechnik, der Industrie und der Forschung [STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG, 2001]. Die Strahlenexposition eines Patienten bei medizinischen Anwendungen ist hiervon ausgenommen. Ein weiterer Vergleichsmaßstab ist die natürliche Strahlenexposition in Deutschland, die im Mittel 2,1 mSv pro Jahr beträgt und je nach örtlichen Gegebenheiten, Ernährungs- und Lebensgewohnheiten zwischen 1 und 10 mSv pro Jahr variieren kann.

4. Zusammenfassung und Ausblick

Die radioaktive Kontamination wild wachsender Speisepilze variiert je nach Standort und Art erheblich. In den höher belasteten Gebieten in Süddeutschland sind auch heute noch Radiocäsiumgehalte von einigen 1 000 Bq/kg in der Frischmasse zu messen. Mit einer Mahlzeit höher kontaminierter Speisepilze kann mehr ^{137}Cs aufgenommen werden als mit Lebensmitteln aus landwirtschaftlicher Produktion während eines ganzen Jahres. Allgemeingültige Aussagen über die Höhe der daraus resultierenden Strahlenexposition sind nicht möglich. Sie hängt von der spezifischen Aktivität des ^{137}Cs in den Pilzen und der verzehrten Pilzmenge ab. Die in diesem Beitrag zusammengestellten Informationen ermöglichen es dem interessierten Pilzsammler, die Strahlenexposition selbst zu ermitteln, sofern die Kontamination der Pilze bekannt ist.

Die Warzige Hirschtrüffel (*Elaphomyces granulatus*) ist ein Beispiel dafür, dass auch für den menschlichen Verzehr nicht geeignete Pilze indirekt zur Strahlenexposition beitragen können. Dieser hypogäische Pilz, der in Europa vorrangig unter Koniferen gefunden wird und insbesondere in den Fichtenwäldern der Mittelgebirge als Massenpilz auftreten kann, liefert den mit Abstand bedeutendsten Beitrag zur Radiocäsiumkontamination von Wildschweinen.

Die Kontamination des Fruchtkörpers hängt sowohl vom Radiocäsiumgehalt der vom Myzel durchzogenen Bodenschicht als auch vom spezifischen Anreicherungsvermögen der jeweiligen Pilzart ab. Die langsame Verlagerung von Radiocäsium in tiefere Bodenschichten führte nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bei Pilzarten mit einem oberflächennahen Myzel zu einem raschen Abfall der Kontamination. Bei Spezies mit einem tief liegenden Myzel wurden ansteigende Messwerte beobachtet, da sich Radiocäsium in diesen Bodenschichten zunächst anreicherte. Auch in Zukunft ist zu erwarten, dass bei einigen wenigen Pilzarten, die ihre Nährstoffe bevorzugt aus dem humusreichen Oberboden unterhalb der organischen Auflagenschichten beziehen, unveränderte oder sogar leicht zunehmende Radiocäsiumaktivitäten gemessen werden. Allerdings schwankt der Radiocäsiumgehalt einer Pilzart innerhalb eines Standortes in der Regel wesentlich stärker als von Jahr zu Jahr.

5. Danksagung

Bei Herrn Werner Rühm, Helmholtz Zentrum München, und Herrn Ulrich Fielitz, Hambühren, bedanken wir uns für die Überlassung der Messdaten und des Bildmaterials sowie für die hilfreichen fachlichen Diskussionen. Unser besonderer Dank gilt Frau Friedl Hettich, Herrn Ludwig Beenken und Herrn Peter Karasch vom Verein für Pilzkunde München e. V., deren langjährige engagierte Unterstützung und Beratung wesentlich zur Qualität der wissenschaftlichen Untersuchungen des Bundesamtes für Strahlenschutz beitragen.

6. Literatur

- BAYER, A. et al.: Kontamination und Strahlenexposition in Deutschland nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl; in: Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz (Hrsg. A. Bayer, A. Kaul und Chr. Reiners). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm, 1996 (Seminar des Bundesamtes für Strahlenschutz und der Strahlenschutzkommission, 6. – 7. März 1996, München).
- BUNDESANZEIGER: Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition, Band 1 und 2. Beilage 160a und b zum Bundesanzeiger vom 28. August 2001.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU): Umwelt-radioaktivität und Strahlenbelastung – Jahresbericht 2007. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), 2008.
- FIELITZ, U.: Untersuchungen zum Verhalten von Radiocäsium in Wildschweinen und anderen Biomedien des Waldes. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben St.Sch. 4324, Bundesamt für Strahlenschutz, 2005.
- HOHMANN, U., HUCKSCHLAG, D.: Grenzwertüberschreitende Radiocäsiumkontamination von Wildschweinfleisch in Rheinland-Pfalz – Eine Mageninhaltsanalyse erlegter Wildschweine aus dem westlichen Pfälzerwald. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, 2004.
- HOHMANN, U., HUCKSCHLAG, D.: Investigations on the radiocaesium contamination of wild boar (*Sus scrofa*) meat in Rhineland-Palatinate: a stomach content analysis. Eur. J. Wildl. Res. 51 (2005) 263-270.
- INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP): Limits for intakes of radionuclides by workers. ICRP Publication 30, Part 1, Annals of the ICRP, Vol. 2, No. 3-4, 1979.
- INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP): Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5, Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients. ICRP Publication 72, Annals of the ICRP, Vol. 26, No. 1, 1996.
- KLEMT, E., ZIBOLD, G.: Datenerhebung zur Radiocäsium-Kontamination im Jahr 2004. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 2005.
- RÜHM, W., KAMMERER, L., HIERSCHE, L., WIRTH, E.: Migration of ^{137}Cs and ^{134}Cs in different forest soil layers. J. Environ. Radioactivity 33 (1996) 63-75; Erratum J. Environ. Radioactivity 34, 103-106.

- RÜHM, W., KAMMERER, L., HIERSCHE, L., WIRTH, E.: The $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ ratio in fungi as an indicator of the major mycelium location in forest soil. *J. Environ. Radioactivity* 35 (1997) 129-148.
- RÜHM, W., KÖNIG, K., BAYER, A.: Long-term follow-up of the ^{137}Cs body burden of individuals after the Chernobyl accident – a means for the determination of biological half-lives. *Health Phys.* 77 (1999) 373-382.
- RÜHM, W., STEINER, M., KAMMERER, L., HIERSCHE, L., WIRTH, E.: Estimating future radiocaesium contamination of fungi on the basis of behaviour patterns derived from past instances of contamination. *J. Environ. Radioactivity* 39 (1998) 129-147.
- STEINER, M.: Dynamics of radionuclides in forest ecosystems. *Kerntechnik* 69 (2004) 227-232 und darin angegebene Literaturstellen.
- STEINER, M., LINKOV, I., YOSHIDA, S.: The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. *J. Environ. Radioactivity* 58 (2002) 217-241.
- STRAHLENSCHUTZKOMMISSION (SSK): Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundesrepublik Deutschland. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 7, 1987.
- STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG (STRLSCHV): Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714, ber. 2002 I S. 1459), zuletzt geändert durch Gesetz zur Änderung haftungsrechtlicher Vorschriften des Atomgesetzes und zur Änderung sonstiger Vorschriften vom 29. August 2008 (BGBl. I S. 1793, 1796)