

**Untersuchungen zur radioaktiven Belastung von
Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen
(*Boletus edulis*) mit Cäsium-137**

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften

vorgelegt beim Fachbereich Biowissenschaften
der Johann Wolfgang Goethe – Universität
in Frankfurt am Main

von

**Anna-Lena Ernst
aus Kiel**

Frankfurt 2021

D30

Vom Fachbereich Biowissenschaften der

Johann Wolfgang Goethe – Universität als Dissertation angenommen.

Dekan: Prof. Dr. Sven Klimpel

Gutachter: Prof. Dr. Meike Piepenbring

Zweitgutachter: Prof. Dr. René Reifarth

Datum der Disputation: 17.08.2021

Abstract

The consumption of radioactive contaminated mushrooms poses a health risk for humans and to this day some mushrooms in forest ecosystems are still highly contaminated with the ^{137}Cs fallout from the Chernobyl accident in 1986. Many factors such as mushroom species, depth of the fungal mycelia, soil contamination and humidity of the soil influence the radioactive contamination of mushrooms. Therefore, the assessment of this contamination and the risk to human health is difficult. The aim of this study was to determine the variability of the ^{137}Cs -activity in mushrooms, the importance of diverse factors, and the effective half-life of the ^{137}Cs -activity in fungal fruiting bodies. Furthermore, the study surveyed whether the soil contamination can be used to estimate the ^{137}Cs -activity of fruiting bodies. For the study, samples of bay boletus (*Imleria badia*) and ceps (*Boletus edulis*) from four forest areas in Central and Southern Germany were analyzed over a period of several years. The forest areas were Eichenzell, Wülfersreuth, Oberschönenfeld and the Bavarian Forest National Park, which were differently affected by the fallout after the nuclear catastrophe of Chernobyl in 1986. Additionally, samples of these mushroom species sent by collectors from all over Germany were analyzed. Furthermore, soil samples were investigated to estimate the actual soil contamination and to verify whether most of the ^{137}Cs is still in reach of fungal mycelia.

Samples of bay boletus (*Imleria badia*) from the forest area Eichenzell were analyzed from 2017 to 2019 to study the local variability of the ^{137}Cs -activity. The ^{137}Cs -activities of several samples varied within one day of sampling in this forest area up to a factor of about six. The variability within one subarea was larger than between the two subareas of the forest Eichenzell. It is therefore necessary to analyze several fruiting bodies in order to obtain a representative result.

Samples from three forest sites were analyzed over a period of five to nine years to estimate the effective half-life of ^{137}Cs in bay boletus (*Imleria badia*). The three areas were chosen to cover a wide range of ^{137}Cs -amount from the Chernobyl fallout. The contamination value increases from 3,000 Bq/m² in Eichenzell over 12,500 Bq/m² in Wülfersreuth to 35,000 Bq/m² in Oberschönenfeld. The effective half-lives range between 5.2 and 5.8 years with a mean value of 5.4 ± 0.3 years. The contamination of mushrooms is reduced about five times faster than through the pure physical half-life of ^{137}Cs (30.08 years). Taking published data into account to cover a period of more than 30 years, an increased effective half-life of 7.7 ± 0.6 years was observed.

To analyze the influence of orientation of slope (east or west) and elevation above sea level on the ^{137}Cs -activity, samples of bay boletus (*Imleria badia*) and ceps (*Boletus edulis*) were investigated to test the effect on mushroom species with different accumulation rates. The Bavarian Forest National Park was used as study area because of the large size and the occurrence of different parameter values. In addition, the area was highly contaminated with the Chernobyl fallout and the National Park is often used for mushroom collection. Based on the ^{137}Cs -activity of soil samples, the

landscape could be divided into a low and a high impact area. When comparing the two mushroom species, bay boletus (*Imleria badia*) were about five times higher contaminated than ceps (*Boletus edulis*). The influence of the elevation level was significant in the high impact area, while the factor orientation of slope had no influence on the ^{137}Cs -activity of mushrooms. The fruiting bodies from the lowest elevation range in the high impact area were the most contaminated ones.

To estimate the vertical distribution of ^{137}Cs , soil samples from the forest areas of Eichenzell and Bavarian Forest National Park were taken up to a depth of 24 cm and analyzed in layers of 2 cm. All distributions could be fitted by a Gaussian type or multiple Gaussian type curve with 2 or 3 maxima. For all depth profiles, the first maximum was in the organic horizons or at the transition to the A_h -horizon. Hence, almost 35 years after the Chernobyl accident, most of the ^{137}Cs is still present at the same depth in the soil as the fungal mycelia and can be absorbed by the fungi.

The comparison of the ^{137}Cs -activity of fruiting bodies and soil samples from the Bavarian Forest National Park revealed a positive correlation for bay boletus (*Imleria badia*) and ceps (*Boletus edulis*). After separation based on the elevation range, the correlation was even stronger. This shows that, in addition to the soil contamination, the elevation influences the ^{137}Cs -activity of fruiting bodies. The comparison of the ^{137}Cs -activity of all mushroom samples with the soil contamination in Germany after the Chernobyl accident in 1986 showed a positive correlation for both mushroom species. This demonstrates that the contamination of fruiting bodies can be estimated from soil contamination. Therefore, the map of the soil contamination in Germany in 1986 can be used as a simple tool for mushroom collectors to estimate the risk of collecting highly contaminated mushrooms.

Conclusively, this study demonstrates the possibility to determine the effective half-life of the ^{137}Cs -activity of bay boletus (*Imleria badia*) even though the contamination of fruiting bodies varies considerably within one area. Furthermore, the map of soil contamination in Germany in 1986 can be used to estimate the ^{137}Cs -activity of fruiting bodies formed by diverse mushroom species.

Zusammenfassung

Der Verzehr von radioaktiv belasteten Pilzfruchtkörpern stellt ein Gesundheitsrisiko für den Menschen dar und auch fast 35 Jahre nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl im Jahr 1986 sind Pilze aus Waldökosystemen zum Teil noch stark durch das ausgetretene radioaktive ^{137}Cs belastet. Die Einschätzung der Belastung und somit des Gesundheitsrisikos ist aufgrund einer Vielzahl von Einflussfaktoren, wie z. B. der Pilzart, der Tiefe des Myzels, der Bodenkontamination und der Feuchtigkeit des Bodens, schwierig. Ziel dieser Arbeit war es die Variabilität, den Einfluss verschiedener Faktoren sowie die effektive Halbwertszeit der ^{137}Cs -Aktivität in Pilzfruchtkörpern zu ermitteln. Des Weiteren wurde überprüft, ob die Bodenkontamination für eine Abschätzung der ^{137}Cs -Aktivität von Pilzfruchtkörpern herangezogen werden kann. Für die Untersuchungen wurden über mehrere Jahre Proben von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*) aus vier Waldgebieten in Mittel- und Süddeutschland mit unterschiedlichem Aktivitätseintrag nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl im Jahr 1986 analysiert. Die Gebiete waren Eichenzell, Wülfersreuth, Oberschönenfeld und der Nationalpark Bayerischer Wald. Als Ergänzung dienten zugesendete Proben derselben Pilzarten von Mitgliedern aus Pilzvereinen aus ganz Deutschland. Zusätzlich zu den Pilzproben wurden Bodenproben gemessen, um zum einen die aktuelle Bodenkontamination zu bestimmen und zum anderen zu überprüfen, ob der Großteil des ^{137}Cs weiterhin im Bereich des Pilzmyzels zu finden ist.

Für die Untersuchung der örtlichen Variabilität der ^{137}Cs -Aktivität wurden Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) aus dem Waldgebiet Eichenzell in den Jahren 2017 bis 2019 analysiert. Innerhalb eines Sammeltages variierten die Messwerte verschiedener Proben innerhalb des Waldgebietes teilweise um den Faktor sechs. Dabei ist die Variabilität innerhalb eines Teilgebietes größer als zwischen beiden Teilgebieten des Waldgebietes Eichenzell. Für ein repräsentatives Ergebnis eines Gebietes ist es aufgrund der Variabilität erforderlich, eine ausreichende Menge an Fruchtkörpern zu analysieren.

Um die effektive Halbwertszeit der ^{137}Cs -Aktivität in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) zu ermitteln, wurden Proben aus drei Waldgebieten über fünf bis neun Jahre analysiert. Die Wahl der drei Waldgebiete erfolgte anhand des ^{137}Cs -Aktivitätseintrags nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl im Jahr 1986. Die Bodenkontaminationswerte variieren von 3.000 Bq/m² in Eichenzell über 12.500 Bq/m² in Wülfersreuth bis 35.000 Bq/m² in Oberschönenfeld. Die effektiven Halbwertszeiten liegen in einem engen Bereich von 5,2 bis 5,8 Jahre mit einem Mittelwert von $5,4 \pm 0,3$ Jahren. Damit reduziert sich die radioaktive Belastung der Pilzfruchtkörper in etwa fünfmal schneller als durch die rein physikalische Halbwertszeit des ^{137}Cs von 30,08 Jahren. Durch die Hinzunahme von bereits im Jahr 1990 veröffentlichten Daten ergab sich eine längere effektive Halbwertszeit von $7,7 \pm 0,6$ Jahren.

Für die Untersuchung der zwei Einflussfaktoren Exposition des Sammelgebiets (Hangausrichtung nach Ost oder West) und Höhenlage wurden sowohl Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) als auch Steinpilze (*Boletus edulis*) hinsichtlich der ^{137}Cs -Aktivität gemessen, um die Auswirkung auf Pilzarten

mit unterschiedlichem Akkumulationsvermögen zu analysieren. Als Untersuchungsgebiet diente der Nationalpark Bayerischer Wald, da dieser ein großes Gebiet umfasst und verschiedene Ausprägungen der beiden Faktoren abbildet. Zudem wurde das Gebiet in Folge der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl stark kontaminiert und der Park ist ein beliebtes Pilzsammelgebiet. Anhand der ^{137}Cs -Aktivität von Bodenproben konnte das Gebiet in zwei Regionen (Cluster) eingeteilt werden: eine Region mit hohem und eine mit niedrigem Aktivitätseintrag. Im Vergleich wiesen Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) durchschnittlich eine um den Faktor fünf höhere ^{137}Cs -Aktivität als Steinpilze (*Boletus edulis*) auf. Der Faktor Höhenlage zeigte im Gegensatz zur Exposition einen Einfluss auf die Kontamination der Pilzfruchtkörper. In Bezug auf die Höhenlage war der Einfluss nur im Falle eines hohen Aktivitätseintrags signifikant, wobei die Pilzproben aus der niedrigsten Höhenlage am höchsten belastet waren.

Zur Ermittlung der vertikalen Verteilung des ^{137}Cs im Boden wurden in den Waldgebieten Eichenzell und Nationalpark Bayerischer Wald Proben bis zu einer Tiefe von 24 cm entnommen und anschließend in 2 cm Schichten analysiert. Alle Verteilungen konnten mit einem Gauß-Fit oder einem multiplen Gauß-Fit mit 2 bis 3 Maxima abgebildet werden. Das erste Maximum lag in allen Fällen in den organischen Horizonten oder im Übergangsbereich zum A_n -Horizont. Folglich befindet sich der Großteil des ^{137}Cs fast 35 Jahre nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl immer noch im Bereich des Pilzmyzels und kann somit von den Pilzen aufgenommen und in den Fruchtkörpern angereichert werden.

Der Vergleich der ^{137}Cs -Aktivität der Pilz- und Bodenproben aus dem Nationalpark Bayerischer Wald ergab sowohl für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) als auch für Steinpilze (*Boletus edulis*) eine positive Korrelation. Nach Unterteilung der Proben anhand der Höhenlage zeigte sich eine noch stärkere Korrelation. Dies zeigt, dass neben der Bodenkontamination auch die Höhenlage einen Einfluss auf die ^{137}Cs -Aktivität der Fruchtkörper hat.

Beim Vergleich der ^{137}Cs -Aktivität aller vorhandenen Pilzproben mit der Bodenkontamination Deutschlands nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl im Jahr 1986 konnte ebenfalls für beide Pilzarten eine positive Korrelation nachgewiesen werden. Dies zeigt, dass die radioaktive Belastung von Pilzfruchtkörpern anhand einer Bodenkontaminationskarte abgeschätzt werden kann. Folglich kann die Deutschlandkarte der Bodenkontamination im Jahr 1986 Pilzsammlern als einfaches Hilfsmittel dienen, um abzuschätzen, in welchen Waldgebieten ein Risiko für eine hohe radioaktive Belastung von Pilzfruchtkörpern besteht.

Die Studie zeigt, dass eine effektive Halbwertszeit für die ^{137}Cs -Aktivität von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) ermittelt werden kann, obwohl die radioaktive Belastung von Pilzfruchtkörpern bereits innerhalb eines Gebietes merklich variiert. Des Weiteren ist es möglich, die ^{137}Cs -Aktivität von Pilzfruchtkörpern verschiedener Pilzarten anhand der Bodenkontamination Deutschlands im Jahr 1986 abzuschätzen.

Inhaltsverzeichnis

Abstract.....	V
Zusammenfassung	VII
Inhaltsverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	XII
1. Einleitung	1
2. Grundlagen	3
2.1 Radioaktivität und Strahlung	3
2.1.1 Radioaktive Umwandlung.....	3
2.1.1.1 Zerfallsarten	4
2.1.1.2 Gesetzmäßigkeiten des radioaktiven Zerfalls.....	10
2.1.1.3 Wechselwirkung ionisierender Strahlung mit Materie.....	12
2.1.1.4 Strahlungsmessung – Halbleiterdetektor.....	16
2.1.2 Dosisgrößen	19
2.2 Reaktorunfall von Tschernobyl	22
2.3 Radioaktive Kontamination und Strahlenexposition	25
2.3.1 Natürliche Radioaktivität.....	25
2.3.2 Künstliche Radioaktivität	26
2.3.3 Strahlenexposition des Menschen	26
2.3.4 Radioaktivität in Lebensmitteln.....	28
2.3.5 Radioaktivität im Waldökosystem.....	29
2.4 Boden	32
2.4.1 Aufbau des Bodens	32
2.4.2 Radioaktivität im Boden.....	33
2.5 Pilze.....	36
2.5.1 Allgemeine Grundlagen Pilze	36
2.5.2 Steinpilze (<i>Boletus edulis</i>) und Maronenröhrlinge (<i>Imleria badia</i>).....	37
2.5.3 Radioaktivität in Pilzen	39
3. Material und Methoden	43
3.1 Sammelgebiete	43
3.2 Pilzproben	47
3.2.1 Beschaffung der Proben.....	47
3.2.2 Probenvorbereitung.....	47
3.2.3 Restfeuchte	48

3.3	Bodenproben.....	50
3.3.1	Entnahme der Bodenproben	50
3.3.2	Probenvorbereitung.....	51
3.4	Messmethode zur Bestimmung der ¹³⁷ Cs-Aktivität.....	53
3.4.1	HPGe-Detektor.....	53
3.4.2	Software Genie™ 2000.....	54
3.4.3	Kalibrierung	54
4.	Korrektur der Messergebnisse	61
4.1	Korrektur bezüglich des Messdatums	61
4.2	Korrektur auf 10 % Restfeuchte	62
4.3	Korrektur der Probengeometrie.....	63
4.3.1	Versuchsablauf „Korrektur der Probengeometrie“	64
4.3.2	Analyse der ¹³⁷ Cs-Aktivitätswerte „Korrektur der Probengeometrie“ und Ermittlung der Korrekturkurve	65
4.4	Validierung der Messmethode.....	67
4.4.1	Validierungsmessungen beim Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie.....	67
4.4.2	Ringversuch Universität Regensburg.....	69
4.4.3	Ringversuch Max Rubner-Institut	69
5.	Ergebnisse	71
5.1	Örtliche Variabilität Eichenzell	71
5.2	Tiefenprofile Eichenzell	75
5.3	Zeitliche Entwicklung.....	78
5.3.1	Eichenzell.....	79
5.3.2	Wülfersreuth	80
5.3.3	Oberschönenfeld.....	83
5.4	Untersuchung im Nationalpark Bayerischer Wald.....	84
5.4.1	Bodenproben Nationalpark Bayerischer Wald.....	86
5.4.1.1	Mischproben.....	86
5.4.1.2	Tiefenprofile.....	88
5.4.2	Pilzproben Nationalpark Bayerischer Wald	90
5.4.3	Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden	95
5.5	Deutschlandweite Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden.....	100

6.	Diskussion.....	105
6.1	Örtliche Variabilität Eichenzell	105
6.2	Tiefenprofile Eichenzell	107
6.3	Zeitliche Entwicklung.....	108
6.4	Untersuchung im Nationalpark Bayerischer Wald	110
6.4.1	Bodenproben Nationalpark Bayerischer Wald.....	110
6.4.2	Pilzproben Nationalpark Bayerischer Wald	111
6.4.3	Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden	112
6.5	Deutschlandweite Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden.....	114
7.	Ausblick.....	119
	Abbildungsverzeichnis	121
	Tabellenverzeichnis.....	124
	Literaturverzeichnis.....	125
	Anhang.....	133
	Danksagung.....	211

Abkürzungsverzeichnis

^{137}Cs	Cäsium-137
CT	Computertomographie
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
EC	Elektroneneinfang (engl.: electron capture)
FES	frayed edge sites
FM	Frischmasse
FWHM	Halbwertsbreite (engl.: Full Width at Half Maximum)
HLNUG	Hessische Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
HPGe-Detektor	High-Purity Germanium Detektor
IC	Innere Konversion (engl.: internal conversion)
ICRP	Internationale Strahlenschutzkommission
IMIS	Integriertes Mess- und Informationssystem
LGL	Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit
MCA	Vielkanalanalysator (engl.: Multichannel Analyzer)
RIP	radiocesium interception potential
StrVG	Strahlenschutz-Vorsorge-Gesetz
TG	Trockengewicht
ü. NN	über Normalnull

1. Einleitung

Der Mensch ist kontinuierlich radioaktiven Stoffen ausgesetzt und kann je nach Höhe und Art der Belastung gesundheitliche Schäden davontragen. Daher ist die Abschätzung des Risikos durch den Verzehr von radioaktiv belasteten, natürlichen Produkten, insbesondere nach nuklearen Katastrophen, wichtig für das Wohlergehen des Menschen.

Ein einschneidendes Ereignis war die Reaktorkatastrophe von Tschernobyl im Jahr 1986. Dabei wurde eine große Menge an radioaktiven Stoffen freigesetzt, die sich über weite Gebiete Europas verteilte. Fast 35 Jahre nach der Katastrophe spielt die radioaktive Belastung in den Waldökosystemen weiterhin eine große Rolle. Im Gegensatz zu Agrarflächen, bei denen die radioaktiven Stoffe durch die Bewirtschaftung entweder entfernt oder in tiefere Bodenschichten verlagert wurden, verfügen Waldökosysteme über einen weitestgehend geschlossenen Nährstoffkreislauf. Es werden nahezu keine Nährstoffe aus dem System ausgetragen und die radioaktiven Stoffe verbleiben lange Zeit in den oberen Bodenschichten. Von den deponierten Stoffen ist Cäsium-137 (^{137}Cs) aufgrund seiner langen physikalischen Halbwertszeit von 30,08 Jahren (BROWNE & TULI 2007) noch immer in großen Mengen vorhanden. Infolgedessen sind Waldprodukte, wie Pilze und Wildschweine (*Sus scrofa*), zum Teil noch immer stark mit ^{137}Cs kontaminiert.

Um eine Belastung zusätzlich zu der Belastung durch die in der Umwelt vorkommenden natürlichen Radionuklide zu vermeiden, sollte der Konsum von kontaminierten Lebensmitteln so gering wie möglich gehalten werden. Jede zusätzliche Strahlung erhöht die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von stochastischen Schäden wie Krebs und Leukämie (BFS 2016a). Aus diesem Grund hat die EU für Lebensmittel, die in den Handel gebracht werden, einen Grenzwert von 600 Bq/kg Frischmasse eingeführt, der nicht überschritten werden darf (EU 1990). Insbesondere Wildschweine (*Sus scrofa*) in Bayern und Baden-Württemberg weisen häufig ^{137}Cs -Aktivitätswerte über dem Grenzwert auf und müssen daher entsorgt werden. Die Kontrolle bezüglich der Einhaltung der Grenzwerte ist in den Bundesländern unterschiedlich geregelt. In Bayern führen Jäger mittels eines landesweiten Messstellennetzwerkes Eigenkontrollen von Wildschweinfleisch zusätzlich zu den stichprobenartigen Kontrollen des Bayerischen Landesamtes für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit durch (LGL 2016). Bezogen auf Wildpilze legt das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) fest, dass Pilze in geringen Mengen für den privaten Verzehr gesammelt werden dürfen (BNatSchG 2009). Dies ist jedoch unabhängig von der radioaktiven Belastung und dient allein dem Artenschutz.

In einigen Regionen Europas sind Pilze ein oft gesammeltes Waldprodukt (CAI et al. 2011; SCHULP et al. 2014). Dabei werden Pilze auch in Gebieten gesammelt, die in Folge des Reaktorunglücks von Tschernobyl stark kontaminiert wurden, wie z. B. dem Bayerischen Wald oder dem Fichtelgebirge. Diese von Privatpersonen für den Eigenverzehr gesammelten Pilze werden in der Regel nicht hinsichtlich ihrer ^{137}Cs -Kontamination untersucht. Für den Laien ist es schwierig einzuschätzen, wie hoch die Kontamination der gesammelten Pilze ist, da eine Vielzahl von Faktoren, wie z. B. Pilzart, Bodenkontamination und –zusammensetzung, Einfluss auf die Akkumulation von ^{137}Cs haben. Zudem schätzen Laien die Zeit seit dem Kontaminationseintrag und den Abstand zum Kontaminationsursprung als ausschlaggebende Faktoren ein, wohingegen diesen Faktoren von Experten nur eine mittlere Bedeutung beigemessen wird (DRUZHININA & PALMA-OLIVEIRA 2004).

Ziel dieser Arbeit ist es, die Variabilität, den Einfluss verschiedener Faktoren sowie die effektive Halbwertszeit der ^{137}Cs -Aktivität in Pilzfruchtkörpern zu ermitteln. Des Weiteren wird überprüft, ob die Bodenkontamination für eine Abschätzung der ^{137}Cs -Aktivität von Pilzfruchtkörpern herangezogen werden kann. Für die Untersuchungen wurden über mehrere Jahre Proben von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*) aus vier Waldgebieten mit unterschiedlichem Aktivitätseintrag nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl im Jahr 1986 analysiert. Die Gebiete waren Eichenzell, Wülfersreuth, Oberschönenfeld und der Nationalpark Bayerischer Wald. Als Ergänzung dienten zugesendete Proben derselben Pilzarten von Mitgliedern aus Pilzvereinen aus ganz Deutschland. Zusätzlich zu den Pilzproben wurden Bodenproben gemessen, um zum einen die aktuelle Bodenkontamination zu bestimmen und um zum anderen zu überprüfen, ob der Großteil des ^{137}Cs weiterhin im Bereich des Pilzmyzels zu finden ist.

2. Grundlagen

2.1 Radioaktivität und Strahlung

2.1.1 Radioaktive Umwandlung

Radioaktive Umwandlung oder Zerfall beschreibt den Prozess, bei dem ein Nuklid unter Energieabgabe und/oder Teilchenabgabe in ein anderes Nuklid übergeht (KRIEGER 2012; STOLZ 2005).

Als Nuklid wird ein Atomkern bezeichnet, welcher durch die Protonenzahl Z (auch Ordnungszahl) und die Neutronenzahl N definiert ist. Protonen sind die positiv geladenen Kernbausteine eines Atomkerns und Neutronen die neutralen Kernbausteine. Die Protonenzahl legt das chemische Element fest. Die Nukleonenzahl A (auch Massenzahl) fasst die Kernbausteine zusammen ($A = Z + N$). Um ein Nuklid eindeutig zu bezeichnen, wird an das chemische Elementsymbol X die Nukleonenzahl als oberer Index und die Protonenzahl als unterer Index geschrieben (KRIEGER 2012; STOLZ 2005).



Ein Atom besteht zusätzlich zum Kern aus einer Atomhülle, in der sich negativ geladene Teilchen, die Elektronen, befinden. Deren Anzahl entspricht der Anzahl der Protonen. Die Elektronen kreisen nach dem Bohrschen Atommodell in mehreren Bahnen (Elektronenschalen) in unterschiedlichen Abständen um den Atomkern (s. Abb. 1). Zwischen dem Kern und den Elektronen in der Hülle bestehen elektrische Anziehungskräfte, die Coulombkräfte. Je näher sich die Elektronen am Atomkern befinden, desto größer sind diese Kräfte. Dementsprechend müssen unterschiedlich große Energien (Bindungsenergien) überwunden werden, um ein Elektron aus den verschiedenen Elektronenschalen bzw. aus der Anziehung des positiven Atomkerns zu lösen. Die Elektronenschalen werden von innen nach außen mit den Buchstaben K, L, M, N, O, P und Q bezeichnet (KRIEGER 2012; VOGT & SCHULTZ 2011).

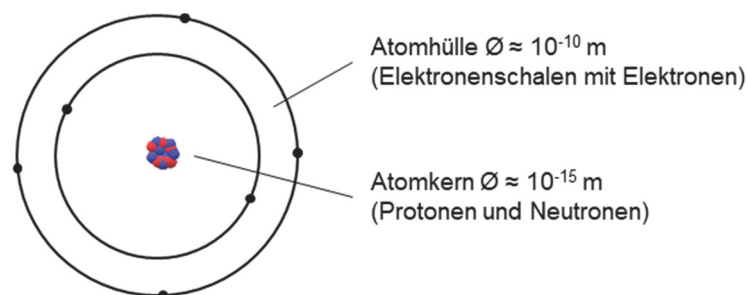


Abb. 1: Schematische Darstellung eines Atoms

Im Zentrum befindet sich der Atomkern bestehend aus Protonen und Neutronen. Die Elektronen befinden sich in der Atomhülle auf Elektronenbahnen um den Atomkern. Die Darstellung ist nicht maßstabsgetreu, wobei der Atomkern im Verhältnis zur Atomhülle zu groß dargestellt ist (basierend auf VOGT & SCHULTZ 2011).

Dem Pauli-Prinzip entsprechend kann in jeder Schale nur eine bestimmte Anzahl von Elektronen enthalten sein. Diese ist abhängig von der Hauptquantenzahl n , welche zumeist in der Physik anstelle der Buchstaben für die Bezeichnung der Elektronenschalen verwendet wird. Die Nummerierung erfolgt von innen nach außen mit 1 bis 7 und die maximale Anzahl der Elektronen in einer Schale entspricht dem Zweifachen des Quadrats der jeweiligen Hauptquantenzahl. Ist die maximale Besetzung mit Elektronen erreicht, wird dies als Edelgaskonfiguration bezeichnet. Die Elektronen in der äußersten Schale sind sogenannte Valenzelektronen (KRIEGER 2012).

Es sind ca. 3.900 Nuklide bekannt, von denen lediglich 258 stabil sind. Instabile Nuklide wandeln sich direkt oder über mehrere Schritte (Zerfallsreihen) in ein stabiles Nuklid um (KRIEGER 2012). Während dieses Änderungsprozesses entstehen verschiedene Strahlungen, weswegen diese Nuklide auch als radioaktive Nuklide (Radionuklide) bezeichnet werden (KRIEGER 2012; STOLZ 2005).

In der N-Z-Ebene liegen die stabilen Nuklide auf der sogenannten Stabilitätskurve, wobei mit steigender Protonenzahl auch die Neutronenzahl zunimmt. Dabei wird der Neutronenüberschuss, welcher zur Stabilisierung des Atomkerns benötigt wird, zunehmend größer. Bei instabilen Nukliden ist entweder die Protonen- oder die Neutronenzahl im Vergleich zu den stabilen Atomkernen erhöht (KRIEGER 2012). Nuklide gleicher Protonenzahl aber unterschiedlicher Neutronenzahlen werden als Isotope bezeichnet. Sie gehören trotz der sich unterscheidenden Neutronenzahlen zum selben Element, da ihre Elektronenhülle identisch ist. Gehören die Nuklide zu unterschiedlichen Elementen, haben aber dieselbe Massenzahl, werden sie als Isobare bezeichnet. Bei Isotonen ist die Neutronenzahl konstant, aber die Nuklide gehören zu verschiedenen Elementen (MAYER-KUCKUK 1974; STOLZ 2005).

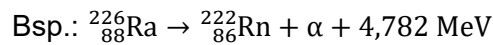
2.1.1.1 Zerfallsarten

Bei radioaktiven Umwandlungen können verschiedene Zerfallsarten auftreten, welche aufgrund der ihnen zu Grunde liegenden Wechselwirkungen zwischen den Nukleonen im Atomkern in drei Gruppen unterteilt werden können:

- starke Wechselwirkung (α -Zerfall)
- schwache Wechselwirkung (β -Zerfall, Elektroneneinfang)
- elektromagnetische Wechselwirkung (γ -Zerfall, Innere Konversion) (KRIEGER 2012).

α-Zerfall

Zum α-Zerfall kommt es durch starke Wechselwirkung. Die emittierte Teilchenstrahlung ist ein Heliumkern (${}^4_2\text{He}$), bestehend aus zwei Protonen und zwei Neutronen. Dieser wird als α-Teilchen bezeichnet. Durch die Abgabe eines α-Teilchens verringert sich die Ordnungszahl um zwei Einheiten und die Massenzahl um vier. Aufgrund der Änderung der Massenzahl wird manchmal auch von einem nicht-isobaren Zerfall gesprochen (KRIEGER 2012).



Der α-Zerfall tritt aus energetischen Gründen vorwiegend bei schweren Nukliden mit Massenzahlen größer 170 und Ordnungszahlen größer 70 auf. Die Energien der α-Teilchen liegen zwischen 4 MeV und 9 MeV. Dabei entspricht die jeweilige Energie der Differenz zwischen den Energieniveaus der Ausgangs- und der Restkerne (STOLZ 2005).

Exemplarisch für den α-Zerfall wird der Zerfall von ${}^{226}\text{Ra}$ zu ${}^{222}\text{Rn}$ (s. Abb. 2) gezeigt, da Radon und dessen Folgeprodukte ca. 50 % der natürlichen Strahlenbelastung ausmachen (BMU 2018). ${}^{226}\text{Ra}$ geht zu 94,6 % über den α-Zerfall direkt in den Grundzustand von ${}^{222}\text{Rn}$ über. Zu 5,4 % zerfällt es ebenfalls über einen α-Zerfall, jedoch in einen angeregten Zustand des ${}^{222}\text{Rn}$ mit einem höheren Energieniveau als dem Grundzustand. Die überschüssige Energie wird anschließend über die Emission eines γ-Quants mit einer Energie von 186 keV abgegeben (LEDERER et al. 1967).

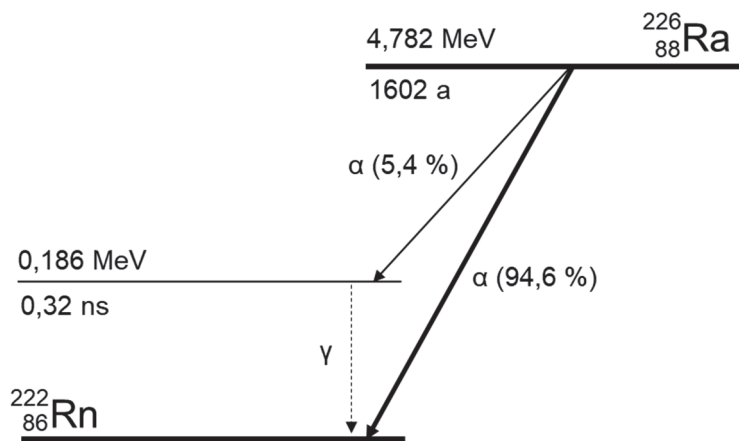


Abb. 2: Zerfallsschema von ${}^{226}\text{Ra}$

${}^{226}\text{Ra}$ zerfällt zu 94,6 % direkt und zu 5,4 % indirekt über einen α-Zerfall zu ${}^{222}\text{Rn}$. Beim indirekten Zerfall wird die überschüssige Energie über einen γ-Zerfall abgegeben (basierend auf LEDERER et al. 1967).

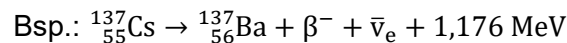
β -Zerfall

Der β -Zerfall gehört zu den isobaren Zerfallsarten, d. h. das Tochternuklid weist die gleiche Massenzahl auf wie das Mutternuklid. Zu Grunde liegt die schwache Wechselwirkung und es wird eine Teilchenstrahlung in Form von Elektronen (β^-) oder Positronen (β^+) emittiert. Zusätzlich wird ein weiteres Teilchen ausgesandt, das keine elektrische Ladung besitzt und dessen Ruhemasse nahezu Null beträgt. Es handelt sich um ein Elektron-Antineutrino (β^- -Zerfall) bzw. ein Elektron-Neutrino (β^+ -Zerfall). Neutrinos treten kaum mit Materie in Wechselwirkung, weswegen sie ein großes Durchdringungsvermögen besitzen und schwer nachzuweisen sind (KRIEGER 2012).

Zum **β^- -Zerfall** kommt es, wenn ein Radionuklid gegenüber einem stabilen Atomkern einen Neutronenüberschuss aufweist. Aus dem Kern eines Radionuklids wird ein Elektron (β^- -Teilchen) emittiert. Dieses stammt nicht aus der Atomhülle, sondern entsteht im Kern durch die Umwandlung eines Neutrons (n) in ein Proton (p) und ein Elektron (β^-). Des Weiteren entsteht ein Elektron-Antineutrino ($\bar{\nu}_e$) (KRIEGER 2012).



Nach dem Aussenden eines β^- -Teilchens hat der Kern ein zusätzliches Proton, weswegen sich die Ordnungszahl des neu entstandenen Elements um eine Einheit vergrößert. Da sich die Anzahl der Kernteilchen durch die Umwandlung des Neutrons nicht verändert, bleibt die Massenzahl erhalten (KRIEGER 2012).



Der β^- -Zerfall führt oftmals nicht zum Grundzustand des Tochternuklids, wie es am Beispiel von ${}^{137}\text{Cs}$ (s. Abb. 3) zu sehen ist. Dieses zerfällt nur zu 6,5 % in den Grundzustand von ${}^{137}\text{Ba}$ und zu 93,5 % in den angeregten Kernzustand bei 662 keV. Der angeregte Tochterkern des ${}^{137}\text{Ba}$ geht unter Emission von γ -Strahlung mit einer Energie von 662 keV in den Grundzustand des ${}^{137}\text{Ba}$ über (LEDERER et al. 1967). Bei der Messung von ${}^{137}\text{Cs}$ in den Pilzfruchtkörpern wird in Wirklichkeit ${}^{137}\text{Ba}$ nachgewiesen und 6,5 % des ${}^{137}\text{Cs}$ können aufgrund des direkten Zerfalls nicht detektiert werden. Dieser Umstand fließt jedoch in die Bestimmung des Aktivitätswertes mit ein.

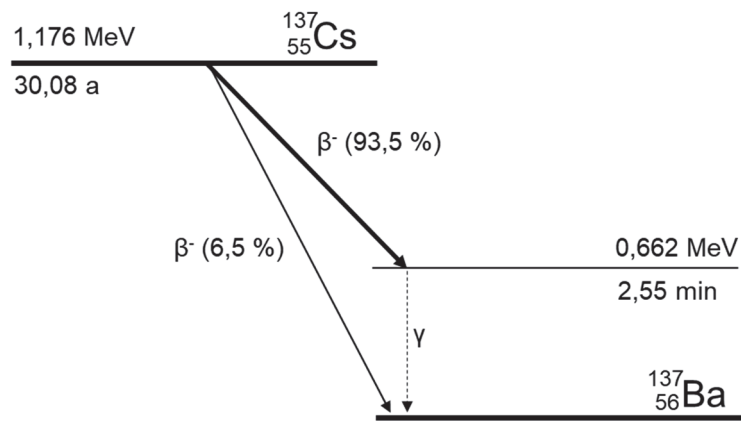


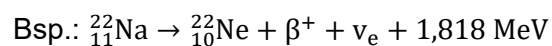
Abb. 3: Zerfallsschema von ^{137}Cs

^{137}Cs zerfällt zu 6,5 % direkt und zu 93,5 % indirekt über einen β^- -Zerfall zu ^{137}Ba . Beim indirekten Zerfall wird die überschüssige Energie über einen γ -Zerfall abgegeben (basierend auf BROWNE & TULI 2007; LEDERER et al. 1967).

Zum **β^+ -Zerfall** kommt es, wenn ein Radionuklid ein Neutronendefizit gegenüber einem stabilen Kern aufweist. Im Gegensatz zum β^- -Zerfall wird ein Teilchen mit einer positiven Ladung emittiert (β^+ -Teilchen). Dieses wird als Positron bezeichnet und entsteht im Kern durch die Umwandlung eines Protons (p) in ein Neutron (n) und ein Positron (β^+). Des Weiteren entsteht ein Elektron-Neutrino (ν_e) (KRIEGER 2012).



Durch die Umwandlung des Protons in ein Neutron verringert sich die Ordnungszahl um eine Einheit, während die Massenzahl unverändert bleibt. Ein Beispiel für den β^+ -Zerfall ist die Umwandlung von ^{22}Na zu ^{22}Ne (KRIEGER 2012; LEDERER et al. 1967).



Das Zerfallsschema von ^{22}Na (s. Abb. 4) zeigt, dass dieses fast ausschließlich über einen angeregten Zustand des ^{22}Ne bei 1.275 keV zerfällt. Zu 90 % geschieht dies über einen β^+ -Zerfall und bei 10 % kommt es zu einem Elektroneneinfang (engl.: electron capture, EC), bei dem sich ein Proton mit einem Elektron aus der Atomhülle verbindet und in ein Neutron umwandelt (KRIEGER 2012). Über die Emission von γ -Strahlung mit einer Energie von 1.275 keV geht das ^{22}Ne aus dem angeregten Zustand in den Grundzustand über (LEDERER et al. 1967).

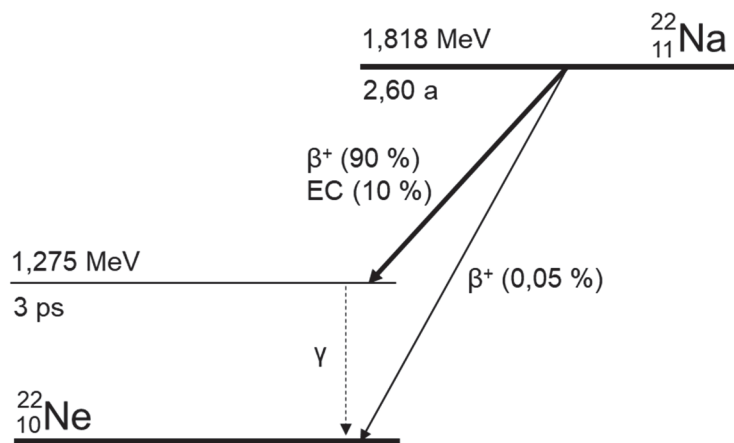


Abb. 4: Zerfallsschema von ^{22}Na

^{22}Na zerfällt indirekt zu 90 % über einen β^+ -Zerfall und zu 10 % über einen Elektroneneinfang zu ^{22}Ne . Beim indirekten Zerfall wird die überschüssige Energie über einen γ -Zerfall abgegeben (basierend auf LEDERER et al. 1967).

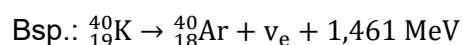
Findet die Positronenemission in Materie statt, wird das Positron zunächst unter Energieabgabe gestoppt und es kommt zu einer Vernichtungsstrahlung. Diese entsteht, wenn das Positron auf ein Elektron trifft und beide in Wechselwirkung miteinander treten. Es kommt zur gegenseitigen Vernichtung beider Teilchen. In Folge dessen werden gemäß dem Einstein'schen Energie-Massen-Äquivalent $E = mc^2$ zwei γ -Quanten mit einer spezifischen Energie von je 511 keV emittiert (KRIEGER 2012).

Elektroneneinfang (EC)

Neben dem β^+ -Zerfall ist der Elektroneneinfang (engl.: electron capture, EC) eine weitere Möglichkeit, einen Protonenüberschuss zu vermindern. Der Kern des Radionuklids fängt dabei ein Elektron aus einer der inneren Schalen der Atomhülle, meist der K-Schale, ein. Das Elektron vereinigt sich mit einem Proton zu einem Neutron. Des Weiteren entsteht wie beim β^+ -Zerfall ein Elektron-Neutrino (ν_e) (KRIEGER 2012).



Der frei gewordene Platz in der Elektronenschale wird von einem äußeren Elektron wieder aufgefüllt. Der entstandene Atomkern befindet sich unter Umständen in einem angeregten Zustand und gibt die überschüssige Energie in Form von γ -Strahlung ab. Vom Mutter- zum Tochternuklid verringert sich die Ordnungszahl um eine Einheit. Durch die Umwandlung des Protons verändert sich nicht die Anzahl der Kernteilchen, weswegen die Massenzahl unverändert bleibt. Somit führt der Elektroneneinfang zum gleichen Ergebnis wie der β^+ -Zerfall (KRIEGER 2012).



Ein Beispiel für den Elektroneneinfang ist das Radionuklid ^{40}K , welches mit einer Wahrscheinlichkeit von 11 % über diesen unter Emission von γ -Strahlung mit einer Energie von 1.461 keV zu ^{40}Ar (s. Abb. 5) zerfällt. Zu 89 % zerfällt das ^{40}K über einen β^- -Zerfall direkt in den Grundzustand von ^{40}Ca (CHEN 2017; LEDERER et al. 1967). ^{40}K wird über die Nahrung aufgenommen und macht ca. 8 % der natürlichen Strahlenbelastung aus (UNSCEAR 2000).

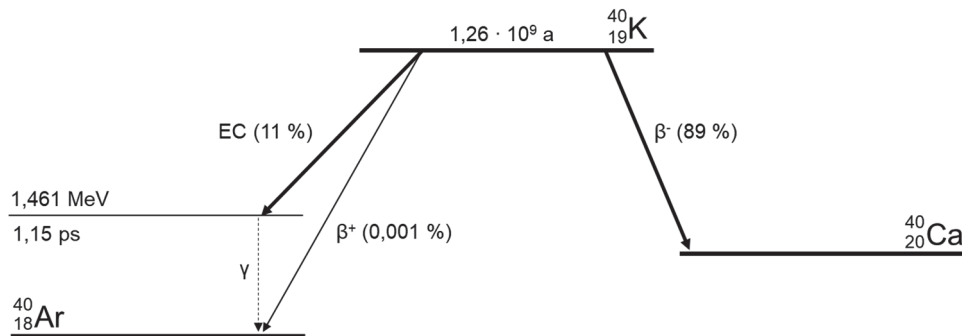


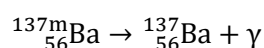
Abb. 5: Zerfallsschema von ^{40}K

^{40}K zerfällt zu 89 % über einen β^- -Zerfall direkt zu ^{40}Ca und zu 11 % über einen Elektroneneinfang indirekt zu ^{40}Ar . Die überschüssige Energie des angeregten ^{40}Ar wird über einen γ -Zerfall abgegeben (basierend auf CHEN 2017; LEDERER et al. 1967).

γ -Zerfall

Beim γ -Zerfall bzw. der γ -Strahlung handelt es sich im Gegensatz zu α - und β -Zerfall nicht um eine Kernumwandlung im eigentlichen Sinne, sondern um die Energieabgabe in Form einer elektromagnetischen Strahlung. Diese besteht meist aus γ -Quanten (Photonen). Die γ -Strahlung entsteht beim Übergang eines energetisch angeregten Atomkerns in einen energieärmeren Zustand. Daher tritt sie oftmals neben oder als Folge von α - und β -Zerfällen auf, bei denen häufig nicht der Grundzustand, sondern ein angeregter Zustand des Tochternuklids erreicht wird. Die überschüssige Energie kann in Form eines oder mehrerer γ -Quanten abgegeben werden. Diese können bei radioaktiven Umwandlungen Energien zwischen 10 keV und 7 MeV aufweisen (KRIEGER 2012; STOLZ 2005).

Ein Beispiel für den γ -Zerfall ist der Zerfall des angeregten $^{137\text{m}}\text{Ba}$, welches über den β^- -Zerfall von ^{137}Cs entsteht (s. β^- -Zerfall). Der angeregte Kernzustand geht unter Abgabe eines γ -Quants mit einer charakteristischen Energie von 662 keV in den Grundzustand von ^{137}Ba über. Bei der Emission von γ -Quanten ändert sich die Energie des Nuklids um den, durch das Photon abtransportierten Energieanteil, jedoch bleiben die Ordnungszahl und die Massenzahl des Atomkerns unverändert (KRIEGER 2012).



Bei radioaktiven Zerfallsprozessen ausgesandte γ -Quanten haben eine für das emittierende Nuklid charakteristische Energie, welche der Energiedifferenz zwischen zwei Zuständen entspricht. Im vorliegenden Beispiel wäre dies die Energiedifferenz zwischen dem angeregten Zustand des ^{137}Ba und dessen Grundzustand. Anhand dieser spezifischen Energie können Nuklide sehr gut identifiziert werden (LIESER 1980).

Innere Konversion (IC)

Die Innere Konversion (engl.: internal conversion, IC) ist ein Alternativ-Prozess zum γ -Zerfall. Ist die Wahrscheinlichkeit des γ -Zerfalls aufgrund zu niedriger Anregungsenergie oder einer für diesen Zerfall ungünstigen Nukleonenkonfiguration sehr gering, so ist die Innere Konversion eine weitere Möglichkeit, um Anregungsenergie abzubauen. In diesem Fall wird die überschüssige Energie auf ein inneres Hüllenelektron übertragen und es erfolgt keine Photonenemission. Im betroffenen Atomkern liegt meist eine hohe Kernladung und eine damit verbundene höhere lokale Elektronendichte vor (KRIEGER 2012).

2.1.1.2 Gesetzmäßigkeiten des radioaktiven Zerfalls

Radioaktive Zerfallsprozesse unterliegen statistischen Gesetzmäßigkeiten. Der exakte Zeitpunkt des Zerfalls eines Atomkerns kann nicht vorhergesagt werden. Es kann jedoch bestimmt werden, wie viele Kerne eines Kollektivs in einem bestimmten Zeitintervall im Durchschnitt umgewandelt werden. Dabei besitzt jeder Atomkern die gleiche Umwandlungswahrscheinlichkeit, welche mit der Zerfallskonstante λ beschrieben werden kann. Wie viele Atome nach einer bestimmten Zeit t noch vorhanden sind, kann nach dem folgenden **Zerfallsgesetz** (s. Formel 10) berechnet werden. Dabei ist N_0 die Anzahl der Atomkerne zum Zeitpunkt $t = 0$ und $N(t)$ die Atomkernanzahl nach Ablauf der Zeit t (KRIEGER 2012; STOLZ 2005).

$$N(t) = N_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (10)$$

Die **Aktivität A** bezeichnet den statistischen Erwartungswert für die Anzahl der radioaktiven Zerfälle pro Zeit und wird in der Einheit Becquerel [Bq] gemessen. Ein Becquerel entspricht einem Zerfall pro Sekunde. Die historische Einheit der Aktivität wurde nach der Entdeckerin des Elements Radium, Marie Curie, benannt: 1 Curie entspricht der Aktivität von 1 g Radium und kann mit dem Faktor $3,7 \cdot 10^{10}$ in Becquerel umgerechnet werden. Um die Aktivität einer Substanz zu beschreiben, wird oftmals auch die spezifische Aktivität a [Bq/kg] oder die Aktivitätskonzentration c_A [Bq/m³] verwendet. Mit Hilfe der Aktivität kann die Anzahl der Atomkerne N eines Nuklids bestimmt werden, da die beiden Größen proportional zueinander sind. Der Zusammenhang der beiden Größen ergibt sich durch die Ableitung des Zerfallsgesetzes und der Faktor entspricht der Zerfallskonstante λ (KRIEGER 2012; STOLZ 2005).

$$A = -\frac{dN}{dt} = \lambda \cdot N \quad (11)$$

Aufgrund dieses Zusammenhangs kann das Zerfallsgesetz so umgeformt werden, dass nicht die Anzahl der Atomkerne, sondern die Aktivität in Abhängigkeit von der Zeit betrachtet wird (MAYER-KUCKUK 1974).

$$A(t) = A_0 \cdot e^{-\lambda t} \quad (12)$$

Eine weitere charakteristische Größe für Nuklide ist die **physikalische Halbwertszeit** $T_{1/2}$ bzw. T_{ph} , welche die Zeit beschreibt, nach der aufgrund des radioaktiven Zerfalls noch die Hälfte der Anfangsaktivität eines Isotops vorhanden ist. Sie liegt für die bisher bekannten Nuklide in einem Größenbereich von 10^{-10} Sekunden bis 10^{24} Jahren und steht in folgendem Zusammenhang zur Zerfallskonstante λ (KRIEGER 2012; STOLZ 2005).

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (13)$$

Um den Verbleib eines radioaktiven Stoffes in einem Ökosystem zu beschreiben, können zwei weitere Halbwertszeiten herangezogen werden: die ökologische und die effektive Halbwertszeit.

Die **ökologische Halbwertszeit** $T_{\text{öko}}$ umfasst jene Prozesse, die neben dem physikalischen Zerfall zur Abnahme der Radioaktivität in einem System führen. Zu diesen Prozessen zählen zum Beispiel die Auswaschung in tiefere Bodenschichten und die Fixierung von Radionukliden, um nur zwei zu nennen. Diese Prozesse können wiederum die Verfügbarkeit eines Radionuklids zur Aufnahme durch Pflanzen und Pilze beeinflussen. Die Kombination dieser Prozesse mit dem physikalischen Zerfall wird durch die **effektive Halbwertszeit** T_{eff} ausgedrückt. Sie beschreibt die Zeit, nach der noch die Hälfte der Aktivität eines radioaktiven Stoffes in einem Ökosystem vorhanden ist. Wenn mehrere alternative Zerfallsarten bzw. Prozesse für die Abnahme eines Nuklids existieren, ergibt sich die Gesamtzerfallskonstante aus der Summe der Wahrscheinlichkeiten für die einzelnen Zerfälle bzw. Abnahmen. Formel 14 zeigt den Zusammenhang für die hier betrachteten Prozesse (KRIEGER 2012; PRÖHL et al. 2004).

$$\lambda_{\text{eff}} = \lambda_{\text{ph}} + \lambda_{\text{öko}} \quad (14)$$

Entsprechend der Gesamtzerfallskonstante setzt sich effektive Halbwertszeit aus der physikalischen und der ökologischen Halbwertszeit zusammen. Formel 15 ergibt sich aus der Kombination der Formeln 13 und 14 (KRIEGER 2012).

$$\frac{1}{T_{\text{eff}}} = \frac{1}{T_{\text{ph}}} + \frac{1}{T_{\text{öko}}} \quad (15)$$

2.1.1.3 Wechselwirkung ionisierender Strahlung mit Materie

Die Messung und der Nachweis von ionisierender Strahlung basiert auf den Wechselwirkungen geladener und ungeladener Teilchen mit Materie. Auf die Atomkerne und Hüllenelektronen der Materie wird Energie übertragen, wodurch diese sich verändern. Bei den Teilchen der Strahlung selbst treten Energieverluste und Änderungen der Bewegungsrichtung auf. Es wird zwischen direkt ionisierender Strahlung (geladene Teilchen) und indirekt ionisierender Strahlung (ungeladene Teilchen) unterschieden (STOLZ 2005).

Wechselwirkungen geladener Teilchen mit Materie

Beim Durchgang durch Materie verlieren geladene Teilchen wie α - und β -Teilchen ihre kinetische Energie meist schrittweise aufgrund von Wechselwirkungen mit Hüllenelektronen oder Atomkernen. Die zwei wichtigsten Prozesse sind die Ionisierung und die Hüllenanregung, zusätzlich dazu kann Bremsstrahlung auftreten.

Bei der **Hüllenanregung** (s. Abb. 6) wird ein Elektron in der Atomhülle in Folge der Wechselwirkung mit einem geladenen Teilchen auf ein höheres Energieniveau gehoben, wodurch das Atom in einen angeregten Zustand gelangt (VOGT & SCHULTZ 2011).

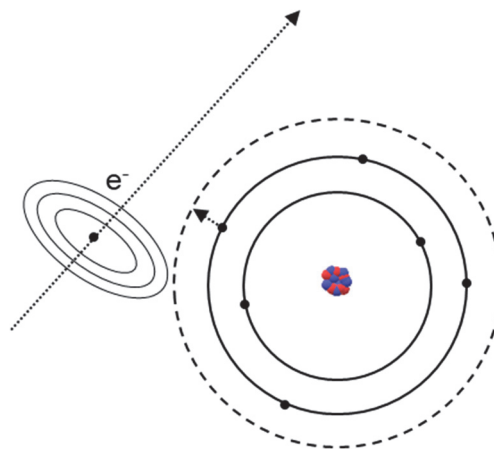


Abb. 6: Schematische Darstellung der Hüllenanregung eines Atoms

Hüllenanregung eines Atoms durch Wechselwirkungen mit einem geladenen Teilchen (basierend auf VOGT & SCHULTZ 2011).

Bei der **Ionisierung** (s. Abb. 7) werden Elektronen aufgrund der Wechselwirkung mit geladenen Teilchen aus der Atomhülle entfernt. Hierdurch wird das Atom positiv, d. h. es entsteht ein positives Ion. Das abgelöste Elektron kann sich an ein benachbartes neutrales Atom anlagern, wodurch sich ein negatives Ion bildet. Das entstandene Elektronenloch in der Atomhülle kann durch ein Elektron aus einer äußeren Schale (höheres Energieniveau) aufgefüllt werden. Die Energiedifferenz wird dabei z. B. in Form von Röntgenstrahlung abgegeben (VOGT & SCHULTZ 2011).

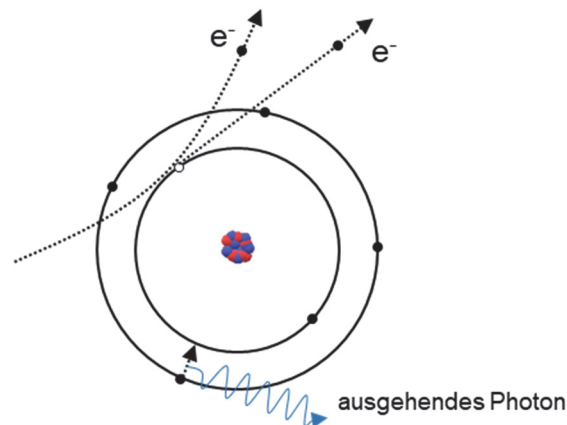


Abb. 7: Schematische Darstellung der Ionisierung eines Atoms

Ionisierung eines Atoms durch Wechselwirkungen mit einem geladenen Teilchen (basierend auf VOGT & SCHULTZ 2011).

Geladene Teilchen können ihre kinetische Energie auch im elektrischen Feld des Atomkerns durch die Erzeugung von **Bremsstrahlung** (s. Abb. 8) abgeben. Dabei wird das geladene Teilchen von seiner Bahn abgelenkt und verliert in Folge dessen Energie. Diese wird in Form eines Bremsstrahlungsphotons emittiert (VOGT & SCHULTZ 2011).

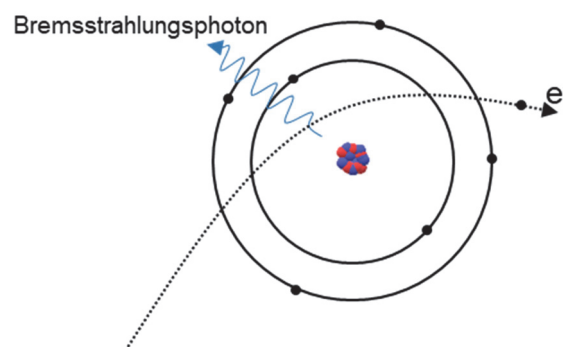


Abb. 8: Schematische Darstellung der Erzeugung von Bremsstrahlung

Erzeugung von Bremsstrahlung in Folge der Ablenkung eines geladenen Teilchens im elektrischen Feld des Atomkerns (basierend auf VOGT & SCHULTZ 2011).

Wechselwirkung von γ -Strahlung mit Materie

Beim Durchgang von Photonen (ungeladene Teilchen) durch Materie werden über Wechselwirkungsprozesse geladene Teilchen freigesetzt oder Kernumwandlungen ausgelöst (STOLZ 2005). Photonen (Quanten der Röntgen- und γ -Strahlung) haben keine elektrische Ladung, wodurch die Wahrscheinlichkeit von Wechselwirkungen mit Materie geringer ist als bei geladenen Teilchen. Somit ist die Photonenstrahlung durchdringender. Beim Durchgang durch Materie kann es zur Streuung und zur teilweisen oder vollständigen Absorption der Energie des Photons kommen, wodurch elektrisch geladene Sekundärteilchen wie Elektronen und Positronen freigesetzt werden. Es können verschiedene Prozesse auftreten, die anhand ihrer Wechselwirkungspartner in drei Gruppen unterteilt werden können. Wechselwirkung mit:

- der Atomhülle und dem Atomkern: Photoeffekt (Photoionisation)
- der Atomhülle: Comptoneffekt
- dem Coulombfeld der Atomkerne: Paarbildung (KRIEGER 2012).

Beim **Photoeffekt** (s. Abb. 9) schlägt das Photon ein Elektron aus einer inneren Schale der Atomhülle und überträgt dabei die gesamte Energie auf das Elektron. Diese kann gemessen und der im Spektrum entstehende Photopeak einem Nuklid zugeordnet werden. Ein Photopeak bezeichnet einen Peak, der durch die Absorption der gesamten Photonenenergie entsteht. Der Photoeffekt kann nur an gebundenen Elektronen in den Elektronenschalen erfolgen und die Photonenenergie muss größer sein als die Bindungsenergie des Elektrons. Die Richtung, in die das Elektron emittiert wird, ist energieabhängig. Je höher die Energie des Photons ist, desto stärker wird das sogenannte Photoelektron in Bewegungsrichtung des auftreffenden Photons emittiert. Durch diesen Vorgang entsteht ein Elektronenloch in der inneren Schale, welches durch ein Elektron einer äußeren Schale aufgefüllt wird. Die frei werdende Energie wird oft in Form von Röntgenstrahlung abgegeben. Das herausgeschlagene Photoelektron gibt die übertragene Energie in kleinen Portionen an die Materie ab und kann dadurch weitere Atome ionisieren (KRIEGER 2012; STOLZ 2005).

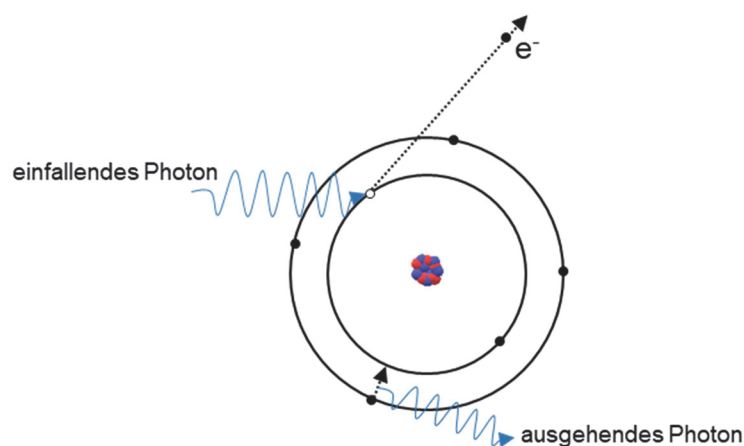


Abb. 9: Schematische Darstellung des Photoeffekts

Absorption des einfallenden Photons und Emission des Photoelektrons. Anschließende Auffüllung des Elektronenlochs durch ein äußeres Elektron und Emission eines Photons (basierend auf VOGT & SCHULTZ 2011).

Der **Comptoneffekt** (s. Abb. 10) bezeichnet die inelastische Wechselwirkung eines Photons mit einem Hüllenelektron, welches nur schwach gebunden ist. Das Photon überträgt einen Teil seiner Energie auf das Elektron, wodurch dieses aus der Hülle gelöst wird. Das Photon selbst wird gestreut, wobei es bei niedrigen Photonenenergien zu einer Rückwärtsstreuung kommen kann (KRIEGER 2012; STOLZ 2005).

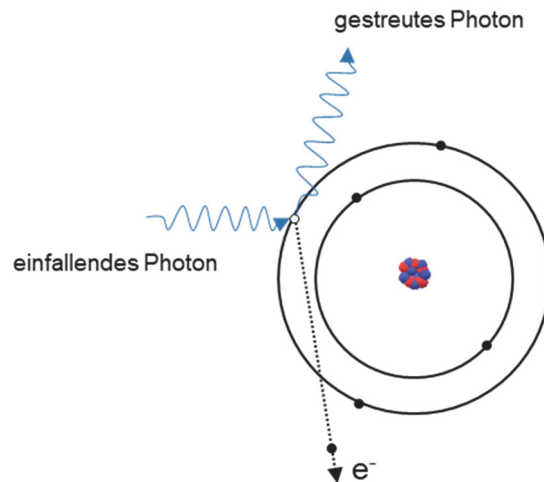


Abb. 10: Schematische Darstellung des Comptoneffekts

Das einfallende Photon löst ein Elektron aus der äußeren Atomhülle und erfährt selbst eine Richtungsänderung (basierend auf VOGT & SCHULTZ 2011).

Die **Paarbildung** (s. Abb. 11) kann auftreten, wenn die Photonenenergie das Energie-Massen-Äquivalent für zwei Elektronen ($2 \cdot 511 \text{ keV} = 1.022 \text{ keV}$) übersteigt. In dem Fall können sich in einem starken Coulombfeld spontane Elektron-Positron-Paare bilden, wobei das Photon vollständig vernichtet wird. Das positiv geladene Positron erhält aufgrund des positiv elektrischen Feldes des Atomkerns eine leicht höhere Bewegungsenergie als das negativ geladene Elektron. Der Kern bleibt unverändert. Ihre Bewegungsenergie geben Positron und Elektron durch Vielfachstöße in jeweils kleinen Portionen an das umgebende Medium ab. Sobald das Positron annähernd die gesamte Bewegungsenergie abgegeben hat, rekombiniert es mit einem Hüllenelektron. Anschließend wird in der Regel die Ruhemasse der beiden Teilchen in zwei Photonen mit einer jeweiligen Energie von 511 keV umgewandelt. Die beiden Quanten werden mit einem Winkel von 180° zueinander abgestrahlt und als Vernichtungsstrahlung bezeichnet. Diese Paarvernichtung ist der Umkehrprozess zur Paarbildung (KRIEGER 2012).

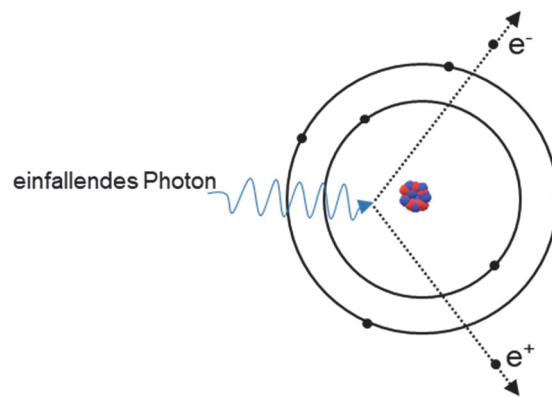


Abb. 11: Schematische Darstellung der Paarbildung
 Paarbildung im Coulombfeld eines Atomkerns mit Erzeugung eines Elektrons und eines Positrons (basierend auf VOGT & SCHULTZ 2011).

2.1.1.4 Strahlungsmessung – Halbleiterdetektor

Für die Messung ionisierender Strahlung können verschiedene Messgeräte und –methoden verwendet werden. Eine Möglichkeit ist die Verwendung von Halbleiterdetektoren, bei denen es sich um Einkristalle aus Germanium oder Silizium handelt. Zu diesen gehören die in dieser Arbeit verwendeten High-Purity Germanium Detektoren (HPGe-Detektor, Reinstgermanium-Detektor).

Halbleiterdetektoren funktionieren im Prinzip wie eine Diode. Der Halbleiterkristall befindet sich zwischen zwei Elektroden (p und n), an denen eine Hochspannung angelegt wird (s. Abb. 12). Trifft ionisierende Strahlung auf den Kristall, erzeugt das eindringende γ -Quant infolge der in Kapitel 2.1.1.3 genannten Wechselwirkungen beispielsweise ein Photoelektron, das die gesamte Energie des γ -Quants übernommen hat. Entlang seiner Bahn erzeugt das Elektron Elektronen-Defektelektronen-Paare. Defektelektronen sind Elektronenfehlstellen (Löcher), die beim Herausschlagen von gebundenen Elektronen des Halbleiterkristalls entstehen und wie positive Ladungsträger wirken. Die freien Elektronen verlieren ihre Energie schrittweise und erzeugen dabei weitere Elektronen-Defektelektronen-Paare. Dieser kaskadenförmige Prozess läuft solange, bis die Energieabgabe soweit fortgeschritten ist, dass keine weiteren Ionisierungsvorgänge mehr möglich sind. Folglich ist die Energie der einfallenden Strahlung ausschlaggebend für die Anzahl der entstehenden Elektronen-Defektelektronen-Paare. Die Dauer dieses Vorganges beträgt ca. 1 bis 10 ps. Durch das von außen angelegte elektrische Feld zwischen den Elektroden werden die Elektronen-Defektelektroden-Paare getrennt und an die Feldgrenzen geführt. Die Elektronen werden zum n-Leiter und die Defektelektronen zum p-Leiter gezogen. Dies führt zu einer kurzzeitigen Ladungserhöhung bzw. Spannungsdifferenz (LIESER 1980; STOLZ 1985; VOGT & SCHULTZ 2011).

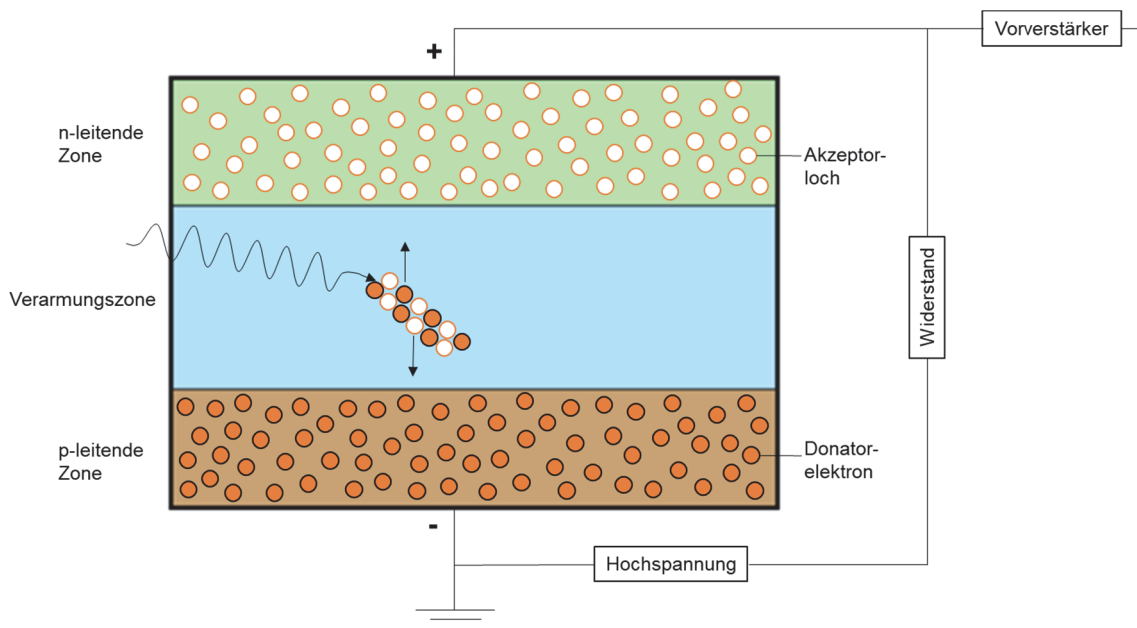


Abb. 12: Funktionsprinzip eines Halbleiterdetektors
(basierend auf VOGT & SCHULTZ 2011)

In einem angeschlossenen Vorverstärker werden die elektrischen Ladungsimpulse in einen Spannungsimpuls umgewandelt. Die verzeichnete Impulshöhe ist zu der Energie, die vom γ -Quant auf das Detektormaterial übertragen wird, proportional (STOLZ 1985). Im darauffolgenden Hauptverstärker werden die Spannungsimpulse verstärkt, bevor der Vielkanalanalysator (engl. Multichannel Analyzer, MCA) diese registriert. Anschließend werden die Impulse ihrer Höhe nach bewertet und in aufeinanderfolgende Impulshöhenkanäle einsortiert. Daraus entsteht ein Spektrum der Impulshöhen, das mit Hilfe einer geeigneten Software dargestellt und analysiert werden kann.

Der Vorteil von Halbleiterdetektoren gegenüber anderen Detektortypen ist die hohe Energieauflösung, welche durch die Halbwertsbreite (engl. Full Width at Half Maximum, FWHM), d. h. die Breite eines Peaks in seiner halben Höhe, charakterisiert wird. Die gute Auflösung ist auf die geringe benötigte Energie zur Erzeugung eines Elektronen-Defektelektronen-Paares zurückzuführen. Diese beträgt bei Germanium 2,8 eV und bei Silizium 3,6 eV. Im Gegensatz dazu werden in einem Szintillationszähler mindestens 300 eV für die Erzeugung eines Photoelektrons benötigt (LIESER 1980). Eine hohe Auflösung erleichtert die Auswertung eines Spektrums, da auch eng beieinanderliegende Peaks bzw. Gammaenergien getrennt voneinander identifiziert werden können. Nachteilig ist die im Verhältnis zu Szintillationszählern niedrige Nachweiseffektivität und die Notwendigkeit einer Kühlung auf die Temperatur von flüssigem Stickstoff (77 K bzw. $-196\text{ }^{\circ}\text{C}$). Die Kühlung des Detektors hat eine wesentliche Bedeutung, da durch thermische Anregung Gitterschwingungen auftreten und eine Eigenleitung des Detektors hervorgerufen wird. Ziel der Abkühlung ist es, dieses sogenannte thermische Rauschen zu minimieren (LIESER 1980; STOLZ 1985; VOGT & SCHULTZ 2011).

Abbildung 13 zeigt ein typisches Spektrum am Beispiel von ^{40}K mit einem Photopeak bei 1.461 keV. Des Weiteren sind Effekte zu sehen, die durch die verschiedenen, beschriebenen Wechselwirkungen hervorgerufen werden. Das Compton-Kontinuum entsteht durch die Comptonelektronen mit unterschiedlichen Bewegungsenergien und endet in der Comptonkante, welche durch Comptonelektronen mit der maximal übertragbaren Photonenenergie gebildet wird. Der Rückstreupeak entsteht durch gestreute Comptonphotonen aus der Detektorumgebung, wie z. B. der Bleiabschirmung. Die in Folge der Paarbildung und der anschließenden Paarvernichtung entstehenden Photonen können entweder detektiert werden oder aus dem Detektor heraustreten. Bei der Detektion dieser Photonen entsteht ein Peak bei 511 keV. Wenn eins der beiden gebildeten Photonen aus dem Detektor austritt, bildet sich ein Single-Escape-Peak bei der Photopeakenergie minus 511 keV. Beim Austritt beider Photonen entsteht entsprechend ein Double-Escape-Peak (KRIEGER 2012; VOGT & SCHULTZ 2011).

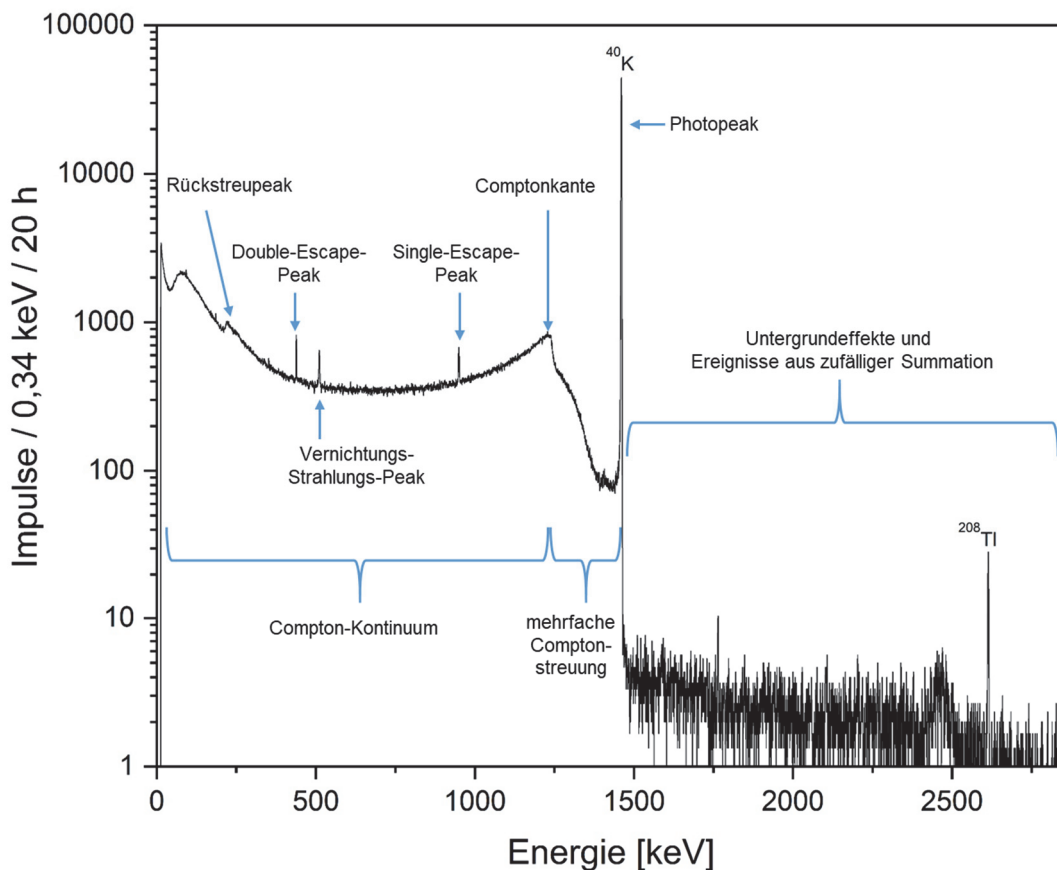


Abb. 13: Beispiel eines typischen Spektrums
Spektrum von Kaliumchlorid, aufgenommen mit dem HPGe-Detektor GC3519.

2.1.2 Dosisgrößen

Um die Auswirkungen radioaktiver Strahlung abzuschätzen, reicht es nicht aus, die Aktivität eines Stoffes zu kennen. Für die resultierenden biologischen Effekte ist die absorbierte Strahlenenergie entscheidend. Je mehr radioaktive Strahlungsenergie aufgenommen wird, desto größer ist die Wirkung. Diese Energieaufnahme wird im Allgemeinen als Dosis bezeichnet, wobei unterschiedliche Größen bzw. Bezeichnungen eingeführt wurden (DIEHL 2003).

Die **Energiedosis D** gibt an, wie viel Energie E pro Masse m aufgenommen wird (s. Formel 16). Die verwendete Einheit ist Gray [Gy]. Das Absorbermaterial, welches die Strahlung aufnimmt, hat keinen Einfluss auf die Höhe der Energiedosis. Jedoch ist die Wahrscheinlichkeit der Wechselwirkungsprozesse und somit die Auswirkung von Energiedosen vom Material abhängig, weswegen dieses immer mit angegeben werden muss (DIEHL 2003; HERING et al. 2016).

$$D = \frac{E}{m} \quad [\text{J/kg} \triangleq \text{Gy}] \quad (16)$$

Eine aus messtechnischen Gründen verwendete Größe ist die **Ionendosis J**, die die Ionisation in Abhängigkeit vom Absorbermaterial angibt. Die erzeugte elektrische Ladung Q wird pro Masse m des zu betrachtenden Objektes gemessen und in Coulomb pro Kilogramm [C/kg] angegeben (HERING et al. 2016).

$$J = \frac{Q}{m} \quad [\text{C/kg}] \quad (17)$$

Zur Beurteilung der biologischen Effekte ist es wichtig, nicht nur zu wissen, wie viel Strahlung aufgenommen wurde, sondern auch deren Wirksamkeit zu kennen. Beispielsweise haben α -Strahlen eine geringere Eindringtiefe (bis 0,15 mm in organisches Gewebe) als β -Strahlen (bis 2 cm in organisches Gewebe) und lösen in einem engen Bereich vermehrt Ionisationen aus, wodurch es in diesem örtlich begrenzten Bereich zu starken Schädigungen kommen kann. Um diesen Umstand zu berücksichtigen, wurde die **Äquivalent- bzw. Organdosis H_T** eingeführt (s. Formel 18). Diese ist das Produkt aus der Energiedosis $D_{T,R}$ und einem Strahlungs-Wichtungsfaktor w_R (s. Tab. 1). Die Indizes stammen von den englischen Begriffen für Gewebe (eng. tissue) und Strahlung (engl. radiation). Der Strahlungs-Wichtungsfaktor w_R ist ein experimenteller Erfahrungswert und dimensionslos, weswegen die Äquivalentdosis die gleiche Einheit wie die Energiedosis hat. Um dennoch beide Größen voneinander unterschieden zu können, wird für die Äquivalentdosis die Einheit Sievert [Sv] verwendet (DIEHL 2003; HERING et al. 2016; ICRP 1991).

$$H_T = D_{T,R} \cdot w_R \quad [\text{Sv}] \quad (18)$$

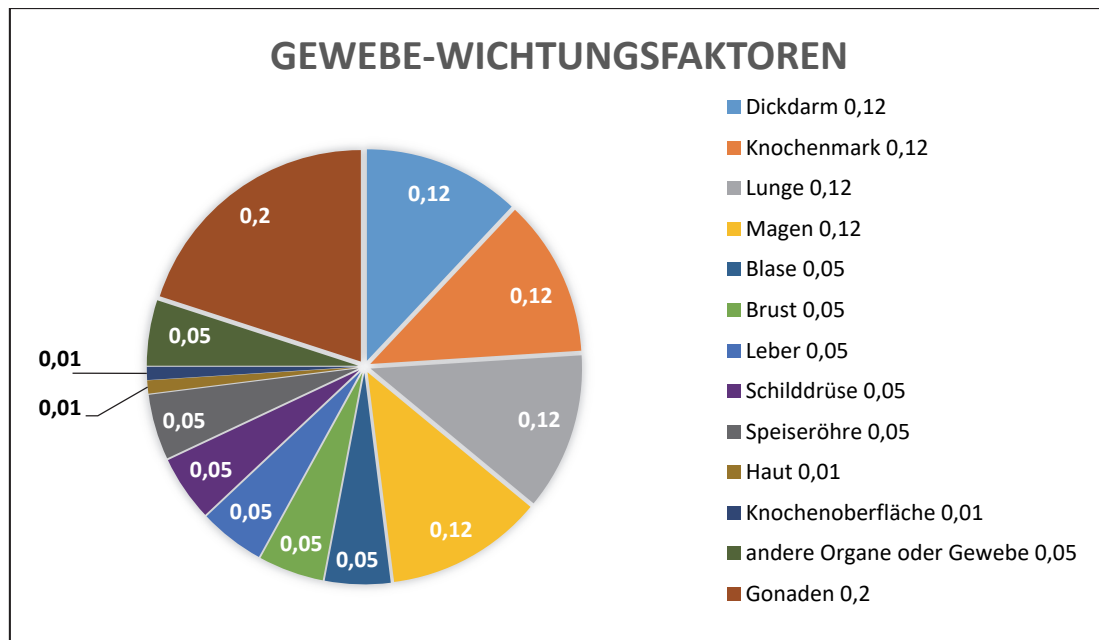
Tab. 1: Strahlungs-Wichtungsfaktoren

Strahlungs-Wichtungsfaktoren in Abhängigkeit von Strahlenart und Energiebereich (basierend auf ICRP 1991).

Strahlenart und Energiebereich	Strahlungs-Wichtungsfaktor w_R
Photonen, alle Energien Elektronen, alle Energien	1
Neutronen < 10 keV und > 20 MeV	5
Neutronen 10 keV bis 100 keV und > 2 MeV bis 20 MeV	10
Alphateilchen, Spaltfragmente, schwere Teilchen Neutronen > 100 keV bis 2 MeV	20

Neben der Wirksamkeit der Strahlung sind die Strahlenempfindlichkeit und das Speicherungsvermögen für Radionuklide von Gewebe und einzelnen Organen entscheidend. Die internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) hat weitere Wichtungsfaktoren w_T festgesetzt, die die Strahlenempfindlichkeit der Organe / des Gewebes widerspiegeln (s. Abb. 14). In Anlehnung an den Strahlungs-Wichtungsfaktor w_R wird vom Gewebe-Wichtungsfaktor w_T gesprochen. Das Produkt aus dem Gewebe-Wichtungsfaktor und der Äquivalentdosis ist die **Effektive Dosis E**, welche ebenfalls in Sievert angegeben wird (DIEHL 2003; HERING et al. 2016).

$$E = w_T \cdot H_T \quad [\text{Sv}] \quad (19)$$

**Abb. 14: Gewebe-Wichtungsfaktoren**

Übersicht der Gewebe-Wichtungsfaktoren verschiedener Organe und Gewebe (basierend auf ICRP 1991)

Die Summe der gewichteten Äquivalentdosen (s. Formel 20) gibt die Gesamtdosis und somit das Risiko von Strahlenschäden an. Durch die Verwendung beider Wichtungsfaktoren kann die Belastung durch unterschiedliche Strahlungsarten und in verschiedenen Organen miteinander verglichen werden (DIEHL 2003; HERING et al. 2016).

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T = \sum_T w_T \cdot \sum_R w_R \cdot D_{T,R} \quad (20)$$

2.2 Reaktorunfall von Tschernobyl

Im Kernkraftwerk Tschernobyl wurde seit Mitte der 70er Jahre Strom mittels Kernenergie erzeugt. Am 25. April 1986 sollte mit einem Test nachgewiesen werden, ob die Rotationsenergie der Turbine im Block 4 ausreichen würde, die Versorgung bis zum Anlaufen der Notaggregate im Falle eines Stromausfalls sicherzustellen. Nachts kam es aufgrund ungünstiger reaktorphysikalischer Eigenschaften in Kombination mit nicht ausreichender Sicherheitstechnik sowie Bedienungsfehlern zu einer nuklearen Katastrophe (BFS 2016a).

Im Verlauf des Tests kam es zu einer plötzlichen Leistungssteigerung im Reaktor, die nicht mehr zu kontrollieren war. Durch den erheblichen Leistungsanstieg wurde so viel Wärme von den Brennstäben auf das Kühlmittel übertragen, dass dieses spontan verdampfte. Es kam zu einer Explosion mit Materialauswurf, wodurch das Gebäude beschädigt und radioaktive Stoffe in die Atmosphäre freigesetzt wurden. Die Eindämmung der frei werdenden radioaktiven Stoffe auf das Innere des Reaktorgebäudes und somit das Verhindern des Austretens weiterer Stoffe gelang erst zehn Tage nach dem Unglück (BFS 2016a).

Durch die Hitze des Graphitbrandes entwichen gasförmige und leicht flüchtige Stoffe bis in ca. 1.500 m Höhe und verteilten sich über weite Strecken (BFS 2016a). Bei den weitgetragenen Stoffen handelte es sich vor allem um kleine Partikel (meist $< 1 \mu\text{m}$), wohingegen sich Stoffe mit einem größeren Partikeldurchmesser (bis zu mehreren hundert Mikrometern) in der Nähe des Kernkraftwerks ablagerten (PÖLLÄNEN et al. 1997). Durch wechselnde Windrichtungen entstanden mehrere radioaktive Wolken, von denen sich eine über Polen nach Deutschland, Nordfrankreich und Großbritannien ausbreitete. Aufgrund unterschiedlich starker Niederschläge kam es ortsbedingt zu mehr oder weniger starkem Auswaschen (Fallout) der radioaktiven Stoffe aus den Wolken. In Deutschland war insbesondere der Süden betroffen, wo die Bodenkontamination im Jahr 1986 bis zu 120.000 Bq/m^2 betrug. Im Vergleich dazu traten im Norden Deutschlands Kontaminationen von bis zu 4.000 Bq/m^2 auf (s. Abb. 15) (BFS 2016a).

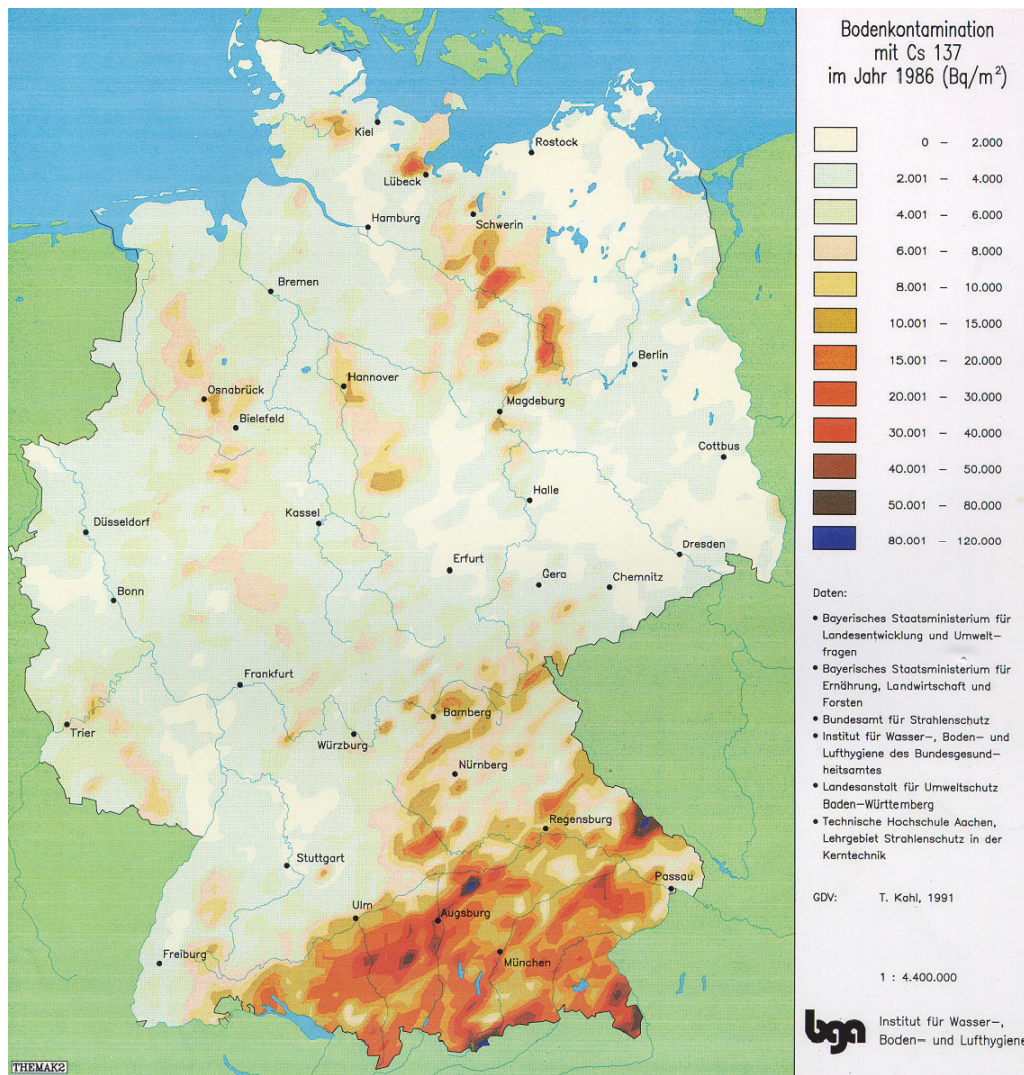


Abb. 15: Bodenkontamination Deutschlands mit radioaktivem ¹³⁷Cs im Jahr 1986
 Deutschlandkarte der Bodenkontamination mit radioaktiven ¹³⁷Cs nach der Tschernobyl-Reaktorkatastrophe im Jahr 1986, abgebildet mit freundlicher Genehmigung vom BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ.

Die radioaktiven Edelgasisotope ⁸⁵Kr und ¹³³Xe verursachten trotz ihrer hohen Aktivität nur einen geringen Anteil der Strahlenexposition (UNSCEAR 1988). Beide Isotope werden vom Körper nur in geringem Maße absorbiert (HILBERT 1974) und zerfallen in stabile Tochternuklide (LEDERER et al. 1967). Die leichtflüchtigen Spaltprodukte ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs und ¹³¹I trugen hingegen einen wesentlichen Anteil zur Strahlenexposition bei (BFS 2016a). Das schwerflüchtige ⁹⁰Sr wurde in geringerem Maße freigesetzt und nach Deutschland transportiert (BAYLFU 2006; BFS 2016a). Im Vergleich zu der Menge der Deposition (Ablagerung) durch globale Atomwaffentests machte die Deposition des ⁹⁰Sr von Tschernobyl nur ca. 10 % aus (BAYLFU 2006). Der Eintrag des ¹³⁷Cs betrug hingegen ein Vielfaches des Eintrags durch die globalen Waffentests (BUNZL et al. 1995). Für die Auswirkungen der Strahlung sind sowohl die Aktivität als auch das Isotop und dessen Halbwertszeit ausschlaggebend. Tabelle 2 zeigt die geschätzten freigesetzten Mengen der vier genannten Spaltprodukte. Aufgrund der langen physikalischen Halbwertszeit von 30,08 Jahren (BROWNE & TULI 2007) ist das ¹³⁷Cs auf lange Sicht entscheidend für die Kontamination der Böden und somit auch der Pflanzen, Pilze und anderer Lebewesen. Es wird daher als Leitnuklid bezeichnet (BFS 2016a).

Cäsium gehört zu den Alkalimetallen und weist nur ein natürliches Isotop (^{133}Cs) auf. Alle anderen radioaktiven Isotope entstehen als Spaltprodukte durch den Zerfall anderer instabiler Isotope nach der Kernspaltung. Das aus kerntechnischer Sicht wichtigste Isotop ^{137}Cs zerfällt über einen β -Zerfall zu ^{137}Ba (s. Kapitel 2.1.1.1). Obwohl Cäsium für Pflanzen, Pilze, Tiere und Menschen nicht essenziell ist, wird es aufgrund der chemischen Ähnlichkeit zum essenziellen Kalium von den Organismen aufgenommen (SICIUS 2016).

Tab. 2: Beim Reaktorunglück in Tschernobyl freigesetzte Menge bestimmter Radionuklide
(basierend auf UNSCEAR 1988)

Radionuklid	Halbwertszeit	Freigesetzte Menge [Bq]
^{90}Sr	29,12 Jahre	$8,0 \cdot 10^{15}$
^{131}I	8,04 Tage	$2,6 \cdot 10^{17}$
^{134}Cs	2,06 Jahre	$1,9 \cdot 10^{16}$
^{137}Cs	30,08 Jahre	$3,8 \cdot 10^{16}$

Am 30. April 1986, vor den starken Niederschlägen, durchgeführte Messungen der Radioaktivität in der Luft in der Region um München ergaben, dass ca. 70 % der Aktivität auf Iodisotope zurückzuführen war und ca. 6 % auf die beiden Cäsiumisotope ^{134}Cs und ^{137}Cs . ^{90}Sr verursachte nur ca. 0,4 % der Gesamtaktivität. Die durch den Unfall in Tschernobyl freigesetzte Aktivität führte im ersten Jahr schätzungsweise zu einer Erhöhung von 25 bis 55 % der jährlich auf die Bevölkerung in Deutschland wirkenden natürlichen Dosis. Auf ein Lebensalter gerechnet wird die Zunahme auf 1 bis 5 % geschätzt (KAUL 1988).

2.3 Radioaktive Kontamination und Strahlenexposition

2.3.1 Natürliche Radioaktivität

Radioaktivität ist ein natürliches Phänomen, dem alle Organismen bereits seit Urzeiten ausgesetzt sind. Bei der in der Umwelt auftretenden natürlichen Strahlung werden aufgrund ihrer Entstehung zwei Arten unterschieden: die kosmische und die terrestrische (GRUPEN 2008; KRIEGER 2012).

Die **kosmische Strahlung** entsteht durch Wechselwirkung von primären Teilchen, wie z. B. Elektronen, Photonen, Protonen und Heliumkernen, die in die Atmosphäre eindringen, mit den dort vorkommenden Atomkernen. Zu den auf diese Weise entstehenden, kosmogenen Radionukliden gehört beispielsweise ^{14}C . Die radioaktive Belastung durch kosmische Strahlung steigt mit zunehmender Höhe, da die abschirmende Wirkung der Lufthülle abnimmt (GRUPEN 2008; KRIEGER 2012).

Die **terrestrische Strahlung** geht von radioaktiven Nukliden im Boden und im Gestein aus (GRUPEN 2008). Es handelt sich dabei um primordiale, zur Zeit der Erdentstehung gebildete, Radionuklide und deren Tochternuklide. Von den primordialen Radionukliden sind 30 noch heute existierende bekannt. Diese werden in zwei Gruppen unterteilt. Die einen zerfallen direkt in stabile Tochternuklide, wie beispielsweise ^{40}K , und die anderen indirekt über Zerfallsreihen in mehreren Schritten. Von den vier natürlichen Zerfallsreihen existieren noch drei, die alle in einem stabilen Bleiisotop enden und jeweils ein α -aktives Nuklid des Edelgases Radon enthalten. Die vierte Zerfallsreihe existiert nicht mehr, da das Mutternuklid ^{237}Np mit einer im Verhältnis zum Erdalter ($4,5 \cdot 10^9$ Jahre) kurzen Halbwertszeit von $2 \cdot 10^6$ Jahren heute zerfallen ist. Die Folgenuklide innerhalb der Zerfallsreihen weisen im Vergleich zum primordialen Mutternuklid kurze Halbwertszeiten auf, die im Bereich von Sekunden bis Jahren liegen können (KRIEGER 2012).

Die terrestrische Strahlung kann örtlich stark variieren. Dies hängt zu einem Großteil von der Gesteins- bzw. Bodenart und den damit verbundenen verschiedenen Konzentrationen und Bindungsformen von Uran und Radium ab. Aus beiden Elementen entsteht über mehrere Zerfälle ^{222}Rn , welches in unterschiedlichen Konzentrationen in der gasförmigen Phase im Boden, der sogenannten Bodenluft, zu finden ist. Aus dieser kann das Radon in die Atmosphäre und in Gebäude diffundieren (BFS 2016b; KEMSKI & PARTNER 2004).

2.3.2 Künstliche Radioaktivität

Künstliche Radionuklide können durch zwei Verfahren erzeugt werden. Zum einen können Atomkerne mit Protonen, Neutronen oder schweren Teilchen beschossen werden, wobei durch den Einfang der Neutronen und Protonen oder durch Fusion instabile Nuklide entstehen. Zum anderen gibt es die Möglichkeit, schwere Atomkerne zu spalten (KRIEGER 2012).

Der Neutronenbeschuss ist die wichtigste Art der Erzeugung von Radionukliden, bei der meist β^- -aktive Nuklide entstehen. Diese werden beispielsweise in der Strahlentherapie (z. B. ^{60}Co , ^{131}I) oder für Materialprüfungen verwendet. Eine Protonenübertragung wird für die Entstehung von β^+ -aktiven Radionukliden benötigt, welche neben γ -emittierenden Nukliden (z. B. $^{99\text{m}}\text{Tc}$) in der nuklearmedizinischen Diagnostik (z. B. ^{123}I) zum Einsatz kommen. Hierzu werden stabile Atomkerne mit Protonen, Deuteronen (^2_1H), Tritium-Kernen (^3_1H) oder α -Teilchen beschossen. Es wird zusätzlich ein Beschleuniger benötigt, da die Teilchen vom elektrischen Feld des stabilen Kerns abgestoßen werden und sie diese Gegenkraft mittels Geschwindigkeit überwinden müssen (KRIEGER 2012; SCHICHA & SCHOBER 2013).

Bei der Kernspaltung wird zwischen der spontanen und der künstlich induzierten unterschieden. Von einer künstlich induzierten Kernspaltung wird gesprochen, wenn schweren Nukliden durch den Beschuss mit Neutronen Anregungsenergie zugeführt wird und die Nuklide anschließend durch Kernspaltung zerfallen. Bei diesen Spaltungsvorgängen können zusätzliche Neutronen entstehen, die bei geeigneter Geometrie zu nuklearen Kettenreaktionen führen können, wie z. B. in Kernreaktoren. Zur spontanen Kernspaltung kommt es vor allem bei künstlich erzeugten schweren Atomkernen mit Ordnungszahlen über 90. Diese weisen meist einen angeregten Zustand auf und zerfallen daher sofort nach ihrer Entstehung wieder, wie z. B. ^{240}Pu . Eine Möglichkeit zur Erzeugung von schweren Nukliden ist, neben sukzessiven Neutroneneinfängen und β^- -Zerfällen in Reaktoren, der Beschuss schwerer Atome mit Schwerionen (KRIEGER 2012).

2.3.3 Strahlenexposition des Menschen

Der Mensch ist stets einer natürlichen Strahlenbelastung ausgesetzt, in Deutschland beträgt diese durchschnittlich 2,1 mSv/a. Sie setzt sich im Wesentlichen aus der Inhalation von Radon, der externen Bestrahlung (kosmische und terrestrische) sowie der Ingestion durch die Nahrungsaufnahme natürlicher Radionuklide (insbesondere ^{40}K) zusammen (s. Abb. 16). Hinzu kommt die künstliche Radioaktivität, welche hauptsächlich von medizinischen Untersuchungen sowie von der Kontamination nach Nuklearkatastrophen und Atombombentests herrührt (BEV et al. 2010; BMU 2018).

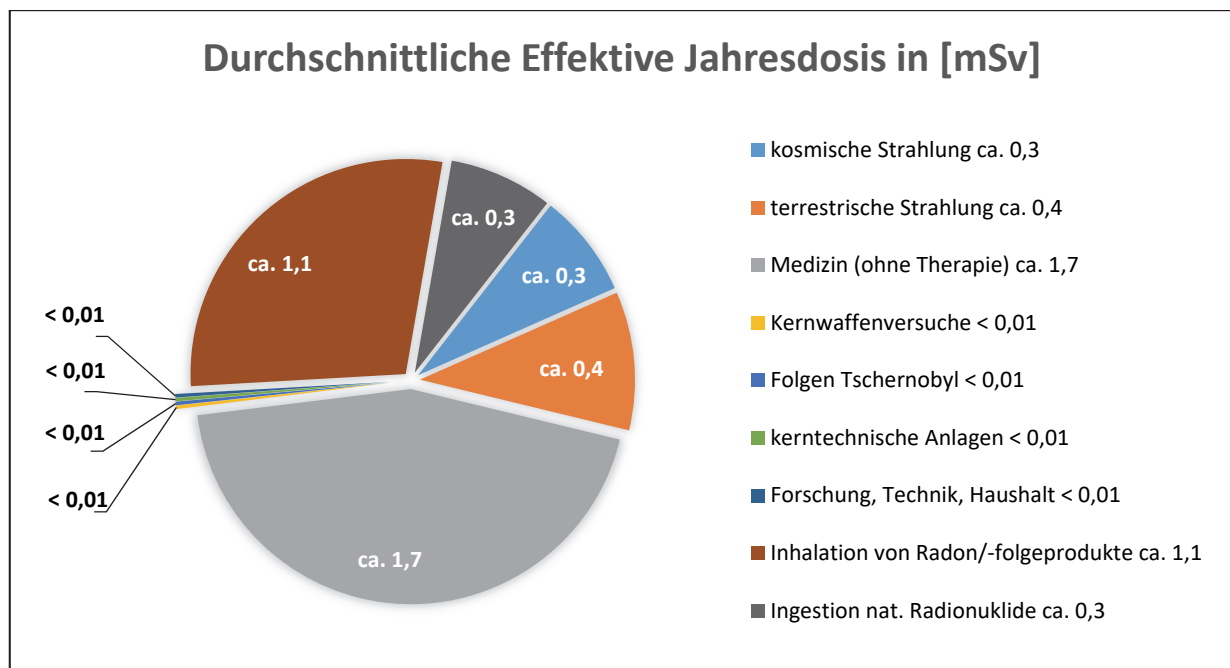


Abb. 16: Durchschnittliche effektive Jahresdosis

Durchschnittliche effektive Jahresdosis in Deutschland im Jahr 2017, getrennt nach Strahlungsursprung.
Die Daten für den Faktor Medizin stammen aus dem Jahr 2015 (basierend auf BMU 2018).

Für einen Großteil der natürlichen Strahlenexposition, der Einwirkung ionisierender Strahlung auf den menschlichen Körper, ist Radon verantwortlich (s. Abb. 16). Das gasförmige Radon entsteht als Teil der Uran-Radium-Zerfallsreihe, hierbei zerfällt das ^{226}Ra zu ^{222}Rn . Radon diffundiert aus dem Gestein der Erde durch die oberen Bodenschichten und gelangt von dort aus in die Luft. Da das Radon ebenfalls durch Baumaterialien in Häuser diffundiert, ist es wichtig in Häusern und insbesondere in Kellern zu lüften, damit eine vermehrte Ansammlung des Radons verhindert wird (BFS 2016b; BMU 2018).

Die zivilisatorische Strahlenexposition, d. h. durch den Menschen verursacht, beträgt in Deutschland durchschnittlich ca. 1,74 mSv/a und lässt sich nur geringfügig einschränken, da der größte Anteil mit ca. 1,7 mSv/a auf die Medizin und Röntgendiagnostik entfällt. Somit ist die zivilisatorische Strahlenexposition beinahe so hoch wie die natürliche. Es ist jedoch zu beachten, dass es sich um durchschnittliche Werte handelt und gerade im medizinischen Bereich die tatsächliche Jahresdosis einer Person stark von den individuellen Gegebenheiten abhängt. Personen, die z. B. geröntgt oder mittels einer Computertomographie (CT) untersucht werden, sind einer wesentlich höheren radioaktiven Belastung ausgesetzt als Personen, die sich keinen Untersuchungen unterziehen müssen. So beträgt beispielsweise die effektive Dosis bei einer CT-Untersuchung des Bauchraums 11 mSv, bei einer Röntgenaufnahme des gleichen Bereiches wären es 0,4 mSv (BMU 2018).

Eine hohe Strahlenbelastung kann unmittelbar zu gesundheitlichen Schädigungen wie z. B. der Strahlenkrankheit sowie zu Spätfolgen wie Krebs, insbesondere Leukämie, und Missbildungen führen (BFS 2016a). Der Reaktorunfall von Tschernobyl zeigte, dass es in Deutschland noch kein ausreichendes und einheitliches Messsystem zur Überwachung der Umweltradioaktivität gab. In Folge dessen wurde im selben Jahr das Strahlenschutz-Vorsorge-Gesetz (StrVG) verabschiedet und die Einführung des Integrierten Mess- und Informationssystems (IMIS) zur Überwachung der Umweltradioaktivität beschlossen (BFS 2012).

2.3.4 Radioaktivität in Lebensmitteln

Die Radioaktivität von Lebensmitteln kann sowohl natürlichen als auch künstlichen Ursprungs sein. ^{40}K ist aufgrund der langen Halbwertszeit von über einer Milliarde Jahren das bedeutendste der **natürlichen Radionuklide**. Zudem ist Kalium ein essenzieller Nährstoff für den Menschen und gerade in pflanzlichen Lebensmitteln wie Bananen und Spinat vorhanden. 0,0117 % des in der Natur vorkommenden Kaliums entfallen auf das radioaktive Isotop ^{40}K (CHEN et al. 2019). Dieses macht ca. 8 % der natürlichen Strahlenbelastung aus. Ein ebenfalls wichtiges Radionuklid ist ^{14}C , welches sowohl durch kosmische Strahlung entsteht als auch durch die globalen Atomwaffentests freigesetzt wurde. ^{14}C wird über pflanzliche und tierische Lebensmittel vom Menschen aufgenommen. Ein weiteres natürliches Isotop ist ^{238}U , welches hauptsächlich in Wasser und im Boden vorkommt. Dadurch wird es von Meerestieren aufgenommen und haftet über Bodenpartikel an pflanzlichen Lebensmitteln. Des Weiteren kommen in Lebensmitteln unter anderem ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb und ^{210}Po vor, welche in den natürlichen Zerfallsreihen entstehen (BALTES 2007; DIEHL 2003; GRUPEN 2008; KRIEGER 2012).

Die Ursache für das Vorkommen von **künstlichen Radionukliden** in Lebensmitteln sind vorrangig Kernwaffentests und nukleare Unfälle. Aufgrund der langen Halbwertszeiten sind ^{90}Sr und ^{137}Cs besonders bedeutend. In pflanzlichen Lebensmitteln kommen beide Nuklide vor. In tierischen Produkten spielt ^{90}Sr lediglich eine untergeordnete Rolle, da es ähnlich wie Calcium in den Knochen gespeichert wird und nicht in dem zum Verzehr geeigneten Fleisch. Trotz seiner deutlich kürzeren Halbwertszeit von nur 8,03 Tagen (KHAZOV et al. 2006) spielt auch das Radionuklid ^{131}I eine bedeutende Rolle, da es über die Aufnahme von Futterpflanzen in tierische Milch und darüber unmittelbar in die Nahrungskette des Menschen gelangt (DIEHL 2003).

Zum Schutz der Verbraucher wurde für Lebensmittel, die in den Handel kommen, ein Grenzwert von 600 Bq/kg Frischmasse (FM) eingeführt (EU 1990). Für die Strahlenbelastung durch mit ^{137}Cs kontaminierte Lebensmittel gilt die Faustregel, dass eine Aufnahme von 80.000 Bq ^{137}Cs ungefähr 1 mSv entspricht (BFS 2013). Dies entspricht ca. einem Viertel der durchschnittlichen Strahlendosis (s. Kapitel 2.3.3), der die Bevölkerung in Deutschland jährlich durch natürliche und künstlich erzeugte Radionuklide ausgesetzt ist.

Agrarprodukte stellen heutzutage kaum mehr ein Risiko dar. Durch die mechanische Durchmischung des Bodens, insbesondere beim Pflügen, wurde das deponierte ^{137}Cs von der Oberfläche in tiefere Schichten eingebracht. Des Weiteren wird das Cäsium durch Tonminerale im Ackerboden gebunden und ist daher nur in geringerem Maße für Pflanzen zur Aufnahme verfügbar. Kulturpflanzen, die nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl gepflanzt wurden, wiesen bereits im Sommer 1986 nur noch geringe Kontaminationen auf (BAYLFU 2006; BFS 2013; SMUL 2008). Jährliche Messungen diverser landwirtschaftlicher Produkte aus Bayern zeigen, dass pflanzliche Lebensmittel im Allgemeinen bereits seit 1987/88 nur noch eine Aktivität von unter 1 Bq/kg FM aufwiesen. Bei tierischen Produkten war dies zum Teil erst ab 2002 zu sehen. Im Gegensatz zu Ackerböden wandert das Cäsium bei Weideflächen nur langsam in tiefere Bodenschichten, da diese Verlagerung nur über natürliche Migrationsprozesse erfolgt (BAYLFU 2006). Untersuchungen von verzehrfertiger Gesamtnahrung durch das Bayerische Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) zeigten, dass die durchschnittliche ^{137}Cs -Ingestionsdosis von unter 2 $\mu\text{Sv/a}$ seit vielen Jahren wieder vergleichbar mit der Dosis vor der Reaktorkatastrophe 1986 ist. Zudem macht die durch das Cäsium verursachte Dosis im Verhältnis zur Ingestionsdosis durch das natürliche ^{40}K (ca. 300 $\mu\text{Sv/a}$) weniger als 1 % aus (BAYLFU 2006).

2.3.5 Radioaktivität im Waldökosystem

Waldböden unterscheiden sich bezüglich der Bodenzusammensetzung und der radioaktiven Belastung von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Flächen zeichnen sich Waldböden durch organische Aufgeschichten wie Humus oder sich zersetzende Streu aus, in welchen ^{137}Cs leicht pflanzenverfügbar ist. Beim Waldökosystem handelt es sich um einen wirkungsvollen Nährstoffkreis (s. Abb. 17), in dem das Radiocäsium verbleibt. Beispielsweise wird es dem Boden durch Streufall wieder zugeführt. Aus dem Boden kann das ^{137}Cs wiederum von Pilzen und Pflanzen aufgenommen werden, über deren Verzehr es in Tiere und Menschen gelangt (BFS 2013; STREBL et al. 2000).

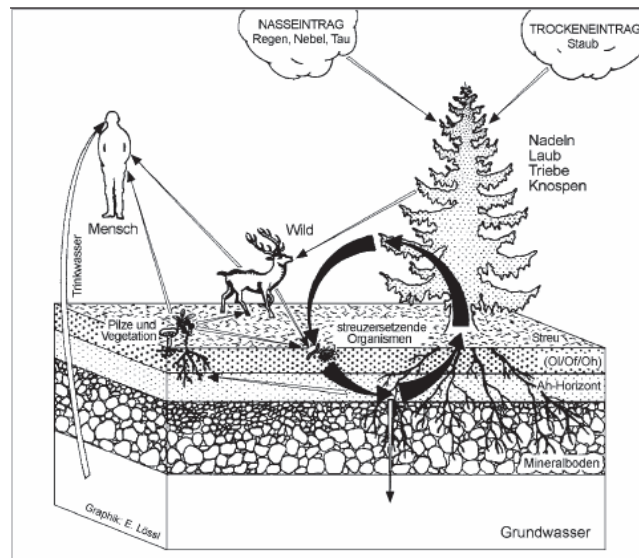


Abb. 17: Cäsiumkreislauf im Waldökosystem

Eintrags- und Austragspfade von Cäsium im Waldökosystem sowie die Belastungspfade über Boden, Pflanzen, Pilze, Tiere und Wasser bis zum Menschen; abgebildet mit freundlicher Genehmigung von UMWELTBUNDESAMT GMBH (STREBL et al. 2000).

Dieser geschlossene Kreislauf ist von großer Bedeutung, da der Nährstoffeintrag im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Böden gering ist. Es wird nur eine geringe Menge Biomasse aus dem Waldökosystem ausgetragen, wodurch die Schadstoffe gespeichert und akkumuliert werden können. STREBL et al. (2000) untersuchten die Verteilung des ^{137}Cs in verschiedenen Kompartimenten des Weinsberger Waldes in den Jahren 1988 und 1996. Abgesehen vom Boden stellen Bäume aufgrund ihrer großen Biomasse die größten ^{137}Cs -Speicher dar. Über die Jahre reduziert sich dieser Anteil, da mehr ^{137}Cs über den Streufall in den Boden abgegeben wird, als aus diesem wieder aufgenommen wird. Der Anteil des ^{137}Cs in Pilzen macht in den Jahren 1988 und 1996 jeweils 0,02 und 0,01 % des Gesamtinventars aus. Geringe Mengen von ^{137}Cs werden über folgende Pfade aus dem Wald ausgetragen: Auswaschung ins Grundwasser oder mit dem Oberflächenwasser, Bodenerosion und Entnahme von Waldprodukten, wie z. B. Holz, Pilze, Wildtiere, durch den Menschen. Die genannten Austragspfade führen zu einer effektiven Halbwertszeit von 29 Jahren für das Waldökosystem (STREBL et al. 2000), die lediglich um ein Jahr geringer ist als die physikalische Halbwertszeit des ^{137}Cs von 30 Jahren (BROWNE & TULI 2007). Diese geringe Reduktion kann im Grunde vernachlässigt werden (STREBL et al. 2000).

Beim Eintrag von ^{137}Cs in das Ökosystem wird zwischen trockener und nasser Deposition unterschieden. Unter trockener Deposition wird die Ablagerung von Cäsium auf Böden und der Vegetation verstanden, unter nasser das Auswaschen der Partikel durch Regen. Das Radionuklid kann von Pflanzen und Pilzen über deren Oberfläche oder die Wurzeln bzw. das Myzel aufgenommen werden. Ersteres geschieht hauptsächlich in der sogenannten „akuten Phase“ direkt nach einem Fallout (radioaktiver Niederschlag). In dem darauffolgenden „Langzeitverhalten“ verschiebt sich die Aufnahme hin zum Wurzelsystem bzw. dem Myzel (STREBL et al. 2000). NIKOLOVA et al. (2000) vermuten, dass die Cäsium-Aufnahme aus dem Boden in zwei Schritte unterteilt werden kann. Zunächst erfolgt eine Ansammlung im Pilzmyzel und dem umgebenden Bodenbereich. Von dort aus wird anschließend das Cäsium zu den Fruchtkörpern oder über

größtenteils Mykorrhiza-Verbindungen an die Pflanzen weitergeleitet. Untersuchungen von Bodenprofilen haben gezeigt, dass sich ^{137}Cs im Waldboden zum größten Teil in den obersten Schichten befindet und es nur sehr langsam zu einer vertikalen Verschiebung kommt (s. Kapitel 2.4.2). Noch im Jahr 2000 befanden sich 93 % des Cäsiums in den obersten 20 cm des Bodens bzw. 56 % in den obersten 10 cm. Dies ist bedeutend, da das Cäsium in den oberen Schichten sehr gut pflanzenverfügbar ist und der Übergang des ^{137}Cs vom Boden zu Pflanzen und Pilzen somit langfristig relativ hoch sein kann (FIELITZ 2001). Pilze zeigen dabei um ein Vielfaches höhere ^{137}Cs -Aktivitäten als Pflanzen (PIETRZAK-FLIS et al. 1996; YOSHIDA & MURAMATSU 1994).

Die langfristige Kontamination des Waldökosystems hängt sowohl von den genannten biologischen Prozessen, wie z. B. Zersetzung, als auch den physikalischen, wie z. B. Fixierung des ^{137}Cs im Boden, ab. Der Ablauf der biologischen Prozesse ist standortspezifisch, da sie von der Streumenge und –zusammensetzung sowie den Lebensbedingungen der Bodenorganismen abhängen (FIELITZ 2001). Ein weiterer wichtiger Einflussparameter ist die Art des Baumbestandes. Nadelbäume stellen aufgrund ihrer Nadeln, welche in ihrer Gesamtheit eine große Oberfläche aufweisen und eine Wachsschicht besitzen, einen effektiven Filter für Schadstoffe in der Luft dar. Da immer nur der älteste Jahrgang der Nadeln abgeworfen wird, kommt es zu einer verzögerten Deposition des Cäsiums auf dem Waldboden (STREBL et al. 2000). HEINRICH (1992) fand heraus, dass in Nadelwäldern gesammelte Pilze eine höhere Kontamination aufweisen als solche aus Laubwäldern. Dies könnte an einem geringeren pH-Wert im Boden von Nadelwäldern und einer damit einhergehenden größeren Löslichkeit und Mobilität des Cäsiums liegen (ECKL et al. 1986; HEINRICH 1992). FÖRSTER et al. (1991) stellten zudem unterschiedliche horizontale Verteilungen von ^{137}Cs unter Fichten (*Picea abies*) und Buchen (*Fagus sylvatica*) fest. In beiden Fällen ist die Konzentration am Stammfuß höher als im äußeren Bereich des Kronentraufs, wobei der Effekt bei Buchen größer ist. Bei Buchen ist die Anhäufung am Stammfuß hauptsächlich durch den Stammablauf bedingt, während es bei Fichten auf anfallende Nadelstreu und Borkenreste zurückzuführen ist. Die Fichtenrinde ist verhältnismäßig höher kontaminiert, da sich die Feinwurzeln von Fichten in den oberen 20 bis 30 cm des Bodens befinden, während sich der Hauptteil der Buchenwurzel in tieferen Bodenschichten ausbildet. GUILLITTE et al. (1994) wiesen ebenfalls bei Pflanzen einen Zusammenhang zwischen der Höhe der Kontamination und der Wurzeltiefe nach, wobei tiefer wurzelnde Pflanzen eine geringere Belastung aufzeigten. Bei Wildtieren lassen sich verschiedene Belastungen feststellen, deren Höhe auf die unterschiedliche Nahrung der Tiere zurückzuführen ist. Wildschweine sind am stärksten belastet, wobei Hirschtrüffel (*Elaphomyces*-Arten) die größte Kontaminationsquelle in deren Nahrungsspektrum darstellen (BAYLFU 2006; FIELITZ 2005). Hirschtrüffel (*Elaphomyces*-Arten) werden hauptsächlich im Spätherbst und in den Wintermonaten von Wildschweinen (*Sus scrofa*) gefressen. Anschließend reichert sich das enthaltene ^{137}Cs in den Tieren an. Im jahreszeitlichen Durchschnittsverlauf der Wildschweinkontamination liegt das Maximum in den Kalenderwochen 10 bis 16 (FRANZ et al. 2012; KOCH 2020). Im Gegensatz zu Wildschweinen weisen Rehe, Rot- und Dammwild, deren Nahrung zum Großteil aus Farnen, Gräsern, Kräutern und Beerensträucher besteht, niedrigere und vom erhöhten Niveau nach der Reaktorkatastrophe stark gesunkene Werte auf (BAYLFU 2006; FIELITZ 2005).

2.4 Boden

2.4.1 Aufbau des Bodens

Als Boden wird die oberste Schicht der Erdkruste bezeichnet. Sie besteht aus Mineralien und organischen Substanzen und ist über Jahrtausende gewachsen. Es handelt sich um ein dynamisches System, welches durch mehrere Faktoren, wie z. B. Klima und Vegetation, beeinflusst wird. Zwischen den festen Bestandteilen des Bodens befinden sich Hohlräume (Poren), in denen sich die gasförmige Phase (Bodenluft) und die flüssige Phase (Bodenlösung) ausbreiten. Bei der Bodenlösung handelt es sich um Wasser und darin gelöste Stoffe wie Salze (AMELUNG et al. 2018; POTT & HÜPPE 2007; STAHR et al. 2010).

Der Boden kann in einzelne Horizonte gegliedert werden. Diese entstehen bei der Bodenentwicklung durch die Bodendynamik und den Wasserstrom. Dieser transportiert lösliche und kolloidale Bestandteile in tiefere Bodenschichten. Dabei kann es zu einer Anreicherung in tieferen Bereichen oder zu einem Transport bis ins Grundwasser kommen (POTT & HÜPPE 2007).

Die Kennzeichnung der Bodenhorizonte erfolgt über Großbuchstaben. Für eine genauere Beschreibung der bodenbildenden Prozesse wird ein Kleinbuchstabe hintenangestellt. Der Boden (s. Abb. 18) bildet sich aus dem zuunterst liegendem C-Horizont, dem Ausgangs-/Muttergestein. Darauf folgt der B-Horizont (Anreicherungshorizont), bei dem es sich um den mineralischen Unterboden handelt. Oberhalb dessen liegt der Auswaschungshorizont (A_h), ein humushaltiger mineralischer Oberboden. An diesen schließt sich der O-Horizont an, welcher aus stark zersetzter organischer Substanz besteht und in zwei Kategorien unterteilt werden kann. Im unteren O_h -Horizont ist die organische Substanz vollständig humifiziert, während diese im oberen O_f -Horizont nur teilweise umgewandelt ist. Die oberste Schicht des Bodens bildet der L-Horizont (engl. litter; auch Streuauflage), welcher aus unzersetzter und wenig zersetzter Streu besteht. L- und O-Horizont bilden die organische Auflage (AMELUNG et al. 2018; POTT & HÜPPE 2007).

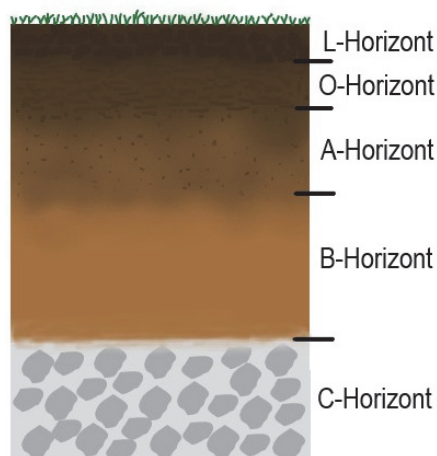


Abb. 18: Schematische Darstellung der Bodenhorizonte
(basierend auf AMELUNG et al. 2018; POTT & HÜPPE 2007)

2.4.2 Radioaktivität im Boden

Die Radioaktivität im Boden wird von mehreren Prozessen beeinflusst. Zu diesen zählen die Speicherung im Boden, die Tiefenmigration und die Aufnahme durch Pflanzen und Pilze (KRUYTS & DELVAUX 2002). Nach RAFFERTY et al. (2000) kann die Migration von ^{137}Cs mit einem 3-Phasen-Modell beschrieben werden. In der ersten Phase wird das Cäsium aus dem Kronendach ausgewaschen und in den Waldboden eingetragen, wobei ein Teil direkt durch die organischen Horizonte hindurch sickert. In der zweiten Phase, die in etwa fünf Jahre dauert, wandert das Cäsium aus dem L- und O_f -Horizont durch Zersetzungsprozesse und Auswaschung in den O_h -Horizont. In der dritten Phase verbleibt das Cäsium weitestgehend im O_h -Horizont und die Migrationsrate in tiefere Schichten ist deutlich reduziert. RAFFERTY et al. (2000) nehmen an, dass pro Jahr nur ca. 1 % des Cäsiums in den A_h -Horizont übergeht.

Die im Boden befindlichen Tonminerale sind für die Speicherung und Fixierung von Cäsium von großer Bedeutung. Bei diesen handelt es sich um Schichtsilikate, deren negative Ladung durch die Bindung von Kationen wie Cs^+ im Schichtzwischenraum ausgeglichen wird (AMELUNG et al. 2018; POTT & HÜPPE 2007). Die gleichwertigen Ionen Cs^+ , K^+ und NH_4^+ konkurrieren hierbei um diese spezifischen Sorptionsplätze (engl. frayed edge sites, FES) (AMELUNG et al. 2018; KONOPLEVA et al. 2009). Eine Kennzahl für die Verfügbarkeit dieser Bindungsplätze für das Cäsium ist das RIP (engl. radiocesium interception potential), welches sowohl die Häufigkeit der FES als auch deren Selektivität für Cäsium miteinbezieht (KRUYTS & DELVAUX 2002). Die Fixierung und somit auch die Bioverfügbarkeit von ^{137}Cs wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst: Menge an löslichen und austauschbaren Ionen, Gehalt an organischer Substanz / organischem Kohlenstoff, Menge und Art der Tonminerale, pH-Wert (GASO et al. 1998; KRUYTS & DELVAUX 2002; MAES et al. 1999; NIESIOBĘDZKA 2000). Die Verfügbarkeit von Cäsium korreliert positiv mit dem Gehalt an organischer Substanz und organischem Kohlenstoff. Hingegen zeigt sich eine negative Korrelation mit der Menge an FES, dem pH-Wert und dem Gehalt an austauschbaren Kaliumionen (KRUYTS & DELVAUX 2002; NIESIOBĘDZKA 2000). Der Zusammenhang zeigt sich ebenfalls bei der Betrachtung von Transferfaktoren, dem Verhältnis der Radioaktivität in Pflanzen und Pilzen zur Radioaktivität im Boden, wobei sich eine negative Korrelation mit dem RIP zeigt (DELVAUX et al. 2000). Die Menge an FES korreliert negativ mit dem Gehalt an organischer Substanz und steigt somit mit zunehmender Bodentiefe. Infolgedessen ist ^{137}Cs fester im A_h -Horizont gebunden als in den organischen Horizonten (KRUYTS & DELVAUX 2002).

Die Migrationsrate von ^{137}Cs in Waldböden ist von der Bodenart und der Vegetation abhängig. Zudem verändert sie sich mit dem zeitlichen Abstand zum ursprünglichen Eintrag des Cäsiums. Während direkt nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl Raten im Bereich von bis zu 1,0 cm/a auftraten, reduzierten sich diese später auf 0,1 bis 0,6 cm/a (AMELUNG et al. 2018). Untersuchungen von SHAND et al. (2013) in den Jahren 2008 bis 2010 ergaben Migrationsraten von 0,34 bis 0,72 cm/a, welche somit zum Teil leicht über der vorherigen Angabe lagen. BUNZL et al. (1995) ermittelten unterschiedliche Migrationsraten für verschiedene Bodenschichten und unterteilten zudem nach

^{137}Cs entstanden durch die Reaktorkatastrophe und den globalen Waffentests. Sie fanden ein Maximum der Migrationsrate in einer Tiefe von 5 bis 9 cm innerhalb des Mineralhorizonts. Für das von Tschernobyl stammende Radiocäsium ergab sich eine Rate von über 3 cm/a, während die Rate für das Cäsium der globalen Waffentests im Maximum weniger als 1,5 cm/a betrug. Am geringsten war die Migrationsrate für beide Cäsiumursprünge in den organischen Horizonten ($\text{L/O}_f/\text{O}_h$) mit ca. 0,5 cm/a, wobei dieser Wert sehr gut mit den zuvor genannten Studien übereinstimmt. BUNZL et al. (1995) stellten des Weiteren eine schnellere Tiefenverlagerung des ^{137}Cs in einem Fichtenwald als in einem Kiefernwald fest. Nach ihren Analysen befanden sich 1990 im Fichtenwald bereits 41 % des Gesamtcäsiums in den Mineralhorizonten, während es im Kiefernwald nur ca. 21 % waren. RÜHM et al. (1996) fanden darüber hinaus ein unterschiedliches Entwicklungsverhalten der Aktivität des ebenfalls in Tschernobyl freigesetzten ^{134}Cs in den einzelnen Bodenhorizonten. In den Jahren 1987 bis 1994 nahm die Aktivität im L- und O_f -Horizont ab, während sie im O_h -Horizont konstant blieb und im A_h - und B-Horizont zunahm. Sie ermittelten anhand der Messdaten ökologische Halbwertszeiten von 2,8 Jahren im L-Horizont bis 7,7 Jahren im A_h -Horizont. In diese Berechnungen ging die physikalische Halbwertszeit nicht mit ein. Aufgrund der relativ kurzen physikalischen Halbwertszeit von 2,065 Jahre (SONZOGNI 2004) wäre die tatsächliche Abnahme des ^{134}Cs wesentlich schneller (RÜHM et al. 1996). Für ^{137}Cs gehen die Autoren von einer deutlich größeren ökologischen Halbwertszeit von ca. 20 Jahren in allen Bodenhorizonten aus (RÜHM et al. 1996). Für die Migration des Cäsiums sind noch weitere Faktoren von Bedeutung. SHAND et al. (2013) stellten eine positive Korrelation zwischen dem durchschnittlichen jährlichen Niederschlag und der Migrationstiefe des Cäsiums fest. In einer Untersuchung von GRAUSTEIN & TUREKIAN (1989) zeigte sich, dass ^{137}Cs im Gebirgsboden tiefer eindringt als im Tiefland. Sie führten dies auf die saureren Böden, den geringeren Tonanteil im Boden und die größeren Niederschlagsmengen in den Bergen zurück.

Obwohl die ^{137}Cs -Aktivität zwischen Waldgebieten und innerhalb des Bodens variiert, zeigt sich in vielen Studien ein ähnliches Tiefenprofil. Das Maximum befindet sich meistens im O_f/O_h -Horizont (BUNZL et al. 1995; KAMMERER et al. 1994; KARADENIZ & YAPRAK 2007; LEHTO et al. 2013; PIETRZAK-FLIS et al. 1996; RÜHM et al. 1996; SCHLEICH 2006), teilweise aber auch im A_h -Horizont (KONOPLEVA et al. 2009; LEHTO et al. 2013; RAFFERTY et al. 2000). ECKL et al. (1986) ermittelten vor der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl den größten Teil des ^{137}Cs in den oberen 10 cm des Bodens, mit einem Maximum bei ca. 2,5 cm. PIETRZAK-FLIS et al. (1996) fanden acht Jahre nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl jeweils 40 % der Gesamtaktivität des Radiocäsiums im O_f -Horizont und im O_h/A_h -Horizont. YOSHIDA & MURAMATSU (1994) sowie BAEZA et al. (2005) haben die größte ^{137}Cs -Aktivität in den oberen 5 cm des Bodens gemessen und stellten eine abnehmende Aktivität mit zunehmender Tiefe fest. BUNZL et al. (1995) untersuchten Tiefenprofile getrennt nach dem Ursprung des Cäsiums (globale Waffentests bzw. Reaktorkatastrophe von Tschernobyl). Da ^{134}Cs nur bei der Reaktorkatastrophe freigesetzt wurde, konnten sie mit Hilfe des bekannten Verhältnisses von ^{137}Cs zu ^{134}Cs beim ursprünglichen Eintrag den Anteil des von der Reaktorkatastrophe stammenden ^{137}Cs berechnen. Unabhängig vom Ursprung befand sich der Großteil des ^{137}Cs in der organischen Auflage, wobei das Maximum der Aktivität des Cäsiums der

globalen Waffentests etwas tiefer lag (O_f/O_h). Beim Cäsium, welches bei der Reaktorkatastrophe freigesetzt wurde, zeigt sich das Maximum im L- und O_f -Horizont. SCHIMMACK et al. (1989) zeigten mit der gleichen Methode bei Untersuchungen kurze Zeit nach dem Unfall in Tschernobyl, dass ^{137}Cs , welches durch globale Waffentests freigesetzt wurde, in Bodenbereichen unterhalb von 5 cm zu finden war. Das durch den Unfall in Tschernobyl freigesetzte ^{137}Cs hingegen befand sich hauptsächlich in den obersten 5 cm. Diese Ergebnisse stimmen mit den Untersuchungen von RAFFERTY et al. (2000) überein, welche ebenfalls eine stärkere Tiefenverlagerung des Radiocäsiums der globalen Waffentests aufzeigten. 87 % des ^{137}Cs befand sich unterhalb des O_h -Horizonts, während es im gleichen Tiefenbereich nur 61 % des nach Tschernobyl eingebrachten Cäsiums waren.

Für die Form des Tiefenprofils stellten BAEZA et al. (2005) eine exponentielle Abnahme fest, wobei sie den Boden nicht in Horizonte, sondern in Abschnitte von 5 cm unterteilten. Bei der Unterteilung nach Horizonten fanden LEHTO et al. (2013) unter Weglassung des L-Horizonts ebenfalls eine exponentielle Abnahme. SCHLEICH (2006) fand hingegen einen Gauss-Verlauf mit einem Maximum der ^{137}Cs -Aktivität bei 1,0 bis 4,5 cm. SHAND et al. (2013) ermittelten das Maximum in mehreren Tiefenprofilen in einem etwas größeren Bereich von 1,5 bis 8,5 cm, wobei die Peaks nur in einem Teil der Tiefenprofile deutlich herausgestellt waren. KONOPLEVA et al. (2009) konnten zusätzlich bei der Tiefenverteilung einen Unterschied zwischen Fichtenwald und Mischwald feststellen. In beiden Fällen befand sich mehr als 50 % der Gesamtaktivität in den oberen 10 cm. Jedoch war der O_h -Horizont im Fichtenwald dicker als im Mischwald, was sich in Kombination mit der Tiefenverteilung auf die Aktivität im Wurzelbereich auswirkt. Im Fichtenwald sei dieser hauptsächlich im O_h -Horizont, wo ca. 50 % der Gesamtaktivität zu finden ist. Im Mischwald befänden sich die Wurzeln hauptsächlich im A_h -Horizont, wodurch nur ca. 30 % der Gesamtaktivität auf den Wurzelbereich entfällt.

Die Aktivität von ^{40}K variiert sowohl zwischen unterschiedlichen Gebieten (MALINOWSKA et al. 2006) als auch innerhalb des Bodens nur in geringem Maße (BAEZA et al. 2005). Teilweise werden etwas höhere Werte in den Mineralhorizonten als in der organischen Auflage gefunden (PIETRZAK-FLIS et al. 1996; YOSHIDA & MURAMATSU 1994). Die Aktivitätswerte von ^{90}Sr sinken wie beim ^{137}Cs mit zunehmender Tiefe. Jedoch ist das Maximum tendenziell in einem tieferen Bereich von 5 bis 15 cm zu finden (BAEZA et al. 2005).

Der Tiefenmigration entgegen wirkt die Aufnahme von Cäsium durch Pflanzen und Pilze (KONOPLEVA et al. 2009; RAFFERTY et al. 1997). RAFFERTY et al. (1997) untersuchten in zwei Nadelwäldern den Cäsium-Gehalt in Waldstreu während des Zersetzungsprozesses. Die festgestellte Zunahme an Cäsium führten sie auf den Eintrag durch Pilze zurück, durch deren Myzel ^{137}Cs von höher kontaminierten Bereichen zu geringer belasteten Bereichen transportiert werden kann. Dies könnte ein Grund für den Verbleib des Cäsiums in den oberen Bodenschichten sein. Zusätzlich wird ein Teil des durch Pflanzen und Pilzen aufgenommenen Radiocäsiums zu einem späteren Zeitpunkt wieder dem Waldboden zugeführt (z. B. über Streufall). Für die Tiefenmigration ist die Zersetzungsrate der Streu ein wichtiger Faktor (KONOPLEVA et al. 2009).

2.5 Pilze

2.5.1 Allgemeine Grundlagen Pilze

Pilze (*Fungi*) sind vielseitige, eukaryotische und heterotrophe Organismen (WEBSTER & WEBER 2007). Sie bilden neben Pflanzen (*Plantae*) und Tieren (*Animalia*) ein eigenes Reich. Vor rund einer Milliarde Jahren hatten Pilze und Tiere einen gemeinsamen einzelligen Vorfahren (MONEY 2015b).

Pilze bilden Myzelien aus, welche aus netzartig verbundenen Hyphen (Pilzfäden) bestehen. Hyphen sind filamentöse Strukturen, welche das Substrat durchwachsen und aus diesem Wasser und Nährstoffe aufnehmen. Aus dem Myzel heraus können sich Fruchtkörper bilden, welche aus differenzierten Hyphenformen bestehen und der Sporenentwicklung dienen (DÖRFELT & RUSKE 2014).

Im Gegensatz zu autotrophen Pflanzen können Pilze selber keine Zuckerverbindungen herstellen, sondern nehmen Nährstoffe aus der Umwelt auf (PETERSEN 2013). Anhand ihrer Lebensweisen können Pilze in drei Gruppen unterteilt werden:

Saprotrophe Pilze (Destruenten) verwenden Enzyme, um abgestorbenes, organisches Material wie umgestürzte Baumstämme und Laub zu zersetzen. In Abhängigkeit der Enzyme können unterschiedliche Stoffe wie Cellulose und Lignin abgebaut werden (PETERSEN 2013). Nach der Aufspaltung können die kleineren Moleküleinheiten vom Pilz absorbiert werden (WEBSTER & WEBER 2007). Saprotrophe Pilze spielen im Ökosystem eine wichtige Rolle, da sie durch den Abbau des organischen Materials die darin enthaltenen Stoffe wie Kohlenstoff und Mineralien freisetzen und sie somit für Pflanzen verfügbar machen (BODDY 2015).

Parasitische Pilze ernähren sich von einem Wirt, ohne dass dieser einen Nutzen aus der Beziehung zieht. Je nach Pilzart muss der Wirt entweder lebendig bleiben oder wird getötet und der Pilz ernährt sich von den Überresten (PETERSEN 2013).

Mutualistische Pilze leben in Symbiose mit Pflanzen, Algen, Cyanobakterien oder Tieren (DÖRFELT & RUSKE 2014; PETERSEN 2013). Eine wichtige Form dieser Symbiose ist die Ektomykorrhiza, bei der die Hyphen des Pilzes in den Wurzeln der Pflanzen (hauptsächlich Bäume) in die Zwischenräume der äußeren Zellen (außerhalb der Wurzelendodermis) eindringen. In dieser Beziehung profitieren beide Partner: die Pilze erhalten Photosynthese-Produkte (Zucker) von dem Wirt und versorgen diesen im Gegenzug mit Wasser und Nährstoffen. Ektomykorrhiza-Pilze können oftmals mit mehreren Baumarten eine Symbiose eingehen und die Bäume wiederum mit mehreren Pilzarten. Hierdurch entsteht ein großes Netzwerk, über das Nährstoffe ausgetauscht werden können (PETERSEN 2013; WATKINSON 2015).

Die systematischen Verwandtschaftsbeziehungen von Pilzen sind noch nicht vollständig geklärt und werden intensiv untersucht. Insbesondere durch die Analyse von DNA-Sequenzen können immer weitere Erkenntnisse gewonnen werden (MONEY 2015b; PIEPENBRING 2015). Derzeit werden sechs Abteilungen unterschieden: Ascomycota, Basidiomycota, Chytridiomycota, Blastocladiomycota, „Zygomycota“ und Glomeromycota. Zusätzlich werden in der Mykologie noch weitere, kleinere Gruppen, deren genaue systematische Stellung noch nicht geklärt ist, ebenso wie pilzähnliche Organismen betrachtet (PIEPENBRING 2015).

2.5.2 Steinpilze (*Boletus edulis*) und Maronenröhrlinge (*Imleria badia*)

Die in dieser Arbeit untersuchten Steinpilze (*Boletus edulis*) und Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) gehören beide zur Abteilung Basidiomycota (Ständerpilze) und innerhalb dieser zur Ordnung Boletales (IMA 2020). Bei beiden Arten handelt es sich um weit verbreitete und beliebte Speisepilze (BREITENBACH & KRÄNZLIN 1991; BYRNE 1988; MONEY 2015b; PETERSEN 2013). Sowohl Steinpilze (*Boletus edulis*) als auch Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) sind Ektomykorrhizapilze (BUBNER 2013; WATKINSON 2015).

Obwohl beide Pilzarten zur gleichen Ordnung gehören, weisen Steinpilze (*Boletus edulis*) eine geringere radioaktive Belastung auf als Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) (BAYLFU 2006; MALINOWSKA et al. 2006). KAMMERER et al. (1994) haben in Steinpilzen (*Boletus edulis*) nur 8 bis 15 % der in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) gemessenen ¹³⁷Cs-Aktivität festgestellt. Dies könnte zum Teil mit den unterschiedlichen Myzeltiefen der beiden Arten zusammenhängen (s. Kapitel 2.5.3). Mehrere Autoren haben das Myzel von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) in einem oder mehreren Horizonten der organischen Auflageschicht (L/O_h/O_f) bestimmt (PIETRZAK-FLIS et al. 1996; RÜHM et al. 1997; ZARUBINA 2016). Das Myzel von Steinpilzen (*Boletus edulis*) wurde hauptsächlich in tieferen Bereichen gefunden (ZARUBINA 2016).

Steinpilze (*Boletus edulis*)

Fruchtkörper der Steinpilze (*Boletus edulis*) kommen von Sommer bis Herbst in Laub- und Nadelwäldern vor und können auch auf Grasflächen in der Nähe von Fichten (*Picea spp.*) gefunden werden. Abbildung 19 zeigt die fotografische Aufnahme einiger Fruchtkörper. Der Hut hat einen Durchmesser von 6 bis 20 cm. Im jungen Zustand ist der Hut halbkugelig und wird im älteren Zustand konvex bis abgeflacht. Die Huthaut ist glatt und wildlederartig. Die Farbe wechselt während der Alterung von weißlich zu haselnussbraun bis dunkelbraun. Der Rand des Hutes ist glatt und reicht leicht über die Röhren hinaus. Das Fleisch ist anfangs weiß und fest. Bei älteren Fruchtkörpern wird es schwammig und unter der Huthaut bräunlich. Die Röhrenmündungen sind im jungen Zustand ebenfalls weiß und werden später gelb bis olivgrün. Bei Druck zeigt sich maximal eine sehr leichte Blaufärbung. Die Röhren sind am Stiel ausgebuchtet angewachsen. Der Stiel misst 6-15 x 2-8 cm.

Im jungen Zustand ist der Stiel bauchig und im älteren Zustand kann die Form zylindrisch, keulig oder bauchig sein. Die Oberfläche ist weiß bis hellbräunlich und mindestens bis zur Hälfte mit einem weißen Netz überzogen. Ein Beispiel für die mikroskopischen Merkmale sind die Sporen, welche mit den Maßen $12,5-16,6 \times 4,2-5,3 \mu\text{m}$ spindelig-elliptisch sind und Tropfen enthalten. Steinpilze (*Boletus edulis*) riechen angenehm pilzartig und schmecken mild bis nussartig (BREITENBACH & KRÄNZLIN 1991; BULLIARD 1782).



Abb. 19: Steinpilze (*Boletus edulis*)

Maronenröhrlinge (*Imleria badia*)

Fruchtkörper der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) kommen hauptsächlich in Nadelwäldern, auf sauren Böden und zwischen Moosen oder auf Nadelstreu vor. In seltenen Fällen können sie auch in Laubwäldern gefunden werden. Die Fruktifikationszeit, in der die Fruchtkörper (s. Abb. 20) wachsen, ist im Sommer und Herbst. Der Hut misst im Durchmesser 3 bis 12 cm. Die Form ist anfangs halbkugelig und später konvex bis abgeflacht-polsterförmig. Die Hutfarbe ist rotbraun bis kastanienbraun. Die Oberfläche ist glatt, im feuchten Zustand schmierig und im Trockenen filzig-samtig. Das Hutfleisch ist weiß bis blassgelb und verfärbt sich beim Anschnitt blau. Die Röhrenmündungen sind im jungen Zustand blassgelb und im älteren grüngelb. Auf Druck verfärben sie sich blau. Die Röhren sind am Stiel ausgebuchtet angewachsen bzw. manchmal schwach herablaufend. Der Stiel misst $5-10 \times 1-4 \text{ cm}$, ist zylindrisch und an der Basis oft zugespitzt. Die Stielfarbe ist hell rotbraun und zur Basis hin meist heller bis weißlich. Die Oberfläche ist glatt und fein längsfaserig (keine Netzzeichnung). Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) haben einen pilzartigen Geruch und sind mild im Geschmack. Ein Beispiel für die mikroskopischen Merkmale sind die Sporen, welche spindelförmig ($11,4-16,2 \times 4-6,3 \mu\text{m}$), glatt, gelboliv und dickwandig sind (BREITENBACH & KRÄNZLIN 1991; VIZZINI 2014).



Abb. 20: Maronenröhrlinge (*Imleria badia*)

2.5.3 Radioaktivität in Pilzen

Die Konzentration von radioaktivem ^{137}Cs im Myzel und somit auch in den Fruchtkörpern der Pilze hängt von verschiedenen Faktoren ab. Zu diesen gehören z. B. die Pilzart, die Bodenkontamination und –zusammensetzung (z. B. Menge und Art der Tonmineralien), die Feuchtigkeit des Bodens, die Tiefe des Myzels sowie die Bioverfügbarkeit des Nuklids und dessen verbliebene Menge im Ökosystem (GUILLEN & BAEZA 2014; HORYNA et al. 1988; KALAČ 2001; STEINER et al. 2002).

Pilze beziehen ihre Nährstoffe aus organischem Material. Daher lässt sich vermuten, dass sich das Myzel hauptsächlich in den organischen Horizonten befindet (KAMMERER et al. 1994). In diesen scheint das vorhandene ^{137}Cs zum Großteil bioverfügbar zu sein (STEINER et al. 2002). BAEZA et al. (2005) bestimmten die Lage des Myzels über die Messung der Ergosterol-Konzentration hauptsächlich im oberen Bodenbereich (0 bis 5 cm). Über diese Methode ist keine Zuordnung zu einer bestimmten Pilzart möglich, da das Ergosterol grundsätzlich in den Plasmamembranen von Pilzzellen vorkommt (MONEY 2015a). Eine genauere Aussage über die Lage des Myzels verschiedener Pilzarten ließ sich in den Jahren nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl über das Verhältnis von ^{134}Cs zu ^{137}Cs in Pilzfruchtkörpern und Bodenproben ermitteln. Das Cäsium-Verhältnis in den Fruchtkörpern entspricht in etwa dem Verhältnis in dem Bodenhorizont, aus dem der Pilz seine Nährstoffe bezieht (KAMMERER et al. 1994; RÜHM et al. 1997). RÜHM et al. (1997) bestimmten auf diese Weise beispielsweise für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) die Horizonte L/O_f/O_h. Die Lage des Myzels hat einen Einfluss auf die Kontaminationshöhe der Fruchtkörper. YOSHIDA & MURAMATSU (1994) haben die höchsten Aktivitätswerte in Fruchtkörpern von Pilzen gemessen, die ihr Myzel in den am stärksten belasteten Bodenbereichen hatten. Da das ^{137}Cs vermutlich langsam aber kontinuierlich in tiefere Bodenschichten wandert, wird es auch zu Änderungen im Zusammenhang zwischen der Tiefe des Myzels und der Kontaminationshöhe

kommen. Es ist zu erwarten, dass die Aktivität in Pilzarten mit einer geringen Tiefe des Myzels langfristig abnimmt. Bei Pilzen, deren Myzel in tiefere Bodenschichten vordringt, wird davon ausgegangen, dass die Aktivität steigen könnte (BFS 2013; FIELITZ 2005; GUILLEN & BAEZA 2014; YOSHIDA et al. 1994). Über ein Modell prognostizierten RÜHM et al. (1998), dass Pilzarten mit Bezug zu den Bodenhorizonten L/O_f/O_h, wie z. B. Maronenröhrlinge (*Imleria badia*), 25 Jahre nach der Reaktorkatastrophe noch 5 % der ursprünglichen Kontamination der Fruchtkörper aufweisen würden. Im Gegenzug würden Pilzarten mit dem Myzel im O_h/A_h-Horizont, wie z. B. Habichtspilz (*Sarcodon imbricatus*), nach der gleichen Zeitspanne aufgrund der Tiefenverlagerung des ¹³⁷Cs 140 % der ursprünglichen Aktivität aufweisen.

Die Kontamination der Fruchtkörper variiert stark in Hinblick auf die verschiedenen Pilzarten. Die Aufnahme und Bindung von ¹³⁷Cs ist artspezifisch unterschiedlich (GADD 2007). Die Aufnahme von Cäsium könnte über die Aufnahmemechanismen des essenziellen Kaliums erfolgen (SESSITSCH & PUSCHENREITER 2008). Die Kaliumtransportsysteme unterscheiden sich in diversen Pilzarten sowohl in der Art der Transportsysteme als auch in deren Anzahl (BENITO et al. 2011). Die Bindung von ¹³⁷Cs kann durch Pigmente wie Melanin erfolgen (MAHMOUD 2004). So weisen beispielsweise Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) einen hohen Gehalt an ¹³⁷Cs auf, da diese die zwei Pigmente Badion-A und Norbadion-A besitzen, welche Cäsium und Kalium stark binden (AUMANN et al. 1989). Ebenfalls hohe Aktivitätswerte zeigen Semmelstoppelpilze (*Hydnum repandum*), Trompetenpflifferlinge (*Craterellus tubaeformis*), Kahle Kremplinge (*Paxillus involutus*) und Rotfußröhrlinge (*Xerocomus chrysenteron*). Hingegen weisen Maipilze (*Calocybe gambosa*) und mehrere Champignonarten (*Agaricus*-Arten) nur eine geringe Kontamination auf. Besonders hohe Werte werden bei Hirschtrüffeln (*Elaphomyces*-Arten) gemessen (BFS 2013; DIETL & BREITIG 1988; FIELITZ 2005; HORYNA et al. 1988). Steinpilze (*Boletus edulis*) und Pfifferlinge (*Cantharellus cibarius*) gehören im Gegensatz zu Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) zu den geringer akkumulierenden Arten (ECKL et al. 1986). KAMMERER et al. (1994) untersuchten die Cäsiumaufnahme mehrerer Pilzarten und setzten sie ins Verhältnis zur ¹³⁷Cs-Aktivität in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*). Nur wenige Arten wiesen eine höhere radioaktive Belastung auf. Eindeutig höhere Werte zeigten sich lediglich bei zwei Arten: Semmelstoppelpilze (*Hydnum repandum*) mit einem Faktor von ca. vier und Kahle Kremplinge (*Paxillus involutus*) mit einem Faktor von ca. zwei. Eine andere Möglichkeit der Einschätzung ist die Betrachtung von Transferfaktoren, welche das Verhältnis der Aktivität in den Fruchtkörpern zu der Aktivität im Boden wiedergeben (STEINER et al. 2002). KAMMERER et al. (1994) betrachteten die Radiocäsiumaktivität der Fruchtkörper in Bq/kg FM (Frischmasse) zur Radiocäsiumaktivität in den organischen Horizonten in Bq/kg TG (Trockengewicht). Für Steinpilze (*Boletus edulis*) erhielten sie Transferfaktoren von 0,18 bis 0,36, welche somit deutlich unter denen von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) liegen. Diese variierten zwischen 0,7 und 5,0. Wie die Transferfaktoren variierten auch die ¹³⁷Cs-Aktivitätswerte innerhalb einer Pilzart (SEEGER & SCHWEINSHAUT 1981). Den Entwicklungsstand der Fruchtkörper konnten SEEGER & SCHWEINSHAUT (1981) als Einflussfaktor ausschließen. Diverse Untersuchungen zeigen, dass Aktivitätswerte innerhalb einer Spezies und eines Waldgebietes stark variieren können. ZARUBINA (2016) fand Abweichungen im Bereich von 7 %, während RÜHM et al. (1998) Unterschiede von mehr als

Faktor drei innerhalb eines Jahres feststellten. DAHLBERG et al. (1997) untersuchten sowohl die Variabilität einer Spezies innerhalb eines Gebietes als auch zwischen mehreren Gebieten. Sie führten anhand ihrer Ergebnisse 60 % der Gesamtvariabilität auf die Schwankungen zwischen Fruchtkörpern innerhalb eines Gebietes zurück. Im Gegensatz zur starken Variabilität bei der ^{137}Cs -Aktivität variiert die ^{40}K -Aktivität in Pilzen lediglich in einem engen Bereich (ECKL et al. 1986; YOSHIDA et al. 1994). Ein weiterer Einflussfaktor auf die radioaktive Belastung ist die Ökologie der Pilze. Mykorrhiza-Pilze, welche in Symbiose mit einer Pflanze leben, weisen tendenziell höhere Cäsiumwerte auf als saprotrophe Pilze (BAEZA et al. 2004; GUILLITTE et al. 1994; YOSHIDA & MURAMATSU 1994). Parasitische Pilze sind ähnlich oder noch niedriger belastet als saprotrophe Pilze (GILLET & CROUT 2000). Ein möglicher Grund für die höhere Belastung der symbiontischen Pilze ist die größere Aufnahme von Bodenwasser mit den darin enthaltenen Nährstoffen, um dieses an den Symbiosepartner weiterzuleiten (GUILLITTE et al. 1994; ZARUBINA 2016). Grüne Pflanzen können jedoch die Aufnahme von Ionen regulieren (STEINER et al. 2002) und weisen durchschnittlich niedrigere ^{137}Cs -Werte auf (STREBL et al. 2000). Wenn das vom Mykorrhiza-Pilz transportierte Cäsium nicht von der Pflanze aufgenommen wird, könnte dies zu einer höheren Ansammlung im Pilz führen (KAMMERER et al. 1994). Die Akkumulationsfähigkeit von Pilzen kann bis um das Zehnfache höher sein als bei Pflanzen (STREBL et al. 2000).

Die Untersuchung von VINICHUK et al. (2010) zeigte, dass Cäsium stärker (ca. um Faktor sieben) in den Fruchtkörpern akkumuliert wird als im Pilzmyzel. Innerhalb eines Pilzfruchtkörpers ist das ^{137}Cs unterschiedlich verteilt, wobei allgemein die Konzentration im Hutfleisch höher ist als im Stiel (DIETL 1989; LEHTO et al. 2013). In Bezug auf die weitere Unterteilung der Fruchtkörper sind in der Literatur unterschiedliche Angaben zu finden, wobei anzumerken ist, dass verschiedene Pilzarten untersucht wurden. SEEGER & SCHWEINSHAUT (1981) fanden niedrigere Mengen Cäsium in den Lamellen und im Stiel im Vergleich zum Hutfleisch. Tendenziell waren die Lamellen niedriger belastet als der Stiel. Eine Ausnahme bildeten zwei Arten der Gattung *Cortinarius*. Diese Ausnahme bestätigend fand BYRNE (1988) bei Reifpilzen (*Cortinarius caperatus*, Syn. *Rozites caperata*) die höchste Aktivität in den Lamellen und die geringste im Stiel. DIETL (1989) untersuchte die Cäsium-Verteilung in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und trennte zusätzlich die Huthaut ab. Diese war stärker kontaminiert als das Hutfleisch und die Röhrenschicht, welche beide im gleichen Bereich lagen. Die höhere Belastung der Huthaut ist auf das Vorhandensein der beiden Pigmente Badion-A und Norbadion-A zurückzuführen, welche Cäsium stark binden (AUMANN et al. 1989). Der Unterschied zwischen Huthaut und Hutfleisch/Röhren war größer als zwischen Hutfleisch/Röhren und Stiel. Auf die Masse eines Fruchtkörpers bezogen relativiert sich die hohe Kontamination der Huthaut jedoch, da diese nur einen sehr kleinen Anteil an der Gesamtmasse hat (DIETL 1989).

3. Material und Methoden

3.1 Sammelgebiete

Für diese Arbeit wurden Fruchtkörper von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*) sowie teilweise Bodenproben aus vier Sammelgebieten in Deutschland untersucht: Eichenzell, Wülfersreuth, Oberschönenfeld und Nationalpark Bayerischer Wald. Die vier Gebiete wurden aufgrund ihrer unterschiedlichen Bodenbelastung mit ^{137}Cs nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl ausgewählt. Die geringste Menge an ^{137}Cs wies das Gebiet bei Eichenzell mit ca. 3.000 Bq/m^2 auf. In Wülfersreuth betrug die Belastung ca. 12.500 Bq/m^2 und in Oberschönenfeld ca. 35.000 Bq/m^2 . Im Nationalpark Bayerischer Wald lag die Kontamination je nach Region bei 12.500 bis 100.000 Bq/m^2 . Diese Aktivitätswerte wurden der Deutschlandkarte zur Bodenkontamination im Jahr 1986 des Bundesamts für Strahlenschutz (BfS) entnommen (BFS 2016a). Es handelt sich jeweils um den Mittelwert des entsprechenden Legendeneintrags. Die Karten der Sammelgebiete wurden mit dem Programm QGIS erstellt (Copyright Basiskarten der Waldgebiete: OpenStreetMap contributors). Abbildung 21 zeigt in einer Übersichtskarte die Lage der vier Waldgebiete in Deutschland.



Abb. 21: Übersichtskarte Waldgebiete

In der Deutschlandkarte (©EuroGeographics bezüglich der Verwaltungsgrenzen) sind die vier Waldgebiete Eichenzell, Wülfersreuth, Oberschönenfeld und Nationalpark Bayerischer Wald markiert.

Eichenzell

Das Sammelgebiet Eichenzell (s. Abb. 22) gehört zur gleichnamigen Gemeinde, welche sich südlich von Fulda im Bundesland Hessen befindet. Zum Untersuchungsgebiet gehören die Teilbereiche „Eichenzell Türmchenwald“ (50.5006° N; 9.7253° O) mit einer Fläche von ca. 1,7 km² und „Eichenzell hinter der Autobahn“ (50.5085° N; 9.7399° O) mit ca. 0,04 km². Das erste Sammelgebiet „Eichenzell Türmchenwald“ liegt auf einer Höhe von ca. 340 bis 380 m über Normalnull (ü. NN), die vorherrschenden Baumarten sind Kiefern (*Pinus* spp.), Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) und Buchen (*Fagus* spp.). Das zweite Teilgebiet „Eichenzell hinter der Autobahn“ liegt nur knapp einen Kilometer Luftlinie vom ersten entfernt auf einer Höhe von etwa 390 bis 400 m ü. NN. Bei den hier wachsenden Beständen handelt es sich überwiegend um einen Fichtenbestand (*Picea abies*) mit einem angrenzenden Kiefernbestand (*Pinus* spp.). Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 591,9 mm (gemittelt über die Jahre 2017 bis 2019, basierend auf der Messstation „Fulda-Horas“ DWD 2020). Die überwiegenden Bodenarten sind Pseudogley und Braunerde (BGR 2018).

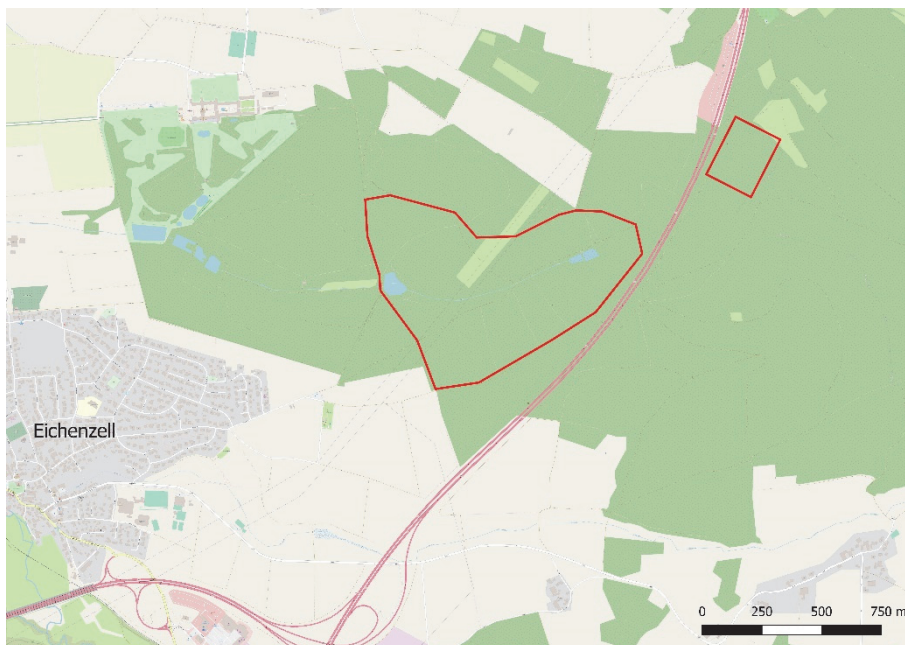


Abb. 22: Sammelgebiet Eichenzell

Das größere Teilgebiet „Eichenzell Türmchenwald“ und das kleinere Teilgebiet „Eichenzell hinter der Autobahn“ sind durch eine rote Umrandung gekennzeichnet. Dabei ist die Umrandung des größeren Gebietes entlang der umgrenzenden Wege gezeichnet.

Wülfersreuth

Das Sammelgebiet Wülfersreuth (50.0658° N, 11.7633° O) grenzt an den gleichnamigen Ortsteil der Stadt Bischofsgrün im Bundesland Bayern (s. Abb. 23). Die Fläche beträgt ca. 0,18 km² und liegt auf einer Höhe von ca. 680 bis 700 m ü. NN. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 1.092,9 mm (gemittelt über die Jahre 2016 bis 2019, basierend auf der Messstation „Bischofsgrün (Hohe Reuth)“ DWD 2020). Braunerde und Pseudogley sind die beiden vorwiegende Bodenarten (BGR 2018). Es handelt sich überwiegend um einen Fichtenbestand (*Picea abies*).

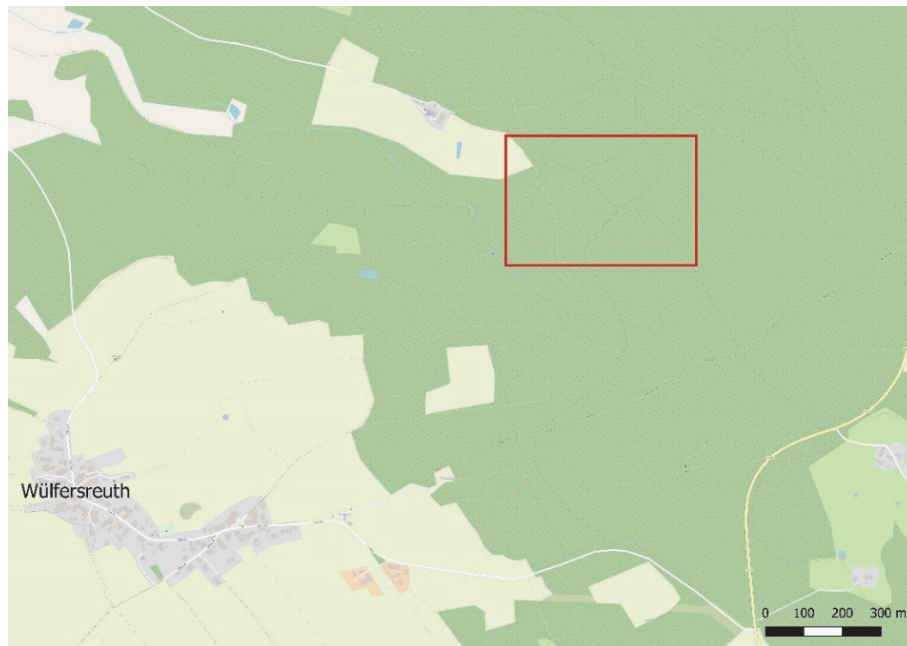


Abb. 23: Sammelgebiet Wülfersreuth
Das Sammelgebiet ist durch eine rote Umrandung gekennzeichnet.

Oberschönenfeld

Das Sammelgebiet Oberschönenfeld (48.3098° N, 10.7333° O) liegt bei der Zisterzienserinnenabtei Oberschönenfeld südwestlich von Augsburg im Bundesland Bayern (s. Abb. 24). Das Gebiet umfasst eine Fläche von ca. $0,04 \text{ km}^2$ und liegt auf einer Höhe von ca. 520 bis 550 m ü. NN. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 729,6 mm (gemittelt über die Jahre 2016 bis 2019, basierend auf der Messstation „Augsburg“ DWD 2020). In dem Gebiet besteht der Boden hauptsächlich aus Braunerde (BGR 2018). Fichten (*Picea abies*) sind die vorherrschende Baumart.



Abb. 24: Sammelgebiet Oberschönenfeld
Das Sammelgebiet ist durch eine rote Umrandung gekennzeichnet.

Nationalpark Bayerischer Wald

Der Nationalpark Bayerischer Wald (s. Abb. 25) grenzt an die tschechische Grenze und umfasst ein Gebiet von 24.250 Hektar. Bei der Gründung 1970 bestand der Nationalpark aus einem kleinerem Gebiet, welches als „Altpark“ bezeichnet wird. 1997 kam das „Erweiterungsgebiet“ nördlich des ursprünglichen Gebietes hinzu (NPVBAYWALD 2010). Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt zwischen 1.200 und 1.800 mm in Abhängigkeit von der Höhenlage ü. NN (BÄSSLER et al. 2015). Im Nationalpark Bayerischer Wald überwiegen Braunerden und Podsole (BGR 2018). Die ausgewählten Untersuchungsfelder mit jeweils einer Größe von 100 m x 100 m weisen als vorherrschende Baumart Fichten (*Picea abies*) auf.

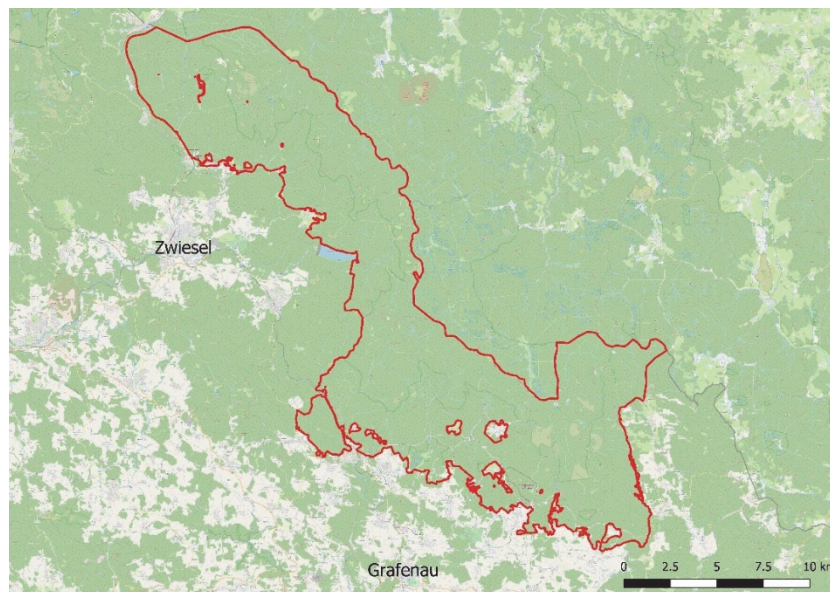


Abb. 25: Sammelgebiet Nationalpark Bayerischer Wald
Die Grenzen des Nationalparks sind durch eine rote Linie gekennzeichnet.

3.2 Pilzproben

3.2.1 Beschaffung der Proben

Die Fruchtkörper für diese Arbeit wurden durch mehrere eigene Sammlungen über die Jahre 2016 bis 2019 in vier verschiedenen Waldgebieten zusammengetragen (s. Anhang 9, 10, 11, 14, 15). Bei allen untersuchten Proben handelt es sich um Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und Steinpilze (*Boletus edulis*). Die Bestimmung der Pilzart erfolgte hauptsächlich anhand von makroskopischen Merkmalen (z. B. brauner bis kastanienbrauner Hut, bei Feuchtigkeit schmierig) und chemischen Merkmalen (auf Druck blauend) anhand der Beschreibungen von BREITENBACH & KRÄNZLIN (1991). Einige Fruchtkörper wurden zusätzlich mikroskopisch (z. B. hinsichtlich dickwandiger Sporen) untersucht. Die Merkmale beider Pilzarten sind ausführlich in Kapitel 2.5.2 beschrieben. In den Waldgebieten Eichenzell und Nationalpark Bayerischer Wald wurden die einzelnen Fruchtkörper bzw. Fruchtkörpergruppen fotografiert und mit GPS-Koordinaten versehen, um die Variabilität der radioaktiven Belastung innerhalb eines Gebietes zu analysieren. Diese kleinräumige Auflösung ist für die Untersuchung der zeitlichen Entwicklung der Radioaktivität in Pilzen eines Gebietes nicht erforderlich. Daher wurden in den Waldgebieten Wülfersreuth und Oberschönenfeld die insgesamt gefundenen Fruchtkörper je Gebiet in einer Probe vereinigt.

Um eine mögliche Korrelation der ^{137}Cs -Aktivität in Pilzfruchtkörpern mit der Bodenkontamination in Deutschland im Jahr 1986 zu untersuchen, wurden zusätzlich zu den selbst gesammelten Proben aus den vier genannten Waldgebieten noch weitere Proben untersucht. Diese stammten von Pilzsammlern, hauptsächlich aus Pilzvereinen, die Steinpilze (*Boletus edulis*) und Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) aus verschiedenen Regionen Deutschlands zur Analyse an die Hochschule Fulda geschickt haben. Die Kontaktaufnahme zu den Sammlern erfolgte über die Pilzvereine, welche die Anfrage nach Pilzproben an ihre Mitglieder weiterleiteten. Die Artbestimmung dieser Pilze erfolgte im Wesentlichen durch die Pilzsammler und wurde stichprobenartig mikroskopisch überprüft.

3.2.2 Probenvorbereitung

Für die Messung der Radioaktivitätsbelastung mit ^{137}Cs müssen die Fruchtkörper der Pilze vorbehandelt werden. Im ersten Schritt werden die Fruchtkörper von anhaftenden Bodenpartikeln und Pflanzenteilen wie Blätter gesäubert. Um eine lange Haltbarkeit des Probenmaterials zu gewährleisten, werden die Fruchtkörper anschließend zum Trocknen in Scheiben geschnitten und bei Raumtemperatur, im Trockenschrank oder im Dörrapparat getrocknet. Für eine schonende Trocknung wurden niedrige Temperaturen bis 55 °C verwendet. Durch die Trocknung kann die Restfeuchte auf unter 10 % gesenkt werden, wodurch auch Messungen zu einem beliebigen späteren Zeitpunkt möglich sind. Die genaue Bestimmung der Restfeuchte mittels Feuchtemessgerät (s. Kapitel 3.2.3) erfolgt nach Zerkleinerung und Homogenisierung der

Fruchtkörper mit einem Zerkleinerer (La Moulinette von Moulinex bzw. Delisia CH 8680 von Grundig). Um die Vergleichbarkeit verschiedener Pilzproben sicherzustellen, wird die ^{137}Cs -Aktivität auf eine Restfeuchte von 10 % normiert. Die jeweilige Probe, welche nach Möglichkeit ≥ 20 g (Trockenmasse) betragen sollte, wird in eine Stülpedeckeldose ($V = 115$ ml) oder bei ausreichend großer Probenmenge in einen Marinellibecker ($V = 250$ ml) gefüllt. Zur besseren Standardisierung wird das Probenmaterial mit Hilfe eines Becherglases und eines 1 kg Gewichts gleichmäßig verdichtet. Das exakte Gewicht und die Füllhöhe werden bestimmt, da bei abweichender Probenmenge Korrekturfaktoren (s. Kapitel 4.3) angewendet werden müssen.

3.2.3 Restfeuchte

Für die Restfeuchtebestimmung wurde der Feuchtebestimmer Kern DBS mit Grafik-Display von der Firma Kern & Sohn GmbH verwendet. Das Messgerät verfügt über einen 400 W Halogenstrahler und einen Temperaturbereich von 50 °C bis 200 °C. Die integrierte Waage weist eine Genauigkeit von 0,001 g auf. Es ist eine Einwaage von 0,02 g bis 60 g möglich, wobei die Reproduzierbarkeit der Feuchtemessung 0,15 % bei einer Einwaage von 2 g beträgt. Im Display werden Daten wie der Feuchtegehalt sowie die aktuelle Trocknungszeit und –temperatur angezeigt. Zusätzlich können die Daten parallel zur Messung über einen USB-Anschluss am Computer (beispielsweise in Excel) protokolliert werden (KERN & SOHN GMBH 2011).

Für die Restfeuchtebestimmung werden ca. 2,5 g des zu untersuchenden Probenmaterials gleichmäßig auf einer Aluminiumschale verteilt, wobei die Wägung direkt im Gerät erfolgt. Bei einer Trocknungstemperatur von 115 °C wird die relative Feuchte solange bestimmt, bis innerhalb von 30 s kein weiterer Gewichtsverlust verzeichnet wird. Durch das Verhältnis des verzeichneten Gewichtsverlustes in Bezug auf das Anfangsgewicht der Probe wird die genaue relative Feuchte (Restfeuchte) berechnet. Für die Dokumentation werden die Daten der kontinuierlichen Messung alle 30 s an einen Computer übertragen und aufgezeichnet.

Abbildung 26 zeigt einen beispielhaften Verlauf einer Restfeuchtebestimmung. Das Gewicht wird vom Messgerät im Hintergrund gemessen und nicht aufgezeichnet. Es kann durch Umstellung der Formel 21 zur Bestimmung der Restfeuchte R_f in [%] zurückgerechnet werden, wobei W für das Startgewicht in [g] und D für das Restgewicht in [g] steht.

$$R_f = \frac{W-D}{W} \cdot 100 \quad \rightarrow \quad D = W - \frac{R_f \cdot W}{100} \quad (21)$$

Zeit [s]	Probengewicht [g]
0	2,504
30	2,447
60	2,417
90	2,402
120	2,392
150	2,385
180	2,380
210	2,377
240	2,373
270	2,371
300	2,369
330	2,366
347	2,366

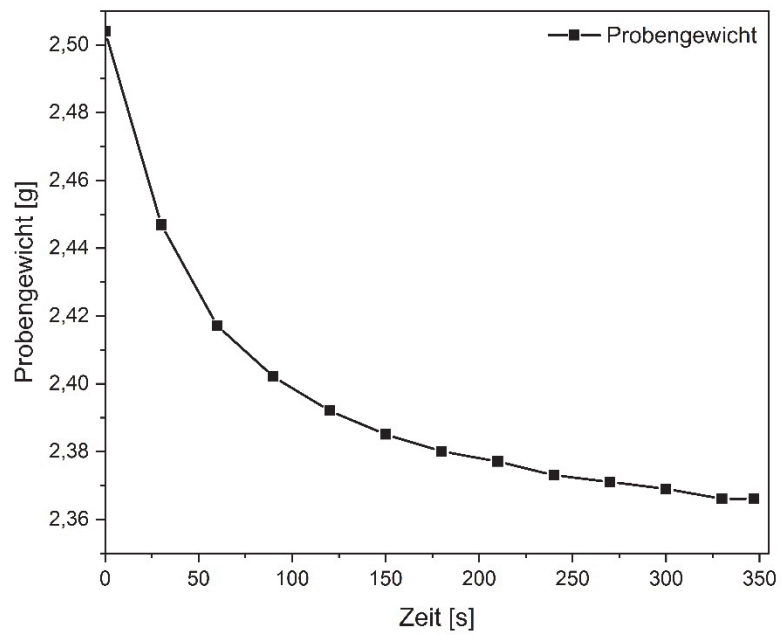


Abb. 26: Verlauf einer Restfeuchtebestimmung

links: Tabelle mit den numerischen Daten der Zeit in [s] und dem Probengewicht in [g]
rechts: grafische Darstellung der Gewichtsabnahme während der Restfeuchtemessung
Über den Gewichtsverlust ergab sich für diese Probe eine Restfeuchte von 5,51 %.

3.3 Bodenproben

3.3.1 Entnahme der Bodenproben

Die Bodenproben stammen aus dem Untersuchungsgebiet Eichenzell und aus dem Nationalpark Bayerischer Wald. Zur Entnahme kamen zwei Methoden zum Einsatz, um eine Mischprobe oder eine Probe für ein Tiefenprofil zu entnehmen. Bei beiden Methoden wird zunächst lose Streu von der Bodenoberfläche entfernt und anschließend eine Bodenprobe über eine Tiefe von 24 cm entnommen.

Mischprobe

Die Mischproben dienen dazu, die durchschnittliche radioaktive Belastung eines Untersuchungsfeldes wiederzugeben. Dafür werden nach Möglichkeit vier Teilproben entnommen, die zu einer Gesamtprobe vereinigt werden. Die Entnahme erfolgt mit einem Kernbohrer bestehend aus einem Probenzylinder (Ø 5 cm) und einem Führungszylinder (s. Abb. 27). Mit Hilfe eines Gummihammers wird der Kernbohrer in den Boden getrieben. Zur Orientierung für die benötigte Tiefe befindet sich eine gelbe Markierung bei 24 cm außen auf dem Führungszylinder. Nach der vorsichtigen Entnahme des Probenzylinders und dem Auseinanderklappen der beiden Hälften können die benötigten 24 cm genau abgemessen werden. Des Weiteren werden die Schichtdicken der Bodenhorizonte bestimmt (s. Abb. 29).

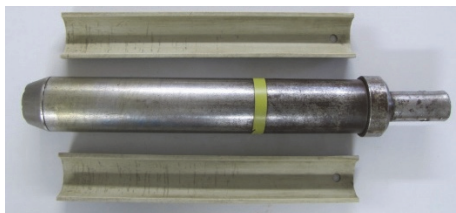


Abb. 27: Kernbohrer zur Entnahme von Mischproben
Probenzylinder (bestehend aus zwei Hälften) und
Führungszylinder (gelbe Markierung bei 24 cm)

Tiefenprofil

Das Tiefenprofil dient dazu, die Verteilung des ^{137}Cs in den verschiedenen Schichten im Boden zu ermitteln. Für die Entnahme der Probe wird der Führungszylinder (s. Abb. 28) auf den von Streu befreiten Boden gestellt. Dabei sollte der Zylinder möglichst waagrecht stehen. In diesen wird anschließend der erste Stechzylinder, welcher einen Durchmesser von 9 cm und eine Höhe von 12 cm hat, mit der scharfen Kante nach unten hineingestellt. Auf diesen kommt der Schlagkopf, mit dem der Stechzylinder unter Verwendung eines Gummihammers in den Boden getrieben wird bis

die obere Kante des Zylinders mit der Bodenoberfläche abschließt. Um die Probe zu schützen, wird zunächst vorsichtig die Erde um den oberen Bereich des Stechzylinders entfernt, damit der Deckel darübergestülpt werden kann. Anschließend wird die gesamte Erde von mindestens der Fläche des Auflagebereiches des Führungszylinders entfernt, sodass der Stechzylinder vorsichtig mit Hilfe einer Maurerkelle entnommen werden kann. Der Zylinder wird mit einem zweiten Deckel verschlossen. Nun wird für einen zweiten Durchgang der Führungszylinder in das ausgehobene Loch gesetzt, so dass an der exakt gleichen Stelle wie zuvor ein zweiter Stechzylinder mit Probenmaterial entnommen werden kann, wodurch eine Gesamtprobtiefe von 24 cm erreicht wird. Wie bei den Mischproben werden die Dicken der Bodenhorizonte bestimmt.



Abb. 28: Gerät zur Probenentnahme für Tiefenprofil
Führungszylinder, Stechzylinder mit Deckeln und Schlagkopf

3.3.2 Probenvorbereitung

Mischproben

Für die Mischprobe wird das gesamte Material zunächst im Trockenschrank oder bei Zimmertemperatur vorgetrocknet. Anschließend werden aus der Probe unter Verwendung eines 2 mm Siebes Wurzeln, noch nicht zersetztes Pflanzenmaterial und Steine entfernt. Die gesiebte Probe wird im Trockenschrank bei 105 °C über 4 bis 8 Stunden bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend in einen Marinellibecher gefüllt. Abbildung 29 zeigt beispielhaft die Teilprobe einer Mischprobe. Die Bereiche der einzelnen Bodenhorizonte sind markiert. Das überschüssige Material aus tieferen Bereichen als 24 cm wurde nach der Abmessung entfernt.



Abb. 29: Beispiel für eine Mischprobe
Teilprobe einer Mischprobe mit eingezeichneten Bodenhorizonten

Tiefenprofil

Für das Tiefenprofil muss der Boden vorsichtig in 2 cm dicken Schichten aus dem Probenzylinder entnommen werden. Dies erfolgt mit Hilfe eines Vollzylinders, der in 2 cm Abständen leichte Rillen als Markierungen aufweist. Bei lockeren Proben kann der Probenzylinder mit samt der Erde auf den Vollzylinder gesetzt und vorsichtig zur ersten Markierung heruntergedrückt werden (s. Abb. 30 links). Darauf folgt die Abtrennung der ersten Schicht mit einem Messer. Auf gleiche Weise erfolgt die Entnahme der anderen Schichten. Bei festeren Proben erfolgt die Entnahme andersherum und der Vollzylinder wird von oben in den Probenzylinder gedrückt, mit Hilfe eines Hammers und eines Quaders zur gleichmäßigen Druckverteilung (s. Abb. 30 rechts). Die zu entnehmende Schicht fällt in einen Auffangbehälter, in dem genau Platz für eine 2 cm Schicht ist.



Abb. 30: Hilfsmittel zur Entnahme der Schichten aus dem Probenzylinder
links: für lockere Proben; rechts: für festere Proben

Wie bei den Mischproben werden die Schichten gesiebt und anschließend bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. In Abbildung 31 sind beispielhaft die gesiebten Proben eines Tiefenprofils zu sehen. In der ersten Zeile links ist die oberste Schicht (0-2 cm) abgebildet und in der dritten Zeile rechts die letzte Schicht (22-24 cm). Das herausgesiebte Material ist jeweils unter der dazugehörigen Probe abgebildet. Aufgrund der geringen Menge wird das Probenmaterial in Stülpdeckeldosen gefüllt und mit Hilfe eines Becherglases und eines 1 kg Gewichts gleichmäßig verdichtet.

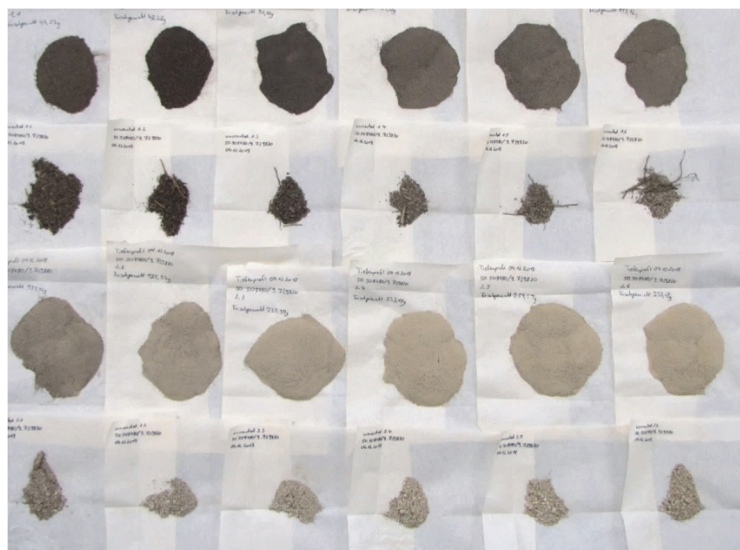


Abb. 31: Beispiel für verschiedene Schichten eines Tiefenprofils

In der ersten und dritten Zeile sind die gesiebten Proben und in der zweiten und vierten Zeile das dazugehörige herausgesiebte Material abgebildet; oben links ist die oberste Bodenschicht (0-2 cm) und unten rechts die tiefste Bodenschicht (22-24 cm).

3.4 Messmethode zur Bestimmung der ^{137}Cs -Aktivität

3.4.1 HPGe-Detektor

Für die Messung der ^{137}Cs -Aktivität werden zwei HPGe-Detektoren verwendet. Abbildung 32 zeigt eines der verwendeten Detektorsysteme, bestehend aus Detektor, Kühlsystem und Bleiabschirmung. Bei diesen Detektoren handelt es sich zum einen um den Typ GC3519 mit einer 35%igen relativen Effizienz und zum anderen um den Typ GC2020 mit einer 20%igen relativen Effizienz, beide von der Firma CANBERRA (Mirion Technologies GmbH). Die Auflösung beträgt in etwa 2,0 keV Halbwertsbreite (FWHM), 1,8 keV bzw. 1,7 keV für die ^{60}Co -Energienlinie bei 1,332 MeV (s. Anhang 1 und 2).



Abb. 32: Detektorsystem

links: Bleiabschirmung und Kühlsystem (Cryo-Cycle™)
rechts: Inneres der Bleiabschirmung und Stülpdeckeldose auf der Detektorkapsel

Für die elektrische Kühlung wird jeweils ein Cryo-Cycle™ II der Firma CANBERRA (Mirion Technologies GmbH) verwendet. Dieser kombiniert die Kühlung mittels flüssigem Stickstoff mit einer elektrischen Kühlung. Mit Hilfe der elektrischen Energie wird der Stickstoff nach dem Verdampfen rückverflüssigt, wodurch dieser seltener nachgefüllt werden muss. Eine Stickstofffüllung reicht für ca. 12 Monate. Zusätzlich ist die Kühlung durch das Verwenden des Stickstoffs im Gegensatz zu einer rein elektrischen Kühlung auch im Falle eines Stromausfalls sichergestellt.

Die Kühlung des Detektors selbst erfolgt über einen an diesen angeflanschten Kupferfinger, der in den flüssigen Stickstoff getaucht ist. Über den Kupferfinger wird die Wärme des Detektors abgeleitet und dieser dadurch gekühlt. Um Wärmeverluste zu reduzieren, befinden sich der Detektor und der Kühlfinger in einer Vakuumkapsel. Jedoch lassen sich durch Kondensation verursachte Wärmeverluste nicht gänzlich vermeiden. In Folge dessen verdunstet der Stickstoff mit der Zeit und muss in regelmäßigen Abständen nachgefüllt werden.

Die Detektoren sind jeweils von einer kreisförmigen Bleiabschirmung der Firma Von Gahlen Nederland B.V. (Model VG-BB-98/22D1-2) umgeben, die aus aktivitätsarmen Blei besteht und innen mit einer 2 mm Schicht Kupfer überzogen ist. Sie dienen dazu, den Einfluss äußerer ionisierender Strahlung (Umgebungsstrahlung) auf die Messung zu minimieren. Durch eine Schiebetür der Bleiabschirmung erfolgt die Beschickung mit Proben von vorne.

3.4.2 Software Genie™ 2000

Die Software Genie™ 2000 ist eine windowsbasierte Spektrometrie-Software. Sie dient der Kalibrierung des Detektionssystems sowie der Aufnahme und der Analyse von Spektren.

In den verschiedenen Menüs können diverse Einstellungen, wie z. B. Messzeit und Spektrendarstellung, vorgenommen und Informationen, wie z. B. Art der Probe und Probengewicht, hinterlegt werden. Für die Erstellung eines Spektrums werden die Impulse der auf den Kristall treffenden γ -Quanten entsprechend ihrer spezifischen Energien in einem Messkanal des Vielkanalanalysators aufsummiert. Im Anschluss kann eine Analyse der entstandenen Peaks erfolgen. Dafür wird eine manuelle Analyse oder eine zuvor programmierte Analysesequenz durchgeführt. Über die Einstellungen innerhalb der Analysesequenz ist es möglich im Rahmen der Peak-Analyse nur nach bestimmten, zu erwartenden Nukliden wie ^{137}Cs und ^{40}K zu suchen. Des Weiteren ist in der Analysesequenz eine Effizienzkalibrierung hinterlegt, um neben dem Nuklid auch dessen Aktivität in der zu untersuchenden Probe bestimmen zu können. Diese wird über die Anzahl der registrierten Impulse bzw. die Fläche unter der Kurve ermittelt. Bei der Analyse wird zusätzlich die Nachweisgrenze bestimmt, ab welcher ein Messwert noch zuverlässig ermittelt werden kann. Deren Bestimmung erfolgt nach der Definition in der DIN ISO 11929. Für die beiden verwendeten Detektoren können für die Nachweisgrenze Werte von 1 bis 2 Bq/kg erreicht werden, in Abhängigkeit der Probengeometrie und der Messzeit.

3.4.3 Kalibrierung

Das Detektionssystem wird mit einem zertifizierten Referenzstrahler kalibriert, um die im Probenmaterial vorhandenen Nuklide anhand ihrer charakteristischen γ -Quanten zu identifizieren und ihre Aktivität basierend auf den detektierten Impulsraten richtig bestimmen zu können. Dafür wurden die Referenzstrahler der Firma Eckert & Ziegler Nuclitec GmbH mit der Strahler-Nummer TS 930 (s. Abb. 33) bzw. des Czech Metrology Institute mit der Seriennummer 220719-1767034 verwendet. Diese bestehen jeweils aus einem Radionuklidgemisch von zehn Nukliden mit zwölf (bzw. 14) Photonen-Energien von 60 keV (^{241}Am) bis 1,836 MeV (^{88}Y). Somit kann ein ausreichend großer Energiebereich für die in den zu untersuchenden Proben zu erwartenden Nuklide abgedeckt werden.

Die zehn Radionuklide sind homogen in einem Matrixmaterial verteilt. Die Referenzstrahler haben die Messgeometrie eines Marinellibeckers, ein Volumen von ca. 250 ml und eine Dichte von ca. 1,0 g/cm³. Die Kalibrierscheine sind auf das Referenzdatum 01.08.2011 bzw. 05.09.2019 ausgestellt und listen die Radionuklide mit den zugehörigen Aktivitäten auf (s. Anhang 4 und 5).



Abb. 33: Referenzstrahler
Referenzstrahler TS 930 der Firma Eckert & Ziegler Nuclitec GmbH

Energiekalibrierung

Die aufgenommenen Spektren enthalten zunächst nur die Informationen zur Kanallage des Peaks und der Impulsrate. Um zu jeder Kanallage die zugehörige Energie der γ -Strahlung zu erhalten, ist eine Energiekalibrierung notwendig. Diese wird mit dem aufgenommenen Spektrum des Referenzstrahlers (Messung über 20 Stunden) und den zu den Nukliden gehörenden Energien durchgeführt. Dafür werden die Informationen des Kalibrierscheins (z. B. Referenzdatum, enthaltene Nuklide und deren Aktivitäten zum Zeitpunkt des Referenzdatums) in einer Zertifikatsdatei, auf welche die Software zugreift, gespeichert. Anschließend errechnet die Analysesoftware anhand des Spektrums und der eingegebenen Informationen eine nahezu lineare Energiekalibriergerade, mit der die detektierten γ -Energien den entsprechenden Kanallagen zugeordnet werden. Abbildung 34 zeigt beispielhaft eine Energiekalibrierkurve. Für eine bessere Darstellung wurde die Grafik in der Analysesoftware Origin® erstellt, aber der Polynom zweiten Grades (s. Formel 22) für die Energiekalibrierkurve wurde mit Genie™ 2000 ermittelt. In Formel 22 steht E für die Energie und Ch für den Kanal. Der Koeffizient des quadratischen Terms von nahezu Null zeigt die minimale Abweichung von der Geraden.

$$E = -0,305 + 0,348 \cdot Ch + 2,159 \cdot 10^{-8} \cdot Ch^2 \quad (22)$$

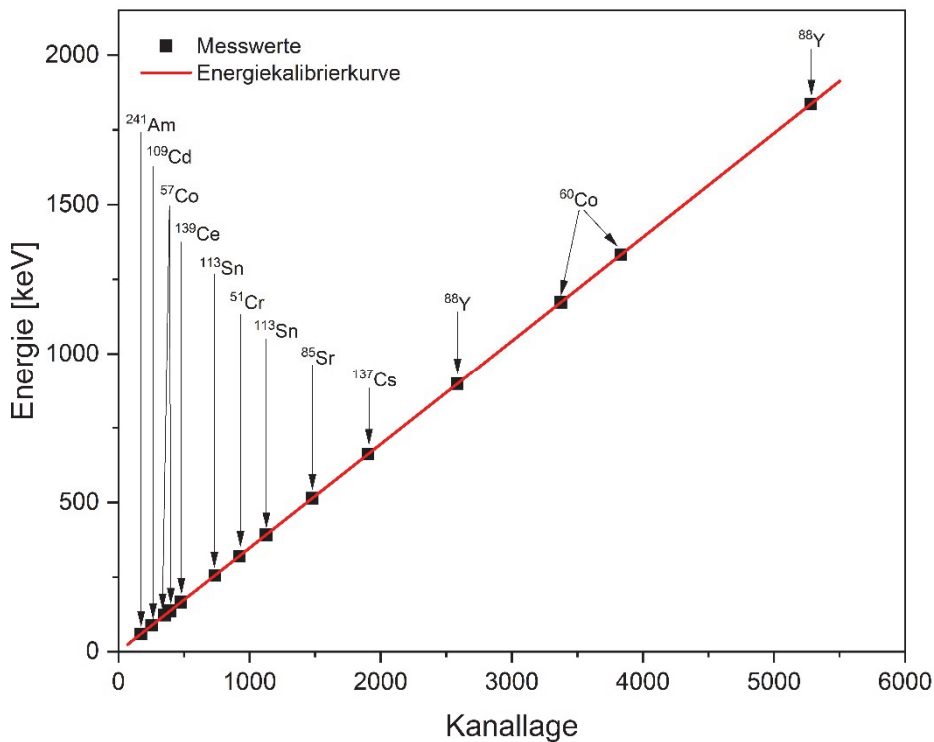


Abb. 34: Energiekalibrierkurve

Beispielhafte Darstellung einer Energiekalibrierkurve (Auftragung der Energie über die Kanallage, Kalibrierkurve entspricht einem Polynom zweiten Grades)

Effizienzkalibrierung

Neben der Energiekalibrierung ist eine Effizienzkalibrierung für die präzise Auswertung eines Spektrums erforderlich. Diese stellt eine Beziehung zwischen einer Peakfläche im Spektrum und der Aktivität eines Nuklids her. Wie bei der Energiekalibrierung wird die Zertifikatsdatei und das Spektrum des Referenzstrahlers verwendet, da bei diesem die Aktivitäten der enthaltenen Nuklide bekannt sind und als Referenzwerte dienen. Die Berechnung der Effizienz Eff erfolgt anhand der Nettopeakfläche der Linie S , sowie der Messzeit T , der Aktivität A des Nuklids zum Referenzzeitpunkt und der Übergangswahrscheinlichkeit des Zerfalls Y . In den Zerfallsfaktor K geht t , die Zeit zwischen der Zertifizierung des Referenzstrahlers und der Aufnahme des Spektrums für die Kalibrierung, sowie die physikalische Halbwertszeit $T_{1/2}$ des Nuklids ein.

$$Eff = \frac{S}{T \cdot A \cdot Y \cdot K} \quad \text{mit} \quad K = e^{-\frac{\ln(2) \cdot t}{T_{1/2}}} = 2^{-\frac{t}{T_{1/2}}} \quad (23)$$

Die Erstellung der Effizienzkalibrierfunktion erfolgt mit der Software Genie™ 2000, wobei es sich jeweils um einen Polynom 5. Grades handelt (s. Formel 24). Als Beispiel ist die Effizienzkalibrierfunktion für den Detektor GC3519 angegeben, wobei Eff für die Effizienz steht und E für die Energie.

$$\ln(Eff) = -3,348 \cdot 10^2 + 2,611 \cdot 10^2 \cdot \ln(E) - 8,163 \cdot 10^1 \cdot \ln(E)^2 + 1,273 \cdot 10^1 \cdot \ln(E)^3 - 9,924 \cdot 10^{-1} \cdot \ln(E)^4 + 3,095 \cdot 10^{-2} \cdot \ln(E)^5 \quad (24)$$

Abbildung 35 zeigt die Effizienzkurven für beide Detektoren. Die absolute Effizienz (Photopeak-Effizienz) gibt an, wie viele der von der Probe ausgesandten γ -Quanten vom Detektor mit der gesamten Energie registriert werden. Die dargestellten Kurven zeigen, dass die Effizienz nicht für alle Energien identisch ist. Der Wert steigt zunächst mit zunehmender Energie und nimmt dann wieder ab. Dies liegt an den Wechselwirkungen der γ -Strahlung mit Materie (im vorliegenden Fall dem Detektormaterial), wodurch bei niedrigen Energien wesentlich mehr Impulse registriert werden als bei hohen.

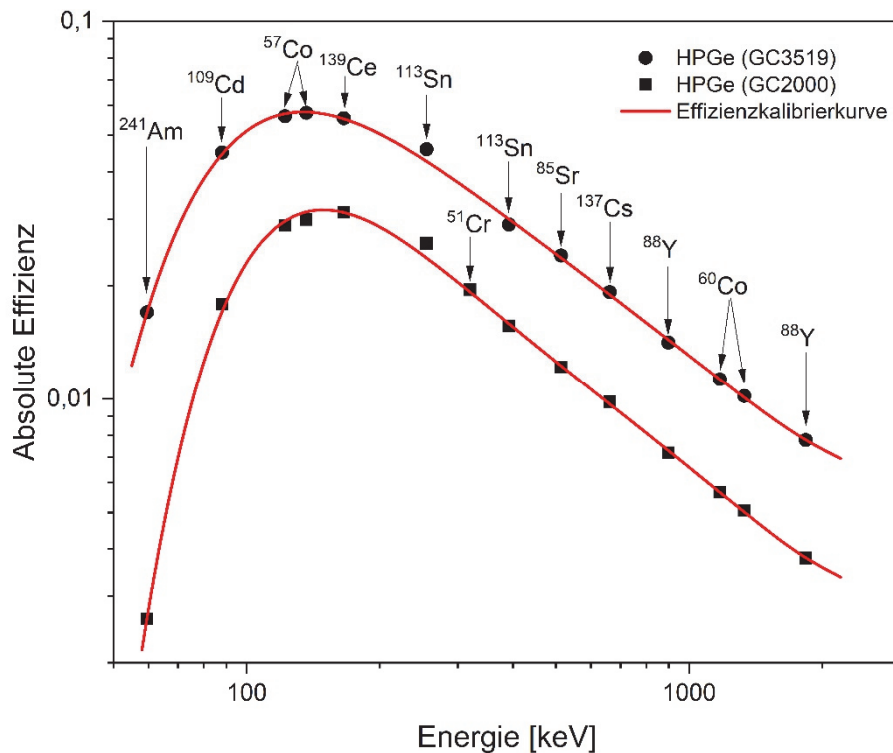


Abb. 35: Effizienzkalibrierung

Darstellung der Effizienzkalibrierkurven der zwei Detektoren (Auftragung der absoluten Effizienz über der Energie, Kalibrierkurven entsprechen einem Polynom fünften Grades)

Die von der Probe ausgesandten γ -Quanten werden nur zum Teil vom Detektor registriert, weswegen die absolute Effizienz bei realen Detektoren wesentlich kleiner als 1 ist. Im vorliegenden Fall liegt die Effizienz selbst im Maximum der Kurve unter 0,1. Für die interessierende ^{137}Cs -Energie liegt die Effizienz bei nur 0,01 und 0,02 für die beiden verwendeten Detektoren, d. h. nur 1 bis 2 % der auftretenden Gammas werden registriert. Dieser Umstand fließt über die Kalibrierung in die Bestimmung des Aktivitätswertes mit ein. Durch die Kalibrierung mit einem Referenzstrahler der gleichen Messgeometrie und Entfernung zwischen der radioaktiven Quelle und dem Detektor, wie bei der späteren Messung der Probe, ist eine optimale Vergleichbarkeit gewährleistet. Die Unsicherheiten der gemessenen Effizienzwerte betragen 3 % und 5 %.

Nulleffektmessung

Bei der gammaspektrometrischen Messung werden Ereignisse detektiert, die nicht durch die zu untersuchende Probe hervorgerufen werden. Diese werden als Untergrund bezeichnet. Ursächlich dafür sind hauptsächlich kosmische und terrestrische Strahlungen, welche nur teilweise durch die Bleiabschirmung abgeschirmt werden. Zusätzlich können Spuren von radioaktiven Stoffen in den Bauteilen des Detektors und der Bleiabschirmung vorhanden sein, welche zum Untergrund beitragen. Dies bedeutet, dass messbare Impulse erzeugt werden, obwohl sich keine Strahlungsquelle auf dem Detektor befindet.

Damit diese Störstrahlung das Messergebnis nicht verfälscht, wird eine Nulleffektmessung ohne Probenmaterial durchgeführt, die mindestens so lange andauert wie die spätere Probenmessung, im vorliegenden Fall 20 Stunden. Abbildung 36 zeigt beispielhaft ein Nulleffektspektrum.

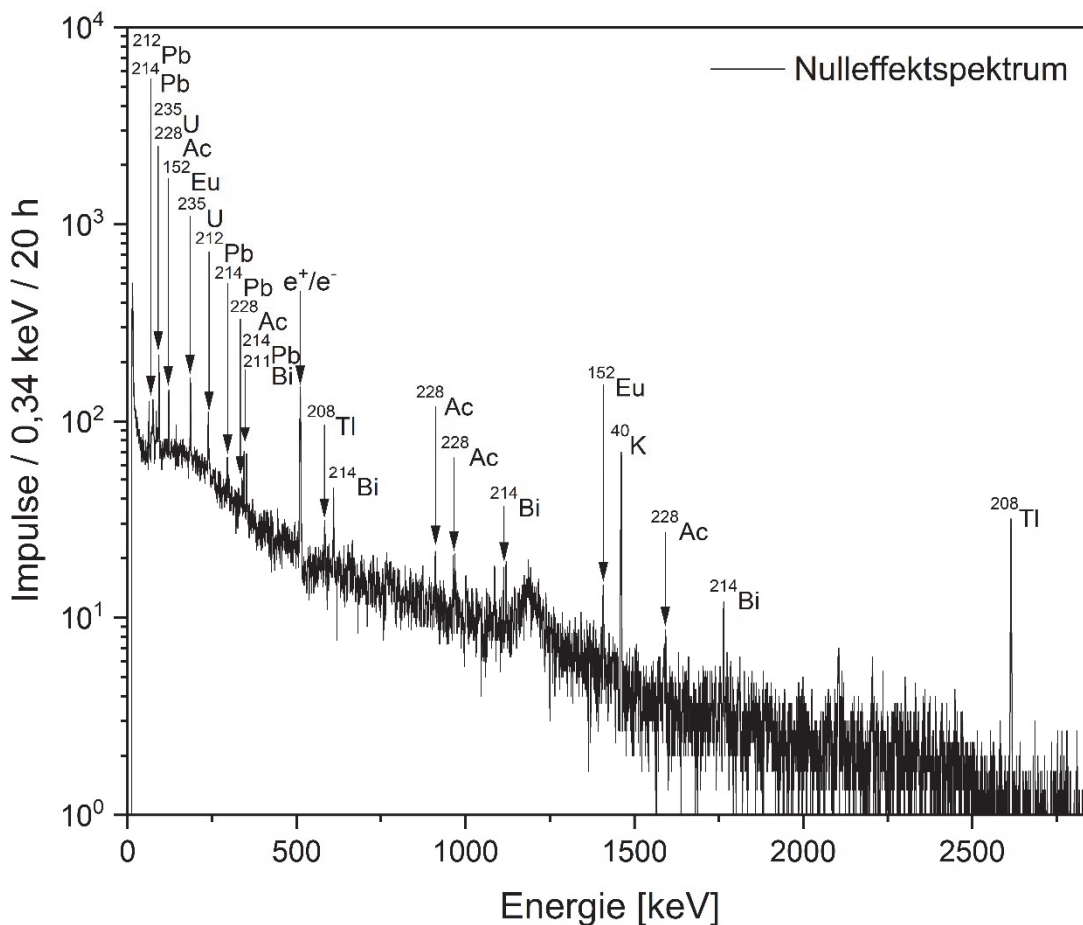


Abb. 36: Nulleffektspektrum

Beispielhafte Darstellung eines Nulleffektspektrums in [Impulse/0,34 keV/20 h]

Das aufgezeichnete Nulleffektspektrum wird in der Analyse von den eigentlichen Probenspektren zur Korrektur des Untergrunds bei der Berechnung der Nettopeakfläche berücksichtigt. Dafür werden die gemessenen Impulse der Nulleffektmessung auf die Messzeit der zu untersuchenden Probe normiert. Für jeden Peak werden die Ergebnisse des Nulleffektspektrums von der Peakfläche subtrahiert. Abbildung 37 zeigt beispielhaft an einer Steinpilzprobe das Originalspektrum (in schwarz) und das Differenzspektrum nach Abzug des Nulleffektspektrums (in rot). Das Spektrum (8k) besteht aus 8192 Messkanälen und deckt den Energiebereich bis 2850,2 keV ab. Im Originalspektrum sind die Photopeaks der Probe und des Untergrunds markiert. Im Differenzspektrum sind überaus deutlich die Peaks von ^{137}Cs und ^{40}K zu erkennen. Im interessierenden Energiebereich von 0,662 MeV und 1,461 MeV sind keine störenden Peaks vorhanden.

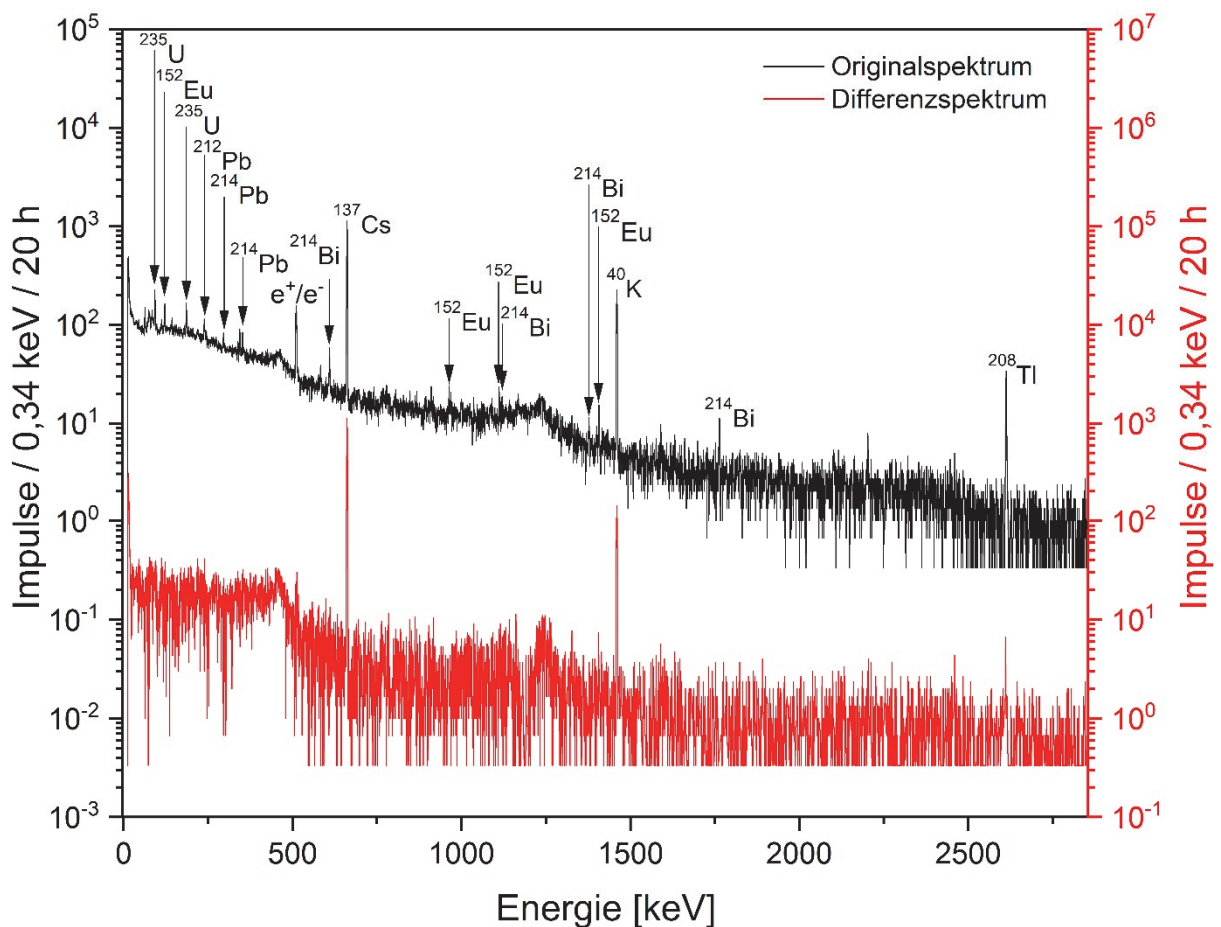


Abb. 37: Originalspektrum und Differenzspektrum einer Steinpilzprobe

Beispielhafte Darstellung eines Spektrums anhand einer Steinpilzprobe mit einer Aktivität von 350 ± 18 Bq/kg TG: in schwarz das Originalspektrum und in rot das Spektrum nach Abzug des Nulleffektspektrums, beide in [Impulse/0,34 keV/20 h].

Abbildung 38 zeigt beispielhaft das Original- und Differenzspektrum einer Bodenprobe. Analog zum Spektrum der Steinpilzprobe (s. Abb. 37) sind die Photopeaks der Probe und des Untergrunds markiert. Im Vergleich zur Steinpilzprobe zeigt das Differenzspektrum der Bodenprobe weitere Peaks als die von ^{137}Cs und ^{40}K . Bei den andern Isotopen handelt es sich um ^{212}Pb , ^{214}Bi , ^{208}Tl und ^{228}Ac , welche innerhalb der natürlichen Zerfallsreihen entstehen.

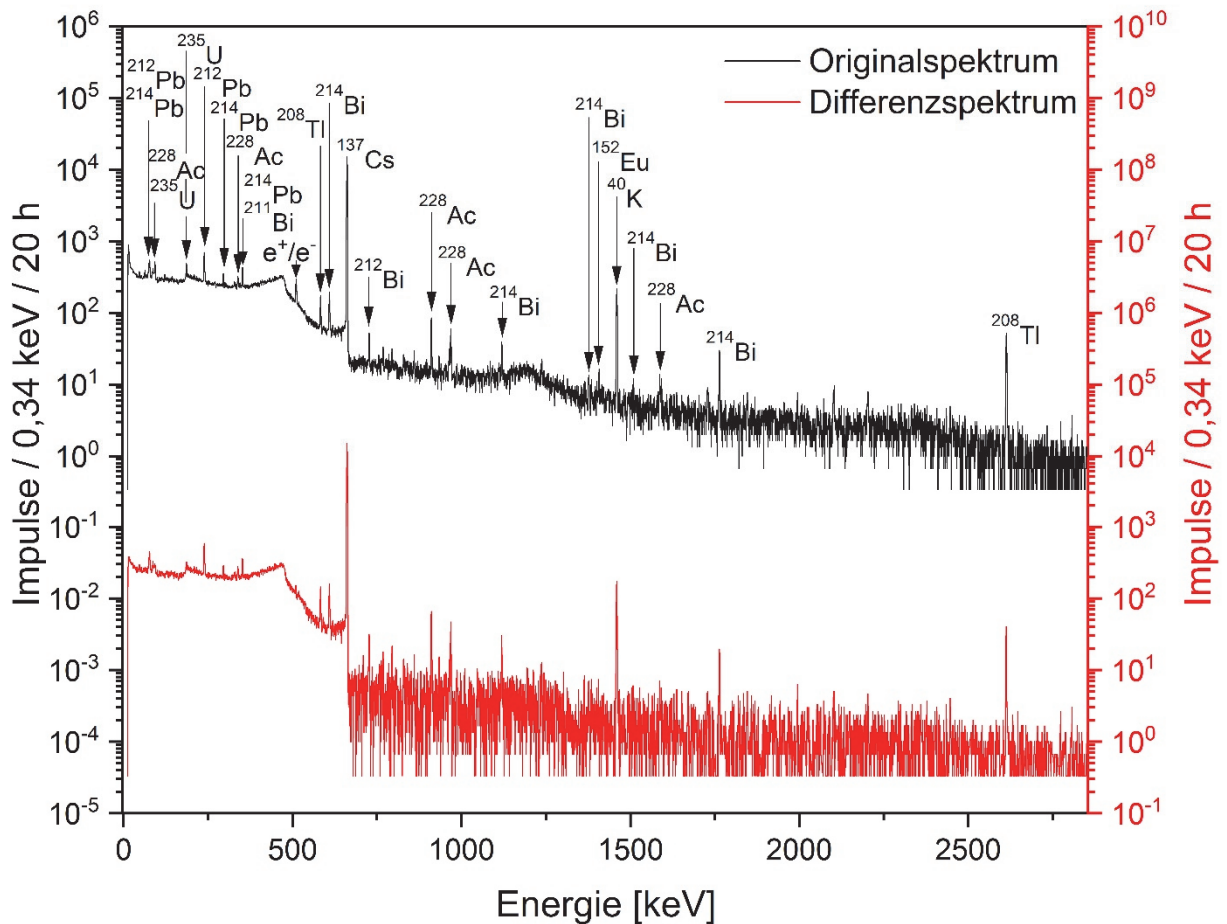


Abb. 38: Originalspektrum und Differenzspektrum einer Bodenprobe

Beispielhafte Darstellung eines Spektrums anhand einer Bodenprobe mit einer Aktivität von 2.500 ± 40 Bq/kg TG: in schwarz das Originalspektrum und in rot das Spektrum nach Abzug des Nulleffektspektrums, beide in [Impulse/0,34 keV/20 h].

4. Korrektur der Messergebnisse

Die Messergebnisse der Pilzproben werden bzgl. des jeweiligen Messdatums, der Restfeuchte und der Probengeometrie korrigiert. Da die Pilze zu unterschiedlichen Zeitpunkten gesammelt sowie gemessen werden, sind die Messvoraussetzungen nicht für alle Proben gleich. Anhand der Korrekturen wird eine bessere Vergleichbarkeit hergestellt.

4.1 Korrektur bezüglich des Messdatums

Korrektur auf das Sammeldatum

Die Proben werden hauptsächlich in der Pilzsaison im Herbst gesammelt, jedoch aufgrund der Messzeit von 20 Stunden das ganze Jahr über gemessen und analysiert. Deswegen werden die Ergebnisse der Radioaktivitätsmessung auf das Sammeldatum der Proben korrigiert, um die Veränderung der Belastung mit ^{137}Cs über die Zeit betrachten zu können. Für die Korrektur wird das Zerfallsgesetz (s. Kapitel 2.1.1.2) angewendet (KROHN 2016). In Formel 25 steht $A_{\text{Sammeldatum}}$ für die Aktivität am Sammeldatum in [Bq/kg TG] und $A_{\text{Messdatum}}$ für die Aktivität am Messdatum in [Bq/kg TG]. Die Differenz zwischen den beiden Zeitpunkten ist durch t_{Diff} in [d] angegeben. $T_{1/2}$ steht in diesem Fall für die physikalische Halbwertszeit von ^{137}Cs in [d] und beträgt 10.979 Tage (30,08 Jahre).

$$A_{\text{Sammeldatum}} = \frac{A_{\text{Messdatum}}}{e^{-\frac{\ln(2)}{T_{1/2}} \cdot t_{\text{Diff}}}} \quad (25)$$

Die Korrektur aufs Sammeldatum wird für die Pilzproben aus den vier genannten Waldgebieten angewendet, um die Variabilität innerhalb eines Gebietes und Jahres sowie die zeitliche Entwicklung in einem Gebiet zu untersuchen.

Korrektur auf den 01.10.2012

Um die Korrelation zwischen der Kontamination der Pilzfruchtkörper und der Bodenkontamination Deutschlands im Jahr 1986 zu untersuchen, werden Pilzproben aus verschiedenen Gebieten und Jahren analysiert. Damit diese Proben miteinander verglichen werden können, werden die Messwerte mit Hilfe der physikalischen Halbwertszeit auf ein fixes (beliebiges) Datum hin korrigiert. Hierzu wurde der 01.10.2012, der Aufzeichnungsbeginn der Radioaktivitätsmessungen von Pilzfruchtkörpern an der Hochschule Fulda, festgelegt. In Formel 26 steht A_{Okt2012} für die Aktivität an diesem willkürlich gewähltem Datum in [Bq/kg TG]. Die Differenz zwischen diesem Datum und dem Sammeldatum ist durch t_{Diff} in [d] gegeben.

$$A_{\text{Okt 2012}} = \frac{A_{\text{Sammeldatum}}}{e^{-\frac{\ln(2)}{T_{1/2}} \cdot t_{\text{Diff}}}} \quad (26)$$

4.2 Korrektur auf 10 % Restfeuchte

Die Pilzproben werden vor der Messung auf unter 10 % Restfeuchte getrocknet. In Abbildung 39 ist die Häufigkeitsverteilung der Restfeuchte der Pilzproben dargestellt. Es handelt sich um eine annähernde Gauß-Verteilung mit einem Maximum bei 5,4 % Restfeuchte. Die Verteilung wurde mit der Flächenversion der Gaussfunktion (s. Formel 27, wie sie bei der verwendeten Analysesoftware Origin® angegeben wird) angepasst:

$$y = y_0 + \frac{A}{w \cdot \sqrt{\frac{\pi}{2}}} \cdot e^{-2 \cdot \frac{(x-x_c)^2}{w^2}} \quad (27)$$

Der Wert der y-Achse (y) steht in diesem Fall für die Anzahl der Werte in der jeweiligen Häufigkeitsklasse. Der Offset der y-Achse (y_0) wurde bei diesem Fit Null gesetzt und nicht gefittet. A gibt die Fläche unter der Kurve an und w die Breite des ± 1 sigma Bereiches. In diesem Fall beträgt w 2,9 und $\frac{2}{3}$ der Restfeuchtwerte liegen zwischen 4 und 7 %. Die Restfeuchte wird durch den x-Wert angegeben und x_c entspricht dem Zentrum des Gauss-Fits.

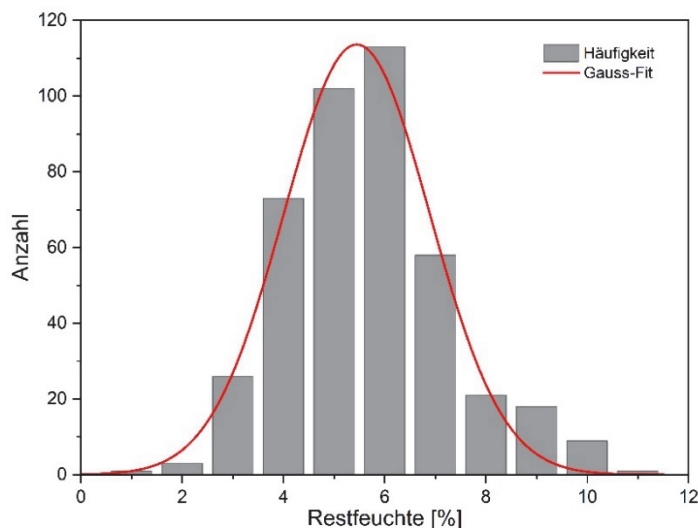


Abb. 39: Häufigkeitsverteilung der Restfeuchte

Häufigkeitsverteilung der Restfeuchte der untersuchten Pilzproben von 2016 bis 2019 mit einer Gauß-Kurve

Da das enthaltene Wasser zwar keinen Einfluss auf den Aktivitätswert, sehr wohl aber auf die Masse der jeweiligen Probe hat, muss es in Hinblick auf die Vergleichbarkeit herausgerechnet werden. Hierzu werden die Werte auf eine Restfeuchte von 10 % normiert, wodurch zusätzlich eine einfache Umrechnung der gemessenen Aktivität auf die Frischmasse möglich ist. Dafür muss der Messwert lediglich durch den Faktor 10 geteilt werden (KROHN 2016). In Formel 28 steht $A_{10\% \text{ Rf}}$ für die Aktivität bei 10 % Restfeuchte in [Bq/kg TG]. Die tatsächliche Restfeuchte ist durch Rf in [%] angegeben und die gemessene Aktivität durch $A_{\text{Messdatum}}$ in [Bq/kg TG].

$$A_{10\% \text{ Rf}} = \frac{0,9}{1 - \frac{\text{Rf}}{100}} \cdot A_{\text{Messdatum}} \quad (28)$$

4.3 Korrektur der Probengeometrie

Die Probengeometrie ist ein bedeutender Faktor für die Analyse der aufgenommenen Spektren. Beim radioaktiven Zerfall handelt es sich um ein statistisches Ereignis, weshalb nicht vorhergesagt werden kann, wann und in welche Richtung ein instabiler Atomkern Strahlung abgibt. Je näher sich ein radioaktives Teilchen am Detektor befindet, desto wahrscheinlicher ist dessen Detektion. Dies ist darin begründet, dass die Raumwinkelabdeckung durch den Detektor zunimmt, je näher sich die Probe am Detektor befindet.

Aufgrund dieses Umstands wird die Kalibrierung des Systems idealerweise mit einem Referenzstrahler durchgeführt, welcher in Form und Dichte dem zu untersuchenden Probenmaterial und dem dazugehörigen Behälter entspricht. Die für die Kalibrierung verwendeten Referenzstrahler haben die Geometrie eines Marinellibechers (gängige Probengeometrie) mit einem Volumen von 250 ml. Dieser hat den Vorteil, dass das zu untersuchende Material gleichmäßig um die Detektorkapsel verteilt wird und somit die Wahrscheinlichkeit größer ist, dass ein γ -Quant, welches in Richtung des Detektors abgegeben wird, detektiert wird. Bei der Verwendung eines Marinellibechers ist es erforderlich, dass dieser vollständig gefüllt ist, wie der zur Effizienzkalibrierung verwendete Referenzstrahler.

Bei vielen der Pilzproben ist jedoch nicht ausreichend Material vorhanden, um ein Gefäß mit einem 250 ml Volumen zu füllen. Daher werden hauptsächlich Stülpdeckeldosen mit einem Volumen von 115 ml verwendet (s. Abb. 40), wobei diese ebenfalls aufgrund der geringen und variierenden Probenmenge in den meisten Fällen nicht vollständig gefüllt sind.



Abb. 40: Probengefäße
Seitenansicht von gefüllten Probengefäßen.
Links: Marinellibecher, rechts: Stülpdeckeldose

Idealerweise müsste für jede Variante ein Referenzstrahler vorhanden sein. Im Gegensatz zum Marinellibecher befindet sich die Probe bei Verwendung einer Stülpdeckeldose ausschließlich oberhalb des Detektors, wodurch sich eine geringere Probenmenge nur in der Schichtdicke des Probenmaterials über dem Detektor auswirkt und nicht seitlich davon. Je niedriger die Füllhöhe in der Stülpdeckeldose ist, desto größer ist der Raumwinkel und somit auch die auf das Gewicht bezogene, gemessene Aktivität. Andersherum kann ein hoher Füllstand zu einem niedrigeren als dem tatsächlichen Aktivitätswert führen. Dies ist mathematisch mit dem Raumwinkel zu erklären, welcher einem Oberflächenstück der Einheitskugel entspricht. In Abbildung 41 ist in vereinfachter,

zweidimensionaler Ansicht die Veränderung des Raumwinkels bei zunehmender Entfernung der γ -Quanten vom Detektor dargestellt. Je weiter die γ -Quanten von dem Kristall entfernt sind, desto kleiner wird der Raumwinkel und ebenso die Wahrscheinlichkeit, dass die γ -Quanten detektiert werden. Bezogen auf die Gesamtmasse hat somit bei steigender Füllhöhe ein größer werdender Anteil der enthaltenen γ -Quanten eine geringere Wahrscheinlichkeit detektiert zu werden. Dadurch kann es bei geringen Probenmengen zu einer zu hoch bestimmten Aktivität kommen und im Vergleich bei großen Probenmengen zu einer zu gering bestimmten Aktivität.

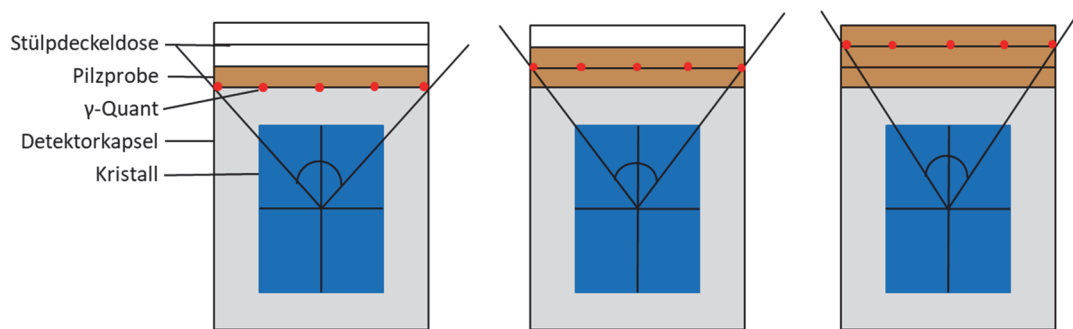


Abb. 41: Vereinfachte Darstellung des Einflusses der Füllhöhe auf den Raumwinkel
Der Raumwinkel, den die γ -Quanten (rote Markierungspunkte) in einer Ebene einnehmen, wird mit zunehmender Höhe kleiner (vereinfachte, zweidimensionale Darstellung).

Um diesen Sachverhalt quantitativ zu berücksichtigen, wurden Messungen einer einzigen größeren Pilzprobe mit verschiedenen Füllhöhen in Stülpedeckdosen durchgeführt. Zum Vergleich wurde dieselbe Probe zusätzlich in einem vollgefüllten Marinellibecher (250 ml) gemessen, welcher der Geometrie des für die Kalibrierung verwendeten Referenzstrahlers entspricht.

4.3.1 Versuchsablauf „Korrektur der Probengeometrie“

Für die Ermittlung des Korrekturfaktors wurde eine große Probe benötigt. Daher wurden drei Pilzproben, welche zum gleichen Zeitpunkt in demselben Waldgebiet gesammelt wurden, zu einer Probe zusammengeführt. Es handelte sich dabei um Maronenröhrlinge (*Imleria badia*), die im Waldgebiet bei der Zisterzienserinnenabtei Oberschönfeld südwestlich von Augsburg im Rahmen des Projekts „Radioaktivität in Lebensmittel“ bereits am 18.09.2013 gesammelt wurden (ERNST et al. 2014). Die drei Proben waren bereits getrocknet und zerkleinert und konnten direkt in einem Rundkolben gemischt werden. Von diesem Gemisch wurden anschließend mehrere Teilproben genommen und mit dem HPGe-Detektor gemessen.

Für die Erstellung einer Kalibriergeraden wurden insgesamt 13 Stülpedeckeldosen mit unterschiedlichen Gewichten und Füllhöhen über jeweils 20 h gemessen. Diese Messdauer entspricht der in dieser Arbeit für die Pilzproben angewandten Zeit. Zur besseren Standardisierung wurde das Probenmaterial mit Hilfe eines Becherglases und eines 1 kg Gewichts gleichmäßig verdichtet (s. Kap. 3.2.2).

Zur Vergleichsmessung wurde ein Marinellibecher mit einem Volumen von 250 ml komplett gefüllt, da dieser der Geometrie des Referenzstrahlers entspricht. Der Messwert diente anschließend als Kalibriergrundlage. Anhand dieses Wertes wurde mit Hilfe der Kalibriergerade ein Korrekturfaktor erstellt.

4.3.2 Analyse der ^{137}Cs -Aktivitätswerte „Korrektur der Probengeometrie“ und Ermittlung der Korrekturkurve

Die Ergebnisse der gammaspektroskopischen Messungen der dreizehn abgefüllten Stülpedeckeldosen unterschiedlicher Füllhöhe sind in Abbildung 42 dargestellt. Die ^{137}Cs -Aktivitätswerte sind in Abhängigkeit der Füllhöhe aufgetragen, zusätzlich ist eine Ausgleichsgerade sowie das dazugehörige 95 % Konfidenzband eingezeichnet. Mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,98 ist eine weitestgehende Übereinstimmung der Messwerte mit der Ausgleichsgeraden gegeben. Die Ermittlung des Korrekturfaktors kann folglich mit hoher Sicherheit anhand der Ausgleichsgeraden erfolgen. Die detaillierten Messdaten sind in Anhang 6a dargestellt.

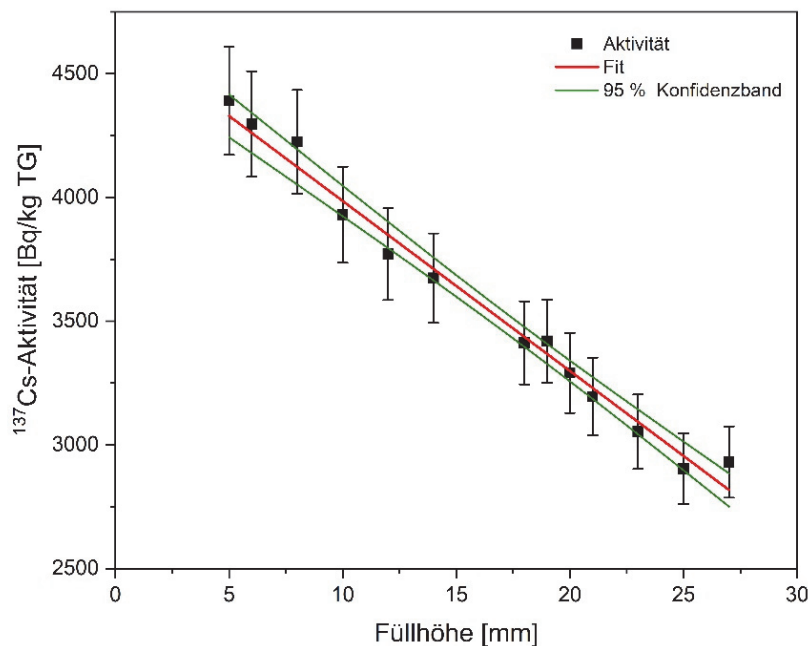


Abb. 42: Füllhöhenabhängigkeit des ^{137}Cs -Aktivitätswerts

Auftragung der ^{137}Cs -Messwerte einer Probe von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) über die Füllhöhe. Dieselbe Probe wurde mehrmals mit verschiedenen Füllhöhen in Stülpedeckeldosen gefüllt und hinsichtlich ihrer ^{137}Cs -Aktivität gemessen.

In Abbildung 43 ist noch einmal die zuvor erstellte Ausgleichsgerade dargestellt. Mit dieser wurden die ^{137}Cs -Aktivitätswerte in Abhängigkeit der Füllhöhe berechnet. Anschließend konnte über das Verhältnis von der Ausgleichsgeraden zum Messergebnis der Probe, gemessen im Marinellibecher, der jeweilige Korrekturfaktor bestimmt werden. Anhand dieses Faktors kann mit Hilfe eines polynomiellen Fits zweiten Grades die entsprechende Korrekturkurve erstellt werden. Dabei steht y für den Korrekturfaktor (dimensionslos) und x für die Füllhöhe in [mm].

$$y = 0,7239 + 0,0069 \cdot x + 0,0004 \cdot x^2 \quad (29)$$

Diese hat einen Korrelationskoeffizienten von 0,9998. Die Korrekturkurve ist nicht nur nuklidabhängig, sondern auch detektorspezifisch. In Abbildung 43 und Formel 29 sind exemplarisch die Daten für den Detektor GC3519 dargestellt. Die numerischen Daten sind in Anhang 6b dargestellt und die Daten des zweiten Detektors in Anhang 7a und 7b.

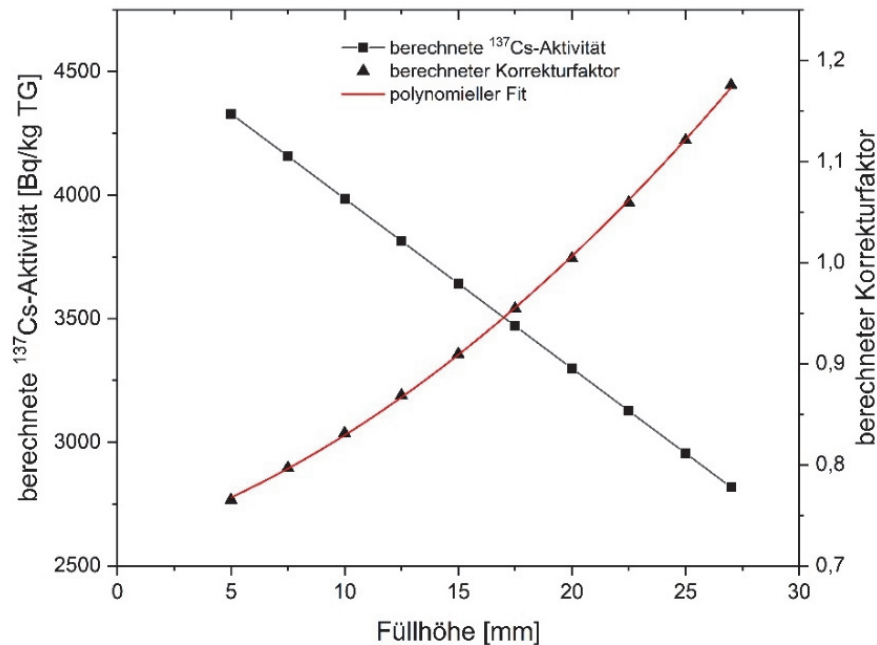


Abb. 43: Korrekturkurve in Abhängigkeit der Füllhöhe

Die Grafik zeigt die ermittelte Ausgleichsgerade mit den dazugehörigen berechneten ^{137}Cs -Aktivitätswerten in Abhängigkeit der Füllhöhe. Ebenfalls über die Füllhöhe aufgetragen sind die berechneten Korrekturfaktoren und die darüber erstellte Korrekturkurve (Polynom-Fit).

4.4 Validierung der Messmethode

Um die Messmethode bzw. die Messergebnisse zu überprüfen, wurden mehrere, voneinander unabhängige Vergleichsmessungen durchgeführt. Nach der Entwicklung des Korrekturfaktors bezüglich der Füllhöhe erfolgte eine Überprüfung desselben, indem unterschiedlich gefüllte Stülpedeckeldosen mit demselben Probenmaterial vom Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) gemessen wurden. Zur weiteren Absicherung der Messmethode dienten vier Ringversuche mit standardisierten Proben von der Universität Regensburg und dem Max Rubner-Institut Kiel.

4.4.1 Validierungsmessungen beim Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie

Zur Überprüfung des ermittelten Korrekturfaktors bezüglich der Füllhöhe in den Stülpedeckeldosen wurden Vergleichsmessungen am Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie in Kassel durchgeführt. Dazu wurde das gleiche Probenmaterial, wie für die Messungen zur Erstellung des Korrekturfaktors, verwendet und in fünf Stülpedeckeldosen mit unterschiedlichen Füllhöhen (5, 10, 15, 20 und 27 mm) sowie in einen 250 ml Marinellibecher gefüllt. Eine Füllhöhe von 27 mm entspricht einer vollständig gefüllten Stülpedeckeldose.

Der im HLNUG verwendete Detektor Typ GX5019 (s. Anhang 3) hat mit 50 % eine höhere relative Effizienz als der Detektor, der an der Hochschule in Fulda verwendet wird. Eine direkte Vergleichbarkeit der Zählraten ist daher nicht gegeben. Dennoch ist eine Überprüfung der Aktivitätswerte unter Einbeziehung der jeweiligen statistischen Fehler möglich.

Im Gegensatz zur klassischen Effizienzkalibrierung in Genie™ 2000 erfolgt diese im HLNUG mit ergänzenden Softwares von CANBERRA (Mirion Technologies GmbH), dem Geometrie-Editor und LabSOCS™. Durch diese ist es möglich mit Hilfe mathematischer Berechnungen individuelle Effizienzkalibrierungen für verschiedene Probengeometrien zu erstellen. Eine Voraussetzung für die Verwendung von LabSOCS™ ist die Charakterisierung des Detektors, wodurch die genaue Positionierung des Kristalls bestimmt wird. Mit dem Geometrie-Editor können zunächst für jede Probe die genauen Maße und Dichten vom Probengefäß und dem zu untersuchenden Material angegeben werden. Anschließend wird mit LabSOCS™ die Gesamt-Effizienz über eine Summation der Effizienzen einzelner Raumpunkte berechnet. Dadurch können für unterschiedliche Füllhöhen Effizienzen ermittelt werden, ohne dass Messungen eines Referenzstrahlers für jede Variante notwendig sind.

Bei Betrachtung der Ergebnisse der Messungen im HLNUG in Kassel (s. Abb. 44) ist zu erkennen, dass die Werte der separaten Messungen untereinander innerhalb der statistischen Fehler sehr gut übereinstimmen. Ebenso verhält es sich bei dem Vergleich der in Fulda gemessenen Werte, unter Einbeziehung des Korrekturfaktors bezüglich der Füllhöhe, mit den in Kassel ermittelten ^{137}Cs -Aktivitätswerten (detaillierte Messdaten s. Anhang 8). In beiden Fällen können die Varianzen auf die statistische Natur des radioaktiven Zerfalls zurückgeführt werden. Somit kann davon ausgegangen werden, dass es sich bei dem Gemisch aus den ursprünglichen drei Pilzproben um eine homogene Mischung handelt. Die minimalen Abweichungen zwischen den in Kassel und den in Fulda gemessenen Werten sind zudem auf die unterschiedlichen Detektorsysteme zurückzuführen. Zusammenfassend konnte der entwickelte Korrekturfaktor bezüglich der Füllhöhe in Stülpdeckeldosen verifiziert werden.

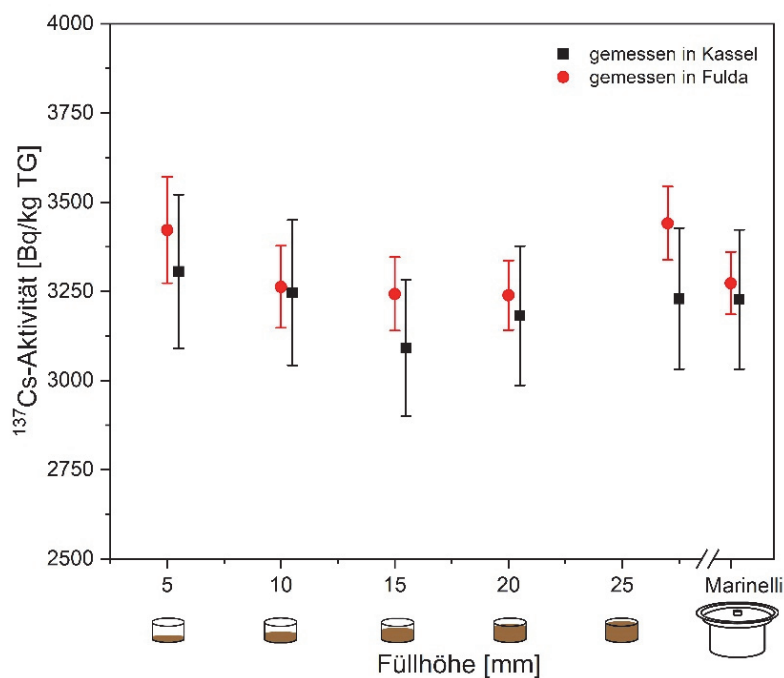


Abb. 44: Validierung des Korrekturfaktors

Vergleich der ^{137}Cs -Aktivitätswerte einer Probe von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) bei unterschiedlichen Füllhöhen in Stülpdeckeldosen sowie in einem komplett gefüllten Marinellibecker nach Messung im HLNUG (Kassel) und in Fulda. Zur besseren Darstellung sind die in Kassel gemessenen Werte um 0,5 mm versetzt dargestellt. In Wirklichkeit hatten die Proben in Fulda und Kassel jeweils dieselbe Füllhöhe.

4.4.2 Ringversuch Universität Regensburg

Die Universität Regensburg bot 2011 und 2012 über das Radiometrische Seminar in Theuern zwei Ringvergleichsmessungen an. 35 Labore aus Deutschland, Österreich, Luxemburg und der Schweiz nahmen an den Ringvergleichsmessungen teil. Für die beiden Serien wurden Pellets aus ^{137}Cs belastetem, getrocknetem Gras aus Südbayern aus dem Jahr 1986 sowie aktivitätsfreie Graspellets aus den Jahren 1994 und 2011 verwendet, um unterschiedliche Aktivitäten herzustellen. Die Pellets wurden zerkleinert, mit Epoxid-Gießharz vermischt und in Stülpdeckeldosen abgefüllt. Für die Proben der ersten Serie soll die Aktivität 124 Bq betragen und für die Proben der zweiten Serie 42 Bq. Für die Bestimmung der Aktivität erfolgte an der Hochschule eine Dreifachmessung bzw. Vierfachmessung der zugesendeten Stülpdeckeldosen. In der ersten Serie lag die Hälfte der eingereichten Ergebnisse aller Teilnehmer außerhalb des 5 %-Bereiches, wobei die meisten Institute niedrigere Werte gemessen haben. Die Hochschule Fulda erzielte ein sehr gutes Ergebnis und lag innerhalb der 5 %-Unsicherheit. Bei der ersten Serie betrug die Abweichung von der angegebenen Aktivität von 124 Bq lediglich 2,5 %, bei der zweiten Serie (42 Bq) 7 %.

4.4.3 Ringversuch Max Rubner-Institut

Im Jahr 2019 erfolgte die Teilnahme an zwei weiteren Ringversuchen. Diese bot das Max Rubner-Institut in Kiel für Milch- und Bodenproben an. Insbesondere letzteres war interessant, da Bodenproben in den eigenen Untersuchungen gemessen werden. Bei beiden Ringversuchen erfolgte die Bestimmung der Aktivität in einer Dreifachmessung. Die erhaltene Bodenmenge reichte für die Befüllung von drei Marinellibechern à 250 ml. An den Ringversuchen haben bis zu 81 nationale und internationale Labore teilgenommen. Unter diesen Teilnehmern waren auch die Universität Regensburg und das HLNUG, welches Vergleichsmessungen zur Verifizierung des ermittelten Korrekturfaktors durchgeführt hat (s. Kapitel 4.4.1). Bei dem Ringversuch Milch empfahl das Max Rubner-Institut die Milch nach jeder Messung in die Flasche zurückzuschütten, zu schütteln und für die neue Messung abzufüllen, um ein Absetzen der Radionuklide zu vermeiden. In beiden Ringversuchen lagen die Ergebnisse der Hochschule Fulda im 2σ -Bereich. Im Vergleich mit dem robusten Mittelwert aller teilnehmenden Labore wiesen die Werte der Hochschule Fulda eine Abweichung von nur 3,9 % (Boden) bzw. 0,9 % (Milch) auf. Diese resultierten in sehr guten z-Scores von -0,6 und -0,3. Bei Ringvergleichsmessungen ist die Anwendung des z-Scores weit verbreitet und anerkannt, da mit diesem stets die Qualität einer Messung abgebildet wird, unabhängig von der Art des Tests oder dem untersuchten Material (THOMPSON et al. 2006). Ein z-Score kleiner als 2 wird als ein zufriedenstellendes Ergebnis angesehen (HAASE et al. 2020).

5. Ergebnisse

5.1 Örtliche Variabilität Eichenzell

Ziel dieser Untersuchung ist es festzustellen, in wie weit die Vermischung mehrerer, unterschiedlich stark durch ^{137}Cs radioaktiv belasteter Fruchtkörper von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) zur Sicherstellung eines ausreichenden Probenmaterials aus einem örtlich begrenzten Waldgebiet die Messergebnisse verzerrt. Darüber hinaus soll die Ermittlung dieser natürlichen Schwankungen eine Aussage bezüglich der Abweichungen der Aktivitätswerte mehrerer Proben aus demselben Gebiet ermöglichen.

Für die Untersuchung wurden zwei Waldgebiete bei Eichenzell in der Nähe von Fulda in ein Raster mit Feldern von 50 m x 50 m unterteilt. Die beiden Gebiete „Eichenzell Türmchenwald“ (ca. 1,7 km²) und „Eichenzell hinter der Autobahn“ (ca. 0,04 km²) sind durch eine Autobahn voneinander getrennt und ca. einen Kilometer Luftlinie voneinander entfernt. Über zehn Wochen verteilt erfolgten im Jahr 2017 sieben Aufsammlungen von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*). Im Jahr 2019 kamen acht weitere Sammlungen über vier Wochen hinzu. Das Jahr 2018 wird in dieser Untersuchung nicht näher betrachtet, da es witterungsbedingt kaum Fruchtkörper gab und nur zwei Proben am gleichen Tag in dem Waldgebiet gefunden werden konnten. Jeder gefundene Fruchtkörper wurde für die spätere Auswertung mit GPS-Koordinaten versehen. Diejenigen, die am selben Tag und innerhalb eines Rasterfelds gefunden wurden, wurden anschließend in einer Probe zusammengefasst. Für die Analyse müssen die Proben eine Trockenmasse von mindestens 5 g aufweisen. Zusätzlich zu den Pilzproben wurden im Jahr 2018 vier Bodenproben für Tiefenprofile entnommen. Die Fundorte der Pilzfruchtkörper (Kreise, Dreiecke und Rauten) und die Entnahmeorte der Bodenproben (Sterne) sind in Abbildung 45 dargestellt. Die Orte der Bodenproben wurden so ausgewählt, dass sie die Regionen mit den meisten Pilzfunden abbilden. Die dunkelgrünen Bereiche in der Karte stehen für Waldflächen. Die hellgrünen Bereiche bilden Grasflächen ab und die grauen Bereiche landwirtschaftliche Flächen.



Abb. 45: Örtliche Variabilität Eichenzell

Karte der Sammelgebiete „Eichenzell Türmchenwald“ und „Eichenzell hinter der Autobahn“ mit den Fundorten von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und den Probenentnahmestellen des Bodens. Die farbliche Einteilung der Pilzproben bezieht sich auf die ^{137}Cs -Aktivität in [Bq/kg TG].

In „Eichenzell Türmchenwald“ waren die gefundenen Proben weiträumiger verteilt, obgleich sich über die Jahre Cluster bzw. Bereiche zeigten, in denen wiederholt Fruchtkörper gefunden wurden. Im Gegensatz dazu befanden sich die Fundorte in „Eichenzell hinter der Autobahn“ in aneinandergrenzenden Rasterfeldern. Es ist anzumerken, dass insbesondere im Gebiet „Eichenzell Türmchenwald“ weitere Fruchtkörper gefunden wurden, die jedoch keine ausreichende Probenmenge (> 5 g Trockenmasse) aufwiesen. Diese ist insbesondere bei dem Fund eines einzelnen Fruchtkörpers meist nicht gegeben, weswegen diese Fruchtkörper nicht gemessen wurden. Des Weiteren ist anzumerken, dass Bereiche zwischen den vermerkten Fundorten ebenfalls durchsucht wurden, jedoch keine Fruchtkörper gefunden wurden.

In Abbildung 45 ist zudem zu sehen, dass die ^{137}Cs -Aktivität bei allen Proben aus „Eichenzell hinter der Autobahn“ sowie bei den meisten aus „Eichenzell Türmchenwald“ im Bereich von 0-500 Bq/kg TG lagen. Die stärker belasteten Proben stammten alle aus dem größeren Gebiet „Eichenzell Türmchenwald“, lagen jedoch innerhalb des Gebietes voneinander entfernt. Nur bei zwei höheren Messwerten, die bei Proben aus unterschiedlichen Jahren gemessen wurden, lagen die Fundorte etwas näher beieinander. Allerdings lagen die Messwerte mit 704 ± 35 Bq/kg TG und 1.660 ± 83 Bq/kg TG weit auseinander. Die andere im obersten Aktivitätsbereich liegende Probe mit 1.250 ± 62 Bq/kg TG wurde ca. 570 m entfernt gefunden. In der Karte (Abb. 45) sind die einzelnen Messwerte schwer zu erkennen, daher werden sie detailliert in den Abbildungen 46 und 47 dargestellt. Die numerischen Messdaten aller Proben sind in Anhang 9 zusammengestellt.

Die Abbildungen 46 und 47 zeigen die Verteilung der ^{137}Cs -Aktivitätswerte in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) aus den Waldgebieten bei Eichenzell in den Jahren 2017 und 2019. Die Messwerte aus „Eichenzell Türmchenwald“ haben schwarze und die Messwerte aus „Eichenzell hinter der Autobahn“ rote Markierungspunkte. In beiden Grafiken ist der unterbrochene Maßstab der y-Achse zu beachten.

In Abbildung 46 ist die Verteilung der ^{137}Cs -Aktivitätswerte in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) aus den Waldgebieten bei Eichenzell über die Zeit vom 31.08.2017 bis zum 10.11.2017 dargestellt. Bei den zwei letzten Sammlungen stammen alle Funde außer einem aus dem Gebiet „Eichenzell hinter der Autobahn“. In dem Zeitraum wurden außer der einen Probe keine weiteren Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) in dem Gebiet „Eichenzell Türmchenwald“ gefunden. Die Messwerte wurden jeweils auf das Sammeldatum korrigiert. Eine weitere Korrektur bzgl. der unterschiedlichen Probenahmezeiten ist aufgrund des sehr kleinen Zeitraums von gut zwei Monaten im Verhältnis zu 30,08 Jahren (physikalische Halbwertszeit) nicht erforderlich.

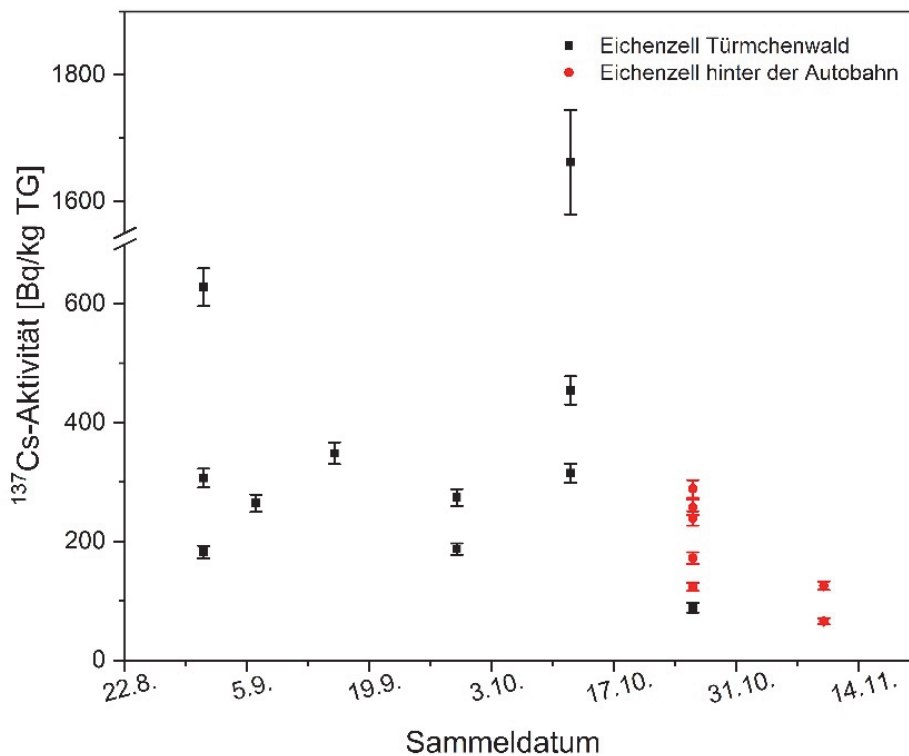


Abb. 46: ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) im Sammelgebiet Eichenzell 2017
 ^{137}Cs -Aktivitätswerte in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) in den Sammelgebieten „Eichenzell Türmchenwald“ (schwarze Markierungspunkte) und „Eichenzell hinter der Autobahn“ (rote Markierungspunkte) aus dem Jahr 2017

Die Messwerte aus „Eichenzell Türmchenwald“ streuten stärker als die Messwerte aus „Eichenzell hinter der Autobahn“. Allerdings lagen in ersterem die Fundorte auch weiter auseinander, während die Fruchtkörper aus dem kleineren Gebiet „Eichenzell hinter der Autobahn“ verhältnismäßig nah beieinander gefunden wurden. Von allen Messwerten der beiden Waldstücke lagen 72,2 % im Bereich von 100 bis 350 Bq/kg TG. Zwei Werte lagen unter 100 Bq/kg TG und 3 Werte über 350 Bq/kg TG. Der Maximalwert betrug 1.660 ± 83 Bq/kg TG.

In Abbildung 47 ist die Verteilung der ^{137}Cs -Aktivitätswerte in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) aus den Waldgebieten bei Eichenzell über einen Sammelzeitraum vom 15.10.2019 bis zum 14.11.2019 dargestellt. Wie im Jahr 2017 streuten die Messwerte aus „Eichenzell Türmchenwald“ stärker als die Messwerte aus „Eichenzell hinter der Autobahn“, wobei wieder anzumerken ist, dass die Fundorte im ersten Gebiet weiter auseinanderlagen. Von allen Messwerten der beiden Waldstücke lagen 84,8 % im Bereich von 100 bis 350 Bq/kg TG. Ein Wert lag unter 100 Bq/kg TG und vier Werte über 350 Bq/kg TG. Der Maximalwert betrug 1.250 ± 62 Bq/kg TG

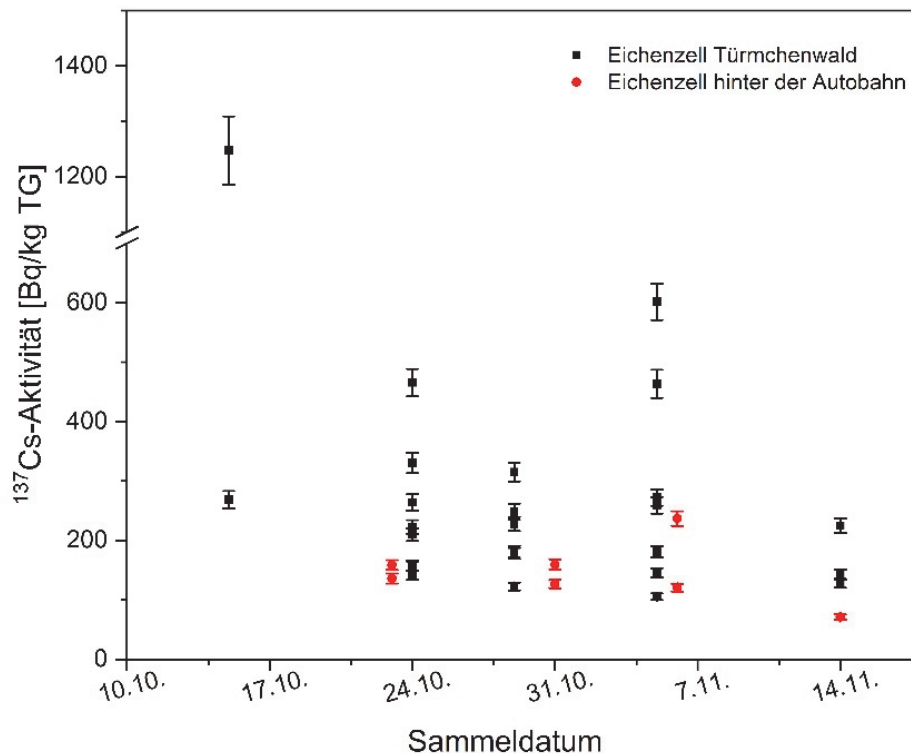


Abb. 47: ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) im Sammelgebiet Eichenzell 2019
 ^{137}Cs -Aktivitätswerte in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) in den Sammelgebieten „Eichenzell Türmchenwald“ (schwarze Markierungspunkte) und „Eichenzell hinter der Autobahn“ (rote Markierungspunkte) aus dem Jahr 2019

5.2 Tiefenprofile Eichenzell

Für die Entnahme der Tiefenprofile wurden die vier Teilbereiche des Waldgebietes Eichenzell gewählt, in denen die meisten Pilzproben gefunden wurden (s. Abb. 45). Die Tiefenprofile zeigen die ^{137}Cs -Aktivität im Bereich von 0 bis 24 cm in jeweils 2 cm dicken Teilschichten (s. Anhang 13). Die Messpunkte in Abbildung 48 sind jeweils in der Mitte dieser 2 cm aufgetragen. Bei manchen Proben, die aus tieferen Schichten als 18 cm stammten, konnte keine ^{137}Cs -Aktivität bestimmt werden, da diese unterhalb der Nachweisgrenze von 2 Bq/kg lag (s. Kapitel 3.4.2). In Abbildung 48 wurden die entsprechenden Werte für die Sichtbarkeit mit einer Null berücksichtigt, sie fließen jedoch nicht in die Berechnung des Fits ein. Bei jedem Fit handelt es sich um einen Gauss-Fit (s. Formel 27), wobei zwei Tiefenprofile jeweils zwei Maxima aufweisen, weswegen ein kumulativer Peakfit aus zwei Gauss-Fits angewendet wurde. Die korrigierten R-Quadrate lagen zwischen 0,96 und 0,99. In allen vier Tiefenprofilen war die höchste ^{137}Cs -Aktivität in den obersten 5 cm zu finden. Bei zwei Profilen lag das Maximum in diesem Bereich zwischen 150 und 175 Bq/kg TG und bei den anderen zwischen 75 und 90 Bq/kg TG. Das zweite Maximum der kumulativen Peaks lag bei 10 bis 12 cm Tiefe und betrug 20 Bq/kg TG bzw. 32 Bq/kg TG.

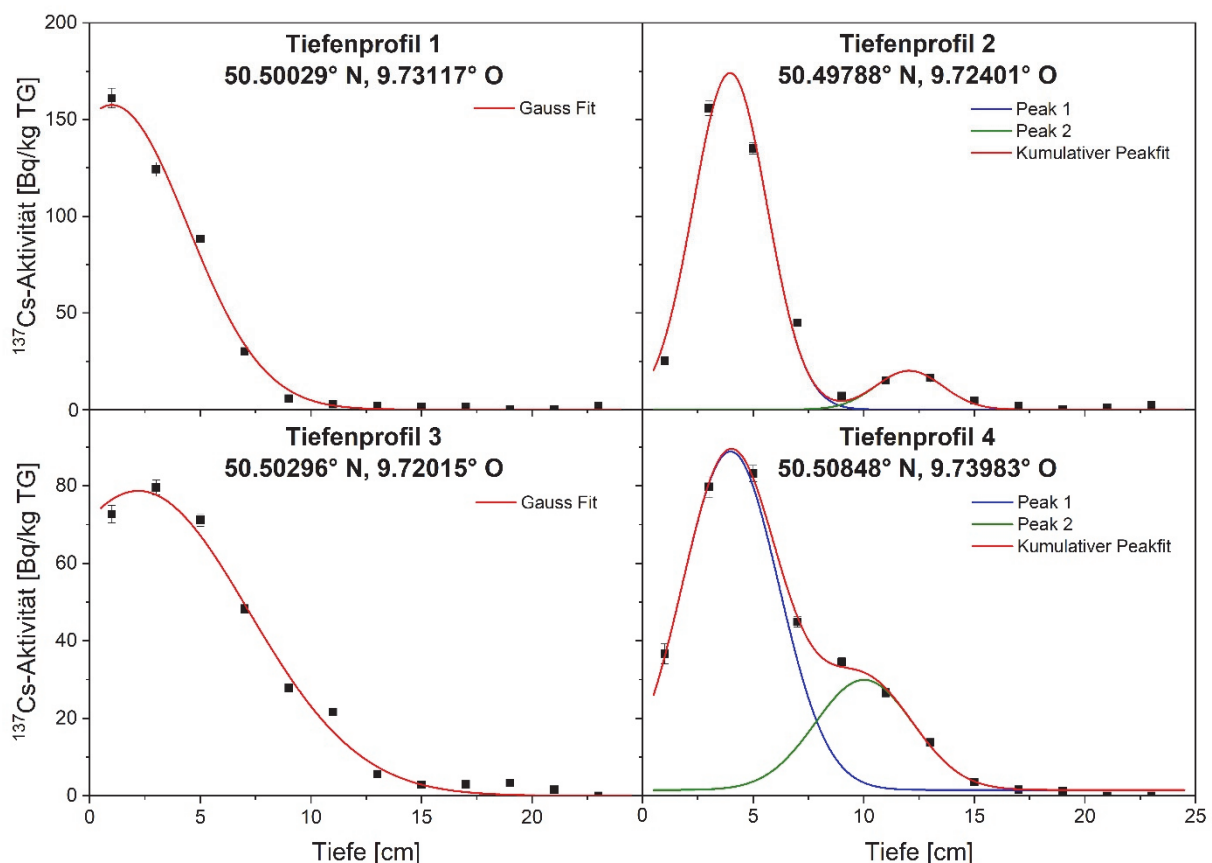


Abb. 48: Tiefenprofile Eichenzell 2018
Vergleich der vier Tiefenprofile aus dem Waldgebiet Eichenzell aus dem Jahr 2018

Die Gesamtaktivität A in [Bq] der Probe kann über Formel 30 berechnet werden, wobei A_i in [Bq/kg TG] die Aktivität der i -ten Schicht und m_i in [kg] die Masse des gesiebten Materials dieser Schicht ist.

$$A = \sum_{i=1}^{12} A_i \cdot m_i \quad (30)$$

Obwohl die Maxima der Verteilung in [Bq/kg TG] um den Faktor zwei auseinanderlagen (vgl. obere und untere Reihe), variierten die Aktivitäten der Gesamtproben in [Bq] in einem engeren Bereich von 22,5 bis 33,4 Bq mit einem Mittelwert von $27,6 \pm 5,1$ Bq. Die Einzelwerte der Gesamtaktivität, sowie die maximale Aktivität und die Lage des ersten Maximums von jedem Tiefenprofil sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Tab. 3: Übersicht Tiefenprofile Eichenzell

Tiefenprofil	Maximale Aktivität [Bq/kg TG]	Lage des Maximums [cm]	Gesamtaktivität [Bq]
1	157,6	1	24,3
2	174,1	4	30,0
3	78,7	2	33,4
4	89,6	4	22,5

Bei Betrachtung der einzelnen Bodenhorizonte zeigten sich nur kleinere Unterschiede zwischen den vier Tiefenprofilen (s. Tab. 4). Die Bodenprobe aus dem Waldstück „Eichenzell hinter der Autobahn“ wies einen höheren Streuauflage-Anteil auf. Dies glich sich durch einen geringeren Anteil des O_f/O_h -Horizonts aus. Die organische Auflage (Streuauflage und O_f/O_h -Horizont) betrug bei drei der vier Profile 4 cm. Beim vierten machte sie nur 2 cm aus, wofür der A_h -Horizont mit 5 cm etwas stärker ausfiel. Dieser schwankte bei allen Proben um die 4 cm. Der B-Horizont fiel mit 16 bis 17 cm bei allen vier Profilen gleich stark aus.

Tab. 4: Dicke der Bodenhorizonte

Tiefenprofil	Streuauf-lage	O_f/O_h -Horizont	A_h -Horizont	B-Horizont
1	1,0	3,0	4,0	16,0
2	0,5	3,5	3,0	17,0
3	0,5	1,5	5,0	17,0
4	3,0	1,0	4,0	16,0

Abbildung 49 zeigt die fotografischen Aufnahmen des gesiebten Materials der einzelnen Schichten. Jedes Foto entspricht einer Bodenschicht von 2 cm. Die einzelnen Horizonte können anhand der Fotos nur ungefähr geschätzt werden, da das Material einer Schicht durch den Siebprozess gemischt wurde.

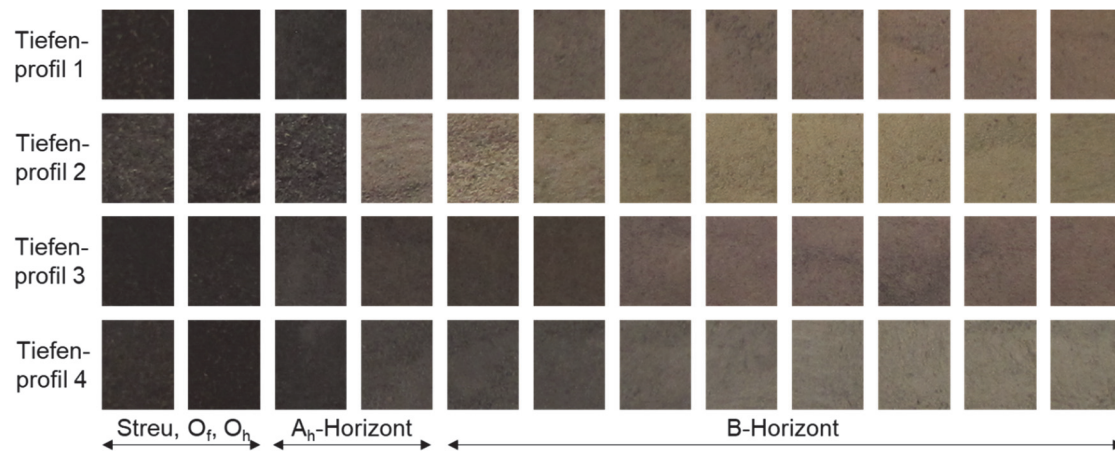


Abb. 49: Fotografische Aufnahmen der 2 cm-Bodenschichten

Von links nach rechts sind die Schichten 0-2 cm bis 22-24 cm der vier Tiefenprofile aus dem Waldgebiet Eichenzell abgebildet. Unterhalb der fotografischen Aufnahmen sind die ungefähren Bereiche der einzelnen Bodenhorizonte eingezeichnet.

5.3 Zeitliche Entwicklung

Ziel dieser Untersuchung ist es, die effektive Halbwertszeit von ^{137}Cs in Pilzfruchtkörpern zu ermitteln. Mit dieser kann abgeschätzt werden, wie sich die radioaktive Belastung von Pilzfruchtkörpern in den kommenden Jahren entwickeln wird. Es werden Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) in den drei Waldgebieten Eichenzell, Wülfersreuth und Oberschönenfeld untersucht. Diese drei Waldgebiete wurden ausgesucht, da sie eine unterschiedliche Bodenbelastung aufweisen und zudem auf Werte aus früheren Jahren zurückgegriffen werden kann. Dadurch ist es möglich die effektive Halbwertszeit über bereits vorliegende Daten einer größeren Zeitspanne zu berechnen.

Für die Analyse der Messwerte wurden für jedes Jahr gewichtete Mittelwerte und gewichtete Fehler berechnet. Der gewichtete Mittelwert \bar{x} berechnet sich wie folgt, wobei x_i für die einzelnen Messwerte und Δx_i für die dazugehörigen statistischen Fehler steht:

$$\bar{x} = \frac{\sum_i (x_i \cdot \omega_i)}{\sum_i \omega_i} \quad \text{mit dem Gewichtungsfaktor} \quad \omega_i = \frac{1}{(\Delta x_i)^2} \quad (31)$$

Der dazugehörige gewichtete Fehler Δx ergibt sich nach Formel 32, wobei n die Anzahl der Messwerte wiedergibt:

$$\Delta x = \sqrt{\frac{\sum_i ((x_i - \bar{x})^2 \cdot \omega_i)}{(n - 1) \cdot \sum_i \omega_i}} \quad (32)$$

Zur Berechnung der effektiven Halbwertszeit wurde entsprechend dem Zerfallsgesetz ein exponentieller Fit über die Aktivitäten der fünf bis neun Jahre verwendet. Die Berechnung erfolgte mit der Analysesoftware Origin® unter Verwendung der folgenden allgemeinen Exponentialfunktion:

$$y = y_0 + A \cdot e^{-\frac{x-x_0}{t_1}} \quad (33)$$

Die Variable y (Wert der y -Achse) steht in diesem Fall für die Aktivität. Der Offset y_0 entspricht einer Verschiebung in Hinblick auf die Höhe der Aktivität. Im vorliegenden Fall wurde $y_0 = 0$ verwendet. A steht für den Wert der Amplitude. $x-x_0$ entspricht der verstrichenen Zeit zwischen den Messpunkten und dem jeweils ersten Messpunkt. t_1 ist der Kehrwert der Zerfallskonstante λ der effektiven Halbwertszeit. Mittels des t_1 -Wertes kann die effektive Halbwertszeit T_{eff} berechnet werden.

$$T_{\text{eff}} = \frac{\ln(2)}{\lambda} = t_1 \cdot \ln(2) \quad (34)$$

Um die Analysen über einen längeren Zeitraum durchführen zu können, wurden auch Messergebnisse von früheren Arbeiten an der Hochschule Fulda verwendet (KROHN 2016; SWIERKOSZ 2013). Dies betrifft die Jahre 2010 bis 2015.

5.3.1 Eichenzell

Abbildung 50 zeigt die ^{137}Cs -Aktivitätswerte im Waldgebiet Eichenzell bezogen auf den Zeitraum von 2010 bis 2019 (numerische Daten s. Anhang 12). Hierbei stellt die blaue Kurve die rein physikalische und die rote Kurve die effektive Halbwertszeit dar. Zusätzlich ist noch das 66 % Konfidenzband (grüne Kurven) eingezeichnet. Für die rein physikalische Halbwertszeit wurde ein fester Anfangswert gewählt, wobei dieser lediglich die Kurve entlang der y-Achse verschiebt und keinen Einfluss auf die Steigung bzw. den Verlauf der Kurve hat.

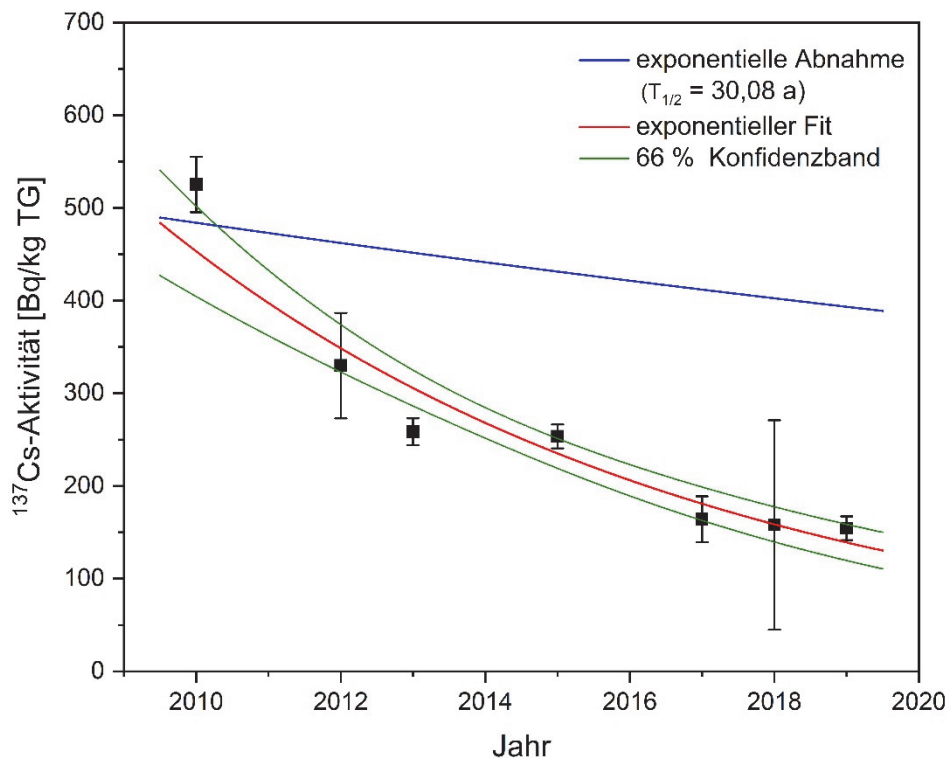


Abb. 50: Zeitliche Abnahme von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) aus Eichenzell
 Vergleich der physikalischen Halbwertszeit von ^{137}Cs (blaue Kurve) und der effektiven Halbwertszeit von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) aus dem Waldgebiet Eichenzell (rote Kurve). Zusätzlich ist das 66 % Konfidenzband (grüne Kurven) des exponentiellen Fits eingezeichnet.

Durch die Verwendung des gewichteten Mittelwertes für jedes Jahr kommt es in manchen Fällen zu größeren Fehlerbalken, da sich der Mittelwert aus wenigen Einzelwerten zusammensetzt, welche unter Umständen weiter voneinander entfernt sind. Ein Beispiel dafür ist der Wert von 2018, welcher aus zwei Einzelwerten besteht, die wiederum um den Faktor 5,2 variierten ($134,6 \pm 7,3$ Bq/kg TG und 704 ± 35 Bq/kg TG). Im Jahr 2018 konnten keine weiteren Fruchtkörper gefunden werden. Die statistischen Fehler der Einzelwerte rangieren in einem Bereich von 5 % wie bei 2010 und 2015, da es in diesen Jahren jeweils nur eine Probe gab. Die Daten von 2010 bis 2015 bestehen jeweils aus 1 bis 4 Proben. Die Mittelwerte von 2017 und 2019 bestehen aus 19 bzw. 33 Einzelproben, welche detailliert in Kapitel 5.1 dargestellt sind.

Die obere, blaue Kurve ergibt sich aus der rein physikalischen Halbwertszeit des ^{137}Cs von 30,08 Jahren. Es handelt sich um eine exponentielle Abnahme der Aktivität des ^{137}Cs , die bei dem verwendeten Maßstab als nahezu lineare Abnahme erscheint. Aus dem Kehrwert der Zerfallskonstante, dem t_1 -Wert des Fits (rote Kurve), ergibt sich eine effektive Halbwertszeit von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) im Waldgebiet Eichenzell von $5,3 \pm 0,9$ Jahren, was ungefähr einem Sechstel der rein physikalischen Halbwertszeit von ^{137}Cs entspricht. Das korrigierte R-Quadrat des Fits liegt bei 0,83.

5.3.2 Wülfersreuth

Für das Waldgebiet Wülfersreuth konnten Messwerte aus den Jahren 2015 bis 2019 für die Bestimmung der effektiven Halbwertszeit analysiert werden (s. Anhang 10 & 12). Abbildung 51 zeigt die ^{137}Cs -Aktivitätswerte, den exponentiellen Fit und das dazugehörige 66 % Konfidenzband. Der Fit ergibt eine effektive Halbwertszeit von $5,8 \pm 1,3$ Jahren, bei einem korrigierten R-Quadrat von 0,83. Die Ergebnisse liegen im gleichen Bereich wie die des Waldgebietes Eichenzell.

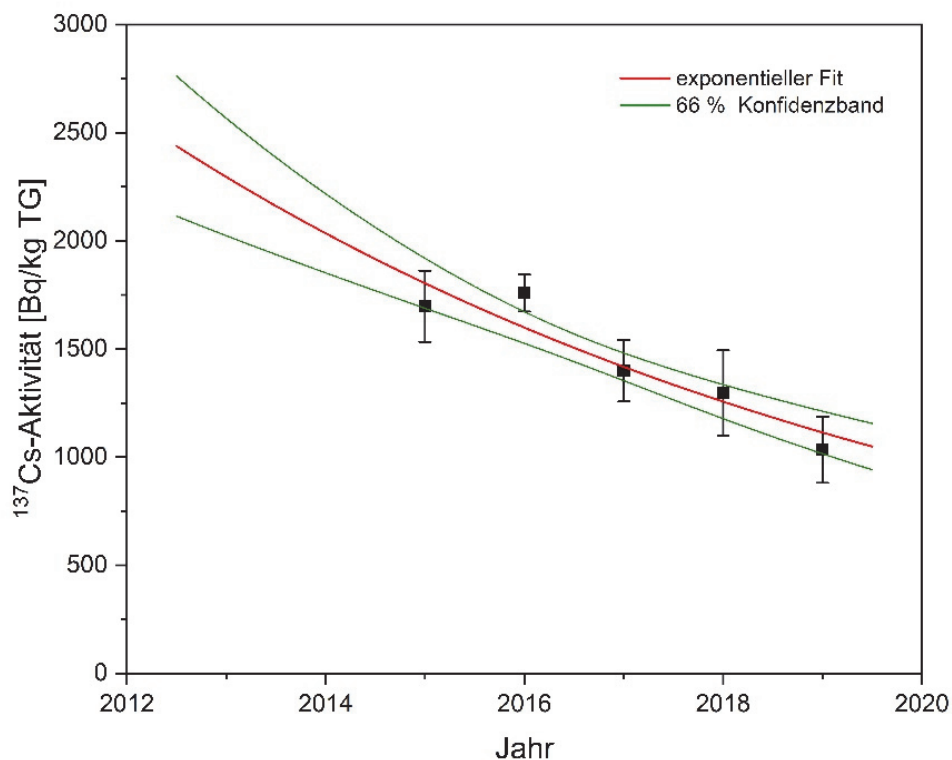


Abb. 51: Zeitliche Abnahme von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) aus Wülfersreuth 2015-2019
Zusätzlich zum exponentiellen Fit (rote Kurve) ist das 66 % Konfidenzband (grüne Kurven) eingezeichnet.

Die Werte eines Jahres bestehen in der Regel aus zwei Einzelwerten, wobei die gesamten gesammelten Fruchtkörper willkürlich in zwei Proben unterteilt wurden. Über die zwei Messwerte kann bis zu einem gewissen Grad eine zusätzliche Information über die Variabilität der ^{137}Cs -Aktivität innerhalb des Waldgebietes gewonnen werden. Der Fehler ist dabei nicht der rein statistische, dieser wäre bei einer Gesamtprobe in der Größenordnung von 5 %. Die Gesamtproben umfassten in den meisten Fällen um die 50 Fruchtkörper mit einem Gesamttrockengewicht von bis zu 300 g, wodurch eine ausreichende Statistik gegeben ist (s. Kapitel 5.1).

Bereits im Jahr 1987 haben PAULUS & REISINGER (1990) im selben Waldgebiet Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) hinsichtlich ihrer radioaktiven Belastung untersucht. Sie bestimmten die kombinierte Aktivität von ^{134}Cs und ^{137}Cs mit einem Szintillationszähler. Die Energieauflösung dieses Detektortyps beträgt ca. 50 keV, wodurch eine Unterscheidung zwischen den Gammalinien der beiden Nuklide ^{134}Cs mit 604,6 keV und ^{137}Cs mit 661,6 keV nicht möglich war (s. Kapitel 2.1.1.4).

Allerdings kann mit Hilfe des Verhältnisses von ^{134}Cs zu ^{137}Cs beim Austritt der Stoffe aus dem Kernkraftwerk Tschernobyl von 1:1,81 (UNSCEAR 2011) die Aktivität des ^{137}Cs nachträglich berechnet werden. In diese Berechnung wurde mit einbezogen, dass der Unfall im April 1986 geschah und die Messung im Jahr 1987 erfolgten. Da die Pilzsaison für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) hauptsächlich im Herbst ist, wurde der Oktober 1987 als Zeitpunkt der Probennahme angenommen, sodass zwischen Freisetzung der Nuklide und Probennahme 1,5 Jahre lagen. Ein genaueres Datum konnte nicht recherchiert werden. In diversen Studien wurde das Verhältnis von ^{134}Cs zu ^{137}Cs verwendet, um zu bestimmen, welcher Anteil der ^{137}Cs -Aktivität von der Tschernobyl Katastrophe herrührte und welcher von den globalen Waffentests (BACKE et al. 1987; BANGERT et al. 1986; FÖRSTER et al. 1991). SCHIMMACK et al. (1989) zeigten mit dieser Methode bei Untersuchungen kurze Zeit nach dem Unfall in Tschernobyl, dass ^{137}Cs , welches durch globale Waffentests freigesetzt wurde, in Bodenbereichen unterhalb von 5 cm zu finden war. Das durch den Unfall in Tschernobyl freigesetzte ^{137}Cs hingegen befand sich in den obersten 5 cm. Aufgrund dieser Ergebnisse wurde angenommen, dass das Radiocäsium in den Pilzproben hauptsächlich durch die Katastrophe in Tschernobyl verursacht wurde und die kombinierte Aktivität mit dem bekannten Verhältnis in die Aktivitäten von ^{134}Cs und ^{137}Cs umgerechnet werden kann. Diese Methode ist ein bekanntes Verfahren und wurde unter anderem von AMUNDSEN et al. (1996) verwendet. Der relativ große Fehlerbalken für den Wert von PAULUS & REISINGER (1990) wurde anhand des Originalfehlers von ca. 20 % berechnet, ohne einen zusätzlichen Fehler resultierend aus dem Verhältnis von ^{134}Cs zu ^{137}Cs zu berücksichtigen.

Abbildung 52 zeigt die exponentielle Abnahme der ^{137}Cs -Aktivität von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) im Waldgebiet Wülfersreuth über einen Zeitraum von 32 Jahren und somit etwas mehr als der physikalischen Halbwertszeit von ^{137}Cs . Der vergrößerte Ausschnitt der eigenen Messdaten (innere Grafik) zeigt im Vergleich mit Abbildung 51, dass der Fit einen anderen Verlauf nimmt als bei der Betrachtung von nur fünf Jahren. Mit dem zusätzlichen Messwert von PAULUS & REISINGER (1990) ergibt sich eine effektive Halbwertszeit von $7,7 \pm 0,6$ Jahre und somit eine Zunahme um ca. 30 % im Vergleich mit der Betrachtung von nur fünf Jahren. Folglich wäre die Abnahme der ^{137}Cs -Belastung von Fruchtkörpern über den langen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten nicht konstant. Das korrigierte R-Quadrat des Fits beträgt 0,86.

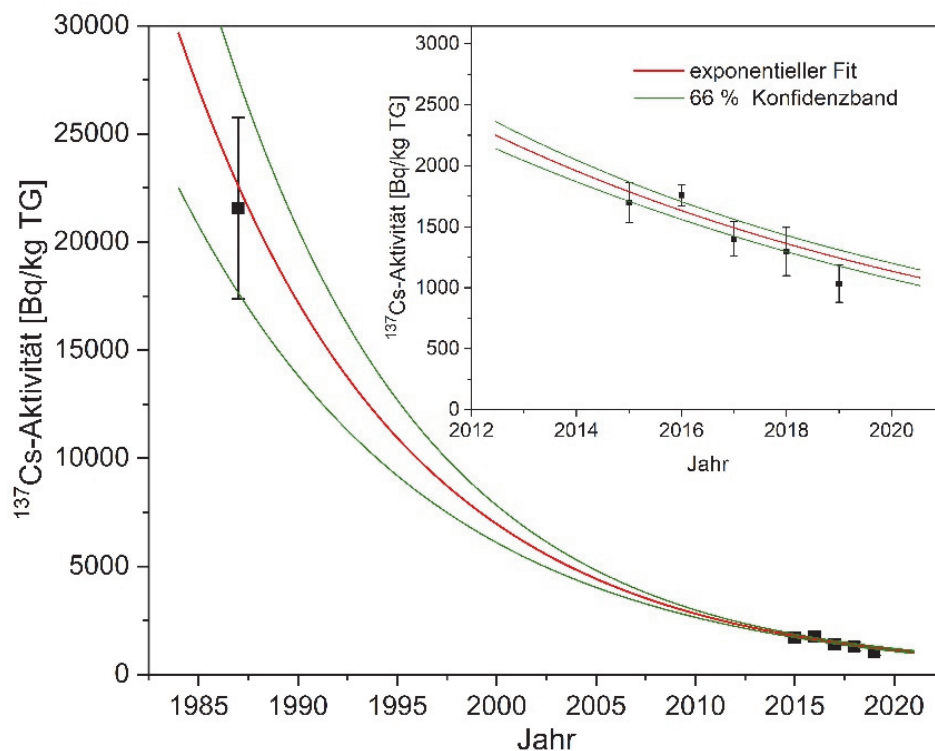


Abb. 52: Zeitliche Abnahme von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) aus Wülfersreuth 1987-2019

Die Aktivität von ^{137}Cs im Jahr 1987 wurde berechnet, basierend auf der Messung der kombinierten Aktivität von ^{134}Cs und ^{137}Cs von PAULUS & REISINGER (1990). Zusätzlich zum exponentiellen Fit (rote Kurve) ist das 66 % Konfidenzband (grüne Kurven) eingezeichnet. Die innere Grafik zeigt den vergrößerten Ausschnitt der eigenen Daten.

5.3.3 Oberschönenfeld

In dem dritten Waldgebiet Oberschönenfeld konnten Messwerte über eine Zeitspanne von sieben Jahren für die Bestimmung der effektiven Halbwertszeit von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) betrachtet werden (s. Anhang 11 & 12). In Abbildung 53 ist der exponentielle Fit mit einem 66 % Konfidenzband dargestellt. Das korrigierte R-Quadrat beträgt 0,78. Die gewichteten Mittelwerte setzen sich aus den Ergebnissen von 1 bis 3 Proben zusammen, die jeweils willkürlich aus den gesammelten Fruchtkörpern gebildet wurden. Bei 2018 handelt es sich um einen einzelnen Messwert und bei 2013 besteht der Mittelwert aus drei Einzelergebnissen, die nah beieinanderlagen. Aus dem Fit ergibt sich eine effektive Halbwertszeit von $5,2 \pm 1,6$ Jahren, welche ebenfalls im Bereich des berechneten Wertes für das Waldgebiet Eichenzell liegt.

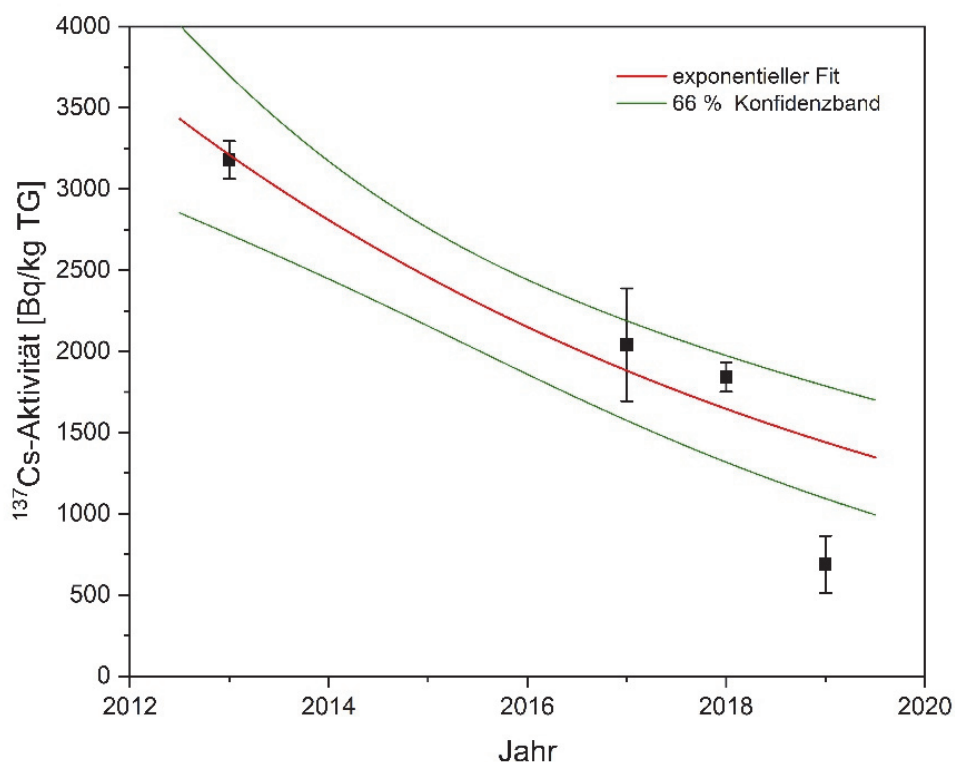


Abb. 53: Zeitliche Abnahme von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) aus Oberschönenfeld
Zusätzlich zum exponentiellen Fit (rote Kurve) ist das 66 % Konfidenzband (grüne Kurven) eingezeichnet.

5.4 Untersuchung im Nationalpark Bayerischer Wald

Mit der Untersuchung im Nationalpark Bayerischer Wald soll der Einfluss der Faktoren Höhenlage ü. NN und Exposition des Sammelgebiets auf die ^{137}Cs -Aktivität von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*) ermittelt werden. Des Weiteren wurde der Zusammenhang zwischen der radioaktiven Belastung des Bodens und der Radioaktivität in den Pilzfruchtkörpern untersucht. Aus der Kombination der Faktoren Höhenlage (650-750 m, 900-1.000 m und 1.100-1.200 m ü. NN) und Exposition des Sammelgebiets (Hangausrichtung nach Ost oder West) ergeben sich sechs Kategorien. Für jede dieser Kategorien wurden sechs Untersuchungsfelder ausgewählt, um möglichst das gesamte Gebiet abzudecken und mehrere Wiederholungen durchführen zu können. Um den Einfluss weiterer Faktoren zu minimieren, wurden Nadelwaldbereiche mit Fichten (*Picea abies*) als vorherrschende Baumart ausgewählt. Die Unterscheidung von Laub- und Nadelwaldbereichen konnte im Voraus über Infrarotaufnahmen des Nationalparks erfolgen. Die Infrarotaufnahmen sowie Kartendateien der Höhenlinien und Expositionen im Bayerischen Wald wurden freundlicherweise von der NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD zur Verfügung gestellt. Anhand dieser Karten wurden entsprechend der genannten Faktoren zunächst 48 Untersuchungsfelder mit einer Größe von 100 m x 100 m gesucht. Aus diesen ursprünglichen Feldern wurden letztlich 36 anhand des Vorkommens von Pilzfruchtkörpern und der Zugänglichkeit des jeweiligen Geländes ausgewählt. Abbildung 54a zeigt eine Karte des Nationalparks mit den 10 m Höhenlinien in grau und den ausgewählten Höhenbereichen in gelb, orange und rot, sowie den 36 Untersuchungsfeldern in grün. Die Felder sind unter Einhaltung der gewählten Faktoren bzw. deren Kombination möglichst gleichmäßig über den Nationalpark verteilt. Abbildung 54b zeigt exemplarisch ein Untersuchungsfeld mit den Sammel-/Entnahmeorten der Pilzfruchtkörper (Punkte) und Bodenproben (Rauten).

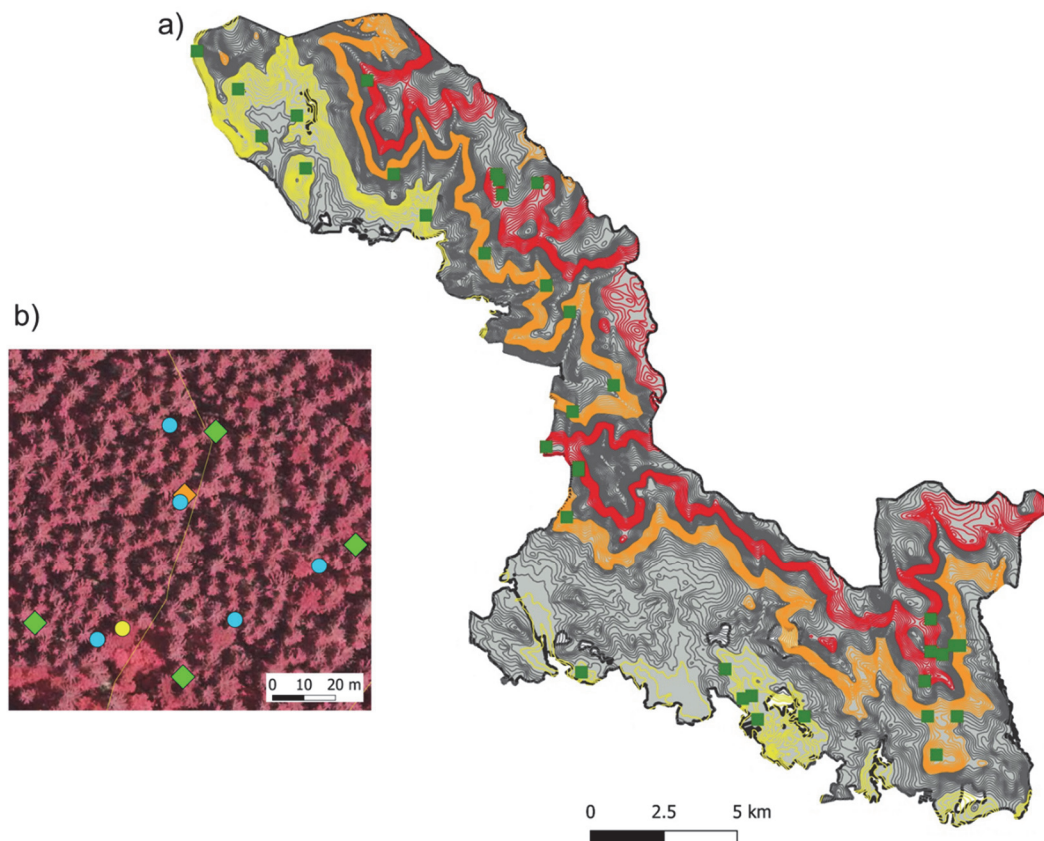


Abb. 54: Karte des Nationalparks Bayerischer Wald

- a) Karte des Nationalparks Bayerischer Wald mit den 10 m Höhenlinien in grau und den Untersuchungsfeldern in grün. Die Höhenlinien der ausgewählten Bereiche sind gelb (650-750 m ü. NN), orange (900-1.000 m ü. NN) bzw. rot (1.100-1.200 m ü. NN) gefärbt. Die Größe der Untersuchungsfelder ist für eine bessere Sichtbarkeit nicht maßstabsgetreu eingezeichnet.
- b) Infrarotaufnahme eines Untersuchungsfeldes mit den Sammel-/Entnahmeorten. Die Pilzproben sind durch Punkte dargestellt: Maronehringlinge (*Imleria badia*) in blau und Steinpilze (*Boletus edulis*) in gelb. Die Bodenproben sind durch Rauten dargestellt: Mischproben in grün und Tiefenprofil in orange.

In jedem der Felder wurden nach Möglichkeit mehrere Proben Maronehringlinge (*Imleria badia*) und Steinpilze (*Boletus edulis*) gesammelt, wobei jede Probe jeweils aus mehreren nah beieinander (Umkreis max. 2 m) gewachsenen Fruchtkörpern bestand. Die Bestrebung war, mindestens drei Proben je Pilzart zu finden, welche möglichst gleichmäßig über das Untersuchungsfeld verteilt sein sollten. Der Mindestabstand zwischen zwei Proben betrug meist 5 m, bei 50 % der Untersuchungsfelder mehr als 10 m, um möglichst unterschiedliche Individuen abzubilden. Die Fruchtkörper wurden über einen Zeitraum von fünf Wochen im September und Oktober des Jahres 2018 gesammelt. Die Anzahl der Proben pro Untersuchungsfeld und Pilzart variierten zwischen null und sechs. Insgesamt flossen 212 Pilzproben in die Untersuchung ein, davon 102 Proben von Maronehringlingen (*Imleria badia*) und 110 Steinpilzproben (*Boletus edulis*). Tabelle 5 zeigt eine Übersicht der gefundenen und gemessenen Proben je Kategorie. Die detaillierten Messdaten sind in Anhang 14 und 15 dargestellt.

Tab. 5: Übersicht der gemessenen Pilzproben aus dem Nationalpark Bayerischer Wald

Kategorie	Maronenröhrlinge (<i>Imleria badia</i>)	Steinpilze (<i>Boletus edulis</i>)	Summe
West, 1.100-1.200 m	11	21	32
West, 900-1.000 m	20	25	45
West, 650-750 m	27	12	39
Ost, 1.100-1.200 m	15	14	29
Ost, 900-1.000 m	9	17	26
Ost, 650-750 m	20	21	41
Summe	102	110	212

Im Oktober und November des Jahrs 2018 wurde in jedem der 36 Untersuchungsfelder zusätzlich zu den Pilzproben eine Boden-Mischprobe entnommen, die in der Regel aus vier Einzelproben bestand. Die Entnahmestellen wurden hierbei so ausgewählt, dass der Bereich der Pilzproben möglichst breit abgedeckt wurde. In zwölf der Felder (zwei je Kategorie, davon je eins in der nördlichen und in der südlichen Hälfte des Parks) wurde zusätzlich eine Bodenprobe für ein Tiefenprofil entnommen. Diese Probe wurde möglichst mittig im Bereich der Pilzproben entnommen. In Abbildung 54b ist beispielhaft die Verteilung der Bodenproben und der Pilzproben in einem Feld dargestellt.

5.4.1 Bodenproben Nationalpark Bayerischer Wald

5.4.1.1 Mischproben

Die Karte der Bodenkontamination in Deutschland im Jahr 1986 (BFS 2016a) zeigt, dass es im Nationalpark Bayerischer Wald zu unterschiedlich starken Einträgen von ^{137}Cs in den Boden kam. Da sich die Situation über die Jahre verändert haben könnte, war es wichtig die aktuelle Belastung des Bodens zu bestimmen. Zur graphischen Veranschaulichung sind die Messwerte in Abhängigkeit von Längen- und Breitengrad des Untersuchungsfeldes in Abbildung 55 dargestellt. Basierend auf einer Hauptkomponentenanalyse (Variablen: ^{137}Cs -Aktivität und Breitengrad) und einer anschließenden K-Means-Clusteranalyse erfolgte die Einteilung der Untersuchungsfelder in zwei Cluster: ein Cluster mit geringem und eins mit hohem Aktivitätseintrag. Diese Einteilung ergab eine Grenze bei dem Breitengrad $49,04^\circ \text{ N}$ und ist in der Grafik mit einer horizontalen Linie dargestellt. Es ist zu sehen, dass die Felder unterhalb eines Breitengrades von $49,04^\circ \text{ N}$ eine geringe ^{137}Cs -Aktivität von 0 bis 100 Bq/kg TG aufwiesen. Lediglich eins der Felder wies mit $130,4 \pm 2,3 \text{ Bq/kg TG}$ eine etwas höhere Belastung auf. 85 % der Felder oberhalb des genannten Breitengrades wiesen eine höhere Aktivität als 100 Bq/kg TG auf. Die detaillierten Messdaten sind im Anhang 16 dargestellt.

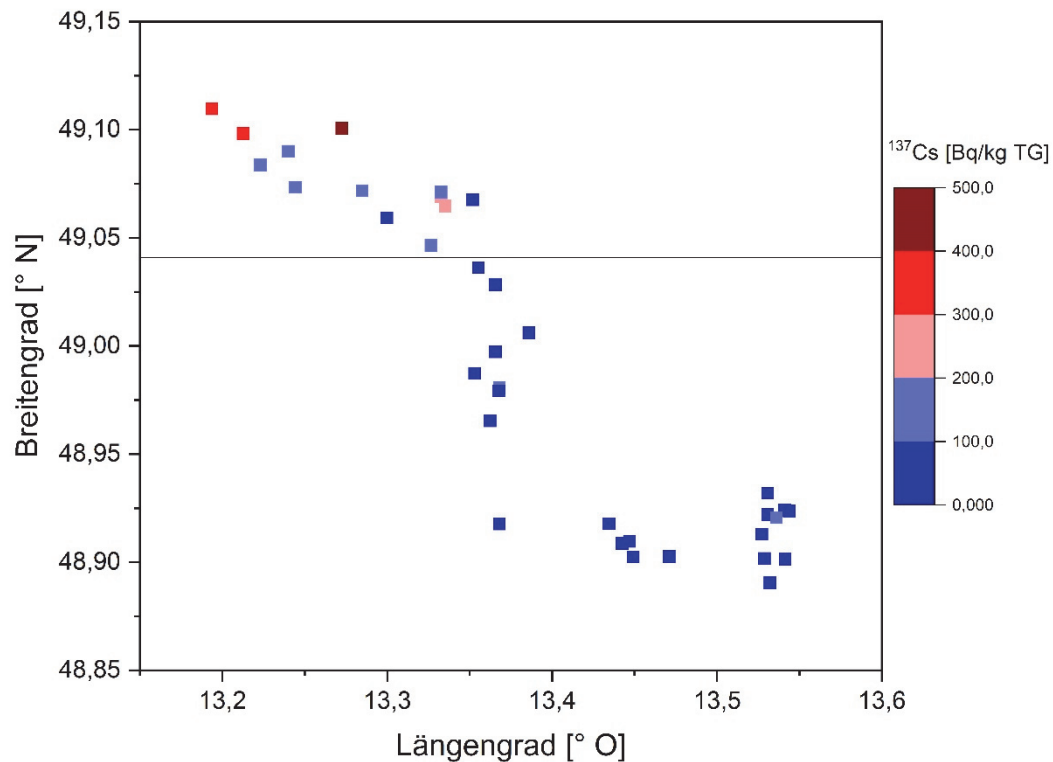


Abb. 55: ¹³⁷Cs-Aktivität der Bodenmischproben im Nationalpark Bayerischer Wald
Die horizontale Linie unterteilt die Mischproben in zwei Cluster: geringer und hoher Aktivitätseintrag.

Abbildung 56 zeigt die Boxplots und Verteilungen der ¹³⁷Cs-Aktivitäten der Bodenmischproben beider Cluster (geringer und hoher Aktivitätseintrag). Ersteres beinhaltet 23 Untersuchungsfelder mit einem Aktivitätsbereich von 22,1 bis 130,4 Bq/kg TG. Das Cluster „hoher Aktivitätseintrag“ umfasst 13 Untersuchungsfelder mit einem größeren Streubereich der ¹³⁷Cs-Aktivität von 76,7 bis 500 Bq/kg TG. Eine Kruskal-Wallis-ANOVA zeigte, dass sich die beiden Cluster signifikant unterscheiden (Signifikanzniveau 5%). Bei dieser Analyse werden die Mediane mehrerer Stichproben miteinander verglichen, wobei keine Normalverteilung vorausgesetzt wird (nicht-parametrische Methode).

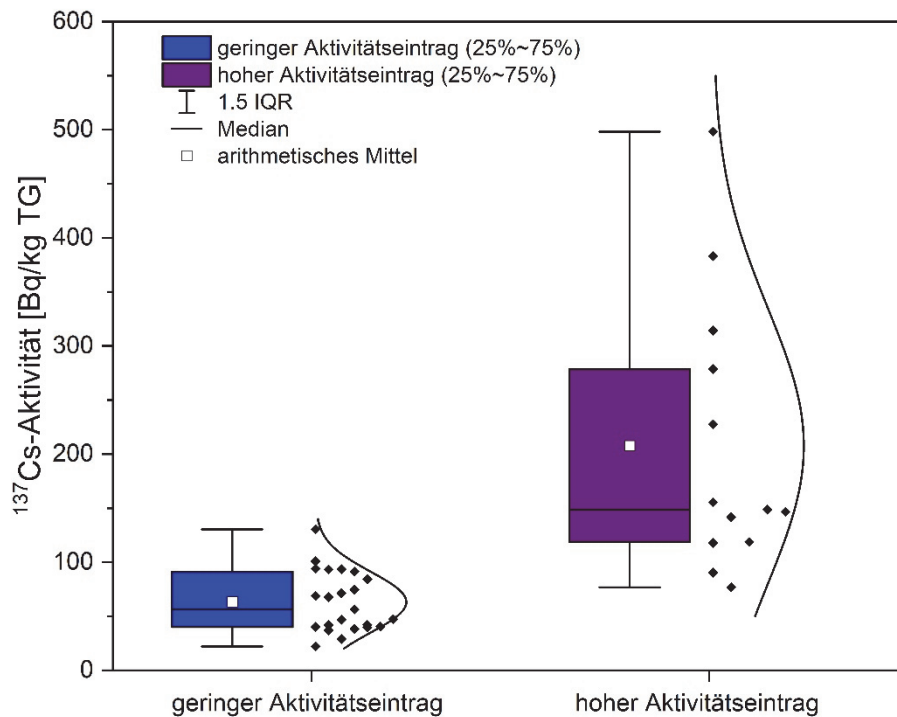


Abb. 56: Boxplots der ^{137}Cs -Aktivität der Bodenmischproben von 36 Untersuchungsfeldern im Nationalpark Bayerischer Wald

Boxplots der Radioaktivitätswerte der Bodenmischproben von den Bereichen mit geringem und hohem Aktivitätseintrag. Zusätzlich ist neben jedem Boxplot die Verteilung der einzelnen Messwerte dargestellt.

5.4.1.2 Tiefenprofile

In zwölf der Untersuchungsfelder wurde jeweils ein Tiefenprofil entnommen, um die vertikale Verteilung des ^{137}Cs im Boden des Nationalparks Bayerischer Wald zu analysieren (s. Abb. 57). Des Weiteren dienen sie zur Überprüfung, ob ein Großteil des Radiocäsiums weiterhin in den organischen Horizonten und damit im Bereich des Pilzmyzels zu finden ist. Jeder Messpunkt repräsentiert eine Schicht von 2 cm Dicke und ist über dem mittleren Wert dieser Schicht aufgetragen. Bei einer Probe war die ^{137}Cs -Aktivität unterhalb der Nachweisgrenze. Dieser Wert wurde in der Grafik auf null gesetzt, aber nicht für den Fit verwendet. Die detaillierten Messdaten sind in Anhang 17 dargestellt. Die beste Übereinstimmung der Messpunkte mit dem Fit konnte bei Verwendung eines multiplen Gauss-Fits erzielt werden, wobei dieser aus zwei bis drei Peaks besteht. Jeder Peak repräsentiert ein Maximum der ^{137}Cs -Aktivität, wobei die Peaks unterschiedlich stark ausgeprägt sind. Bei einigen der Tiefenprofile zeigen die Daten nahezu ähnlich gute Korrelationen bei Verwendung weniger Peaks. Die besten Anpassungen wurden jedoch jeweils mit mehreren Peaks erzielt. Der kumulative Peakfit bildet sich durch das Aufsummieren der einzelnen Peaks. Das erste Maximum lag jeweils im Bereich von 0,5 bis 7,0 cm, in 83 % der Fälle $\leq 4,0$ cm. Die höchste Aktivität im ersten Maximum wurde in drei Untersuchungsgebieten in der nördlichen Hälfte des Nationalparks gemessen und somit im Cluster „hoher Aktivitätseintrag“. Beinahe alle Fits erzielten ein korrigiertes R-Quadrat zwischen 0,92 und 0,99, lediglich ein Wert war mit 0,74 niedriger.

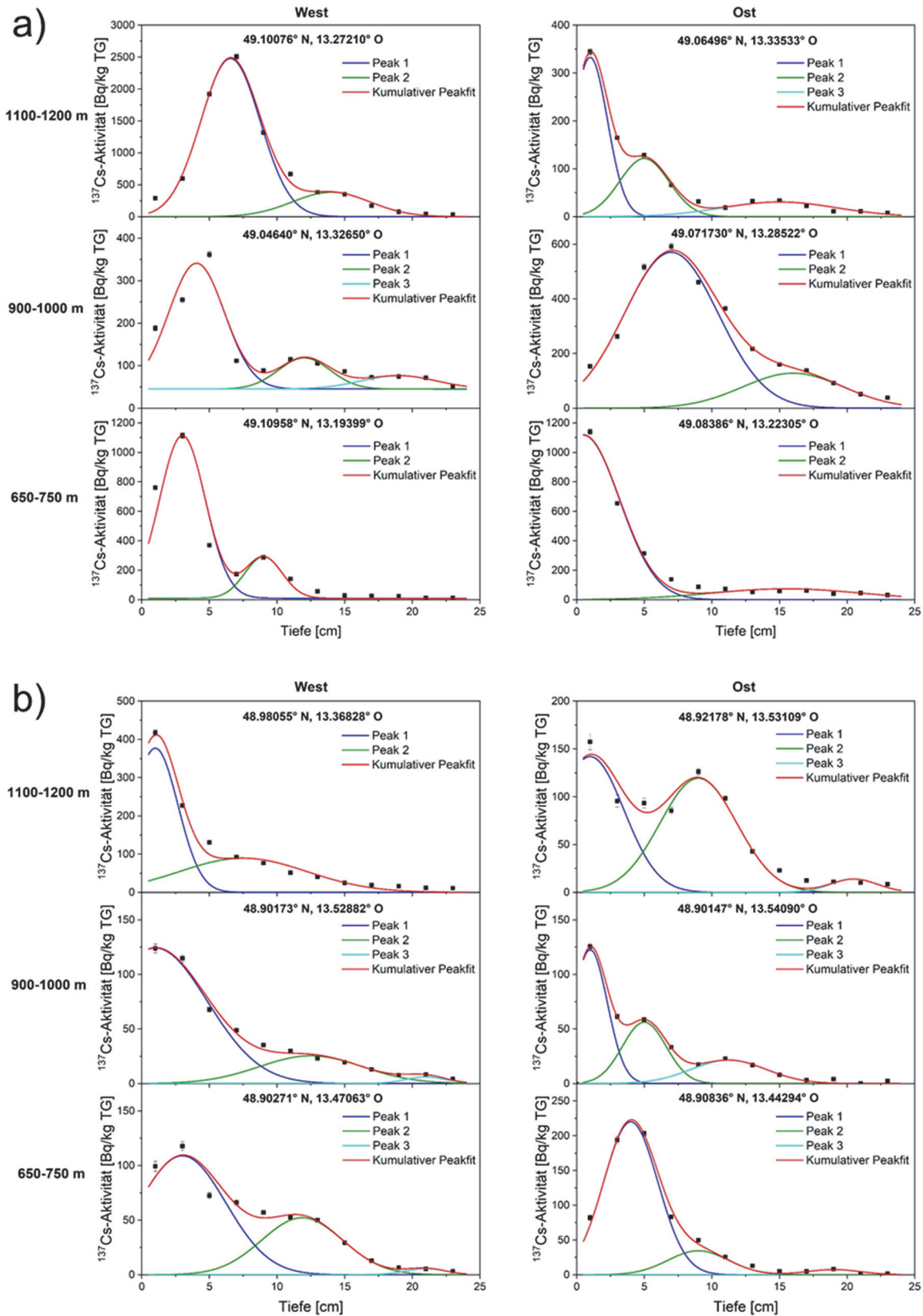


Abb. 57: Tiefenprofile der ^{137}Cs -Aktivität im Boden des Nationalparks Bayerischer Wald

Für alle Tiefenprofile wurde ein multipler Gauss-Fit verwendet, welcher aus zwei bis drei Peaks besteht. Der kumulative Peakfit bildet sich durch das Aufsummieren der einzelnen Peaks. Die Profile sind sortiert nach den Einflussfaktoren Höhenlage und Exposition.

a) Sechs Tiefenprofile aus der nördlichen Hälfte des Nationalparks; b) Sechs Tiefenprofile aus der südlichen Hälfte des Nationalparks

Die Dicke der Bodenhorizonte (s. Tab. 6) wurde im Feld bestimmt, sowie bei der Entnahme der 2 cm Schichten aus dem Zylinder überprüft. Die Reihenfolge der Daten in der Tabelle 6 entspricht derjenigen in Abbildung 57 von oben links nach unten rechts. Bei Betrachtung der Horizontdicken und der Lage des ersten Maximums im Tiefenprofil ist zu erkennen, dass dieses immer in den organischen Horizonten (Streuauflage und O_f/O_h -Horizont) oder am Übergang zum A_h -Horizont lag. Die fotografischen Aufnahmen des gesiebten Materials der einzelnen Schichten sind in Anhang 18 dargestellt.

Tab. 6: Dicke der Horizonte in [cm] der Bodenproben für die Tiefenprofile

	Exposition und Höhenlage	Streuauflage	O_f/O_h -Horizont	A_h -Horizont	B-Horizont
Nördliche Hälfte des Nationalparks Bayerischer Wald	West, 1.100-1.200 m	2,0	3,0	12,0	7,0
	Ost, 1.100-1.200 m	1,0	5,0	6,0	12,0
	West, 900-1.000 m	3,0	2,0	4,5	14,5
	Ost, 900-1.000 m	2,0	5,0	7,0	10,0
	West, 650-750 m	1,5	1,5	10,0	11,0
	Ost, 650-750 m	2,0	2,0	12,0	8,0
Südliche Hälfte des Nationalparks Bayerischer Wald	West, 1.100-1.200 m	0,5	1,5	22,0	0,0
	Ost, 1.100-1.200 m	6,0	4,0	9,0	5,0
	West, 900-1.000 m	0,5	4,0	8,5	11,0
	Ost, 900-1.000 m	0,5	1,5	3,0	19,0
	West, 650-750 m	2,0	2,0	6,0	14,0
	Ost, 650-750 m	1,0	3,0	5,0	15,0

5.4.2 Pilzproben Nationalpark Bayerischer Wald

Die Radioaktivitätsmessungen der Fruchtkörper der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und Steinpilze (*Boletus edulis*) weisen deutliche Unterschiede zwischen den beiden Arten auf. Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) sind im Allgemeinen stärker belastet. Es konnten Werte zwischen 360 und 31.000 Bq/kg TG in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) festgestellt werden, während bei Steinpilzen (*Boletus edulis*) nur ^{137}Cs -Aktivitätswerte von 160 bis 6.000 Bq/kg TG gemessen wurden (s. Abb. 58). Bei beiden Pilzarten liegen ca. $\frac{2}{3}$ der Werte in der ersten Kategorie der Häufigkeitsverteilung: 0 bis 5.000 Bq/kg TG für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und 0 bis 1.000 Bq/kg TG für Steinpilze (*Boletus edulis*). Die Fruchtkörper der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) sind ungefähr fünfmal höher mit ^{137}Cs belastet als die Fruchtkörper der Steinpilze (*Boletus edulis*).

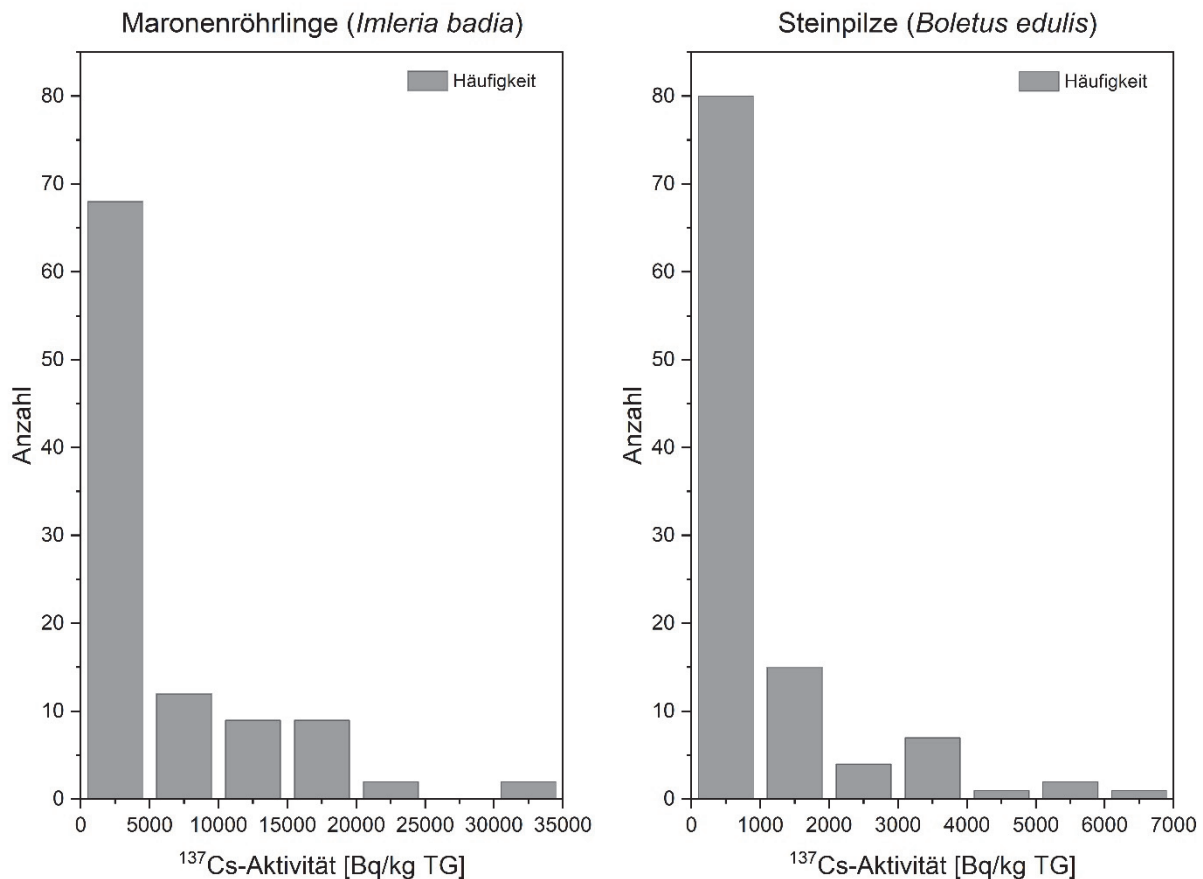


Abb. 58: Häufigkeitsverteilung der ¹³⁷Cs-Aktivitäten in Fruchtkörpern von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*) aus 36 Untersuchungsfeldern im Nationalpark Bayerischer Wald

Aufgrund der ermittelten Unterteilung anhand der ¹³⁷Cs-Aktivität der Bodenmischproben in zwei Cluster ist es sinnvoll, die Pilzproben nicht nur getrennt nach Pilzart, sondern auch getrennt nach den beiden Clustern zu untersuchen. Beide Pilzarten zeigen geringe Aktivitätswerte im Bereich des geringeren Aktivitätseintrags als in Gebieten mit einem hohen Aktivitätseintrag (s. Abb. 59). Der Unterschied zwischen den Pilzarten ist im Cluster „hoher Aktivitätseintrag“ größer als im Cluster „geringer Aktivitätseintrag“. Des Weiteren ist zu sehen, dass bei beiden Pilzarten die 25-75 % Bereiche beim Cluster „hoher Aktivitätseintrag“ größer sind. Dies bedeutet, dass die Einzelwerte in dem Cluster einen größeren Schwankungsbereich aufweisen.

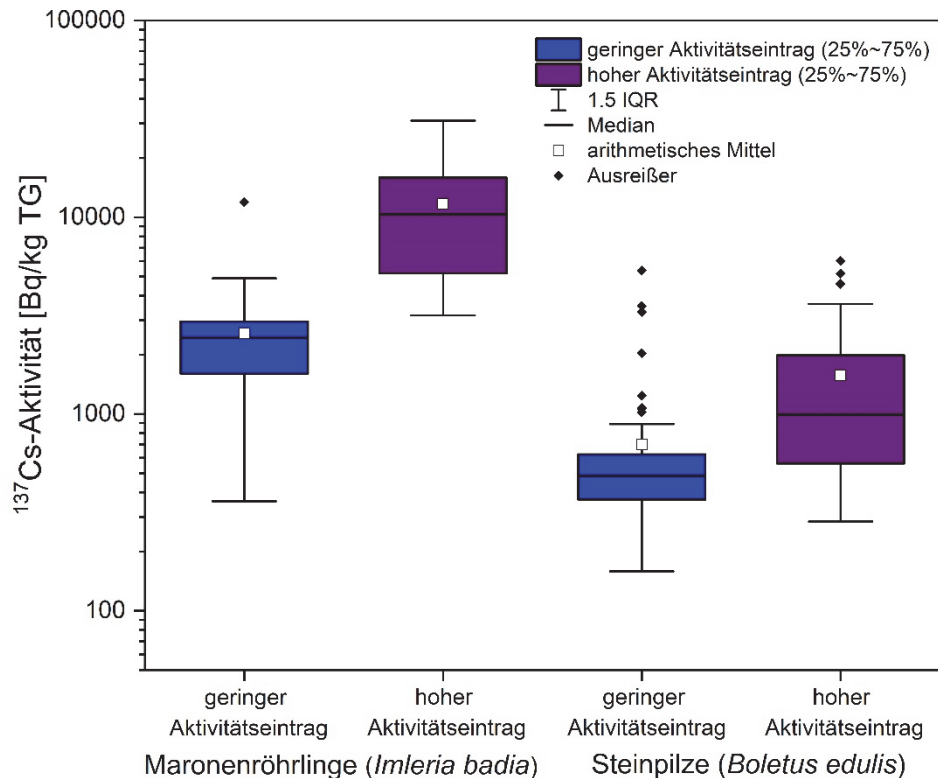


Abb. 59: Boxplots der ^{137}Cs -Aktivität in Pilzproben vom Nationalpark Bayerischer Wald

Die Daten sind unterteilt nach Pilzart (Maronenröhrlinge und Steinpilze) und nach Cluster der Bodenkontamination (geringer und hoher Aktivitätseintrag).

Für die Analyse der Einflüsse einzelner Faktoren auf die ^{137}Cs -Aktivität der Pilze werden die Proben nicht nur getrennt nach Pilzart und Aktivitätseintrag untersucht, sondern im Folgenden zusätzlich nach Exposition (Hangausrichtung nach Ost oder West). Abbildung 60 zeigt die entsprechenden Boxplots und daneben die Verteilungen der Einzelwerte. Hier ist durch die Darstellungen der Verteilungen deutlicher zu sehen, dass im Cluster „hoher Aktivitätseintrag“ die Messwerte stärker variieren. Dies ist unabhängig von der Pilzart und der Exposition. Im Cluster „geringer Aktivitätseintrag“ zeigen die Verteilungen bei „Maronenröhrlinge, Ost“ und bei „Steinpilze, West“ einen breiteren Verlauf aufgrund einiger Ausreißer, welche eine vom Mittelwert stark abweichende ^{137}Cs -Aktivität aufweisen (bis zu Faktor sieben). Beim Vergleich der beiden Expositionen (Ost und West) ist bei keiner Kombination von Pilzart und Cluster ein Unterschied festzustellen. Dies bestätigt die Kruskal-Wallis-ANOVA, nach welcher sich die Datengruppen unterteilt nach Exposition nicht signifikant unterscheiden (Signifikanzniveau 5 %).

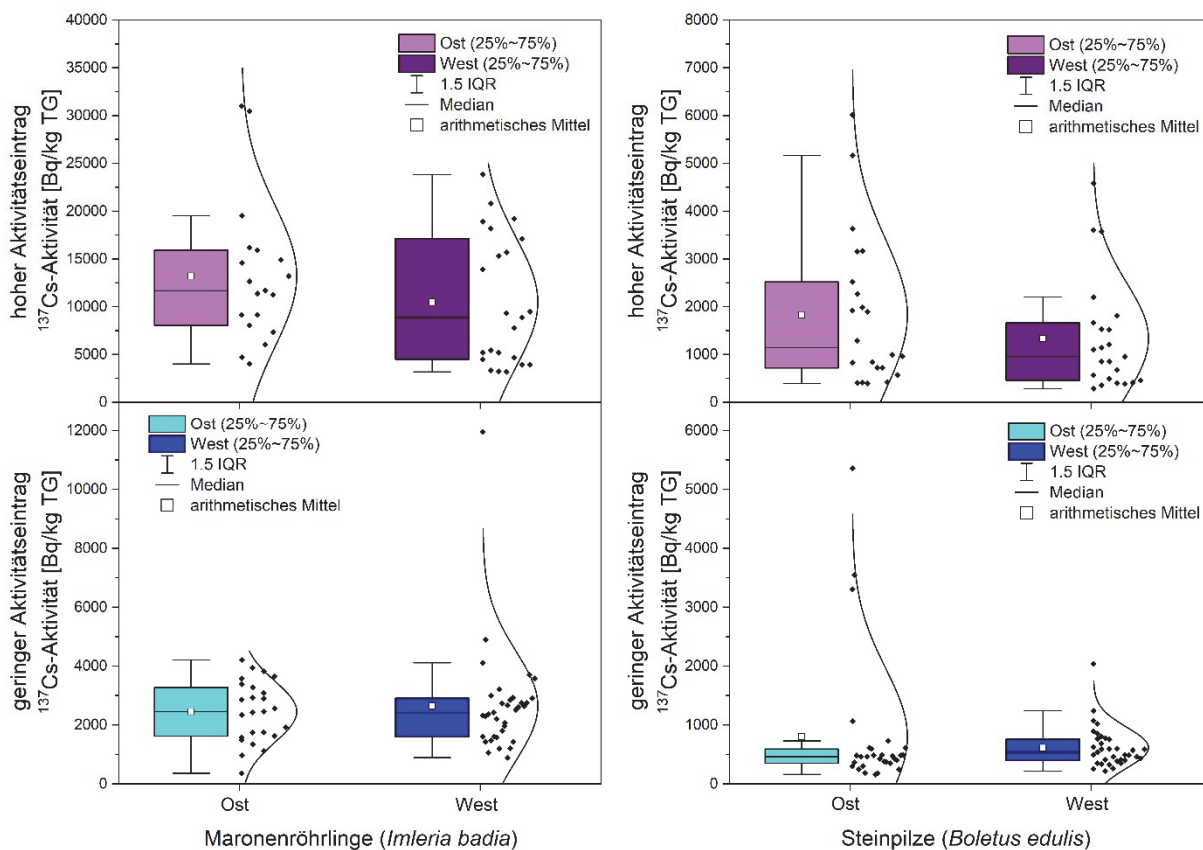


Abb. 60: Einfluss der Exposition auf die ^{137}Cs -Aktivität in Pilzproben aus dem Nationalpark Bayerischer Wald
 Boxplots der ^{137}Cs -Aktivitäten von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*), jeweils unterteilt nach Cluster der Bodenkontamination (geringer und hoher Aktivitätseintrag) und nach Exposition (Ost und West). Neben den Boxplots sind die Verteilungen der Einzelwerte dargestellt.

Neben dem Faktor Exposition wurde der Einfluss verschiedener Höhenlagen der Sammelgebiete auf die radioaktive Belastung von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*) untersucht. Die Analyse erfolgte analog wie beim Faktor Exposition. Die Messdaten sind grundsätzlich unterteilt nach Pilzart und Cluster. Innerhalb der Gruppen, die sich aus der Kombination dieser beiden Faktoren ergeben, erfolgte die Einteilung anhand der Höhenlage der Suchgebiete in die drei Gruppen: 650-750 m, 900-1.000 m und 1.100-1.200 m ü. NN. Abbildung 61 zeigt die zwölf Boxplots und die Verteilung der Einzelwerte. Die Daten zeigen Unterschiede in Abhängigkeit der Höhenlage. Dabei ist der Effekt abhängig von der Pilzart und dem Cluster.

Bei Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) sind die Unterschiede der Aktivitätswerte zwischen den Ausprägungen der Höhenlage in beiden Clustern signifikant (Kruskal-Wallis-ANOVA, Signifikanzniveau 5 %). Beim Cluster „hoher Aktivitätseintrag“ wurde die höchste ^{137}Cs -Aktivität in den Pilzproben aus der Höhenlage 650-750 m ü. NN ermittelt und die geringste in der mittleren Höhenlage 900-1.000 m ü. NN. Hierbei ist anzumerken, dass nur zwei Plots in diesem Cluster der mittleren Höhenlage angehören und daher nur fünf Proben von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) der Analyse in dieser Gruppe zu Grunde liegen. Im Cluster „geringer Aktivitätseintrag“ zeigt sich optisch beinahe ein linearer Anstieg der radioaktiven Belastung, wobei diese von der kleinsten zur

höchsten Höhenlage zunimmt. Allerdings ist anzumerken, dass es in der Höhenlage 650-750 m ü. NN einen Ausreißer gibt, der die höchste ^{137}Cs -Aktivität (12.000 ± 588 Bq/kg TG) von allen Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) im Cluster „geringer Aktivitätseintrag“ aufwies. Abgesehen von diesem Einzelwert lagen die Messwerte der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) aller drei Höhenlagen im Bereich von 360 bis 5.000 Bq/kg TG. Obwohl die drei Gruppen nah beieinanderliegen, unterscheiden sie sich signifikant (Kruskal-Wallis-ANOVA, Signifikanzniveau 5 %). Ein paarweiser Test (Kruskal-Wallis-ANOVA, Signifikanzniveau 2,5 %) zeigte in beiden Clustern einen signifikanten Unterschied zwischen den Aktivitätswerten in der geringsten Höhenlage (650-750 m ü. NN) und jeder der beiden anderen Gruppen. Zwischen den Aktivitätswerten der mittleren (900-1.000 m ü. NN) und der höchsten Höhenlage (1.100-1.200 m ü. NN) besteht in keinem der Cluster ein signifikanter Unterschied.

Die Steinpilze (*Boletus edulis*) zeigen im Cluster „hoher Aktivitätseintrag“ ein ähnliches Verhalten wie die Maronenröhrlinge (*Imleria badia*). Die höchsten ^{137}Cs -Aktivitäten wurden in Proben aus der untersten Höhenlage gemessen und die niedrigsten in der mittleren. Die drei Gruppen unterscheiden sich nach der Kruskal-Wallis-ANOVA signifikant (Signifikanzniveau 5 %). Wie bereits bei den Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) sind für die mittlere Höhenlage am wenigsten Proben (sieben) vorhanden. Dies liegt daran, dass nur zwei Plots dieser Höhenlage in dem Cluster „hoher Aktivitätseintrag“ sind. Die Messwerte der Steinpilze (*Boletus edulis*) im Cluster „geringer Aktivitätseintrag“ lagen größtenteils im gleichen Aktivitätsbereich (159-1.240 Bq/kg TG). In der Höhenlage 650-750 m ü. NN gibt es wie bei den Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) Ausreißer, die höhere Werte bis zu 5.360 Bq/kg TG aufwiesen. Mit einer Kruskal-Wallis-ANOVA konnten bei den Steinpilzen (*Boletus edulis*) keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Höhenlagen in dem Cluster „geringer Aktivitätseintrag“ festgestellt werden (Signifikanzniveau 5 %). Beim paarweisen Testen (Kruskal-Wallis-ANOVA, Signifikanzniveau 2,5 %) zeigte sich, dass sich nur die Aktivitätswerte der Proben im Cluster „hoher Aktivitätseintrag“ und der Höhenlagen 650-750 m ü. NN und 900-1.000 m ü. NN signifikant unterscheiden. Alle anderen Gruppen unterscheiden sich nicht auf einem Signifikanzniveau von 2,5 % beim paarweisen Vergleich.

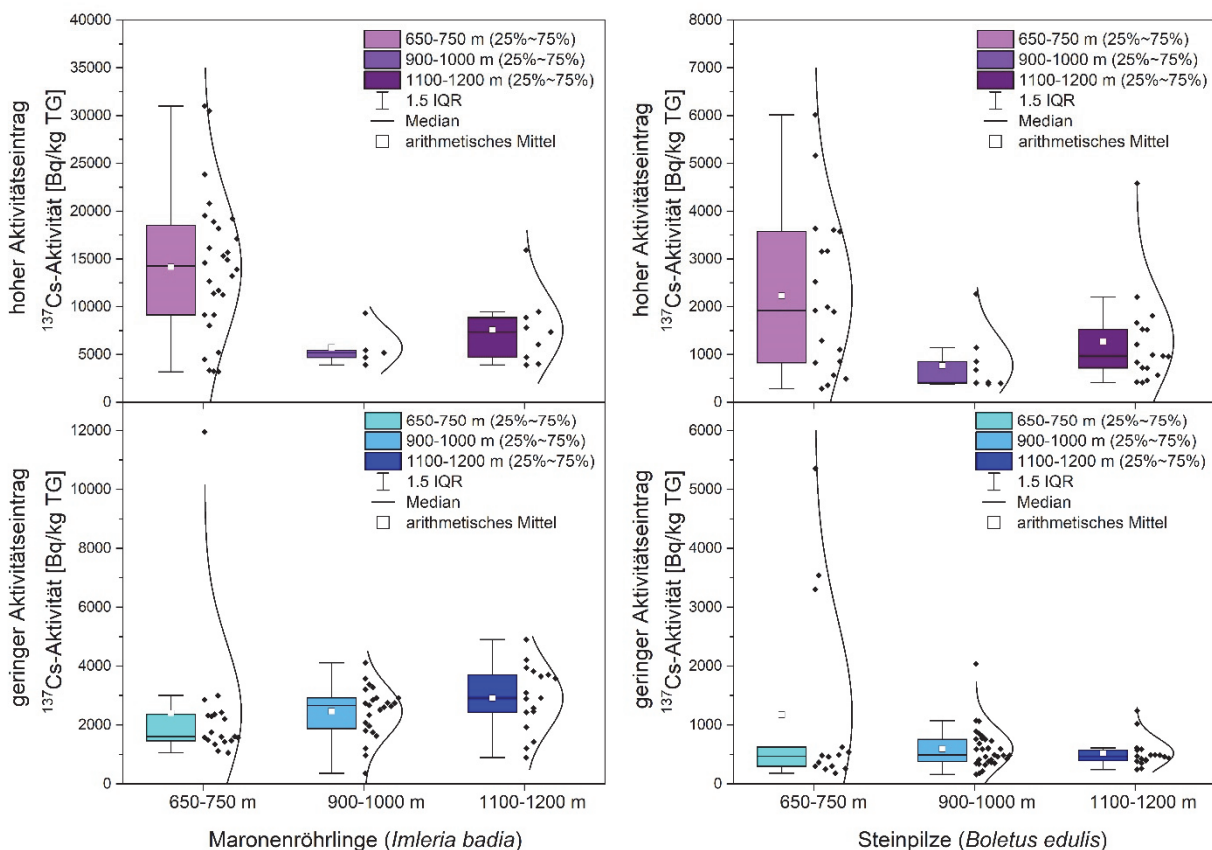


Abb. 61: Einfluss der Höhenlage auf die ^{137}Cs -Aktivität in Pilzproben aus dem Nationalpark Bayerischer Wald
 Boxplots der ^{137}Cs -Aktivitäten von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*), jeweils unterteilt nach Cluster der Bodenkontamination (geringer und hoher Aktivitätseintrag) und nach Höhenlage (650-750 m, 900-1.000 m und 1.100-1.200 m ü. NN). Neben den Boxplots sind die Verteilungen der Einzelwerte dargestellt.

5.4.3 Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden

Die Menge des ^{137}Cs im Boden ist ein entscheidender Einflussfaktor für die radioaktive Belastung von Pilzen. Um diesen Zusammenhang genauer zu untersuchen, wurden die ^{137}Cs -Aktivitäten der Pilze über der ^{137}Cs -Aktivität in den Bodenmischproben aufgetragen (s. Abb. 62 und 63). Für die Pilzdaten wurde ein gewichteter Mittelwert (s. Formel 31 und 32) je Untersuchungsfeld und Pilzart verwendet. Dies führte teilweise dazu, dass größere Fehlerbalken entstanden. Für beide Pilzarten wurden die Daten nochmals bezüglich der Höhenlage (650-750 m, 900-1.000 m und 1.100-1.200 m ü. NN) getrennt, da die vorherigen Analysen den Einfluss von diesem Faktor zeigten (s. Kapitel 5.4.2). Da nicht in allen 36 Untersuchungsfeldern beide Pilzarten gefunden werden konnten, reduziert sich die Anzahl der Messpunkte in den Grafiken: für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) auf 29 und für Steinpilze (*Boletus edulis*) auf 31. Wenn nur eine Probe in einem Feld analysiert werden konnte, wurde der Wert mit einer höheren Transparenz in den Grafiken dargestellt und nicht für den jeweiligen Fit verwendet. Die Bodenmischproben umfassten einen Aktivitätsbereich von 22,1 bis 500 Bq/kg Tg, wobei in etwa $\frac{2}{3}$ der Untersuchungsfelder eine ^{137}Cs -Aktivität von weniger als 100 Bq/kg TG aufwiesen.

Abbildung 62 zeigt die Korrelation zwischen den gewichteten Mittelwerten der ^{137}Cs -Aktivität in den Fruchtkörpern der Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und der Kontamination der Bodenmischproben. Die Messdaten sind in die drei Höhenlagen 650-750 m, 900-1.000 m und 1.100-1.200 m ü NN unterteilt und jeweils mit logarithmischer sowie linearer Achsenskalierung dargestellt. Unabhängig von der Achsenskalierung weisen die beiden linearen Fits der gemessenen Werte für die höchste und kleinste Höhenlage eine positive Korrelation zwischen den beiden Kontaminationen auf. Die Daten der mittleren Höhenlage zeigen mit einem korrigierten R-Quadrat von nahezu Null keine Korrelation. In Tabelle 7 sind die Fitparameter Steigung und korrigiertes R-Quadrat aller Korrelationen sowohl für die logarithmische als auch die lineare Darstellung aufgeführt. Der Fit für die gemessenen Werte für die Höhenlage 650-750 m ü. NN weist eine größere Steigung auf als der Fit für die Daten der Höhenlage 1.100-1.200 m ü. NN. Die korrigierten R-Quadrate liegen zwischen 0,71 und 0,89, wobei die Korrelationen bei logarithmischer Achsenskalierung einen höheren Wert aufweisen als bei linearer Skalierung. Bei Betrachtung der gesamten Daten der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) in logarithmischer Darstellung ohne Unterteilung nach Höhenlage ergäbe sich mit einem korrigierten R-Quadrat von 0,54 eine schwächere Korrelation als bei 650-750 m ü. NN und 1.100-1.200 m ü. NN. Die Steigung betrüge $0,70 \pm 0,13$.

Abbildung 63 zeigt die Korrelation zwischen der radioaktiven Belastung der Fruchtkörper von Steinpilzen (*Boletus edulis*) und der ^{137}Cs -Aktivität in den Bodenmischproben. Die Messdaten sind wie in Abbildung 63 getrennt nach den drei Höhenlagen und sowohl logarithmisch als auch linear dargestellt. Die Fitparameter aller Korrelationen sind in Tabelle 7 aufgeführt. Wie bei den Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) zeigen die Fits der Höhenlagen 650-750 m ü. NN und 1.100-1.200 m ü. NN eine positive Korrelation. Bei der Höhenlage 900-1.000 m ü. NN zeigt sich wie bei den Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) keine Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität der Pilzfruchtkörper und der Bodenkontamination. Der Fit für diese Höhenlage weist unabhängig von der Achsenskalierung ein negatives korrigiertes R-Quadrat in der Größenordnung von Null auf. Wie bei den Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) weisen die Korrelationen der Höhenlage 650-750 m ü. NN eine größere Steigung auf als die Korrelationen der Höhenlage 1.100-1.200 m ü. NN. Der Wert des korrigierten R-Quadrats ist größer bei der höchsten Höhenlage als bei der niedrigsten. Bei Betrachtung aller Messwerte der Steinpilze (*Boletus edulis*) ergäbe sich bei logarithmischer Achsenskalierung ein Fit mit einer Steigung von $0,53 \pm 0,13$ und einem korrigierten R-Quadrat von 0,39.

Tab. 7: Fitparameter der Korrelationen zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Pilzfruchtkörpern und der Bodenkontamination bei unterschiedlichen Höhenlagen

	Höhenlage	Fitparameter	Darstellung	
			logarithmisch	linear
Maronenröhrlinge (<i>Imleria badia</i>)	1.100-1.200 m	Steigung	$0,62 \pm 0,08$	$15,55 \pm 2,55$
		Korr. R^2	0,89	0,84
	900-1.000 m	Steigung	$0,26 \pm 0,26$	$-13,64 \pm 15,19$
		Korr. R^2	0,002	-0,03
	650-750 m	Steigung	$1,14 \pm 0,17$	$58,80 \pm 12,20$
		Korr. R^2	0,82	0,71
Steinpilze (<i>Boletus edulis</i>)	1.100-1.200 m	Steigung	$0,65 \pm 0,11$	$2,29 \pm 0,62$
		Korr. R^2	0,84	0,65
	900-1.000 m	Steigung	$0,11 \pm 0,19$	$0,93 \pm 1,05$
		Korr. R^2	-0,09	-0,03
	650-750 m	Steigung	$0,83 \pm 0,32$	$4,17 \pm 1,71$
		Korr. R^2	0,49	0,45

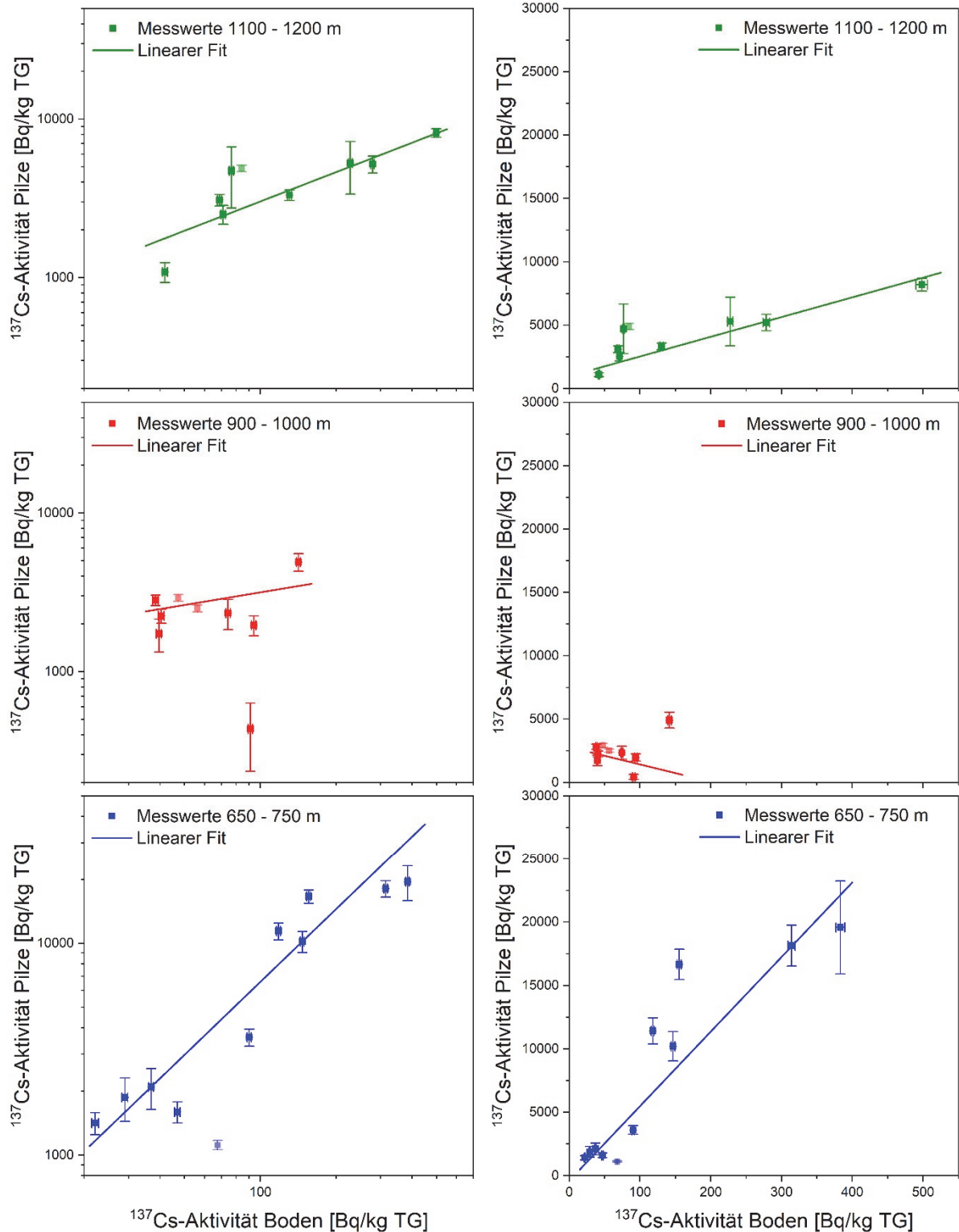


Abb. 62: Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Fruchtkörpern von Maronnröhrlingen (*Imleria badia*) und der Bodenkontamination bei unterschiedlichen Höhenlagen

Die Messdaten sind getrennt nach den drei Höhenlagen (650-750 m, 900-1.000 m und 1.100-1.200 m) abgebildet. Die Daten werden sowohl in logarithmischer Darstellung (linke Spalte) als auch in linearer Darstellung (rechte Spalte) gezeigt. Untersuchungsfelder mit nur einer Probe sind mit einer erhöhten Transparenz dargestellt und wurden nicht für den Fit verwendet. Bei der mittleren Höhenlage 900-1.000 m dient die Gerade als Sichtlinie und weist keine Korrelation nach.

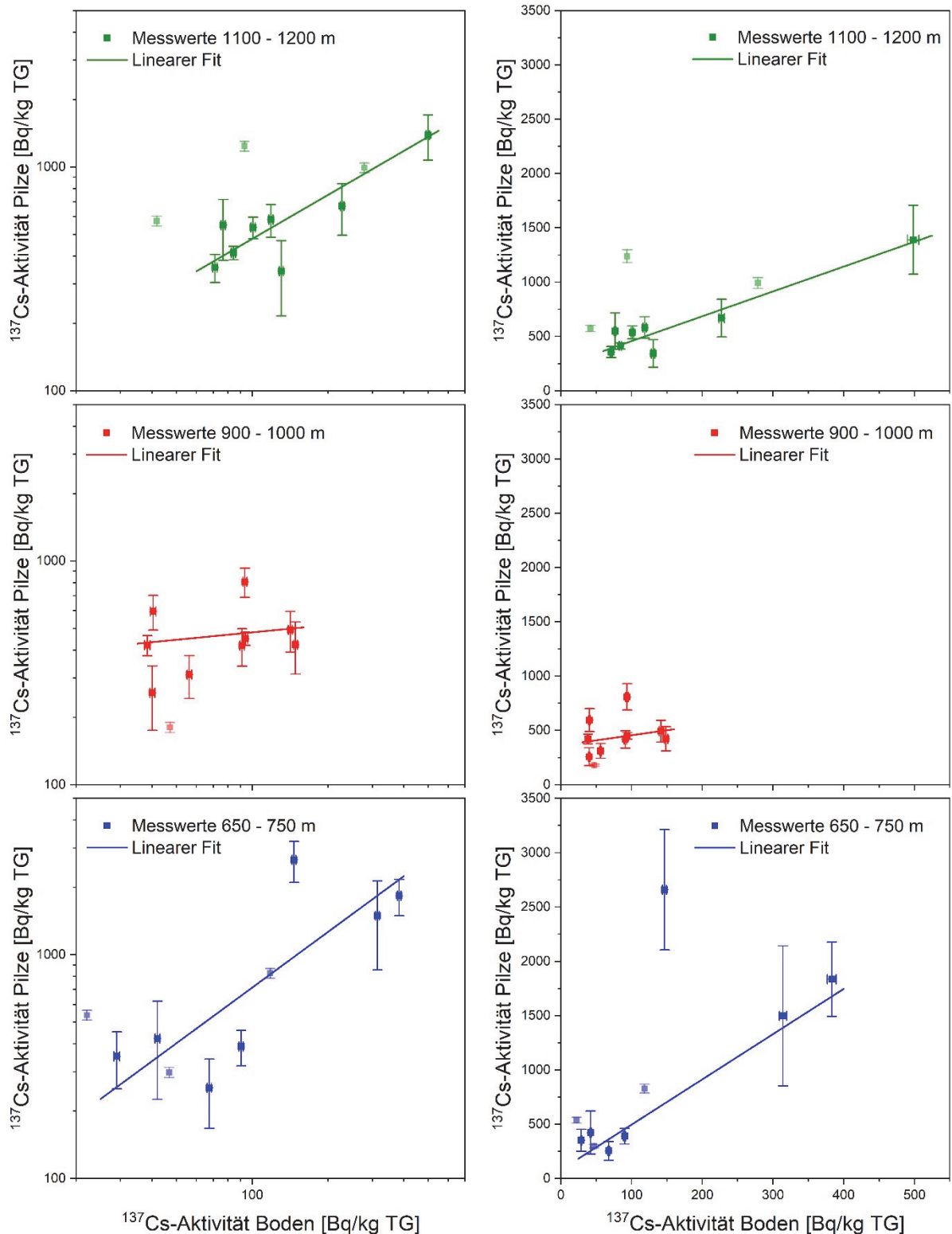


Abb. 63: Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Fruchtkörpern von Steinpilzen (*Boletus edulis*) und der Bodenkontamination bei unterschiedlichen Höhenlagen

Die Messdaten sind getrennt nach den drei Höhenlagen (650-750 m, 900-1.000 m und 1.100-1.200 m) abgebildet. Die Daten werden sowohl in logarithmischer Darstellung (linke Spalte) als auch in linearer Darstellung (rechte Spalte) gezeigt. Untersuchungsfelder mit nur einer Probe sind mit einer erhöhten Transparenz dargestellt und wurden nicht für den Fit verwendet. Bei der mittleren Höhenlage 900-1.000 m dient die Gerade als Sichtlinie und weist keine Korrelation nach.

5.5 Deutschlandweite Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden

Die Aufnahme von ^{137}Cs über den Verzehr von belasteten Pilzfruchtkörpern kann sich negativ auf die Gesundheit auswirken. Daher ist es wichtig die radioaktive Belastung von Pilzen abschätzen zu können, jedoch ist dies aufgrund von vielen verschiedenen Einflussfaktoren schwierig. Diese Untersuchung dient der Überprüfung einer Korrelation zwischen der derzeitigen ^{137}Cs -Aktivität von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) sowie Steinpilzen (*Boletus edulis*) und der Bodenkontamination Deutschlands mit ^{137}Cs im Jahr 1986. Sofern eine Korrelation vorliegt, könnte die Bodenkontaminationskarte Deutschlands von 1986 (BFS 2016a) als Hilfsmittel genommen werden, um abzuschätzen in welchen Waldgebieten Pilze unbedenklicher gesammelt werden können und in welchen darauf verzichtet werden sollte.

Abbildung 64a zeigt die ^{137}Cs -Bodenkontamination Deutschlands im Jahr 1986 (BFS 2016a). Die Abbildungen 64b und c zeigen die Fundorte der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und Steinpilze (*Boletus edulis*) sowie deren radioaktive Belastung mit ^{137}Cs .¹ Die Fundorte sind über ganz Deutschland verteilt, wobei die südliche Hälfte besser abgedeckt ist. Manche Regionen sind aufgrund eigener Untersuchungen (z. B. im Nationalpark Bayerischer Wald, 212 Proben, s. Kapitel 5.4) oder wiederholter Zusendungen von einem Pilzsammler (z. B. aus dem Nationalpark Schwarzwald, 14 Proben) stärker vertreten, so dass nicht alle einzelnen Fundorte zu erkennen sind. Die Einteilungen der Legenden basieren auf den gemessenen ^{137}Cs -Aktivitäten und unterscheiden sich daher in den beiden Grafiken. Bei Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) wurden deutlich höhere Werte gemessen als bei Steinpilzen (*Boletus edulis*). Bei beiden Pilzarten wurden wesentlich mehr niedrige Werte gemessen als höhere, weswegen für niedrige Werte kleinere Unterteilungen vorgenommen wurden. Die genaue Anzahl der enthaltenen Proben je Unterteilungsbereich ist in Anhang 19 aufgeführt. Insgesamt umfasst die Untersuchung 535 Proben, von denen 306 auf Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und 229 auf Steinpilze (*Boletus edulis*) entfallen.

¹ Die Bodenkontaminationskarte darf mit freundlicher Genehmigung des BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ in der Originaldarstellung abgebildet werden. Daher sind die Fundorte der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und Steinpilze (*Boletus edulis*) in separaten Karten dargestellt.

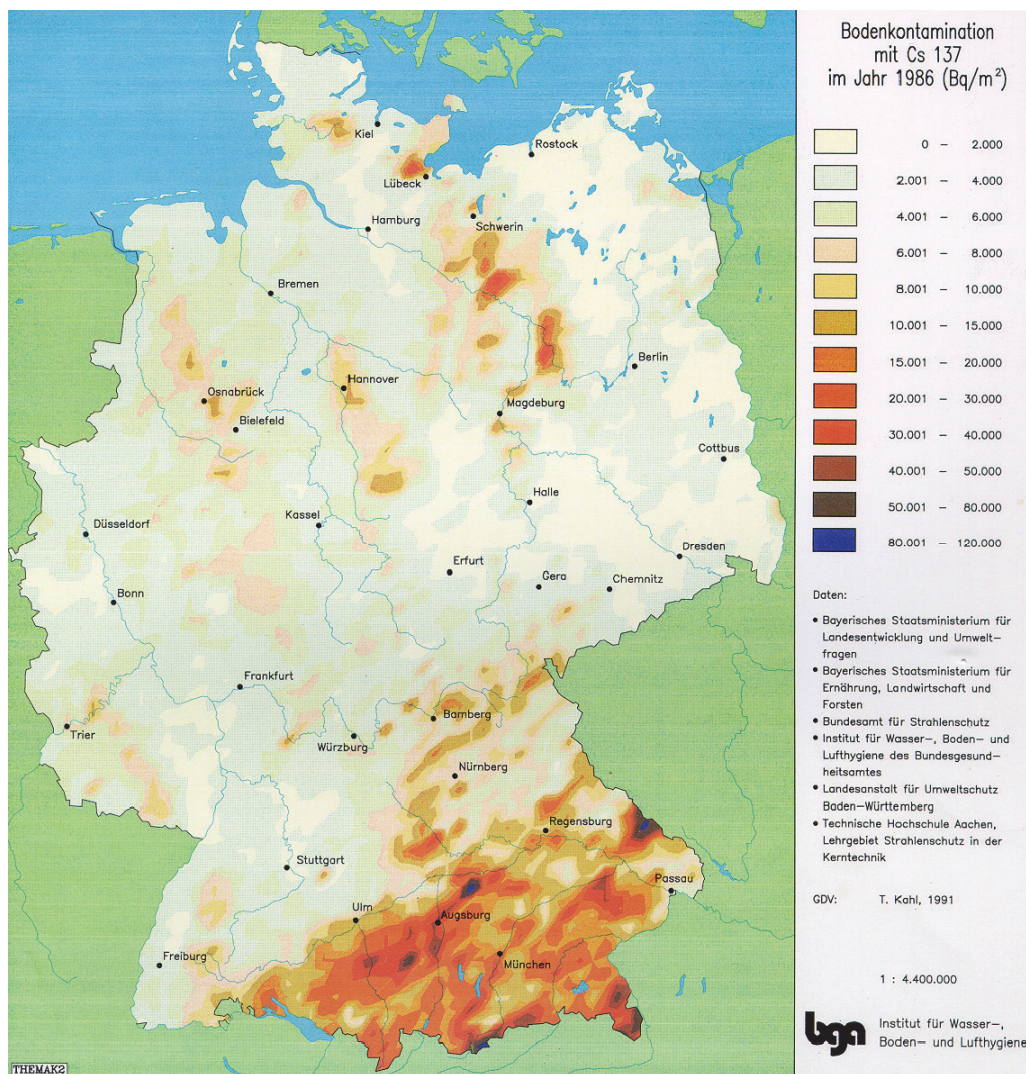


Abb. 64a: Bodenkontamination Deutschlands mit radioaktivem ¹³⁷Cs im Jahr 1986
 Deutschlandkarte der Bodenkontamination mit radioaktiven ¹³⁷Cs nach der Tschernobyl-Reaktorkatastrophe im Jahr 1986, abgebildet mit freundlicher Genehmigung vom BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ.

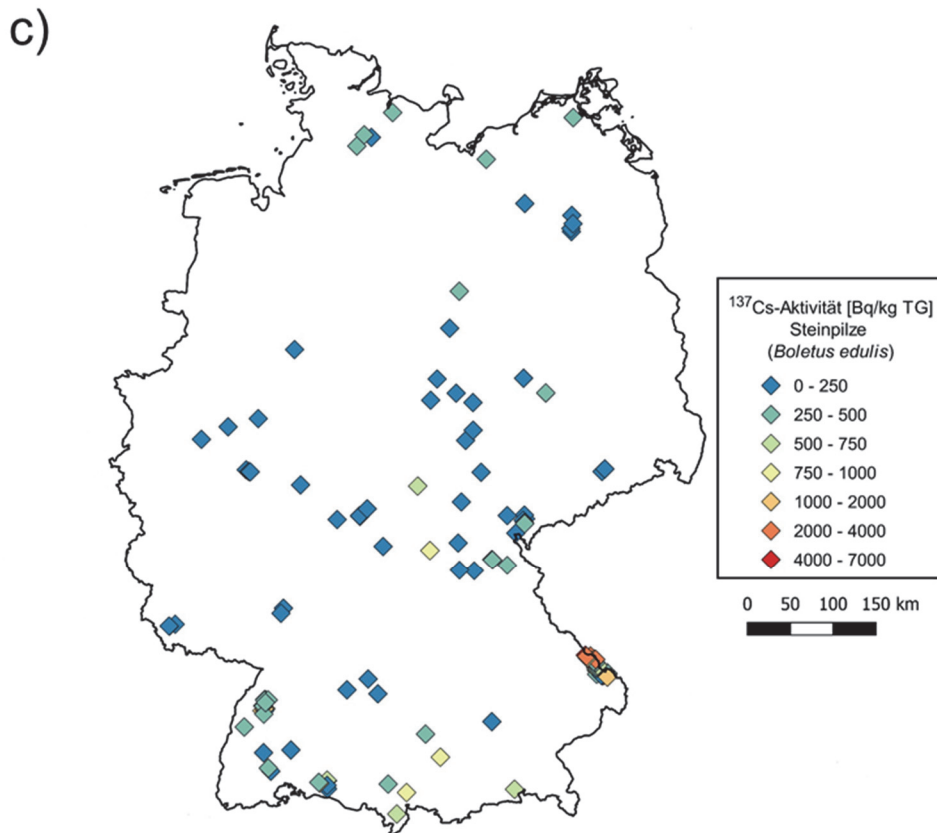
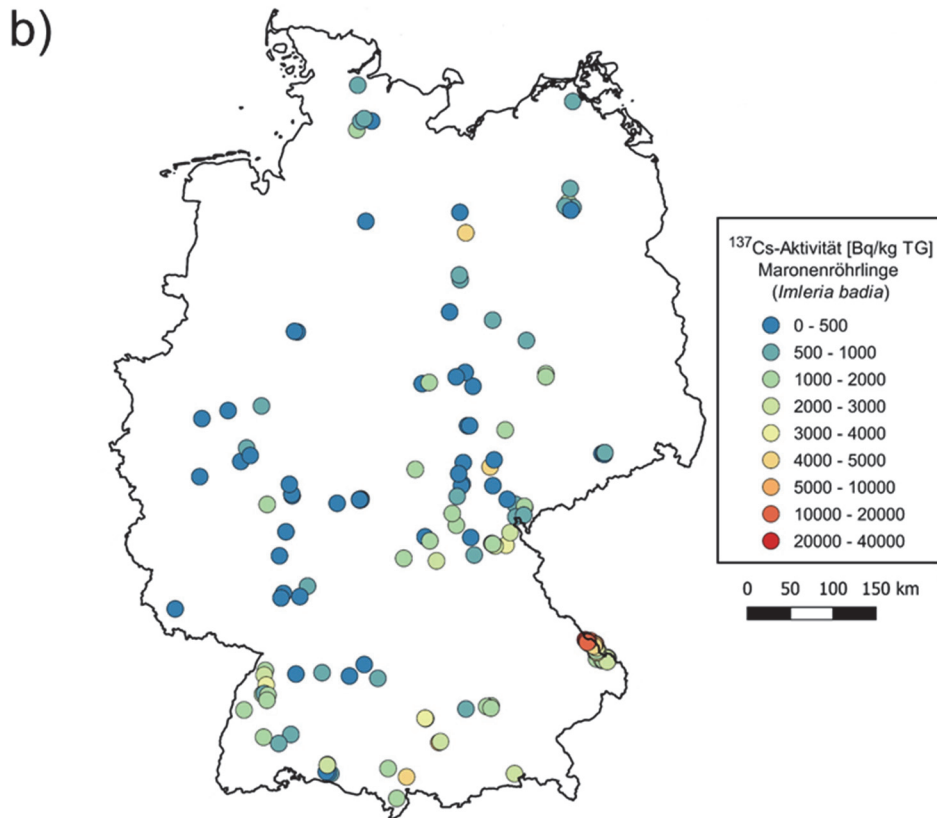


Abb. 64b,c: Übersichtskarten zur radioaktiven Belastung von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*) in Deutschland

Die Karte zeigt die Fundorte der Pilzproben in Deutschland (©EuroGeographics bezüglich der Verwaltungsgrenzen). Die farbliche Unterteilung bezieht sich auf die ¹³⁷Cs-Aktivität in [Bq/kg TG]. a) Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) b) Steinpilze (*Boletus edulis*)

Zur Überprüfung einer möglichen Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in den Pilzfruchtkörpern und der Bodenkontamination im Jahr 1986 wurden die Messwerte getrennt nach Pilzart über die ^{137}Cs -Aktivität des Bodens aufgetragen (s. Abb. 65 und 66). Die Achsen sind jeweils logarithmisch skaliert. Die Messwerte der Pilzproben wurden auf den 01.10.2012 korrigiert (s. Kapitel 4.1). Die Fehlerbalken der ^{137}Cs -Aktivitätswerte der Fruchtkörper liegen meist in der Größe der Punkte und sind daher nicht sichtbar. Für die Bodenkontaminationswerte wurde jeweils der Mittelwert des Legendeneintrags der Bodenkontaminationskarte genommen. Die Grenzwerte der Bereiche sind durch die vertikalen Linien dargestellt. Ein Fehler der ^{137}Cs -Aktivität des Bodens kann nicht angegeben werden, da nur Bereiche aus der Karte entnommen werden können, d. h. der tatsächliche Bodenkontaminationswert kann irgendwo zwischen den beiden Grenzwerten liegen. Die Zahlenwerte zwischen den vertikalen Linien geben die Probenanzahl für den jeweiligen Bereich wieder. Abbildung 65 zeigt den Zusammenhang zwischen der radioaktiven Belastung der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und der Bodenkontamination. Insgesamt umfasst der Datensatz 306 Proben und die ^{137}Cs -Aktivitätswerte liegen zwischen $17,8 \pm 3,0$ und 35.600 ± 1.740 Bq/kg TG (s. Anhang 20). Die Werte wurden mit einem linearen Fit analysiert. Zusätzlich zu diesem ist das 95 % Konfidenzband angegeben. Die Aktivitätswerte der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) streuen zum Teil stark innerhalb der einzelnen Bodenkontaminationskategorien. Die stärkste Abweichung vom Fit ist bei der niedrigsten Kategorie von 0 bis 2.000 Bq/m² zu sehen, wobei ca. 90 % der Messwerte oberhalb des linearen Fits liegen. Unabhängig davon zeigt sich eine positive Korrelation mit einem korrigierten R² von 0,64. Die Steigung des Fits beträgt $0,89 \pm 0,04$.

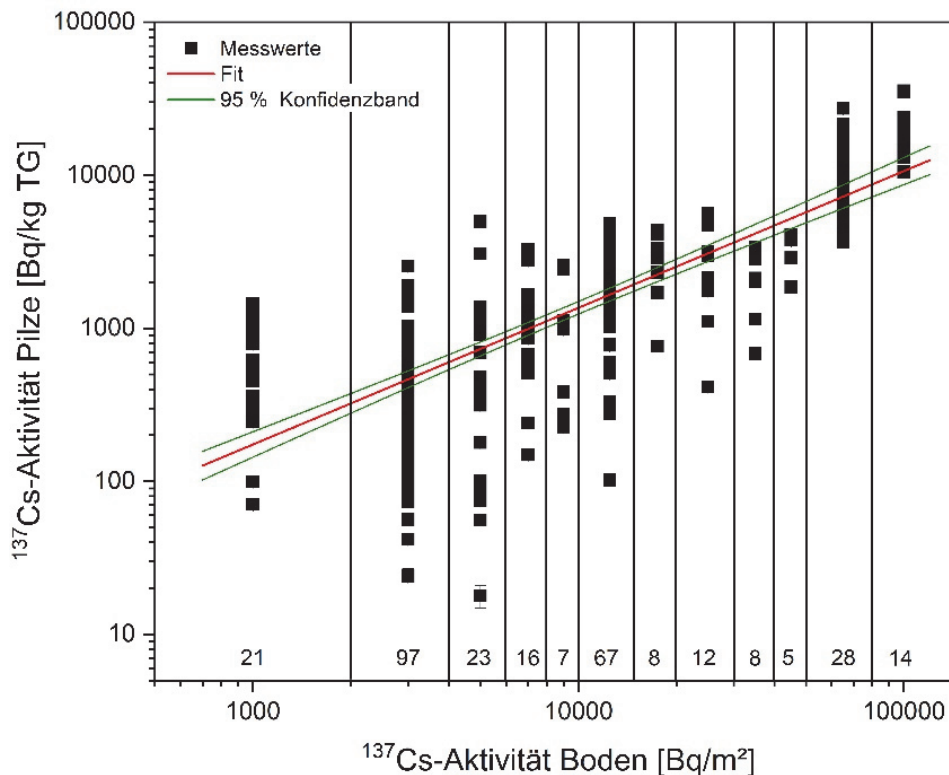


Abb. 65: Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) im Jahr 2012 und der Bodenkontamination Deutschlands im Jahr 1986

Die Fehler der Messwerte der Radioaktivität in den Pilzfruchtkörpern liegen in der Größe der Punkte und sind dadurch meist nicht sichtbar. Die vertikalen Linien zeigen die Grenzen der Kategorien (Legendeneintrag) der Bodenkontamination an. Die Zahlenwerte zwischen den Linien geben die Probenanzahl für die jeweilige Kategorie an. Zusätzlich zum linearen Fit ist das 95 % Konfidenzband angegeben.

Abbildung 66 zeigt die Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Steinpilzen (*Boletus edulis*) und der Bodenkontamination im Jahr 1986. Die Grafik ist genauso aufgebaut wie für die Analyse der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*). Die Aktivitätswerte der Steinpilze (*Boletus edulis*) variieren ebenfalls. Insgesamt umfasst der Datensatz 229 Proben und die ^{137}Cs -Aktivitätswerte liegen zwischen $6,82 \pm 1,95$ und 6.900 ± 338 Bq/kg TG (s. Anhang 21). Es zeigt sich eine positive Korrelation mit der Bodenkontamination, wobei diese schwächer ausfällt als bei den Maronenröhrlingen (*Imleria badia*). Der Fit erzielte ein korrigiertes R^2 von 0,45 und hat eine Steigung von $0,55 \pm 0,04$.

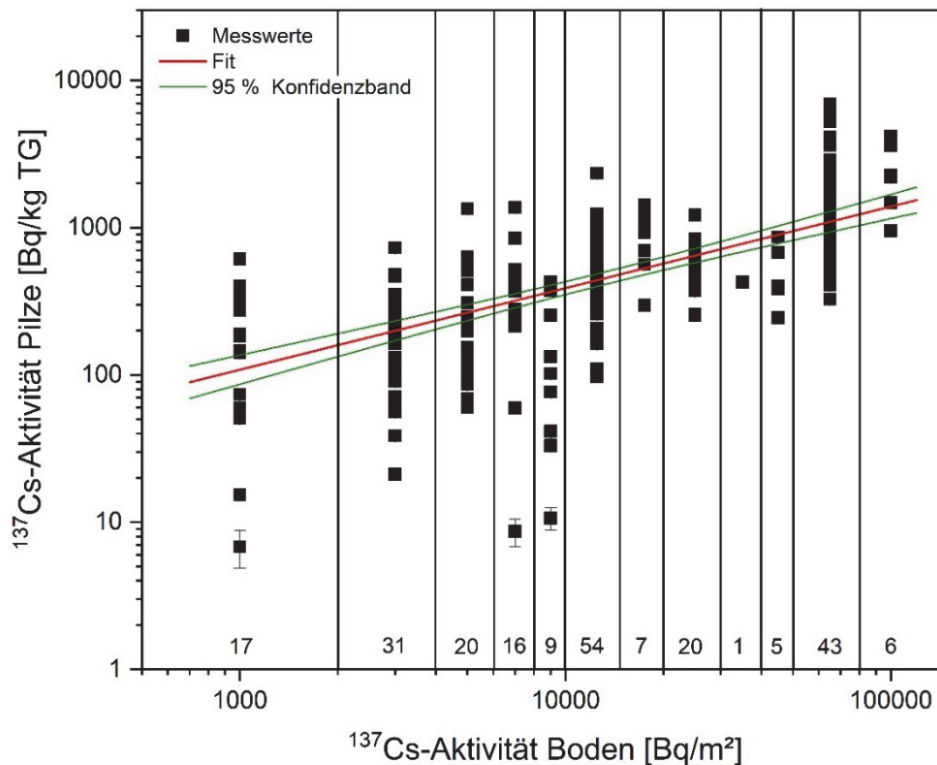


Abb. 66: Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Steinpilzen (*Boletus edulis*) im Jahr 2012 und der Bodenkontamination Deutschlands im Jahr 1986

Die Fehler der Messwerte der Radioaktivität in den Pilzfruchtkörpern liegen in der Größe der Punkte und sind dadurch meist nicht sichtbar. Die vertikalen Linien zeigen die Grenzen der Kategorien (Legendeneintrag) der Bodenkontamination an. Die Zahlenwerte zwischen den Linien geben die Probenanzahl für die jeweilige Kategorie an. Zusätzlich zum linearen Fit ist das 95 % Konfidenzband angegeben.

Eine weitere Möglichkeit für die Auswertung der Daten ist die Betrachtung von Transferfaktoren. In diesem Fall ist es das Verhältnis der ^{137}Cs -Aktivität der Fruchtkörper in [Bq/kg TG] im Jahr 2012 und der Bodenkontamination mit ^{137}Cs im Jahr 1986 in [Bq/m²]. Die Bestimmung erfolgte für jeden einzelnen Messwert. Für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) lagen die Transferfaktoren im Bereich von 0,004 bis 1,449 m²/kg mit einem Mittelwert von 0,191 m²/kg. Für Steinpilze (*Boletus edulis*) variierten die Transferfaktoren zwischen 0,001 und 0,612 m²/kg mit einem Mittelwert von 0,053 m²/kg.

6. Diskussion

Im Zentrum dieser Arbeit steht die radioaktive Belastung der Fruchtkörper von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*) mit ^{137}Cs . Zusätzlich zu den Pilzproben wurden Bodenproben untersucht, um den Zusammenhang zwischen der Bodenkontamination und der ^{137}Cs -Aktivität der Pilzfruchtkörper zu analysieren.

6.1 Örtliche Variabilität Eichenzell

Die Untersuchung der örtlichen Variabilität der ^{137}Cs -Kontamination in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) in den ca. einen Kilometer voneinander entfernten Waldgebieten „Eichenzell Türmchenwald“ und „Eichenzell hinter der Autobahn“ hat gezeigt, dass die Messwerte grundsätzlich eine Streuung aufweisen. Diese ist beim „Türmchenwald“ größer als bei „Eichenzell hinter der Autobahn“. Dies kann durch die größere Entfernung der Fundorte der einzelnen Fruchtkörper im ersten Gebiet erklärt werden. In einer Untersuchung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) fielen ebenfalls starke Schwankungen des ^{137}Cs unter anderem in Pilzen auf, welche zum Teil auf die Inhomogenität der Kontamination des Bodens mit ^{137}Cs zurückgeführt wurden (FIELITZ 2001). Ein Grund dafür kann der unterschiedlich starke Wassereintrag sein, welcher am Baumstamm (Stammablauf) größer ist als im Kronenbereich (Kronentraufe). FÖRSTER et al. (1991) führten dies insbesondere bei Buchen an, während sie die erhöhte Aktivität in Stammnähe von Fichten auf die vermehrte Ansammlung von Borkelementen und Nadelstreu zurückführten. Durch beide Faktoren wurde nach dem Fallout 1986 vermehrt ^{137}Cs in stammnahe Bodenbereiche transportiert. Des Weiteren können die Schwankungen in den kleinräumigen Unterschieden der Standortbedingungen wie Dicke und Temperatur der Humusaufgabe, welche einen Einfluss auf die Stoffwechselaktivität von Mikroorganismen haben, begründet sein. Ebenso kann die inhomogene Verteilung von beispielsweise Steinen und abgestorbenen Wurzeln und den dadurch variierenden Bedingungen für die Anreicherung von ^{137}Cs (Sorption) zu einer unterschiedlichen Verfügbarkeit von ^{137}Cs im Boden führen (FIELITZ 2001). Es ist anzunehmen, dass diese Faktoren in einem größeren Gebiet auch einen stärkeren Einfluss haben, da die Wahrscheinlichkeit des Auftretens unterschiedlicher Standortbedingungen zunimmt. Um ein repräsentatives Ergebnis zu erhalten, ist es daher sinnvoll eine möglichst hohe Anzahl an Fruchtkörpern zu untersuchen. Die Qualität der Ergebnisse ist hierbei unabhängig davon, ob die einzelnen Fruchtkörper separat oder in einer gemeinsamen Probe gemessen werden.

Bei Betrachtung der Messwerte von einem Sammeltag zeigte sich eine Variabilität bis zu einem Faktor von sechs, die nicht nur auf standortbezogene Unterschiede zurückzuführen ist. Der Vergleich der Jahre 2017 und 2019 zeigte, dass hohe Aktivitäten in Pilzproben unterschiedlicher Fundorte gefunden wurden und dass an diesen Fundorten im anderen Jahr Proben mit deutlich geringerer ^{137}Cs -Aktivität gesammelt wurden. Selbst bei Betrachtung eines Jahres zeigte sich, dass in einem kleinen Bereich Fruchtkörper mit unterschiedlich hohen Aktivitäten zu finden sind. Dies lässt vermuten, dass es natürliche Schwankungen in den Prozessen der Aufnahme und Verteilung

von Nährstoffen in Pilzmyzelien und Fruchtkörpern gibt, welche noch weiter erforscht werden sollten. Die Variabilität der Aktivitäten einzelner Pilzindividuen kann die Unterschiede zwischen Proben aus einem Gebiet erklären. Mehrere Autoren fanden Abweichungen um einen Faktor von ca. drei zwischen Proben aus demselben Untersuchungsgebiet und Jahr (RÜHM et al. 1998; ZARUBINA 2016).

Insgesamt hat sich gezeigt, dass die Schwankungen zwischen den Gebieten „Eichenzell Türmchenwald“ und „Eichenzell hinter der Autobahn“ geringer sind als innerhalb des größeren Gebietes „Eichenzell Türmchenwald“, was darin begründet ist, dass die Entfernung zwischen den einzelnen Fundorten der Fruchtkörper innerhalb des einen Gebietes zum Teil größer sind als zwischen den Gebieten. Aus diesem Grund können beide Waldstücke für zukünftige Analysen zu einem Probengebiet zusammengefasst werden.

Alles in allem zeigte die Untersuchung mit Bezug auf die örtlichen Zusammenhänge, dass für Analysen und insbesondere für Prognosen über die Kontamination mit ^{137}Cs eine Vielzahl von Fruchtkörpern aus einem Probengebiet untersucht werden sollten, um den Einfluss extrem geringer oder extrem hoher Werte zu minimieren. Dies stimmt mit der Untersuchung von SMITH et al. (1993) überein, welche anhand von Häufigkeitsverteilungen darauf schlossen, dass für eine Aussage über die radioaktive Belastung von Pilzen innerhalb eines Waldgebietes 10 bis 20 Fruchtkörper untersucht werden sollten. Für die vorliegenden Untersuchungen ist bis auf wenige Ausnahmen genügend Material vorhanden, entweder über die Anzahl der Fruchtkörper innerhalb einer Probe oder die wiederholte Probennahme in einem Gebiet.

6.2 Tiefenprofile Eichenzell

Die vier Tiefenprofile aus dem Waldgebiet Eichenzell zeigen allesamt ein Maximum der ^{137}Cs -Aktivität in den obersten 5 cm, womit die höchste ^{137}Cs -Aktivität in der organischen Auflage zu finden ist. Dies stimmt mit den Erkenntnissen aus der Literatur überein (KAMMERER et al. 1994; KARADENIZ & YAPRAK 2007; PIETRZAK-FLIS et al. 1996). Die zweiten Maxima in den Tiefenprofilen 2 und 4 lagen im Übergangsbereich zwischen A_h - und B-Horizont. Dies deutet darauf hin, dass das Cäsium in diesem Bereich durch eine Schicht gebunden wird, sodass der Eintrag von oben schneller erfolgt als die Weitergabe in tiefere Bereiche. Da optisch keine Besonderheiten zu erkennen waren, könnten hierfür Tonminerale verantwortlich sein, welche das Cäsium fester binden (AMELUNG et al. 2018; KRUYTS & DELVAUX 2002). Eine weitere Möglichkeit wäre, dass das Cäsium zu verschiedenen Zeiten in den Boden eingetragen wurde. SCHIMMACK et al. (1989) ermittelten, dass ^{137}Cs vom Reaktorunfall von Tschernobyl kurz nach dem Vorfall hauptsächlich in den oberen 5 cm zu finden war, während ^{137}Cs von globalen Waffentests bereits in tiefere Schichten (mehr als 5 cm) gewandert war. Dadurch könnten die zwei Maxima erklärt werden. Es ist in diesem Fall jedoch verwunderlich, dass nur bei zwei der vier Tiefenprofile zwei Maxima zu erkennen sind, obwohl die Proben unweit voneinander entnommen wurden.

Die Gesamtaktivität der Tiefenprofile variierte in einem engen Bereich, jedoch unterschied sich die vertikale Verteilung des ^{137}Cs im Boden. Die Tiefenprofile 1 und 2 wiesen höhere ^{137}Cs -Aktivitäten in ihren Maxima in den obersten fünf Zentimeter auf als die anderen beiden Tiefenprofile. Das Myzel von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) befindet sich hauptsächlich in der organischen Auflage (Streuauflage, O_f - und O_h -Horizont) (RÜHM et al. 1997). Die um ca. Faktor zwei höhere Aktivität im Boden in diesem Bereich bei den Tiefenprofilen 1 und 2 könnte zu den beiden höchsten ^{137}Cs -Aktivitäten der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) (s. Kap. 5.1). geführt haben, die in der Nähe dieser beiden Tiefenprofile gesammelt wurden. Da in demselben Bereich ebenfalls sehr viele Pilzproben mit niedrigeren ^{137}Cs -Aktivitäten gemessen wurden, ist anzunehmen, dass noch weitere Faktoren eine Rolle spielen, welche erklären, warum manche Fruchtkörper mehr Cäsium aufweisen als andere.

6.3 Zeitliche Entwicklung

Für die Untersuchung der zeitlichen Entwicklung der ^{137}Cs -Belastung von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) wurden Proben aus drei Waldgebieten untersucht, welche aufgrund ihrer unterschiedlich starken Bodenbelastung nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl ausgewählt wurden. Dadurch konnte eine mögliche Korrelation zwischen der effektiven Halbwertszeit und der Bodenkontamination untersucht werden. Im Jahr 1986 betrug die Bodenkontamination im Waldgebiet Eichenzell ca. 3.000 Bq/m^2 , in Wülfersreuth ca. 12.500 Bq/m^2 und in Oberschönenfeld ca. 35.000 Bq/m^2 . Trotz der unterschiedlichen Bodenkontamination ergaben sich effektive Halbwertszeiten in einem engen Bereich von 5,2 bis 5,8 Jahren (s. Tab. 8). Als Mittelwert ergab sich eine effektive Halbwertszeit von $5,4 \pm 0,3$ Jahren. Dies entspricht nur ca. 18 % der physikalischen Halbwertszeit von ^{137}Cs . Der Wert ist ebenfalls deutlich niedriger als die effektive Halbwertszeit von Waldökosystemen, die STREBL et al. (2000) mit 29 Jahren angegeben haben. Nach STREBL et al. (2000) verbleibt beinahe das gesamte Radiocäsium im Nährstoffkreislauf des Ökosystems.

Da mit der Untersuchung der Pilze nur ein Teilbereich des Systems betrachtet wird, ist aufgrund dieser Aussage anzunehmen, dass sich das Vorkommen des ^{137}Cs mit der Zeit in Bereiche verschiebt, in denen es für Pilze nicht mehr verfügbar ist. Pilze nehmen Nährstoffe über die Hyphen, welche das Myzel bilden, auf. Eine mögliche Theorie wäre, dass das Radiocäsium in andere Bodenschichten gewandert ist, in welche das Myzel der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) nicht vordringt. Diese Prognose bezüglich des Zusammenhangs der Tiefe des Myzels und des Vorkommens von ^{137}Cs in verschiedenen Bodentiefen wurde bereits in einer Veröffentlichung vom BfS im Jahr 2013 gestellt, nachdem die Aktivitätswerte der Pilze, die ihre Nährstoffe aus den oberen Bodenschichten beziehen, abnehmen, wenn das ^{137}Cs in tiefere Bodenbereiche wandert (BFS 2013). Eine Untersuchung des BMUBs betrachtete die zeitliche Entwicklung des ^{137}Cs im Bodenprofil im Zeitraum 1989 bis 2001. Diese zeigte, dass das Maximum des ^{137}Cs -Gehaltes zwar in den oberen Bodenschichten liegt, es aber zu einer langsamen Verschiebung in tiefere Bereiche kommt (FIELITZ 2001). Demnach ist es möglich, dass der ^{137}Cs -Gehalt in den Bodenschichten, aus denen die Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) ihre Nährstoffe beziehen, mit der Zeit abnimmt. FIELITZ (2001) konnte allerdings im Zeitraum 1989 bis 2000 keine signifikante Abnahme der ^{137}Cs -Aktivität in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*) feststellen. In den Jahren 1989 bis 1994 zeigte sich eine tendenzielle Abnahme, wohingegen die ^{137}Cs -Aktivitätswerte 1998 bis 2000 wieder leicht anstiegen. Die Untersuchungen von FIELITZ (2001) ergaben bei Betrachtung verschiedener Ökosystemkompartimente wie Waldbodenpflanzen, dass der Rückgang der ^{137}Cs -Kontamination von 1988 bis 1993 schneller verlief als von 1994 bis 2000. Demnach ist es grundsätzlich denkbar, dass die effektive Halbwertszeit von Pilzen, in diesem Fall Maronenröhrlingen (*Imleria badia*), ebenfalls nicht konstant den gleichen Wert aufweist. Bei Betrachtung der eigenen Daten für das Waldgebiet Wülfersreuth ergab sich eine effektive Halbwertszeit von $5,8 \pm 1,3$ Jahren, wohingegen der Wert um ca. 30 % auf $7,7 \pm 0,6$ Jahre steigt, wenn die Messung von PAULUS & REISINGER (1990) für das Jahr 1987 hinzugenommen wird. Eine Erklärung dafür wäre eine Verlagerung des Cäsiums in tiefere Bodenschichten und eine sich dadurch ändernde Verfügbarkeit

des Cäsiums. Dadurch könnte die Cäsiumabnahme in den ersten Jahren nach der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl geringer gewesen sein. Allerdings wären für eine Überprüfung dieser Annahme weitere Daten nötig, da es sich hierbei nur um die Betrachtung eines einzelnen Waldgebietes handelt.

Tab. 8: Übersicht der effektiven Halbwertszeiten

Waldgebiet	T_{eff} [a]	$R^2_{\text{korr.}}$	Gesamtmittelwert T_{eff} [a]
Eichenzell	$5,3 \pm 0,9$	0,84	$5,4 \pm 0,3$
Oberschönenfeld	$5,2 \pm 1,6$	0,78	
Wülfersreuth (eigene Daten)	$5,8 \pm 1,3$	0,83	
Wülfersreuth (eigene Daten + Paulus & Reisinger)	$7,7 \pm 0,6$	0,86	

AMUNDSEN et al. (1996) untersuchten im Zeitraum 1989 bis 1994 die zeitliche Entwicklung von ^{137}Cs in Birkenmilchlingen (*Lactarius torminosus*) in Norwegen. Sie fanden eine effektive Halbwertszeit von 2 bis 6 Jahren, allerdings mit großen Fehlern. RÜHM et al. (1998) berechneten mit Hilfe eines Modells basierend auf Messdaten von 1987 bis 1994, dass die ^{137}Cs -Aktivität von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) 25 Jahre nach Tschernobyl auf 5 % der ursprünglichen Aktivität gesunken sein würde. Dies entspräche einer effektiven Halbwertszeit von 6 Jahren. Die vorliegenden Messergebnisse der Untersuchung zur Entwicklung während der letzten fünf bis neun Jahre in den drei Waldgebieten bestätigen die Modellrechnung. Da die Bodenkontaminationswerte der drei untersuchten Waldgebiete unterschiedlich waren, konnte das Modell unabhängig von der ursprünglichen Menge des eingetragenen ^{137}Cs bestätigt werden.

6.4 Untersuchung im Nationalpark Bayerischer Wald

6.4.1 Bodenproben Nationalpark Bayerischer Wald

Die Bodenmischproben und die Tiefenprofile zeigten eine höhere radioaktive Kontamination in den Untersuchungsfeldern im nördlichen Teil des Nationalparks Bayerischer Wald als im südlichen. Die höchsten ^{137}Cs -Aktivitäten wurden in den drei nördlichsten Untersuchungsfeldern gemessen. Dies stimmt mit dem Verteilungsmuster der dokumentierten Bodenkontamination nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahr 1986 überein (BFS 2016a).

Alle Tiefenprofile lassen sich sehr gut mit einem multiplen Gauss-Fit mit zwei bis drei Peaks beschreiben. Das erste Aktivitätsmaximum befand sich jeweils in einer Tiefe von 0,5 bis 7,0 cm, wobei es in 83 % der Fälle bei ≤ 4 cm lag. Dieser Bereich entspricht den organischen Horizonten (Streuauflage und O_r/O_h -Horizont) oder dem Übergang zum A_r -Horizont. Dies stimmt mit der Untersuchung von SCHLEICH (2006) überein, in welcher ebenfalls Tiefenprofile mit einem Gauss-Verlauf und einem Maximum der ^{137}Cs -Aktivität in einem Bereich von 1,0 bis 4,5 cm unter der Bodenoberfläche gemessen wurden. Diverse Untersuchungen von anderen Autoren haben ebenfalls ergeben, dass sich das Maximum in den organischen Horizonten befindet (KAMMERER et al. 1994; KARADENIZ & YAPRAK 2007; SHAND et al. 2013; VÖLKELE 2002). Im Gegensatz dazu fand FIELITZ (2005) das Maximum in einer etwas tieferen Region von 8,0 bis 12,0 cm. Dies stimmte mit einem Modell überein, welches die Migration des Radiocäsiums in tiefere Bodenschichten vorhersagt. Demnach würde sich das Maximum im Jahr 2020 in einer Tiefe von 14,0 bis 22,0 cm befinden. Dies kann durch die vorliegenden Untersuchungen im Nationalpark Bayerischer Wald jedoch nicht bestätigt werden. FIELITZ (2021) stellte selber bei einer erneuten Messung im Jahr 2018 zwar eine Tiefenmigration des ^{137}Cs im Vergleich zu einer Messung im Jahr 2002 fest, jedoch lag das Maximum weiterhin in den organischen Horizonten und dem Anfangsbereich des A_r -Horizonts. Im Gegensatz zu 2002 war das Maximum in 2018 in einem engeren Bereich prägnanter ausgebildet.

Unabhängig davon, dass sich der Großteil des Cäsiums weiterhin in den oberen Schichten befindet, zeigen alle Tiefenprofile aus dem Nationalpark Bayerischer Wald zwei bis drei Maxima, wobei die zweiten und dritten mehr oder weniger stark ausgeprägt sind. Dies zeigt, dass das Cäsium zwar in tieferen Schichten vorhanden ist, der größte Teil jedoch im oberen Bereich verbleibt. Diese Verteilung könnte aufgrund von unterschiedlichen Migrationsraten in den verschiedenen Schichten zu Stande kommen. Eine weitere mögliche Erklärung könnte der Eintrag von Cäsium aus weiteren Quellen sein. SCHIMMACK et al. (1989) haben bei Untersuchungen kurz nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl herausgefunden, dass das Radiocäsium, welches durch globale Waffentest freigesetzt wurde, in Bodenbereichen unterhalb von 5 cm zu finden war. Das durch den Unfall in Tschernobyl freigesetzte ^{137}Cs hingegen befand sich in den obersten 5 cm. Das durch die globalen Waffentests freigesetzte ^{137}Cs könnte in den vergangenen 30 Jahren noch weiter in tiefere Schichten migriert sein und sich in den tiefer liegenden Maxima widerspiegeln.

6.4.2 Pilzproben Nationalpark Bayerischer Wald

Die ^{137}Cs -Aktivitätswerte der Fruchtkörper der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und der Steinpilze (*Boletus edulis*) zeigten, dass Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) um den Faktor fünf höher belastet sind als Steinpilze (*Boletus edulis*). Dieser Unterschied ist bereits durch diverse Studien belegt (DIETL & BREITIG 1988; HEINRICH 1993; MALINOWSKA et al. 2006). KALAČ (2001) veröffentlichte kategorisierte ^{137}Cs -Anreicherungsdaten von diversen Pilzarten. Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) gehören zur Gruppe mit einer hohen Akkumulationsrate, während Steinpilze (*Boletus edulis*) eine geringe Anreicherungsrate haben. KAMMERER et al. (1994) fanden in Steinpilzen (*Boletus edulis*) nur 8 bis 15 % der Cäsiumaktivität, die sie in Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) gemessen hatten. Dies stimmt annähernd mit dem Faktor fünf zwischen den Aktivitätswerten der im Bayerischen Wald gemessenen Proben überein. Die Aufnahme und Speicherung des ^{137}Cs ist pilzartspezifisch (GADD 2007). Zu den wichtigen artspezifischen Aspekten gehören chemische Eigenschaften, wie das Vorhandensein der cäsiumbindenden Pigmente Badion-A und Norbadion-A in der Huthaut von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) (AUMANN et al. 1989). Des Weiteren gehören andere Aspekte dazu wie der Umstand, dass das Myzel von Steinpilzen (*Boletus edulis*) in tiefere Regionen des Bodens vordringt als das Myzel von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) (ZARUBINA 2016).

Die Boxplots der ^{137}Cs -Aktivität in beiden Pilzarten zeigten unterschiedliche radioaktive Belastungen in Abhängigkeit von der Bodenkontamination (hoher und niedriger Aktivitätseintrag). In beiden Fällen waren Steinpilze (*Boletus edulis*) niedriger belastet als Maronenröhrlinge (*Imleria badia*), aber der Unterschied zwischen den beiden Arten war geringer in Gebieten mit einem niedrigen Kontaminationseintrag. Dies deutet darauf hin, dass das Anspruchsverhalten von Steinpilzen (*Boletus edulis*) auf die Bodenkontamination geringer ist als bei Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und limitiert sein könnte. Steinpilze (*Boletus edulis*) können womöglich nicht mehr Cäsium aufnehmen, selbst wenn die verfügbare Menge an Cäsium im Boden ansteigt. Bei Betrachtung der Boxplots nach Pilzart und Cluster allein kann dies nicht verifiziert werden. Weitere Untersuchungen sowie die Betrachtung weiterer Faktoren müssen erfolgen, um die Aufnahmemechanismen von ^{137}Cs durch verschiedene Pilzarten zu erklären.

Der Faktor Exposition (Hangausrichtung nach Ost oder West) wies keinen signifikanten Einfluss auf die ^{137}Cs -Kontamination von Fruchtkörpern auf. Die Exposition könnte einen Einfluss auf die Niederschlagsmenge haben und damit auf den ursprünglichen Eintrag des ^{137}Cs in den Boden sowie auf die Migration in tiefere Bodenschichten. Aufgrund des Ostwindes nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurde angenommen, dass die Wolken auf der Ostseite des Gebirgsrückens stärker abgerechnet sind. Allerdings befindet sich der Nationalpark Bayerischer Wald auf der Westseite des Gebirgsrückens, welcher am höchsten entlang der deutsch-tschechischen Grenze ist. Im Nationalpark selbst sind Ost- und Westhänge in unterschiedlichen Höhenlagen vorzufinden. Weder

das Verteilungsmuster der durchschnittlichen jährlichen Niederschläge (BÄSSLER et al. 2015) noch der ursprünglichen Bodenkontamination im Jahr 1986 (BFS 2016a) spiegeln diese kleinen Änderungen der Exposition wider. Dies stimmt mit dem Umstand überein, dass die radioaktive Belastung der Pilzfruchtkörper unabhängig von der Exposition des Fundortes ist.

Der Faktor Höhenlage (650-750 m, 900-1.000 m und 1.100-1.200 m ü. NN) zeigte einen signifikanten Einfluss auf die radioaktive Cäsiumbelastung der Pilze. Bei beiden Pilzarten wurden die höchsten ^{137}Cs -Aktivitätswerte in den Untersuchungsfeldern der Höhenlage 650-750 m ü. NN im Cluster „hoher Aktivitätseintrag“ gemessen. Der Einfluss der Höhenlage war signifikanter bei Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) als bei Steinpilzen (*Boletus edulis*). Daraus kann geschlossen werden, dass die Höhenlage einen Einfluss hat, aber nur in Abhängigkeit von der Pilzart und der Bodenkontamination. Die höhere radioaktive Belastung der Fruchtkörper aus den unteren Höhenlagen könnte mit geringeren Niederschlagsmengen zusammenhängen. SHAND et al. (2013) fanden eine positive Korrelation zwischen der Migrationsrate von ^{137}Cs und der Niederschlagsmenge. Im Nationalpark Bayerischer Wald korreliert die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge positiv mit der Höhenlage (BÄSSLER et al. 2015). Folglich könnte das Cäsium in höheren Regionen tiefer in den Boden migriert sein als in den unteren Höhenlagen. Allerdings konnte in dieser Untersuchung keine Korrelation zwischen der Höhenlage und der vertikalen Verteilung des ^{137}Cs in den Tiefenprofilen des Bodens festgestellt werden. Nichtsdestotrotz könnte die jährliche Niederschlagsmenge einen Einfluss auf andere Prozesse haben und folglich auch auf die radioaktive Belastung der Pilze.

6.4.3 Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden

Der Vergleich der ^{137}Cs -Aktivitätswerte in den Pilzproben und der ^{137}Cs -Aktivitätswerte der Bodenmischproben zeigte eine positive Korrelation für beide Pilzarten in den Höhenlagen 650-750 m ü. NN und 1.100-1.200 m ü. NN. Dies stimmt mit den Ergebnissen von ZARUBINA (2016) überein, welche die Radiocäsiumaktivität in Boden- und Pilzproben in verschiedenen Gebieten in der Nähe des Kernkraftwerks Tschernobyl untersuchte. ZARUBINA (2016) schlussfolgerte, dass die Bodenkontamination einen der wichtigsten Einflussfaktoren für die radioaktive Belastung der Pilze darstellt. Für die mittlere Höhenlage (900-1.000 m ü. NN) zeigte sich bei keiner der Pilzarten eine Korrelation. Dies könnte an dem kleineren Bereich der ^{137}Cs -Aktivität des Bodens bis zu 150 Bq/kg TG liegen, der von den Untersuchungsfeldern in dieser Höhenlage abgedeckt wurde. Die Felder der Höhenlagen 650-750 m ü. NN und 1.100-1.200 m ü. NN deckten einen Bereich bis zu 380 bzw. 510 Bq/kg TG ab. Für diese beiden betragen die korrigierten R-Quadrate bei logarithmischer Achsenskalierung 0,82 (650-750 m ü. NN) und 0,89 (1.100-1.200 m ü. NN) für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und 0,49 sowie 0,84 für Steinpilze (*Boletus edulis*). Bei der Betrachtung der Gesamtdaten ergab sich bei beiden Pilzarten eine schwächere Korrelation mit korrigierten R-Quadraten von 0,54 für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und 0,39 für Steinpilze (*Boletus edulis*).

Dies bestätigt, dass nicht nur die Bodenkontamination, sondern auch die Höhenlage einen Einfluss auf die Belastung der Pilze hat. Bei beiden Pilzarten ergab sich die größte Steigung bei der Höhenlage 650-750 m ü. NN, was damit einhergeht, dass in den zugehörigen Untersuchungsfeldern die höchsten ^{137}Cs -Aktivitätswerte in den Pilzproben gemessen wurden. Die Korrelation der Steinpilze (*Boletus edulis*) in dieser Höhenlage zeigte eine geringere Steigung als bei den Maronenröhrlingen (*Imleria badia*). Dies könnte mit der kleineren Akkumulationsrate der Steinpilze (*Boletus edulis*) zusammenhängen (KALAČ 2001), sowie an der limitierten Aufnahme von Radiocäsium durch Steinpilze (*Boletus edulis*) selbst bei stärkerer Bodenkontamination.

6.5 Deutschlandweite Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden

Der Vergleich zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Pilzfruchtkörpern im Jahr 2012 und der Bodenkontamination im Jahr 1986 zeigte sowohl bei Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) als auch Steinpilzen (*Boletus edulis*) eine positive Korrelation. Die linearen Fits erzielten korrigierte R-Quadrate von 0,64 und 0,45.

Im Gegensatz zu den selbstgesammelten Proben wurden bei den zugesendeten Proben die GPS-Koordinaten überwiegend anhand der Beschreibung der Fundorte ermittelt und nicht direkt angegeben. Dadurch kann es zu leichten Abweichungen kommen. Allerdings liegen bezogen auf den gesamten Datensatz nur 6,7 % der Proben im Grenzbereich von zwei Bodenkontaminationskategorien der Karte von 1986, bei denen die mögliche Abweichung der GPS-Koordinaten zu einer Zuordnung in eine höhere oder niedrigere Kategorie führen könnte. Hinzu kommt, dass die Daten der Bodenkontamination ursprünglich interpoliert wurden und die einzelnen Messpunkte bis auf wenige Ausnahmen mehr als 5 km voneinander entfernt waren (BGA/WABOLU o.J.). Des Weiteren sind die Kategorien der ^{137}Cs -Aktivität im linearen Maßstab unterschiedlich groß. Bei einer logarithmischen Darstellung (s. Abb. 65 und 66) zeigen die Bereiche beinahe die gleiche Breite, d. h. die prozentuale Abweichung ist ähnlich groß. Für die Analyse der Korrelation wurde jeweils der mittlere Wert genommen. Im niedrigsten Bereich (0 bis 2.000 Bq/m²) bedeutet dies, dass der tatsächliche Wert bis zu 1.000 Bq/m² niedriger oder höher sein könnte. Im höchsten Bereich (80.000 bis 120.000 Bq/m²) kann der tatsächliche Wert um 20.000 Bq/m² vom gewählten Wert (100.000 Bq/m²) abweichen, dies entspricht in diesem Fall einer Abweichung von 20 %.

Die Schwankungen der Messwerte um den Fit herum und die Variabilität innerhalb der Kategorien der Bodenkontamination zeigten den möglichen Einfluss weiterer Faktoren auf die radioaktive Belastung der Fruchtkörper. Bei den Messwerten der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) zeigte sich in der niedrigsten Bodenkontaminationskategorie eine stärkere Abweichung vom linearen Fit, wobei ca. 90 % der Daten oberhalb des Fits lagen. Bei den Daten der Steinpilze (*Boletus edulis*) kann diese Abweichung im Vergleich erahnt werden, wobei nur ca. 65 % der Messwerte oberhalb des Fits lagen. Durch die interpolierte Bodenkontamination von 1986 allein können die höheren ^{137}Cs -Aktivitätswerte der Fruchtkörper in der niedrigsten Kategorie nicht erklärt werden. Allerdings ist anzumerken, dass bei der Bodenkontaminationskarte Regionen mit niedriger ^{137}Cs -Aktivität meist eine geringere Messwertdichte zu Grunde liegt als Regionen mit hoher radioaktiver Belastung. So sind beispielsweise die Messwerte in Bayern meist zwischen 5 und 10 km voneinander entfernt, wohingegen die Abstände in Schleswig-Holstein teilweise mehr als 30 km betragen (BGA/WABOLU o.J.). Durch die größeren Abstände zwischen den Bodenmesswerten ist es möglich, dass in den Bereichen dazwischen höhere radioaktive Belastungen unentdeckt blieben. Somit könnten einigen der ^{137}Cs -Aktivitätswerten der Pilzfruchtkörper in den niedrigen Kategorien nicht nur höhere Bodenkontaminationswerte als der angenommene Mittelwert, sondern auch als der obere Grenzwert der Kategorie zu Grunde liegen. Da in dieser Untersuchung zudem bewusst über andere

Einflussfaktoren gemittelt wurde und zu diesen auch keine detaillierten Informationen vorliegen, können diese Faktoren nicht für eine Erklärung herangezogen werden. Für eine genauere Beurteilung müssten Details zum Fundort vorliegen, sowie idealerweise im gleichen Zeitraum entnommene Bodenproben. Zu den Faktoren, die grundsätzlich die radioaktive Belastung von Pilzfruchtkörpern beeinflussen und damit die allgemeine Variabilität der Daten bedingen können, gehören zum Beispiel der Baumbestand, die Bodenart, die Niederschlagsmenge und die Höhenlage. HEINRICH (1992) stellte eine höhere radioaktive Belastung von Pilzfruchtkörpern aus Nadelwäldern als von solchen aus Laubwäldern fest. Für die Analyse wurden sowohl Fruchtkörper aus Nadelwäldern, Laubwäldern sowie Mischwäldern untersucht. Während die selbst gesammelten Proben aus Nadelwäldern stammten, handelte es sich bei den zugesendeten um Fruchtkörper aus allen drei Waldarten. Bei den meisten zugesendeten Proben (über 75 %) ist die Art des Waldes nicht bekannt. Zwei weitere zusammenhängende Einflussfaktoren, über die bei der Analyse gemittelt wurde, sind die Niederschlagsmenge und die Höhenlage. Beim BIOKLIM Projekt im Nationalpark Bayerischer Wald zeigte sich eine positive Korrelation zwischen der Höhenlage und der durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge (BÄSSLER et al. 2015). Des Weiteren fanden SHAND et al. (2013) eine positive Korrelation zwischen der Niederschlagsmenge und der Migrationstiefe von ^{137}Cs . Je nach Tiefe des Myzels der Pilze kann dies unterschiedliche Auswirkungen auf die radioaktive Belastung der Fruchtkörper haben. Die eigene Untersuchung im Nationalpark Bayerischer Wald (s. Kapitel 5.4.2) zeigte keinen linearen Zusammenhang mit der Höhenlage, aber einen Einfluss dieses Faktors in Abhängigkeit der Bodenkontamination und der Pilzart. Ein weiterer Punkt ist die bereits festgestellte Variabilität innerhalb einer Pilzart und eines Waldgebietes (s. Kapitel 5.1). In diesem Fall trat innerhalb desselben Gebietes und Sammeltages eine Variabilität bis zu Faktor sechs auf. Andere Autoren fanden Schwankungen bis ca. Faktor drei bei Proben aus einem Gebiet und innerhalb eines Jahres (RÜHM et al. 1998; ZARUBINA 2016).

Neben den Schwankungen, die bei beiden Pilzarten gleichermaßen zu sehen sind, zeigten sich auch Unterschiede zwischen Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und Steinpilzen (*Boletus edulis*). Insgesamt war die radioaktive Belastung mit ^{137}Cs bei Steinpilzen (*Boletus edulis*) deutlich geringer. Bezogen auf die Frischmasse überschritt bei den Steinpilzen (*Boletus edulis*) nur eine Probe (0,44 %) den gesetzlichen Grenzwert von 600 Bq/kg (EU 1990), bei den Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) waren es hingegen 31 und damit 11,27 %. Der Maximalwert der ^{137}Cs -Aktivität der Steinpilze (*Boletus edulis*) betrug 6.900 ± 338 Bq/kg TG, wohingegen der höchste Messwert der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) 35.600 ± 1.740 Bq/kg TG betrug und somit um Faktor 5,2 höher lag. Dies zeigt wieder den bereits belegten Unterschied zwischen den beiden Pilzarten (DIETL & BREITIG 1988; HEINRICH 1993; MALINOWSKA et al. 2006) sowie die höhere Akkumulationsrate von Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) im Vergleich zu Steinpilzen (*Boletus edulis*) (KALAČ 2001). Bei der Korrelationsanalyse zeigte sich des Weiteren ein Unterschied in Bezug auf die Steigung des Fits. Diese war bei Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) mit $0,89 \pm 0,04$ größer als bei Steinpilzen (*Boletus edulis*) mit $0,55 \pm 0,04$. Dies bedeutet, dass nicht nur die Akkumulationsrate bei Steinpilzen (*Boletus edulis*) geringer ist, sondern auch die radioaktive Belastung der Fruchtkörper mit zunehmender Bodenaktivität in geringerem Maße zunimmt als bei Maronenröhrlingen (*Imleria badia*).

Die Umrechnung der Messdaten auf ein festgelegtes Datum (s. Formel 26) könnte statt mit der rein physikalischen Halbwertszeit auch mit der effektiven Halbwertszeit erfolgen. Durch die Verwendung der reinen physikalischen Halbwertszeit kann ein kleiner Fehler entstehen. Die effektive Halbwertszeit müsste für eine exakte Analyse an den jeweiligen Standorten und für jede Pilzart bestimmt werden. Die individuelle Bestimmung für jede Pilzart ist erforderlich, da die Pilze insbesondere durch die unterschiedliche Tiefe des Myzels verschiedenen Entwicklungen der radioaktiven Belastung unterliegen. Die eigene Untersuchung der zeitlichen Entwicklung der ^{137}Cs -Aktivität in Fruchtkörpern der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) in drei unterschiedlichen Nadelwaldgebieten zeigte eine sehr gute Übereinstimmung (s. Kapitel 5.3 und 6.3). Für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) ergab sich eine mittlere effektive Halbwertszeit von $5,4 \pm 0,3$ Jahren. Bei Verwendung dieses Werts für die Halbwertszeit bei der Umrechnung ergab sich kein deutlicher Unterschied der Korrelation zwischen den ^{137}Cs -Aktivität der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und der Bodenkontamination im Jahr 1986 im Vergleich zur Verwendung der rein physikalischen Halbwertszeit. Die Steigung von $0,93 \pm 0,04$ stimmte innerhalb des Fehlers mit dem vorherigen Wert von $0,89 \pm 0,04$ überein. Das korrigierte R-Quadrat lag mit 0,66 ebenfalls in der gleichen Größenordnung des vorherigen Wertes von 0,64. Die analysierten Proben stammen zu ca. 80 % aus den Jahren 2016 bis 2019, wodurch die Verwendung der effektiven Halbwertszeit anstelle der rein physikalischen Halbwertszeit für die Umrechnung der Messwerte auf ein festgelegtes Datum weniger beiträgt. Aufgrund der weitestgehenden Übereinstimmung wurden nur die Daten mit der Umrechnung über die physikalische Halbwertszeit dargestellt.

Die ermittelten Mittelwerte der Transferfaktoren von $0,191 \text{ m}^2/\text{kg}$ für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) und $0,053 \text{ m}^2/\text{kg}$ für Steinpilze (*Boletus edulis*) liegen in den von GILLETT & CROUT (2000) festgestellten Bereichen. Sie untersuchten die Transferfaktoren aus 27 Literaturquellen, wobei sich für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) ein Bereich von $0,007$ bis $9,976 \text{ m}^2/\text{kg}$ ergab und für Steinpilze (*Boletus edulis*) ein Bereich von $0,001$ bis $0,799 \text{ m}^2/\text{kg}$. Die vorliegenden Messungen zeigen einen kleineren Bereich, wobei der Maximalwert der Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) 85 % kleiner ist als der von GILLETT & CROUT (2000) angegebene Maximalwert und der festgestellte Bereich mit $0,004 \text{ m}^2/\text{kg}$ etwas niedriger anfängt. Es ist anzumerken, dass die Werte nicht hundertprozentig miteinander vergleichbar sind, da GILLETT & CROUT (2000) Bodenkontaminationswerte mit Bezug auf das Sammeldatum der Pilzproben verwendeten. Durch eine Korrektur der Bodenkontaminationswerte von 1986 auf den 01.10.2012 würde sich der Bereich der berechneten Transferfaktoren der eigenen Untersuchung leicht nach oben verschieben. Des Weiteren ist zu beachten, dass die ^{137}Cs -Aktivitätswerte für den Boden der Kontaminationskarte Deutschlands im Jahr 1986 (BFS 2016a) entnommen wurden und keine Bodenproben am Ort der Pilzfunde entnommen wurden. Selbst bei Probenentnahme am Pilzfundort kann die Verwendung der Gesamtaktivität zu einer falschen Einschätzung der tatsächlichen Aufnahme rate führen (BAEZA et al. 2005). In Bezug auf die Transferfaktoren wäre es am aussagekräftigsten, die radioaktive Belastung der Bodenschicht zu verwenden, in der sich das Pilzmyzel befindet (STEINER et al. 2002).

Zusammenfassend zeigte sich, dass die Abschätzung der radioaktiven Belastung von Pilzfruchtkörpern mit ^{137}Cs anhand der Karte der Bodenkontamination im Jahr 1986 möglich ist. Ein gewisser Schwankungsbereich ist durch die Kategorisierung der Bodenkontamination sowie weiterer Einflussfaktoren auf die Cäsiumaufnahme der Pilzfruchtkörper bedingt. Zudem wurde deutlich, dass diese Abschätzung artspezifisch ist. Folglich sollten weitere Studien zu anderen Pilzarten durchgeführt werden.

7. Ausblick

Die verschiedenen Untersuchungen in dieser Arbeit zeigen die Variabilität der ^{137}Cs -Aktivität von Pilzfruchtkörpern innerhalb eines Waldgebiets, sowie den Einfluss mehrerer Faktoren auf die radioaktive Belastung der Fruchtkörper. Des Weiteren konnte die effektive Halbwertszeit für Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) ermittelt werden und eine Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität von Steinpilzen (*Boletus edulis*) bzw. Maronenröhrlingen (*Imleria badia*) und der Bodenkontamination mit ^{137}Cs im Jahr 1986 nachgewiesen werden.

Für weitere Untersuchungen zum Einfluss der Exposition des Sammelgebietes auf die ^{137}Cs -Aktivität von Pilzfruchtkörpern wäre es sinnvoll, Gebiete auf beiden Seiten eines Gebirgsrückens miteinander zu vergleichen. Im vorliegenden Fall des Nationalparks Bayerischer Wald würde dies bedeuten, auch Messungen auf der tschechischen Seite des Gebirgsrückens, welcher am höchsten entlang der deutsch-tschechischen Grenze verläuft, vorzunehmen. Grundsätzlich sollte der Einfluss der Faktoren Exposition und Höhenlage in weiteren Gebieten untersucht werden. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse wäre es ratsam bei ähnlichen Studien den Fokus insbesondere auf stark akkumulierende Pilzarten und hoch kontaminierte Gebiete zu legen.

Die Ergebnisse der Untersuchung zur effektiven Halbwertszeit implizieren, dass die Abnahme der Radioaktivität in Pilzfruchtkörpern über einen längeren Zeitraum nicht konstant ist. Um zu überprüfen, ob es verschiedene Phasen mit unterschiedlich schnellem Rückgang gibt, sollten sich künftige Untersuchungen über weitere Jahrzehnte erstrecken. Zusätzlich zu den Pilzproben könnten Bodenproben für Tiefenprofile im selben Gebiet und über denselben Zeitraum entnommen werden. Dadurch kann analysiert werden, inwieweit die Abnahme der ^{137}Cs -Aktivität in den Pilzfruchtkörpern durch eine Verlagerung des ^{137}Cs in tiefere Bodenschichten bedingt ist und ob es noch andere entscheidende Faktoren gibt. Zudem könnten ältere, bereits vorhandene Messdaten mit einer ausreichenden Genauigkeit bezüglich des Fundortes zusammen mit heutigen Daten aus dem gleichen Gebiet analysiert werden. Des Weiteren sollten Proben von Pilzarten mit einer anderen Myzeltiefe untersucht werden, da sich die Verlagerung des ^{137}Cs im Boden anders auf die radioaktive Belastung dieser Pilzarten auswirken dürfte.

Um das Gesundheitsrisiko durch den Verzehr von radioaktiv belasteten Waldprodukten wie Pilze und Wildschweine zu reduzieren, könnte nach Möglichkeiten gesucht werden, um das Cäsium stärker im Boden zu binden oder die Migration in tiefere Bodenschichten zu fördern. Im landwirtschaftlichen Bereich ist Cäsium nur geringfügig für die Aufnahme durch Pflanzen verfügbar, da es durch das Pflügen des Bodens in tiefere Schichten eingebracht wurde und in diesen durch Tonminerale gebunden wurde. Da eine derartige mechanische Bearbeitung des Waldbodens nicht möglich ist, könnten Alternativen zur Förderung der Tiefenmigration und Fixierung des Cäsiums gesucht werden. Dabei ist es wichtig zu beachten, dass diese Alternativen keinen negativen Auswirkungen auf andere Bereiche des Waldökosystems haben. Daher sollte der Fokus

insbesondere auf natürliche Prozesse oder Stoffe, abgesehen von Tonmineralien, gelegt werden, die in Waldökosystemen die Fixierung und Migration des Cäsiums begünstigen. Beispielsweise könnte anhand von Gebieten mit unterschiedlichen Mengen an Totholz analysiert werden, ob und inwieweit dieses einen Einfluss auf die verfügbare Menge an Cäsium hat.

Die Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität der Pilzfruchtkörper und der Bodenkontamination zeigt, dass anhand von Bodenkontaminationskarten die radioaktive Belastung von Pilzfruchtkörpern abgeschätzt werden kann. Dies kann insbesondere Pilzsammlern bei der Entscheidung helfen, ob sie in einem bestimmten Waldgebiet Pilze für den privaten Verzehr sammeln. Durch die Schwankungen der Messwerte um den linearen Fit wird jedoch ebenfalls deutlich, dass weitere Faktoren die radioaktive Belastung der Pilzfruchtkörper beeinflussen. In weiteren Studien könnte der anteilige Einfluss einzelner Faktoren auf die ^{137}Cs -Aktivität quantitativ untersucht werden, um noch genauere Voraussagen zur radioaktiven Belastung von Pilzfruchtkörpern zu treffen. Des Weiteren könnten die Aufnahme- und Transportmechanismen des Cäsiums im Pilzmyzel und innerhalb des Fruchtkörpers untersucht werden. Genauere Erkenntnisse über diese Mechanismen würden helfen, nicht nur die unterschiedliche radioaktive Belastung von verschiedenen Pilzarten, sondern auch die Variabilität der ^{137}Cs -Aktivität von Fruchtkörpern aus einem Gebiet bzw. vom eventuell gleichen Myzel zu erklären.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Schematische Darstellung eines Atoms	3
Abb. 2: Zerfallsschema von ^{226}Ra	5
Abb. 3: Zerfallsschema von ^{137}Cs	7
Abb. 4: Zerfallsschema von ^{22}Na	8
Abb. 5: Zerfallsschema von ^{40}K	9
Abb. 6: Schematische Darstellung der Hüllen Anregung eines Atoms.....	12
Abb. 7: Schematische Darstellung der Ionisierung eines Atoms	13
Abb. 8: Schematische Darstellung der Erzeugung von Bremsstrahlung	13
Abb. 9: Schematische Darstellung des Photoeffekts.	14
Abb. 10: Schematische Darstellung des Comptoneffekts	15
Abb. 11: Schematische Darstellung der Paarbildung.....	16
Abb. 12: Funktionsprinzip eines Halbleiterdetektors	17
Abb. 13: Beispiel eines typischen Spektrums	18
Abb. 14: Gewebe-Wichtungsfaktoren	20
Abb. 15: Bodenkontamination Deutschlands mit radioaktivem ^{137}Cs im Jahr 1986.....	23
Abb. 16: Durchschnittliche effektive Jahresdosis.....	27
Abb. 17: Cäsiumkreislauf im Waldökosystem	30
Abb. 18: Schematische Darstellung der Bodenhorizonte	32
Abb. 19: Steinpilze (<i>Boletus edulis</i>)	38
Abb. 20: Maronenröhrlinge (<i>Imleria badia</i>)	39
Abb. 21: Übersichtskarte Waldgebiete.....	43
Abb. 22: Sammelgebiet Eichenzell	44
Abb. 23: Sammelgebiet Wülfersreuth	45
Abb. 24: Sammelgebiet Oberschönenfeld	45
Abb. 25: Sammelgebiet Nationalpark Bayerischer Wald	46
Abb. 26: Verlauf einer Restfeuchtebestimmung.....	49
Abb. 27: Kernbohrer zur Entnahme von Mischproben.....	50
Abb. 28: Gerät zur Probenentnahme für Tiefenprofil	51
Abb. 29: Beispiel für eine Mischprobe	51
Abb. 30: Hilfsmittel zur Entnahme der Schichten aus dem Probenzylinder.....	52
Abb. 31: Beispiel für verschiedene Schichten eines Tiefenprofils.....	52
Abb. 32: Detektorsystem.....	53
Abb. 33: Referenzstrahler	55
Abb. 34: Energiekalibrierkurve	56

Abb. 35: Effizienzkalibrierung	57
Abb. 36: Nulleffektspektrum	58
Abb. 37: Originalspektrum und Differenzspektrum einer Steinpilzprobe.....	59
Abb. 38: Originalspektrum und Differenzspektrum einer Bodenprobe.....	60
Abb. 39: Häufigkeitsverteilung der Restfeuchte	62
Abb. 40: Probengefäße	63
Abb. 41: Vereinfachte Darstellung des Einflusses der Füllhöhe auf den Raumwinkel.....	64
Abb. 42: Füllhöhenabhängigkeit des ^{137}Cs -Aktivitätswerts	65
Abb. 43: Korrekturkurve in Abhängigkeit der Füllhöhe.....	66
Abb. 44: Validierung des Korrekturfaktors.....	68
Abb. 45: Örtliche Variabilität Eichenzell	72
Abb. 46: ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) im Sammelgebiet Eichenzell 2017	73
Abb. 47: ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) im Sammelgebiet Eichenzell 2019	74
Abb. 48: Tiefenprofile Eichenzell 2018.....	75
Abb. 49: Fotografische Aufnahmen der 2 cm-Bodenschichten.....	77
Abb. 50: Zeitliche Abnahme von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) aus Eichenzell.....	79
Abb. 51: Zeitliche Abnahme von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) aus Wülfersreuth 2015-2019.....	80
Abb. 52: Zeitliche Abnahme von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) aus Wülfersreuth 1987-2019.....	82
Abb. 53: Zeitliche Abnahme von ^{137}Cs in Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) aus Oberschönenfeld.....	83
Abb. 54: Karte des Nationalparks Bayerischer Wald	85
Abb. 55: ^{137}Cs -Aktivität der Bodenmischproben im Nationalpark Bayerischer Wald	87
Abb. 56: Boxplots der ^{137}Cs -Aktivität der Bodenmischproben von 36 Untersuchungsfeldern im Nationalpark Bayerischer Wald.....	88
Abb. 57: Tiefenprofile der ^{137}Cs -Aktivität im Boden des Nationalparks Bayerischer Wald.....	89
Abb. 58: Häufigkeitsverteilung der ^{137}Cs -Aktivitäten in Fruchtkörpern von Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) und Steinpilzen (<i>Boletus edulis</i>) aus 36 Untersuchungsfeldern im Nationalpark Bayerischer Wald.....	91
Abb. 59: Boxplots der ^{137}Cs -Aktivität in Pilzproben vom Nationalpark Bayerischer Wald.....	92
Abb. 60: Einfluss der Exposition auf die ^{137}Cs -Aktivität in Pilzproben aus dem Nationalpark Bayerischer Wald	93
Abb. 61: Einfluss der Höhenlage auf die ^{137}Cs -Aktivität in Pilzproben aus dem Nationalpark Bayerischer Wald	95
Abb. 62: Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Fruchtkörpern von Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) und der Bodenkontamination bei unterschiedlichen Höhenlagen.....	98

Abb. 63: Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Fruchtkörpern von Steinpilzen (<i>Boletus edulis</i>) und der Bodenkontamination bei unterschiedlichen Höhenlagen	99
Abb. 64a: Bodenkontamination Deutschlands mit radioaktivem ^{137}Cs im Jahr 1986	101
Abb. 64b,c: Übersichtskarten zur radioaktiven Belastung von Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) und Steinpilzen (<i>Boletus edulis</i>) in Deutschland	102
Abb. 65: Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Maronenröhrlingen (<i>Imleria badia</i>) im Jahr 2012 und der Bodenkontamination Deutschlands im Jahr 1986	103
Abb. 66: Korrelation zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Steinpilzen (<i>Boletus edulis</i>) im Jahr 2012 und der Bodenkontamination Deutschlands im Jahr 1986	104

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Strahlungs-Wichtungsfaktoren	20
Tab. 2: Beim Reaktorunglück in Tschernobyl freigesetzte Menge bestimmter Radionuklide	24
Tab. 3: Übersicht Tiefenprofile Eichenzell	76
Tab. 4: Dicke der Bodenhorizonte	76
Tab. 5: Übersicht der gemessenen Pilzproben aus dem Nationalpark Bayerischer Wald	86
Tab. 6: Dicke der Horizonte in [cm] der Bodenproben für die Tiefenprofile	90
Tab. 7: Fitparameter der Korrelationen zwischen der ^{137}Cs -Aktivität in Pilzfruchtkörpern und der Bodenkontamination bei unterschiedlichen Höhenlagen	97
Tab. 8: Übersicht der effektiven Halbwertszeiten	109

Literaturverzeichnis

AMELUNG W, BLUME H-P, FLEIGE H, HORN R, KANDELER E, KÖGEL-KNABNER I, KRETZSCHMAR R, STAHR K, WILKE B-M (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg.

AMUNDSEN I, GULDEN G, STRAND P (1996): Accumulation and long term behaviour of radiocaesium in Norwegian fungi. *The Science of the Total Environment* 184, S. 163–171.

AUMANN DC, CLOOTH G, STEFFAN B, STEGLICH W (1989): Complexation of Cesium 137 by the Cap Pigments of the Bay Boletus (*Xerocomus badius*). *Angewandte Chemie International Edition in English* 28 (4), S. 453–454.

BACKE S, BJERKE H, RUDJORD AL, UGLETVEIT F (1987): Fall-out pattern in Norway after the Chernobyl accident estimated from soil samples. *Radiation Protection Dosimetry* 18 (2), S. 105–107.

BAEZA A, GUILLÉN J, BERNEDO JM (2005): Soil-fungi transfer coefficients: Importance of the location of mycelium in soil and of the differential availability of radionuclides in soil fractions. *Journal of Environmental Radioactivity* 81 (1), S. 89–106. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2004.12.006.

BAEZA A, HERNÁNDEZ S, GUILLÉN FJ, MORENO G, MANJÓN JL, PASCUAL R (2004): Radiocaesium and natural gamma emitters in mushrooms collected in Spain. *Science of The Total Environment* 318, S. 59–71. DOI: 10.1016/S0048-9697(03)00363-2.

BALTES W (2007): *Lebensmittelchemie*. 6, vollst. überarb. Aufl. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

BANGERT K, BLÄSING C, DEGENER A, JUNG A, RATZEK R, SCHENNACH S, STOCK R, URBAN F-J, REISER W, JONAS H, SATTLER EL, WEIGAND G, HUBER K, BARTH B, KIEFER J, ELLES S, BOBERFELD WO von, HADLOCK RM (1986): Radioactivity in air, rain, soil, plants and food after the Czernobyl incident. *Naturwissenschaften* 73 (8), S. 495–498. DOI: 10.1007/BF00367195.

BÄSSLER C, SEIFERT L, MÜLLER J (2015): The BIOKLIM Project in the National Park Bavarian Forest: Lessons from a biodiversity survey. *Silva Gabrets* 21 (1), S. 81–93.

BAYLFU-Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hg.) (2006): *Tschernobyl - Bayern 20 Jahre danach*, Augsburg.

BENITO B, GARCIADEBLÁS B, FRAILE-ESCANCIANO A, RODRÍGUEZ-NAVARRO A (2011): Potassium and sodium uptake systems in fungi. The transporter diversity of *Magnaporthe oryzae*. *Fungal genetics and biology* 48, S. 812–822. DOI: 10.1016/j.fgb.2011.03.002.

BEV, BOKU, TU Wien (2010): *Festsymposium Radioaktivität und Strahlung in den Umwelt- und Lebenswissenschaften*. http://www.bev.gv.at/pls/portal/docs/page/bev_portal_content_allgemein/0100_news/news-pdf/aktuelles_festsymposium_boku_festschrift.pdf, zuletzt geprüft am 02.05.2017.

BFS-Bundesamt für Strahlenschutz (2012): *Strahlenthemen - Integriertes Mess- und Informationssystem zur Überwachung der Radioaktivität - IMIS*. http://www.bfs.de/SharedDocs/Downloads/BfS/DE/broschueren/ion/stth-imis.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 20.08.2017.

BFS-Bundesamt für Strahlenschutz (2013): *Strahlenthemen - Die Kontamination von Lebensmitteln nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl*. https://www.bfs.de/SharedDocs/Downloads/BfS/DE/broschueren/ion/stth-lebensmittel.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 16.02.2017.

BFS-Bundesamt für Strahlenschutz (2016a): *Der Reaktorunfall 1986 in Tschernobyl*. 5. aktualisierte Auflage.

- BFS-Bundesamt für Strahlenschutz (2016b): Was ist Radon? <http://www.bfs.de/DE/themen/ion/umwelt/radon/einfuehrung/einfuehrung.html>, zuletzt geprüft am 10.08.2017.
- BGA/WABOLU (o.J.): Messprogramm der Jahre 1986/1987 (I.Gans u. H. Viertel), Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, RWTH-Aachen (Herr Prof. Bonka), BGA/ISH: in-situ-Messungen von (I.Winkelmann) sowie Daten des SAAS über das Gebiet der DDR.
- BGR-Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2018): Geoviewer BÜK200. <https://geoviewer.bgr.de/mapapps4/resources/apps/geoviewer/index.html?lang=de&serviceURL=https://services.bgr.de/wms/boden/buek200/>, zuletzt geprüft am 05.12.2020.
- BMU-Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (Hg.) (2018): Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2017. <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0221-2020041421601>, zuletzt geprüft am 09.11.2020.
- BODDY L (2015): Fungi, Ecosystems, and Global Change. In: Watkinson SC, Boddy L, Money NP (Hg.): The fungi. Third edition. Academic Press is an imprint of Elsevier, Waltham, MA, S. 361–400.
- BREITENBACH J, KRÄNZLIN F (1991): Pilze der Schweiz, Bd. 3. Röhrlinge und Blätterpilze 1. Teil. Mykologia Luzern, Luzern.
- BROWNE E, TULI JK (2007): Nuclear Data Sheets for A = 137. Nuclear Data Sheets 108, S. 2173–2318. DOI: 10.1016/j.nds.2007.09.002.
- BUBNER B (2013): Host specificity and biodiversity of ectomycorrhizal fungi in pure and mixed stands of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and beech (*Fagus sylvatica* L.). Dissertation, Brandenburgische Technische Universität Cottbus.
- BULLIARD JBF (1782): Herbar de la France, 2:49-96, Paris.
- BUNDESAMT FÜR STRAHLENSCHUTZ, Willy-Brandt-Straße 5, 38226 Salzgitter, Deutschland.
- BNatSchG - Bundesnaturschutzgesetz (2009): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege, S. 2542–2579.
- BUNZL K, KRACKE W, SCHIMMACK W, AUERSWALD K (1995): Migration of fallout $^{239} + ^{240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs in the various horizons of a forest soil under pine. Journal of Environmental Radioactivity 28 (1), S. 17–34. DOI: 10.1016/0265-931X(94)00066-6.
- BYRNE AR (1988): Radioactivity in fungi in Slovenia, Yugoslavia, following the Chernobyl accident. Journal of Environmental Radioactivity 6 (2), S. 177–183. DOI: 10.1016/0265-931X(88)90060-4.
- CAI M, PETTENELLA D, VIDALE E (2011): Income generation from wild mushrooms in marginal rural areas. Forest Policy and Economics 13, S. 221–226. DOI: 10.1016/j.forpol.2010.10.001.
- CHEN H, TIAN Z, TULLER-ROSS B, KOROTEV RL, WANG K (2019): High-precision potassium isotopic analysis by MC-ICP-MS: an inter-laboratory comparison and refined K atomic weight. J. Anal. At. Spectrom. 34, S. 160–171. DOI: 10.1039/C8JA00303C.
- CHEN J (2017): Nuclear Data Sheets for A=40. Nuclear Data Sheets 140, S. 1–376. DOI: 10.1016/j.nds.2017.02.001.
- DAHLBERG A, NIKOLOVA I, JOHANSON K-J (1997): Intraspecific variation in ^{137}Cs activity concentration in sporocarps of *Suillus variegatus* in seven Swedish populations. Mycological Research 101 (5), S. 545–551. DOI: 10.1017/S0953756296002924.
- DELVAUX B, KRUYTS N, CREMERS A (2000): Rhizospheric Mobilization of Radiocesium in Soils. Environ. Sci. Technol. 34 (8), S. 1489–1493. DOI: 10.1021/es990658g.

- DIEHL JH (2003): Radioaktivität in Lebensmitteln. Wiley-VCH, Weinheim.
- DIETL G (1989): Zur Verteilung radioaktiver Cäsiumnuklide im Pilzfruchtkörper. Zeitschrift für MYKOLOGIE 55 (1), S. 131–134.
- DIETL G, BREITIG D (1988): Radioaktives Cäsium in Pilzen aus dem Raum Schwäbisch Gmünd. Zeitschrift für MYKOLOGIE 54 (1), S. 109–112.
- DÖRFELT H, RUSKE E (2014): Morphologie der Großpilze - Mit 112 Farbbildtafeln, Glossar und Namensregister. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg.
- DRUZHININA I, PALMA-OLIVEIRA JM (2004): Radioactive contamination of wild mushrooms: a cross-cultural risk perception study. Journal of Environmental Radioactivity 74, S. 83–90. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2004.01.025.
- DWD-Deutscher Wetterdienst (2020): Climate Data Center - Precipitation. ftp://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/observations_germany/climate/annual/more_precip/historical/, zuletzt geprüft am 05.12.2020.
- ECKL P, HOFMANN W, TÜRK R (1986): Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms. Radiat Environ Biophys 25, S. 43–54.
- ERNST A-L, HENTSCHEL L, KLÜH N, MANDEL M-L, RUSSE D (2014): Radioaktivität in Lebensmitteln. Unveröffentlichte Projektarbeit am Fachbereich Lebensmitteltechnologie an der Hochschule Fulda.
- EU - Europäische Union (1990): Verordnung (EWG) Nr. 737/90 des Rates vom 22. März 1990 über die Einfuhrbedingungen für landwirtschaftliche Erzeugnisse mit Ursprung in Drittländern nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?qid=1496326803489&uri=CELEX:31990R0737>, zuletzt geprüft am 01.06.2017.
- FIELITZ U (2001): Überprüfung von Ökosystemen nach Tschernobyl hinsichtlich der Strahlenbelastung der Bevölkerung - Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4206. (Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2001-587).
- FIELITZ U (2005): Untersuchungen zum Verhalten von Radiocäsium in Wildschweinen und anderen Biomedien des Waldes - Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4324. (Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2005-675).
- FIELITZ U (2021): Bodenbelastung mit Cäsium-137 in Deutschland u. Österreich. Karte + vertikale Migration in Bodenprofilen. <https://www.umweltanalysen.com/boden/caesium-137-bodenbelastung-und-vertikale-migration/>, zuletzt aktualisiert am 04.03.2021.
- FÖRSTER H, SCHIMMACK W, KREUTZER KE (1991): Die horizontale Verteilung von Radiocäsium im Waldboden unter Fichte und Buche. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 154, S. 87–92.
- FRANZ M, HÜLSMANN R, REITER G (2012): Strahlende Wildschweine. AFZ - Der Wald 17, S. 30–31.
- GADD GM (2007): Geomycology: biogeochemical transformations of rocks, minerals, metals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. Mycological Research 111, S. 3–49. DOI: 10.1016/j.mycres.2006.12.001.
- GASO MI, SEGOVIA N, HERRERA T, PEREZ-SILVA E, CERVANTES ML, QUINTERO E, PALACIOS J, ACOSTA E (1998): Radiocesium accumulation in edible wild mushrooms from coniferous forests around the Nuclear Centre of Mexico. Science of The Total Environment 223 (2-3), S. 119–129. DOI: 10.1016/S0048-9697(98)00307-6.

- GILLETT AG, CROUT NMJ (2000): A review of ^{137}Cs transfer to fungi and consequences for modelling environmental transfer. *Journal of Environmental Radioactivity* 48, S. 95–121.
- GRAUSTEIN WC, TUREKIAN KK (1989): The effects of forests and topography on the deposition of sub-micrometer aerosols measured by lead-210 and cesium-137 in soils. *Agricultural and Forest Meteorology* 47, S. 199–220.
- GRUPEN C (2008): *Grundkurs Strahlenschutz - Praxiswissen für den Umgang mit radioaktiven Stoffen*. 4. Aufl. Springer Verlag, Heidelberg.
- GUILLEN J, BAEZA A (2014): Radioactivity in mushrooms: a health hazard? *Food chemistry* 154, S. 14–25. DOI: 10.1016/j.foodchem.2013.12.083.
- GUILLETTE O, MELIN J, WALLBERG L (1994): Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. *Science of The Total Environment* 157 (1-3), S. 207–215. DOI: 10.1016/0048-9697(94)04283-S.
- HAASE G, OBER F, VAGT T (2020): *Abschlussbericht Ringversuch Milch 2019*. Hg. v. Max Rubner-Institut.
- HEINRICH G (1992): Uptake and transfer factors of ^{137}Cs by mushrooms. *Radiat Environ Biophys* 31 (1), S. 39–49. DOI: 10.1007/BF01211511.
- HEINRICH G (1993): Distribution of radiocesium in the different parts of mushrooms. *Journal of Environmental Radioactivity* 18, S. 229–245. DOI: 10.1016/0265-931X(93)90029-7.
- HERING E, MARTIN R, STOHRER M (2016): *Physik für Ingenieure*. 12. Aufl. Springer Verlag, Berlin.
- HILBERT F (1974): *Erzeugung und Freisetzung von radioaktiven Krypton- und Xenonisotopen durch Kernreaktoren und Wiederaufbereitungsanlagen und die voraussichtliche radiologische Belastung bis zum Jahr 2000*. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- HORYNA J, RANDA Z, BENADA J, KLAN J (1988): Beitrag zum Problem der Akkumulation von Cäsium und Radiocäsium durch Höhere Pilze. *Zeitschrift für MYKOLOGIE* 54 (2), 179-181.
- ICRP (1991): *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection - ICRP Publication 60, Vol. 21 No. 1-3*. 1. ed. Pergamon Press, Oxford.
- IMA-International Mycological Association (2020): *MYCOBANK Database - Fungal Databases, Nomenclature & Species Banks*. <https://www.mycobank.org/>, zuletzt geprüft am 16.11.2020.
- KALAIČ P (2001): A review of edible mushroom radioactivity. *Food chemistry* 75 (1), S. 29–35. DOI: 10.1016/S0308-8146(01)00171-6.
- KAMMERER L, HIERSCHE L, WIRTH E (1994): Uptake of radiocaesium by different species of mushrooms. *Journal of Environmental Radioactivity* 23 (2), S. 135–150. DOI: 10.1016/0265-931X(94)90057-4.
- KARADENIZ O, YAPRAK G (2007): Dynamic equilibrium of radiocesium with stable cesium within the soil-mushroom system in Turkish pine forest. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 148 (1), S. 316–324. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.10.042.
- KAUL A (1988): *Consequences of the reactor accident in Chernobyl in the Federal Republic of Germany: environmental contamination, radiation protection measures, radiation risk assessment*. *Environment International* 14, S. 83–89.
- KEMSKI & PARTNER (2004): *Die Radonkarte Deutschlands - Kurzinformationen zu Radon in der Boden- und Raumluft*, Bonn.

- KERN & SOHN GMBH (2011): Betriebsanleitung KERN DBS Version 1.0, Balingen.
- KHAZOV Y, MITROPOLSKY I, RODIONOV A (2006): Nuclear Data Sheets for A = 131. Nuclear Data Sheets 107, S. 2715–2930. DOI: 10.1016/j.nds.2006.10.001.
- KOCH L (2020): Untersuchung zur ^{137}Cs -Belastung von Schwarzwild in Bayern. Unveröffentlichte Masterarbeit am Fachbereich Lebensmitteltechnologie an der Hochschule Fulda.
- KONOPLEVA I, KLEMT E, KONOPLEV A, ZIBOLD G (2009): Migration and bioavailability of ^{137}Cs in forest soil of southern Germany. Journal of Environmental Radioactivity 100 (4), S. 315–321. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2008.12.010.
- KRIEGER H (2012): Grundlagen der Strahlungsphysik und des Strahlenschutzes. 4. Aufl. Springer Spektrum, Wiesbaden.
- KROHN AK (2016): Gammaskopische Aktivitätsbestimmung von Cäsium-137 in Speisepilzen aus Waldökosystemen der BRD. Unveröffentlichte Masterarbeit am Fachbereich Lebensmitteltechnologie an der Hochschule Fulda.
- KRUYTS N, DELVAUX B (2002): Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. Journal of Environmental Radioactivity 58 (2-3), S. 175–190. DOI: 10.1016/S0265-931X(01)00065-0.
- LEDERER CM, HOLLANDER JM, PERLMAN I (1967): Table of Isotops. 6. Aufl. John Wiley & Sons Inc., New York, London, Sydney.
- LEHTO J, VAARAMAA K, LESKINEN A (2013): ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in boreal forest soil and their transfer into wild mushrooms and berries. Journal of Environmental Radioactivity 116, S. 124–132. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2012.08.012.
- LGL-Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (2016): Cäsiumbelastung in Wildfleisch und Wildpilzen aus Bayern – Untersuchungsergebnisse 2015. https://www.lgl.bayern.de/lebensmittel/chemie/kontaminanten/radioaktivitaet/ue_2015_radioaktivitaet.htm#abschnitt_2, zuletzt geprüft am 10.08.2017.
- LIESER KH (1980): Einführung in die Kernchemie - Kernchemie in Einzeldarstellungen, Bd. 1., 2. neubearbeitete und erweiterte Auflage. Verlag Chemie, Weinheim.
- MAES E, ISERENTANT A, HERBAUTS J, DELVAUX B (1999): Influence of the nature of clay minerals on the fixation of radiocaesium traces in an acid brown earth-podzol weathering sequence. European Journal of Soil Science 50, S. 117–125.
- MAHMOUD YAG (2004): Uptake of Radionuclides by Some Fungi. Mycobiology 32 (3), S. 110–114.
- MALINOWSKA E, SZEFER P, BOJANOWSKI R (2006): Radionuclides content in Xerocomus badius and other commercial mushrooms from several regions of Poland. Food chemistry 97 (1), S. 19–24. DOI: 10.1016/j.foodchem.2005.02.048.
- MAYER-KUCKUK T (1974): Physik der Atomkerne. B. G. Teubner, Stuttgart.
- MONEY NP (2015a): Fungal Cell Biology and Development. In: Watkinson SC, Boddy L, Money NP (Hg.): The fungi. Third edition. Academic Press is an imprint of Elsevier, Waltham, MA, S. 37–66.
- MONEY NP (2015b): Fungal Diversity. In: Watkinson SC, Boddy L, Money NP (Hg.): The fungi. Third edition. Academic Press is an imprint of Elsevier, Waltham, MA, S. 1–36.
- NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD, Freyunger Str. 2, 94481 Grafenau.

- NIESIOBĘDZKA K (2000): Mobile Forms of Radionuclide ^{137}Cs in Sandy Soils in Northeastern Poland. Polish Journal of Environmental Studies 9, S. 133–136.
- NIKOLOVA I, JOHANSON KJ, CLEGG S (2000): The accumulation of ^{137}Cs in the biological compartment of forest soils. Journal of Environmental Radioactivity 47, S. 319–326.
- NPVBAYWALD-Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hg.) (2010): 40 Jahre Nationalpark-Geschichte und -Geschichten.
- PAULUS W, REISINGER A (1990): Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf den Gehalt an radioaktivem Cäsium in den Fruchtkörpern der Mykorrhizapilzarten *Lactarius rufus* und *Xerocomus badius* im Fichtelgebirge. Zeitschrift für MYKOLOGIE 56 (2).
- PETERSEN JH (2013): The Kingdom of Fungi. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- PIEPENBRING M (2015): Introduction to Mycology in the Tropics. The American Phycopathological Society, St. Paul, Minnesota.
- PIETRZAK-FLIS Z, RADWAN I, ROSIAK L, WIRTH E (1996): Migration of ^{137}Cs in soils and its transfer to mushrooms and vascular plants in mixed forest. The Science of the Total Environment 186, S. 243–250.
- PÖLLÄNEN R, VALKAMA I, TOIVONEN H (1997): Transport of radioactive particles from the Chernobyl accident. Atmospheric Environment 31 (21), S. 3575–3590.
- POTT R, HÜPPE J (2007): Spezielle Geobotanik - Pflanze - Klima - Boden. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- PRÖHL G, FIEDLER I, KLEMT E, ZIBOLD G, EHLKEN S (2004): Erfassung ökologischer Halbwertszeiten von ^{90}Sr und ^{137}Cs in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. Hg. v. Bundesumweltministerium (BMU) (BMU-2004-640).
- RAFFERTY B, BRENNAN M, DAWSON D, DOWDING D (2000): Mechanisms of ^{137}Cs migration in coniferous forest soils. Journal of Environmental Radioactivity 48, S. 131–143.
- RAFFERTY B, DAWSON D, KLIASHTORIN A (1997): Decomposition in two pine forests: the mobilisation of ^{137}Cs and K from forest litter. Soil Biol. Biochem. 29 (11/12), S. 1673–1681.
- RÜHM W, KAMMERER L, HIERSCHE L, WIRTH E (1996): Migration of ^{137}Cs and ^{134}Cs in Different Forest Soil Layers. Journal of Environmental Radioactivity 33 (1), S. 63–75.
- RÜHM W, KAMMERER L, HIERSCHE L, WIRTH E (1997): The $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ Ratio in Fungi as an Indicator of the Major Mycelium Location in Forest Soil. Journal of Environmental Radioactivity 35 (2), S. 129–148.
- RÜHM W, STEINER M, KAMMERER L, HIERSCHE L, WIRTH E (1998): Estimating Future Radiocaesium Contamination of Fungi on the Basis of Behaviour Patterns Derived from Past Instances of Contamination. Journal of Environmental Radioactivity 39 (2), S. 129–147.
- SCHICHA H, SCHOBER O (2013): Nuklearmedizin - Basiswissen und klinische Anwendungen. 7. überarbeitete und erweiterte Auflage. Schattauer GmbH, Stuttgart.
- SCHIMMACK W, BUNZL K, ZELLES L (1989): Initial Rates of Migration of Radionuclides from the Chernobyl Fallout in Undisturbed Soils. Geoderma 44, S. 211–218.
- SCHLEICH NC (2006): Tiefenverteilung von Radionukliden in Fichtenwald- und Hochmoorböden. Dissertation, Technische Universität Bergakademie Freiberg. Fakultät Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau.

- SCHULP CJE, THUILLER W, VERBURG PH (2014): Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service. *Ecological Economics* 105, S. 292–305. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2014.06.018.
- SEEGER R, SCHWEINSHAUT P (1981): Vorkommen von Caesium in höheren Pilzen. *Science of The Total Environment* 19 (3), S. 253–276. DOI: 10.1016/0048-9697(81)90021-8.
- SESSITSCH A, PUSCHENREITER M (2008): Endophytes and Rhizosphere Bacteria of Plants Growing in Heavy Metal-Containing Soils. In: Dion P, Nautiyal CS (Hg.): *Microbiology of Extreme Soils*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg (Soil Biology, 13).
- SHAND CA, ROSÉN K, THORED K, WENDLER R, HILLIER S (2013): Downward migration of radiocaesium in organic soils across a transect in Scotland. *Journal of Environmental Radioactivity* 115, S. 124–133. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2012.08.003.
- SICIUS H (2016): *Wasserstoff und Alkalimetalle: Elemente der ersten Hauptgruppe - Eine Reise durch das Periodensystem*. Springer Spektrum, Wiesbaden.
- SMITH ML, TAYLOR HW, SHARMA HD (1993): Comparison of the Post-Chernobyl ¹³⁷Cs Contamination of Mushrooms from Eastern Europe, Sweden, and North America. *Applied and Environmental Microbiology* 59 (1), S. 134–139.
- SMUL-Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft - Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Geschäftsbereich Umweltradioaktivität (2008): *Umweltradioaktivität im Freistaat Sachsen - Jahresbericht 2007*. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/11876>, zuletzt geprüft am 17.02.2017.
- SONZOGNI AA (2004): Nuclear Data Sheets for A = 134. *Nuclear Data Sheets* 103, S. 1–182. DOI: 10.1016/j.nds.2004.11.001.
- STAHR K, KANDELER E, HERRMANN L, STRECK T (2010): *Bodenkunde und Standortlehre - Grundwissen Bachelor*. 1. Aufl. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- STEINER M, LINKOV I, YOSHIDA S (2002): The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 58, S. 217–241.
- STOLZ W (1985): *Messung ionisierender Strahlung - Grundlagen und Methoden*. Physik-Verl., Weinheim.
- STOLZ W (2005): *Radioaktivität - Grundlagen-Messung-Anwendung*. 5. Aufl. Teubner Verlag, Wiesbaden.
- STREBL F, BOSSEW. P., KIENZL K, HIESEL E (2000): *Radionuklide in Waldökosystemen, Monographien Bd. 59*. Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- SWIERKOSZ N (2013): *Bestimmung der Caesiumaktivität mittels Reinst-Germanium-Detektor in getrockneten Speisepilzen aus Deutschland*. Unveröffentlichte Bachelorarbeit am Fachbereich Lebensmitteltechnologie an der Hochschule Fulda.
- THOMPSON M, ELLISON SLR, WOOD R (2006): The International Harmonized Protocol for the proficiency testing of analytical chemistry laboratories (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry* 78 (1), S. 145–196. DOI: 10.1351/pac200678010145.
- UMWELTBUNDESAMT GMBH, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien, Österreich.
- UNSCEAR (1988): *Sources, effects and risks of ionizing radiation - United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1988 Report to the General Assembly, with annexes*. United Nations, New York.

UNSCEAR (2000): Sources and effects of ionizing radiation - UNSCEAR 2000 report to the General Assembly, with scientific annexes. Volume I: Sources. Annex B Exposures from natural radiation sources. United Nations, New York.

UNSCEAR (2011): Sources and effects of ionizing radiation - UNSCEAR 2008 report to the General Assembly, with scientific annexes. United Nations, New York.

VINICHUK M, TAYLOR AFS, ROSÉN K, JOHANSON KJ (2010): Accumulation of potassium, rubidium and caesium (^{133}Cs and ^{137}Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *The Science of the Total Environment* 408 (12), S. 2543–2548. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.02.024.

VIZZINI A (2014). Index Fungorum No. 147. [www.indexfungorum.org/Publications/Index Fungorum no.147.pdf](http://www.indexfungorum.org/Publications/Index_Fungorum_no.147.pdf), zuletzt geprüft am 16.11.2020.

VOGT H-G, SCHULTZ H (2011): Grundzüge des praktischen Strahlenschutzes. 6. Aufl. Carl Hanser Verlag, München, Wien.

VÖLKEL J (2002): Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns, Bd. 1. Inst. für Geographie - Bodenkunde, Universität Regensburg.

WATKINSON SC (2015): Mutualistic Symbiosis Between Fungi and Autotrophs. In: Watkinson SC, Boddy L, Money NP (Hg.): *The fungi*. Third edition. Academic Press is an imprint of Elsevier, Waltham, MA, S. 205–243.

WEBSTER J, WEBER RWS (2007): *Introduction to fungi*. 3. Aufl. Cambridge University Press, New York.

YOSHIDA S, MURAMATSU Y (1994): Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests. *The Science of the Total Environment* 157, S. 197–205.

YOSHIDA S, MURAMATSU Y, OGAWA M (1994): Radiocesium Concentrations in Mushrooms Collected in Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 22, S. 141–154.

ZARUBINA N (2016): The influence of biotic and abiotic factors on ^{137}Cs accumulation in higher fungi after the accident at Chernobyl NPP. *Journal of Environmental Radioactivity* 161, S. 66–72. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2015.11.014.

Anhang

Anhang 1: Spezifikation Detektor GC3519 in Fulda

DETECTOR SPECIFICATIONS AND PERFORMANCE DATA

Specifications

Model GC3519-7500 Serial Number b 86048

The purchase specifications and therefore the warranted performance of this detector are as follows :

Nominal volume cc Relative efficiency 35 %
 Resolution 1.9 keV (FWHM) at 1.33 MeV
 keV (FWTM) at 1.33 MeV
 .875 keV (FWHM) at 122 keV
 keV (FWTM) at
 Peak/Compton 59.0 : 1 Cryostat well diameter mm Well depth mm

Cryostat description or Drawing Number if special Vertical Dipstick, type 7500 (+4" C.F.E.)

Physical Characteristics

Geometry Coaxial one open end, closed end facing window
 Diameter 54.5 mm Active volume cc
 Length 63.5 mm Well depth mm
 Distance from window 5 mm Well diameter mm

Electrical Characteristics

Depletion voltage (+)4000 Vdc
 Recommended bias voltage Vdc (+)5000 Vdc
 Leakage current at recommended bias .01 nA
 Pre-amplifier test point voltage at recommended voltage -1.0 Vdc
 Capacitance at recommended bias — pF

Resolution and Efficiency

With amp time constant of 4 μ s

Isotope	<u>57Co</u>	<u>60Co</u>			
Energy (KeV)	<u>122</u>	<u>1332</u>			
FWHM (keV)	<u>.858</u>	<u>1.81</u>			
FWTM (keV)		<u>3.32</u>			
Peak/Compton		<u>62.9:1</u>			
Rel. Efficiency		<u>32.5%</u>			

Tests are performed following IEEE standard test ANSI/IEEE std325-1986

Tested by :  Date : December 12 1994

Approved by :  Date : December 12 1994

Docum : <u>GDAME001</u>	Date : <u>29/10/93</u>
Issue : <u>Spec. Sheet GC</u>	Name : <u>PVE</u>
Revue : <u>A</u>	Page : <u>1/1</u>
Basis : <u>0.M001PVE.08</u>	Appr :

Anhang 2: Spezifikation Detektor GC2020 in Fulda

GFE Gesellschaft für Forschungs-
und Entwicklungsservice mbH

Hauptstrasse 36
69518 Absteinach
www.gfe-service.de

DETEKTORDATENBLATT

Detektor: CANBERRA

Modell-Nr.: GC2020

Kryostat: 7500

Serien-Nr.: b85041

Betriebsspannung: **4000 V Positive**

Halbwertsbreite bei 1332 keV, 6 μ s	1.71 keV
Halbwertsbreite bei 122 keV, 6 μ s	816 eV
Halbwertsbreite bei 1332 keV, 3 μ s	1.77 keV
Relative Effizienz	14.9 %
Linienform FWTM/FWHM	1.835
Peak/Compton	49.6

Testbedingungen:

- Hochspannung – EMETRON 5002I
- Verstärker - ORTEC 672
- ADC MultiPort II
- MCA Genie 2000
- Zählrate 1000 cps
- Kühlung LN2, T= n.t.
- Der Test wurde im Labor durchgeführt, Raumtemperatur 20°C, Luftfeuchtigkeit 40%, Mikrophonie wurde durch eine Silikonunterlage reduziert.

Weitere Effekte (Leckstrom, Neutronenschaden, Masseprobleme, etc.) – nicht gefunden.
Halbwertsbreite bei 1332 keV für 50000 s Aufnahmezeit – 1.71 keV.

GFE, Darmstadt, 31.01.2017

getestet von:
I.Kojouharov

Anhang 3: Spezifikation Detektor GX5019 im HLNUG

**DETECTOR SPECIFICATION AND PERFORMANCE DATA
AFTER REPAIR**

Specifications

Detector Model GX5019 Serial number b 08086
 Cryostat Model 7500SL-RDC-6-ULB
 Preamplifier Model 2002CSL

Cryostat description or Drawing Number if special Vertical dipstick, type 7500SL-RDC-6-ULB

Physical Characteristics

Geometry Coaxial one open end, closed end facing window
 Diameter 56 mm Active volume _____ cc
 Length 50.5 mm Crystal well depth _____ mm
 Distance from window (outside) 5 mm Crystal well diameter _____ mm

Electrical Characteristics

Depletion voltage (+3300) Vdc
 Recommended bias voltage Vdc (+3500) Vdc
 Leakage current at recommended bias 0.01 nA
 Preamplifier test point voltage at recommended voltage -1.0 Vdc

Resolution and Efficiency after repair

With amp time constant of 4 μ s

Isotope	⁵⁷ Co	⁶⁰ Co		
Energy (keV)	122	1332		
FWHM (keV)	.946	1.86		
FWTM (keV)		3.44		
Peak/Compton		75:1		
Rel. Efficiency		53.5%		

- Tests are performed following IEEE standard test ANSI/IEEE std325-1996
- Standard Canberra electronics used - See Germanium detector manual Section 7

Tested by:  Date: July 12, 2010

Approved by:  Date: July 12, 2010

Anhang 4: Kalibrierschein Referenzstrahler TS 930Seite
Page 2

024009

DKD-K-
06501

2011-07

Geometrie-Referenzstrahler

Strahler-Nr. TS 930
 Zeichnung VZ-1092-001
 Volumen circa 250 ml
 Dichte circa 1,0 g/cm³
 Strahleraufbau Das Radionuklidgemisch ist homogen in der Matrix des Strahlers verteilt.

Nuklid	Photonen-Energie [MeV]	Aktivität [Bq]	Photonen [s ⁻¹]
Americium-241	0,060	3,19E03	1,14E03
Cadmium-109	0,088	1,42E04	5,16E02
Cobalt-57	0,122	5,06E02	4,33E02
Cer-139	0,166	5,63E02	4,50E02
Quecksilber-203	0,279	8,79E02	7,16E02
Zinn-113	0,392	1,96E03	1,27E03
Strontium-85	0,514	1,93E03	1,90E03
Cäsium-137	0,662	2,66E03	2,26E03
Yttrium-88	0,898	4,06E03	3,82E03
Cobalt-60	1,173	3,02E03	3,02E03
Cobalt-60	1,333	3,02E03	3,02E03
Yttrium-88	1,836	4,06E03	4,03E03

Referenzdatum 1. August 2011 um 12:00 UTC
 Dichtheits- und Kontaminationsprüfung Wischtest nach DIN 25426, Teil 3
 Wischtest bestanden am 22. Juli 2011
 Messmethode Die Aktivität des Strahlers wurde durch Vergleich mit Referenzstrahlern gleichen Aufbaus bestimmt. Die Messung erfolgte an einem Reinstgermanium-Detektor mit Vielkanalanalysator.
 Messunsicherheit Die relative Messunsicherheit der Aktivität beträgt 5 % .
 Angegeben ist die erweiterte Messunsicherheit, die sich aus der Standardmessunsicherheit durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor $k = 2$ ergibt. Sie wurde gemäß DKD-3 ermittelt. Der Wert der Messgröße liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % im zugeordneten Werteintervall.
 Radioaktive Verunreinigungen Zum Zeitpunkt der Kalibrierung konnten folgende radioaktiven Verunreinigungen nachgewiesen werden:
 Zn-65 < 1 Bq; Rb-84 < 1 Bq; Ag-110m < 1 Bq; Cs-134 < 2 Bq
 Qualitätssicherungssystem Das Qualitätssicherungssystem von **Eckert & Ziegler Nuclitec GmbH** wurde durch Lloyds's Register Quality Assurance (LRQA) nach der ISO 9001 in der Ausgabe von 2000 zertifiziert.

Anhang 5: Kalibrierschein Referenzstrahler 220719-1767034**Czech Metrology Institute**

Okružní 31, 638 00 Brno, Czech Republic
phone +420 545 555 111
www.cmi.cz

Workplace: Regional Inspectorate Prague, Radiová 1136/3, 102 00 Praha 10
Department of Radionuclide Standards Production, Radiová 1288/1a
phone +420 266 020 497

CERTIFICATE
of the measurement standard of activity

Certificate No.: 1035 - SE - 40744-19 Type: CBSS 2 Serial No.: 220719-1767034

Radionuclide	Half life days	Activity kBq
Am-241	158004 (219)	4,417 (53)
Cd-109	461,9 (4)	14,81 (19)
Ce-139	137,64 (2)	1,425 (19)
Co-57	271,81 (4)	1,008 (20)
Co-60	1925,2 (3)	2,472 (32)
Cs-137	10976 (29)	2,232 (31)
Sn-113	115,09 (3)	3,345 (47)
Sr-85	64,850 (7)	3,910 (47)
Y-88	106,63 (5)	6,808 (82)
Cr-51	27,704 (4)	21,75 (39)

Mass: 245,0 (1) g Density: 0,98 (1) g/cm³ Volume: 250,0 (25) cm³

Radionuclide impurities: gamma < 0,1 %

Reference date: 5.9.2019

Homogeneity: < 1 %

Description:

Radioactive material is homogeneously dispersed in silicone resin and filled into a plastic container.
Composition of the matrix: C - 0,324 H - 0,0816 O - 0,216 Si - 0,379 (mass fraction).

Metrological traceability:

Declared activities are traceable to the Czech National Standard of Activity of Radionuclides (ECM 440-1/97-002).

Note:

As the criterion of homogeneity, standard deviation of the activity value of 1 cm³ element was chosen (n=10). The volume is calculated from the mass and the density.

Date of the certificate issue: 22.8.2019

Certificate validity: 3 years

Customer:

Hochschule Fulda
Leipziger Strasse 123
D-36037 Fulda
Germany

Checked by: Ing. Vlasta Zdychová



(6 months for Cr-51)

Vlasta Zdychová
Head of Department
Production of Standard Radionuclide Sources
RI Prague

Ing. Jiří Šuráň, MBA
Deputy Director of RI Prague

Anhang 6a: Messdaten Korrekturfaktor Ausgleichsgerade GC3519

Spektrename	Probenmenge [g]	Füllhöhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
20170614 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 4,35g 6mm 20h D2	4,35	6	4296,57	212,76
20170615 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 27,53g 27mm 20h D2	27,53	27	2930,23	143,82
20170616 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 7,67g 10mm 20h D2	7,67	10	3929,99	193,75
20170617 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 10,06g 14mm 20h D2	10,06	14	3673,93	180,88
20170618 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 12,71g 18mm 20h D2	12,71	18	3412,63	167,88
20170619 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 14,92g 19mm 20h D2	14,92	19	3419,20	168,07
20170620 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 16,73g 20mm 20h D2	16,73	20	3290,67	161,69
20170623 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 20,00g 21mm 20h D2	20,00	21	3195,57	156,93
20170630 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 22,26g 23mm 20h D2	22,26	23	3053,46	149,94
20170703 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 21,20g 25mm 20h D2	21,20	25	2903,35	142,61
20170704 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 2,87g 5mm 20h D2	2,87	5	4390,38	218,64
20170705 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 3,75g 8mm 20h D2	3,75	8	4224,28	209,62
20170710 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 7,49g 12mm 20h D2	7,49	12	3771,20	185,98
20170613 Korrekturfaktor M Augsburg I-III Marinelli 20h D2	52,86	Marinelli- becher	3312,54	162,40

Anhang 6b: Anhand der Ausgleichsgeraden berechnete Werte für den Korrekturfaktor GC3519

Füllhöhe [mm]	berechneter ¹³⁷ Cs-Aktivitätswert [Bq/kg TG]	berechneter Korrekturfaktor
5,0	4329,19	0,77
7,5	4157,43	0,80
10,0	3985,68	0,83
12,5	3813,92	0,87
15,0	3642,16	0,91
17,5	3470,40	0,95
20,0	3298,64	1,00
22,5	3126,88	1,06
25,0	2955,12	1,12
27,0	2817,71	1,18

Anhang 7a: Messdaten Korrekturfaktor Ausgleichsgerade GC2020

Spektrename	Probenmenge [g]	Füllhöhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
20200110 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 28,26g 27mm 20h D3	28,26	27	3379,39	54,65
20200113 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 19,79g 22mm 20h D3	19,79	22	3761,67	61,53
20200114 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 3,26g 5mm 20h D3	3,26	5	5374,51	102,19
20200115 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 13,07g 13mm 20h D3	13,07	13	4468,99	74,12
20200116 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 24,18g 25mm 20h D3	24,18	25	3556,37	57,76
20200117 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 8,05g 8mm 20h D3	8,05	8	4881,04	83,47
20200120 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 15,67g 18mm 20h D3	15,67	18	4003,92	66,12
20200121 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 10,72g 11mm 20h D3	10,72	11	4650,02	77,97
20200123 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 13,51g 15mm 20h D3	13,51	15	4260,28	70,52
20200124 Korrekturfaktor M Augsburg I-III 5,34g 6mm 20h D3	5,34	6	4955,17	88,56
20191206 Korrekturfaktor M Augsburg I-III Marinelli 20 h D3	64,41	Marinelli- becher	3369,37	53,25

Anhang 7b: Anhand der Ausgleichsgeraden berechnete Werte für den Korrekturfaktor GC2020

Füllhöhe [mm]	berechneter ¹³⁷ Cs-Aktivitätswert [Bq/kg TG]	berechneter Korrekturfaktor
5,0	5122,82	0,66
7,5	4922,44	0,68
10,0	4722,05	0,71
12,5	4521,66	0,75
15,0	4321,28	0,78
17,5	4120,89	0,82
20,0	3920,50	0,86
22,5	3720,12	0,91
25,0	3519,73	0,96
27,0	3359,42	1,00

Für den Detektor GC2020 ergibt sich für die ¹³⁷Cs-Aktivität die folgende Korrekturkurve (Formel 35):

$$y = 0,6222 + 0,0060 \cdot x + 0,0003 \cdot x^2 \quad (35)$$

Anhang 8: Messdaten Validierung Korrekturfaktor

Füllhöhe [mm]	Proben- menge [g]	Fulda korrigiert Sammeldatum + Füllhöhe		HLNUG Kassel	
		¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
5	3,52	3422,10	149,09	3305,62	215,49
10	7,57	3262,57	114,91	3246,61	203,79
15	13,40	3242,82	103,08	3091,46	191,17
20	20,10	3239,21	97,34	3181,93	195,10
27	23,28	3441,06	102,62	3229,39	197,77
Marinelli- becher	52,86	3272,68	87,43	3227,27	195,54

Anhang 9: Messdaten Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) aus dem Waldgebiet Eichenzell

Die Messdaten der Jahre 2010 bis 2015 entstammen früheren Arbeiten an der Hochschule Fulda (KROHN 2016; SWIERKOSZ 2013). Die ¹³⁷Cs-Aktivitätswerte aller Messungen wurden bzgl. Restfeuchte und Füllhöhe sowie auf das Sammeldatum korrigiert.

Spektrname	Sammel- datum	Waldgebiet	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
12-09-27_M_Eichenzell 2010-10.spc	04.10.2010	Eichenzell	50,5020/ 9,7188	11,49	16	6,40	525,28	29,81
20180112 M Eichenzell HE 120705 D2_Wh 12-10-25_M_T-	05.07.2012	Eichenzell Türmchenwald	50,5020/ 9,7188	20,65	26	6,01	617,38	30,88
03_M_Eichenzell_20072012.spc	20.07.2012	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5010/ 9,7393	27,68	13	7,29	279,96	15,73
12-12- 28_M_Eichenzell_10112012.spc	10.11.2012	Eichenzell	50,5020/ 9,7188	17,71	13	6,57	280,42	15,94
12-12- 30_M_Eichenzell_11112012.spc	11.11.2012	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5010/ 9,7393	99,86	Marinelli- becher	6,55	369,90	20,53
20140130 M EZ JT D1_WH D2	11.09.2013	Eichenzell	50,5020/ 9,7188	2,58	3	5,71	273,17	18,00
20140123 M EZ D1_WH D2	13.09.2013	Eichenzell	50,5020/ 9,7188	2,33	4	5,97	244,12	17,91
20151022 M Türmchenwald 150922 AK33 D2	22.09.2015	Eichenzell Türmchenwald	50,5020/ 9,7188	20,00	24	10,85	253,50	12,95
20170915 M Eichenzell HE 170823 AK 260 D2	23.08.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,5020/ 9,7188	10,81	15	9,84	316,94	16,52
20171009 M Eichenzell HE 170831 AK 266 D2	31.08.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,5012/ 9,7316	6,69	9	3,98	182,10	10,42
20171010 M Eichenzell HE 170831 AK 267 D2	31.08.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,5009/ 9,7238	11,07	15	6,67	306,56	15,91
20171011 M Eichenzell HE 170831 AK 268 D2	31.08.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,5030/ 9,7318	9,40	13	6,30	627,75	31,70
20171012 M Eichenzell HE 170906 AK 269 D2	06.09.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,5001/ 9,7186	6,06	6	5,43	264,37	14,55
20171016 M Eichenzell HE 170915 AK 271 D2	15.09.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,5040/ 9,7178	8,44	12	9,55	348,48	18,25
20171017 M Eichenzell HE 170929 AK 272 D2	29.09.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,4978/ 9,7233	11,08	9	8,23	273,86	14,25
20171018 M Eichenzell HE 170929 AK 273 D2	29.09.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,4978/ 9,7241	20,35	20	4,11	187,20	9,74

Spektrename	Sammel- datum	Waldgebiet	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
20171020 M Eichenzell HE 171012 AK 274 D2	12.10.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,4979/ 9,7241	12,25	9	5,08	314,85	16,13
20171107 M Eichenzell HE 171012 AK 275 D2	12.10.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,5003/ 9,7312	6,80	8	5,55	1661,87	82,49
20171109 M Eichenzell HE 171012 AK 276 D2	12.10.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,5012/ 9,7323	11,40	11	4,08	454,16	23,61
20171111 M Eichenzell HE 171026 AK 278 D2	26.10.2017	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5089/ 9,7400	15,91	17	4,04	257,38	13,23
20171113 M Eichenzell HE 171026 AK 279 D2	26.10.2017	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5087/ 9,7399	27,90	25	3,53	238,70	12,10
20171114 M Eichenzell HE 171026 AK 280 D2	26.10.2017	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5085/ 9,7399	16,75	24	3,71	123,73	6,92
20171115 M Eichenzell HE 171026 AK 281 D2	26.10.2017	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5083/ 9,7400	7,69	8	4,83	172,19	9,74
20171116 M Eichenzell HE 171026 AK 282 D2	26.10.2017	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5079/ 9,7396	14,14	15	3,39	288,50	14,81
20171117 M Eichenzell HE 171026 AK 283 D2	26.10.2017	Eichenzell Türmchenwald	50,5029/ 9,7201	7,06	7	4,75	88,35	8,08
20171120 M Eichenzell HE 171110 AK 284 D2	10.11.2017	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5086/ 9,7396	8,70	9	3,43	125,55	7,31
20171121 M Eichenzell HE 171110 AK 285 D2	10.11.2017	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5085/ 9,7400	7,25	7	3,68	65,64	5,05
20181113 M Eichenzell HE 181102 AK 377 D2	02.11.2018	Eichenzell Türmchenwald	50,5008/ 9,7315	11,93	13	7,97	703,95	35,04
20181114 M Eichenzell HE 181102 AK 378 D2	02.11.2018	Eichenzell Türmchenwald	50,5042/ 9,7198	14,40	13	8,97	134,58	7,25
20191105 M Eichenzell HE 191015 AK 767 D2	15.10.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,4981/ 9,7238	9,22	9	3,76	1247,43	61,64
20200106 M Eichenzell HE 191015 AK 806 D2	15.10.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5006/ 9,7312	6,78	6	5,43	268,34	14,61

Spektrename	Sammel- datum	Waldgebiet	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
20191107 M Eichenzell HE 191023 AK 769 D2	23.10.2019	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5085/ 9,7403	26,14	19	4,53	158,75	8,13
20200107 M Eichenzell HE 191023 AK 807 D2	23.10.2019	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5081/ 9,7402	6,48	6	5,47	135,99	8,47
20191106 M Eichenzell HE 191024 AK 768 D2	24.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5005/ 9,7315	19,01	13	4,96	157,62	8,18
20191108 M Eichenzell HE 191024 AK 770 D2	24.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5003/ 9,7312	15,17	13	6,07	465,52	23,26
20191111 M Eichenzell HE 191024 AK 771 D2	24.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5036/ 9,7196	17,41	15	4,15	156,53	8,18
20191112 M Eichenzell HE 191024 AK 772 D2	24.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5034/ 9,7190	27,15	25	5,52	209,74	10,66
20191113 M Eichenzell HE 191024 AK 773 D2	24.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5039/ 9,7179	13,19	11	5,44	222,80	11,53
20191118 M Eichenzell HE 191024 AK 778 D2	24.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5031/ 9,7203	10,48	8	3,72	141,32	7,77
20191119 M Eichenzell HE 191024 AK 779 D2	24.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,4979/ 9,7235	9,33	7	6,80	330,21	17,06
20191120 M Eichenzell HE 191024 AK 780 D2	24.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5036/ 9,7330	9,69	7	9,69	264,08	13,77
20191122 M Eichenzell HE 191029 AK 785 D2	29.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,4979/ 9,7239	17,07	12	6,62	122,46	6,61
20191123 M Eichenzell HE 191029 AK 786 D2	29.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,4999/ 9,7305	21,75	21	7,30	178,23	9,23
20191124 M Eichenzell HE 191029 AK 787 D2	29.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5036/ 9,7325	7,35	6	7,15	248,30	13,38
20191126 M Eichenzell HE 191029 AK 788 D2	29.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5033/ 9,7194	11,06	10	8,32	181,17	9,72
20191127 M Eichenzell HE 191029 AK 789 D2	29.10.2019	Eichenzell Türrnchenwald	50,5003/ 9,7313	36,97	27	6,38	227,66	11,42

Spektrename	Sammel- datum	Waldgebiet	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
20191128 M Eichenzell HE 191029 AK 790 D2	29.10.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5005/ 9,7306	23,85	19	6,66	314,97	15,78
20191129 M Eichenzell HE 191031 AK 791 D2	31.10.2019	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5088/ 9,7401	14,37	11	9,28	126,76	6,98
20191130 M Eichenzell HE 191031 AK 792 D2	31.10.2019	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5086/ 9,7404	17,89	15	8,88	159,44	8,39
20191201 M Eichenzell HE 191105 AK 793 D2	05.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5000/ 9,7303	21,95	21	6,95	145,55	7,65
20191202 M Eichenzell HE 191105 AK 794 D2	05.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5002/ 9,7313	21,03	17	4,35	272,06	13,73
20191203 M Eichenzell HE 191105 AK 795 D2	05.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5005/ 9,7316	23,41	19	8,36	105,30	5,64
20191204 M Eichenzell HE 191105 AK 796 D2	05.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5004/ 9,7309	8,56	7	5,67	463,44	23,59
20191205 M Eichenzell HE 191105 AK 797 D2	05.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5038/ 9,7189	20,07	19	6,67	181,02	9,40
20191206 M Eichenzell HE 191105 AK 798 D2	05.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5043/ 9,7179	6,41	7	7,71	601,59	30,73
20200109 M Eichenzell HE 191105 AK 808 D2	05.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,4982/ 9,7240	7,20	5	6,79	259,11	13,84
20191209 M Eichenzell HE 191106 AK 799 D2	06.11.2019	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5086/ 9,7405	10,19	9	5,66	236,87	12,41
20191210 M Eichenzell HE 191106 AK 800 D2	06.11.2019	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5085/ 9,7402	28,86	22	3,52	120,54	6,25
20191211 M Eichenzell HE 191114 AK 801 D2	14.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5007/ 9,7314	7,92	8	4,66	142,54	8,42
20191212 M Eichenzell HE 191114 AK 802 D2	14.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5034/ 9,7189	9,33	6	7,36	128,01	7,36
20191213 M Eichenzell HE 191114 AK 803 D2	14.11.2019	Eichenzell hinter der Autobahn	50,5085/ 9,7402	17,64	15	5,67	71,12	4,24
20200108 M Eichenzell HE 191114 AK 809 D2	14.11.2019	Eichenzell Türmchenwald	50,5004/ 9,7311	7,34	7	6,31	224,68	12,21

Anhang 10: Messdaten Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) aus dem Waldgebiet Wülfersreuth

Die Messdaten des Jahres 2015 entstammen einer früheren Arbeit an der Hochschule Fulda (KROHN 2016). Die ^{137}Cs -Aktivitätswerte aller Messungen wurden bzgl. Restfeuchte und Füllhöhe sowie auf das Sammeldatum korrigiert.

Spektrennamen	Sammel- datum	Waldgebiet	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	^{137}Cs [Bq/kg TG]	Fehler ^{137}Cs [Bq/kg TG]
20151021 M Wülfersreuth 151017 AK66 D2.PDF	17.10.2015	Wülfersreuth	50,0664/ 11,7678	20,00	24	8,68	1897,06	92,72
20160121 M Wülfersreuth 151017 AK65 D2	17.10.2015	Wülfersreuth	50,0664/ 11,7678	13,43	15	7,51	1561,35	76,54
20170307 M Bischofsgrün BY 161008 AK 249 D2	08.10.2016	Wülfersreuth	50,0664/ 11,7678	20,00	22	5,36	1758,68	86,01
20171128 M Wülfersreuth BY 171007 AK 291 D2	07.10.2017	Wülfersreuth	50,0658/ 11,7632	87,67	Marinelli- becher	6,04	1573,84	77,22
20171129 M Wülfersreuth BY 171007 AK 292 D2	07.10.2017	Wülfersreuth	50,0658/ 11,7632	77,11	Marinelli- becher	7,06	1283,15	62,99
20181212 M Wülfersreuth BY 181013 AK 412 D2	13.10.2018	Wülfersreuth	50,0658/ 11,7632	100,60	Marinelli- becher	5,73	1151,59	56,29
20181213 M Wülfersreuth BY 181013 AK 413 D2	13.10.2018	Wülfersreuth	50,0658/ 11,7632	90,72	Marinelli- becher	5,93	1564,29	76,44
20191031 M Wülfersreuth BY 191012 AK 763 D2	12.10.2019	Wülfersreuth	50,0658/ 11,76320	37,90	27	6,04	1239,87	60,77
20191101 M Wülfersreuth BY 191012 AK 764 D2	12.10.2019	Wülfersreuth	50,0658/ 11,76320	34,59	27	6,31	919,65	45,17

Anhang 11: Messdaten Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) aus dem Waldgebiet**Oberschönenfeld**

Die Messdaten des Jahres 2013 entstammen einer Projektarbeit an der Hochschule Fulda (ERNST et al. 2014). Die ¹³⁷Cs-Aktivitätswerte aller Messungen wurden bzgl. Restfeuchte und Füllhöhe sowie auf das Sammeldatum korrigiert.

Spektrename	Sammel- datum	Waldgebiet	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
20131128 Maronen I Augsburg 0913D2.PDF	15.09.2013	Oberschönen- feld	48,3132/ 10,7279	39,00	Marinelli- becher	7,50	3314,13	127,93
20131202 Maronen II Augsburg 0913 D2.PDF	15.09.2013	Oberschönen- feld	48,3132/ 10,7279	31,46	Marinelli- becher	7,50	3302,78	127,56
20131204 Maronen III Augsburg 0913 D2.PDF	15.09.2013	Oberschönen- feld	48,3132/ 10,7279	31,53	Marinelli- becher	7,50	2970,59	114,76
20171122 M Oberschönfeld BY 171019 AK 286 D2	19.10.2017	Oberschönen- feld	48,3099/ 10,7342	21,64	19	2,63	1794,12	88,32
20171123 M Oberschönfeld BY 171019 AK 287 D2	19.10.2017	Oberschönen- feld	48,3099/ 10,7342	13,59	12	4,03	2531,16	124,57
20181123 M Oberschönfeld BY 181112 AK 385 D2	12.11.2018	Oberschönen- feld	48,3099/ 10,7342	75,24	Marinelli- becher	5,90	1841,66	90,00
20191028 M Oberschönfeld BY 191007 AK 759 D2	07.10.2019	Oberschönen- feld	48,3099/ 10,7342	6,69	6	7,39	580,30	29,44
20191030 M Oberschönfeld BY 191008 AK 761 D2	08.10.2019	Oberschönen- feld	48,3099/ 10,7342	21,44	21	6,94	976,74	48,09

Anhang 12: zeitliche Entwicklung – Jahreswerte

Als ^{137}Cs -Aktivitätswert ist jeweils der gewichtete Mittelwert angegeben (ausgenommen sind Jahre, für die nur eine Pilzprobe vorliegt). Der Wert von 1987 des Waldgebiets Wülfersreuth wurde anhand der Daten von PAULUS & REISINGER (1990) zurückberechnet.

Waldgebiet	Jahr	Probenanzahl	^{137}Cs [Bq/kg TG]	Fehler ^{137}Cs [Bq/kg TG]
Eichenzell	2010	1	525,28	29,81
	2012	4	329,88	56,76
	2013	2	258,57	14,52
	2015	1	253,50	12,95
	2017	19	164,03	24,72
	2018	2	157,98	113,04
	2019	33	154,33	12,88
Wülfersreuth	1987	-	21555,56	4192,59
	2015	2	1697,40	164,81
	2016	1	1758,68	86,01
	2017	2	1399,29	142,38
	2018	2	1296,70	197,05
	2019	2	1033,61	153,31
Oberschönenfeld	2013	3	3179,20	116,15
	2017	2	2040,66	347,75
	2018	1	1841,66	90,00
	2019	2	688,36	176,53

Anhang 13: Messdaten Tiefenprofile Eichenzell

Die ^{137}Cs -Aktivitätswerte aller Messungen wurden bzgl. der Füllhöhe und auf das Sammeldatum korrigiert.

Tiefenprofil	Tiefe [cm]	Sammel-datum	Trocken-masse (gesiebt) [g]	Füll-höhe [mm]	^{137}Cs [Bq/kg TG]	Fehler ^{137}Cs [Bq/kg TG]	^{137}Cs [Bq]	Fehler ^{137}Cs [Bq]
1	0-2	28.11.2018	13,67	12	161,16	5,10	2,20	0,07
	2-4	28.11.2018	25,59	20	124,34	3,63	3,18	0,09
	4-6	28.11.2018	119,95	27	88,38	1,93	10,60	0,23
	6-8	28.11.2018	189,47	27	30,18	0,89	5,72	0,17
	8-10	28.11.2018	163,66	27	5,73	0,49	0,94	0,08
	10-12	28.11.2018	118,70	26	2,85	0,41	0,34	0,05
	12-14	28.11.2018	217,36	27	2,08	0,41	0,45	0,09
	14-16	28.11.2018	171,68	27	1,45	0,39	0,25	0,07
	16-18	28.11.2018	199,65	27	1,60	0,37	0,32	0,07
	18-20	28.11.2018	192,96	27	-	-	-	-
	20-22	28.11.2018	245,05	27	-	-	-	-
	22-24	28.11.2018	185,86	27	1,80	0,41	0,34	0,08
2	0-2	28.11.2018	45,75	26	25,33	1,43	1,16	0,07
	2-4	28.11.2018	38,95	25	155,91	3,73	6,07	0,15
	4-6	28.11.2018	70,01	27	135,06	2,88	9,46	0,20
	6-8	28.11.2018	138,40	27	44,99	1,22	6,23	0,17
	8-10	28.11.2018	152,83	27	7,08	0,42	1,08	0,06
	10-12	28.11.2018	138,55	27	15,14	0,68	2,10	0,09
	12-14	28.11.2018	134,32	27	16,42	0,79	2,21	0,11
	14-16	28.11.2018	159,14	27	4,76	0,47	0,76	0,07
	16-18	28.11.2018	170,41	27	1,93	0,24	0,33	0,04
	18-20	28.11.2018	202,82	27	-	-	-	-
	20-22	28.11.2018	196,75	27	1,13	0,34	0,22	0,07
	22-24	28.11.2018	178,32	27	2,26	0,44	0,40	0,08
3	0-2	28.11.2018	37,28	19	72,74	2,23	2,71	0,08
	2-4	28.11.2018	68,18	21	79,62	1,93	5,43	0,13
	4-6	28.11.2018	126,58	27	71,23	1,60	9,02	0,20
	6-8	28.11.2018	129,11	27	48,37	1,21	6,24	0,16
	8-10	28.11.2018	158,84	27	27,85	0,87	4,42	0,14

Tiefenprofil	Tiefe [cm]	Sammel-datum	Trocken-masse (gesiebt) [g]	Füll-höhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	¹³⁷ Cs [Bq]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq]
3	10-12	28.11.2018	117,54	26	21,69	0,80	2,55	0,09
	12-14	28.11.2018	237,94	27	5,64	0,45	1,34	0,11
	14-16	28.11.2018	150,58	27	2,92	0,39	0,44	0,06
	16-18	28.11.2018	145,80	27	2,97	0,41	0,43	0,06
	18-20	28.11.2018	165,26	27	3,33	0,44	0,55	0,07
	20-22	28.11.2018	182,18	27	1,59	0,36	0,29	0,06
	22-24	28.11.2018	200,42	27	-	-	-	-
4	0-2	04.12.2018	19,85	20	36,69	2,56	0,73	0,05
	2-4	04.12.2018	27,70	22	79,76	2,80	2,21	0,08
	4-6	04.12.2018	71,10	27	83,22	2,11	5,92	0,15
	6-8	04.12.2018	103,43	27	44,91	1,31	4,65	0,14
	8-10	04.12.2018	104,32	27	34,55	1,18	3,60	0,12
	10-12	04.12.2018	85,98	26	26,64	1,07	2,29	0,09
	12-14	04.12.2018	143,38	27	13,81	0,81	1,98	0,12
	14-16	04.12.2018	151,42	27	3,58	0,52	0,54	0,08
	16-18	04.12.2018	195,30	27	1,61	0,40	0,31	0,08
	18-20	04.12.2018	196,97	27	1,24	0,20	0,24	0,04
	20-22	04.12.2018	217,45	27	-	-	-	-
	22-24	04.12.2018	192,64	27	-	-	-	-

Anhang 14: Messdaten Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) aus dem Nationalpark Bayerischer Wald

Die ¹³⁷Cs-Aktivitätswerte aller Messungen wurden bzgl. Restfeuchte und Füllhöhe sowie auf das Sammeldatum korrigiert.

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 459	36789	48,9174/ 13,3681	Ost	650-750	06.10.2018	32,04	16	5,47	1575,22	77,14
AK 460	36789	48,9181/ 13,3681	Ost	650-750	06.10.2018	24,71	13	5,11	2858,88	139,85
AK 640	52033	48,9088/ 13,4422	Ost	650-750	06.10.2018	32,03	16	3,42	1115,65	55,98
AK 516	36789	48,9181/ 13,3681	Ost	650-750	06.10.2018	6,71	6	5,19	1488,99	72,88
AK 622	36789	48,9175/ 13,3682	Ost	650-750	06.10.2018	9,36	8	3,24	1748,36	86,36
AK 624	36789	48,9172/ 13,3678	Ost	650-750	19.09.2018	4,67	3	5,68	1340,21	66,14
AK 382	6413	49,0836/ 13,2236	Ost	650-750	06.10.2018	14,59	14	7,50	16153,88	788,93
AK 395	6413	49,0838/ 13,2230	Ost	650-750	06.10.2018	27,61	18	4,63	9139,13	446,29
AK 398	4181	49,0982/ 13,2130	Ost	650-750	27.09.2018	6,82	6	9,15	30994,84	1513,73
AK 399	4181	49,0981/ 13,2129	Ost	650-750	27.09.2018	8,69	6	8,86	19524,72	953,70
AK 401	6413	49,0840/ 13,2229	Ost	650-750	06.10.2018	17,74	14	6,11	12649,98	617,83
AK 405	10579	49,0728/ 13,2437	Ost	650-750	21.09.2018	7,08	6	5,87	8032,02	392,94
AK 406	10579	49,0732/ 13,2436	Ost	650-750	21.09.2018	17,89	12	3,27	9126,31	445,80
AK 497	4181	49,0984/ 13,2129	Ost	650-750	27.09.2018	6,25	3	6,19	14578,98	712,10
AK 500	10579	49,0731/ 13,2437	Ost	650-750	21.09.2018	7,35	5	5,11	11236,37	548,76
AK 537	6413	49,0834/ 13,2226	Ost	650-750	27.09.2018	6,41	3	6,14	11374,89	555,26

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 534	4181	49,0977/ 13,2124	Ost	650-750	06.10.2018	25,26	15	3,90	30476,27	1487,64
AK 564	10579	49,0732/ 13,2439	Ost	650-750	06.10.2018	18,51	9	4,04	13194,40	644,31
AK 547	6413	49,0835/ 13,2232	Ost	650-750	21.09.2018	4,42	3	6,31	11664,34	569,47
AK 563	10579	49,0733/ 13,2443	Ost	650-750	21.09.2018	6,47	6	6,79	14889,53	727,91
AK 379	72513	48,9233/ 13,5447	Ost	900-1000	23.10.2018	13,25	7	9,64	2342,08	114,83
AK 380	72513	48,9236/ 13,5438	Ost	900-1000	23.10.2018	11,38	7	10,20	1750,70	86,07
AK 492	72260	48,9015/ 13,5418	Ost	900-1000	20.09.2018	6,89	4	5,64	2922,70	143,60
AK 448	35558	49,0282/ 13,3658	Ost	900-1000	05.10.2018	21,45	10	3,39	1622,60	79,53
AK 449	35558	49,0279/ 13,3656	Ost	900-1000	05.10.2018	38,53	15	3,51	3577,11	174,79
AK 450	35869	48,9973/ 13,3648	Ost	900-1000	27.09.2018	7,92	5	3,72	360,18	18,54
AK 512	35558	49,0286/ 13,3659	Ost	900-1000	05.10.2018	11,71	6	3,99	3381,07	165,48
AK 610	35558	49,0279/ 13,3652	Ost	900-1000	05.10.2018	7,95	5	6,67	3271,71	160,38
AK 611	35869	48,9968/ 13,3661	Ost	900-1000	27.09.2018	3,56	3	6,32	966,77	49,28
AK 482	69734	48,9319/ 13,5306	Ost	1100-1200	04.10.2018	58,89	22	3,75	2427,26	118,62
AK 483	69734	48,9320/ 13,5302	Ost	1100-1200	04.10.2018	19,36	8	3,87	3941,48	192,71
AK 486	69745	48,9215/ 13,5306	Ost	1100-1200	04.10.2018	19,67	10	3,31	3641,81	178,09

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 487	69745	48,9217/ 13,5309	Ost	1100-1200	04.10.2018	23,26	10	3,03	2889,24	141,30
AK 526	69734	48,9317/ 13,5300	Ost	1100-1200	04.10.2018	11,93	5	4,40	3815,70	186,67
AK 529	69745	48,9217/ 13,5310	Ost	1100-1200	04.10.2018	10,09	4	3,36	3090,48	151,38
AK 668	69734	48,9320/ 13,5307	Ost	1100-1200	04.10.2018	11,56	4	3,65	1927,09	94,53
AK 669	69734	48,9316/ 13,5310	Ost	1100-1200	04.10.2018	9,44	5	5,19	2447,93	120,06
AK 674	69745	48,9220/ 13,5300	Ost	1100-1200	04.10.2018	11,98	4	3,16	4209,00	205,85
AK 677	69745	48,9217/ 13,5311	Ost	1100-1200	04.10.2018	7,50	4	6,51	2562,20	125,91
AK 434	29147	49,0642/ 13,3357	Ost	1100-1200	26.09.2018	17,90	7	4,47	15923,54	777,89
AK 435	29147	49,0648/ 13,3345	Ost	1100-1200	26.09.2018	19,93	8	4,91	3997,05	196,21
AK 431	28865	49,0692/ 13,3322	Ost	1100-1200	26.09.2018	9,69	5	5,72	6031,15	294,75
AK 432	28865	49,0690/ 13,3323	Ost	1100-1200	26.09.2018	5,62	3	3,84	4701,44	229,81
AK 596	29147	49,0648/ 13,3353	Ost	1100-1200	26.09.2018	5,68	3	8,51	7336,49	359,06
AK 381	57856	48,9022/ 13,4704	West	650-750	07.10.2018	8,65	9	6,99	1056,10	52,39
AK 469	52863	48,9099/ 13,4467	West	650-750	26.10.2018	11,75	9	3,32	11951,11	588,06
AK 470	52863	48,9096/ 13,4468	West	650-750	26.10.2018	13,64	11	4,55	2323,56	113,93
AK 473	53425	48,9016/ 13,4489	West	650-750	28.09.2018	21,12	16	3,68	2999,08	146,74

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 474	53425	48,9026/ 13,4491	West	650-750	28.09.2018	7,68	6	3,60	1426,10	70,49
AK 475	57856	48,9027/ 13,4707	West	650-750	07.10.2018	14,16	11	3,28	2206,38	108,19
AK 522	53425	48,9023/ 13,4494	West	650-750	26.10.2018	10,47	8	2,95	2425,17	119,40
AK 521	52863	48,9095/ 13,4467	West	650-750	28.09.2018	6,11	5	4,88	1599,86	78,70
AK 524	57856	48,9028/ 13,4717	West	650-750	07.10.2018	16,28	13	2,79	1466,27	71,99
AK 647	57856	48,9029/ 13,4707	West	650-750	26.10.2018	9,77	8	5,40	1604,24	78,92
AK 642	52863	48,9094/ 13,4472	West	650-750	26.10.2018	8,00	7	5,59	2298,61	112,86
AK 644	52863	48,9090/ 13,4470	West	650-750	07.10.2018	10,59	9	3,71	2360,90	116,06
AK 651	57856	48,9022/ 13,4711	West	650-750	07.10.2018	16,46	14	3,71	1573,16	77,23
AK 393	290	49,1100/ 13,1938	West	650-750	21.09.2018	25,22	24	4,39	18881,63	921,87
AK 394	290	49,1095/ 13,1943	West	650-750	21.09.2018	17,92	14	4,58	18154,78	886,40
AK 403	9730	49,0897/ 13,2395	West	650-750	06.10.2018	30,40	20	7,21	15687,11	765,90
AK 404	9730	49,0899/ 13,2395	West	650-750	06.10.2018	22,98	20	6,11	13912,28	679,33
AK 419	21952	49,0591/ 13,2995	West	650-750	27.09.2018	16,44	11	3,31	4488,68	219,51
AK 420	21952	49,0585/ 13,2996	West	650-750	27.09.2018	11,66	7	4,68	5177,21	253,25
AK 499	9730	49,0897/ 13,2405	West	650-750	21.09.2018	8,00	6	3,96	19211,26	937,57

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 504	21952	49,0594/ 13,2998	West	650-750	06.10.2018	13,93	11	2,88	3321,89	162,26
AK 496	290	49,1090/ 13,1930	West	650-750	27.09.2018	43,73	27	2,08	15301,61	747,18
AK 532	290	49,1100/ 13,1937	West	650-750	21.09.2018	9,06	6	5,48	23823,87	1162,37
AK 575	21952	49,0590/ 13,2993	West	650-750	06.10.2018	11,52	6	4,71	3232,03	158,33
AK 553	9730	49,0900/ 13,2395	West	650-750	06.10.2018	5,45	4	7,55	17125,02	835,93
AK 558	9730	49,0899/ 13,2406	West	650-750	27.09.2018	10,26	7	3,52	20801,41	1015,89
AK 578	21952	49,0594/ 13,2996	West	650-750	27.09.2018	7,87	6	6,07	3171,99	155,64
AK 386	70334	48,8908/ 13,5324	West	900-1000	28.09.2018	31,04	23	7,25	2671,67	130,69
AK 388	70334	48,8906/ 13,5319	West	900-1000	28.09.2018	8,30	5	2,80	2852,93	140,02
AK 389	70334	48,8900/ 13,5322	West	900-1000	28.09.2018	28,66	15	3,49	1802,19	88,23
AK 480	69490	48,9017/ 13,5287	West	900-1000	20.09.2018	7,34	5	4,48	3202,07	157,17
AK 481	69490	48,9018/ 13,5288	West	900-1000	20.09.2018	8,78	4	5,60	2733,13	134,14
AK 527	69490	48,9017/ 13,5286	West	900-1000	20.09.2018	6,21	3	6,32	2069,22	102,02
AK 656	69490	48,9014/ 13,5290	West	900-1000	20.09.2018	6,82	3	7,59	1205,00	59,80
AK 678	70334	48,8901/ 13,5316	West	900-1000	28.09.2018	9,79	7	3,72	2922,21	143,24
AK 680	70334	48,8901/ 13,5315	West	900-1000	28.09.2018	10,62	6	5,11	1963,13	96,47

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 426	27505	49,0461/ 13,3266	West	900-1000	05.10.2018	12,49	7	4,67	5424,72	265,31
AK 427	27505	49,0467/ 13,3270	West	900-1000	05.10.2018	27,47	13	4,71	4680,56	228,73
AK 443	33333	49,0363/ 13,3565	West	900-1000	26.09.2018	9,96	5	4,60	2509,85	123,18
AK 461	39738	49,0060/ 13,3860	West	900-1000	05.10.2018	29,28	11	5,15	2602,39	127,26
AK 462	39738	49,0058/ 13,3855	West	900-1000	05.10.2018	29,79	15	4,63	4110,28	200,86
AK 517	39738	49,0061/ 13,3855	West	900-1000	05.10.2018	35,25	13	3,87	2749,63	134,38
AK 506	27505	49,0459/ 13,3270	West	900-1000	05.10.2018	27,83	11	4,67	5183,56	252,96
AK 630	39738	49,0059/ 13,3856	West	900-1000	05.10.2018	9,21	4	5,67	2741,13	134,09
AK 592	27505	49,0461/ 13,3261	West	900-1000	05.10.2018	7,05	3	7,32	9310,82	454,88
AK 595	27505	49,0468/ 13,3262	West	900-1000	05.10.2018	28,00	11	4,48	3895,47	190,99
AK 629	39738	49,0061/ 13,3862	West	900-1000	05.10.2018	18,69	7	5,83	2643,86	129,28
AK 455	36442	48,9804/ 13,3682	West	1100-1200	27.09.2018	8,66	6	2,80	3701,28	181,40
AK 456	36442	48,9804/ 13,3682	West	1100-1200	27.09.2018	11,90	7	4,00	2907,88	142,49
AK 477	69201	48,9132/ 13,5277	West	1100-1200	04.10.2018	10,75	5	3,88	888,15	43,98
AK 478	69201	48,9127/ 13,5268	West	1100-1200	04.10.2018	12,22	5	4,83	1210,98	59,66
AK 525	69201	48,9130/ 13,5278	West	1100-1200	27.09.2018	10,73	6	3,67	1426,10	70,26

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 515	36442	48,9807/ 13,3680	West	1100-1200	04.10.2018	9,77	4	5,19	3583,91	175,44
AK 410	16366	49,1006/ 13,2722	West	1100-1200	27.09.2018	33,65	15	5,48	7800,25	380,92
AK 411	16366	49,1006/ 13,2719	West	1100-1200	27.09.2018	8,97	5	9,09	8855,15	502,59
AK 439	32467	49,0677/ 13,3514	West	1100-1200	05.10.2018	9,49	4	4,15	3900,86	191,07
AK 440	32467	49,0677/ 13,3521	West	1100-1200	05.10.2018	9,97	6	3,79	9471,21	462,91
AK 605	33388	48,9877/ 13,3533	West	1100-1200	26.09.2018	4,97	3	9,32	4896,54	240,32

Anhang 15: Messdaten Steinpilze (*Boletus edulis*) aus dem Nationalpark Bayerischer Wald

Die ¹³⁷Cs-Aktivitätswerte aller Messungen wurden bzgl. Restfeuchte und Füllhöhe sowie auf das Sammeldatum korrigiert.

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 458	36789	48,9181/ 13,3680	Ost	650-750	06.10.2018	13,72	5	5,35	298,07	15,08
AK 465	50361	48,9175/ 13,4342	Ost	650-750	19.09.2018	10,44	5	4,79	365,02	18,50
AK 466	50361	48,9174/ 13,4342	Ost	650-750	19.09.2018	13,37	4	7,20	5356,42	265,56
AK 467	52033	48,9083/ 13,4430	Ost	650-750	19.09.2018	22,48	7	6,88	3303,00	163,76
AK 468	52033	48,9084/ 13,4424	Ost	650-750	19.09.2018	16,30	5	6,09	3542,01	176,33
AK 519	50361	48,9176/ 13,4342	Ost	650-750	19.09.2018	9,11	4	8,60	481,99	24,35
AK 520	52033	48,9086/ 13,4425	Ost	650-750	19.09.2018	14,65	5	7,11	250,31	12,75
AK 638	52033	48,9084/ 13,4426	Ost	650-750	19.09.2018	6,61	4	6,43	301,66	16,20
AK 635	52033	48,9081/ 13,4431	Ost	650-750	19.09.2018	9,50	4	6,23	460,41	23,24
AK 639	52033	48,9084/ 13,4427	Ost	650-750	19.09.2018	8,70	3	6,36	181,05	9,88
AK 396	4181	49,0980/ 13,2128	Ost	650-750	27.09.2018	25,71	11	6,05	3632,59	177,56
AK 397	4181	49,0982/ 13,2129	Ost	650-750	27.09.2018	30,42	11	7,15	1915,09	93,70
AK 400	6413	49,0834/ 13,2227	Ost	650-750	06.10.2018	7,72	5	6,43	827,86	41,33
AK 402	10579	49,0735/ 13,2446	Ost	650-750	21.09.2018	35,73	27	3,60	2517,44	123,15
AK 407	10579	49,0736/ 13,2446	Ost	650-750	21.09.2018	30,85	21	5,68	3164,63	154,73
AK 498	4181	49,0983/ 13,2124	Ost	650-750	27.09.2018	51,85	18	5,46	3153,31	153,92

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 501	10579	49,0733/ 13,2448	Ost	650-750	21.09.2018	37,80	27	2,87	1891,41	92,52
AK 535	4181	49,0980/ 13,2128	Ost	650-750	27.09.2018	22,07	6	9,25	1286,82	63,09
AK 560	10579	49,0728/ 13,2437	Ost	650-750	21.09.2018	5,61	5	3,79	6010,95	294,41
AK 536	4181	49,0981/ 13,2129	Ost	650-750	27.09.2018	8,16	3	7,55	1987,08	97,79
AK 562	10579	49,0733/ 13,2443	Ost	650-750	21.09.2018	34,41	23	3,59	5163,86	252,22
AK 387	72513	48,9230/ 13,5443	Ost	900-1000	20.09.2018	41,66	13	10,48	423,89	20,88
AK 490	71959	48,9238/ 13,5421	Ost	900-1000	20.09.2018	21,40	7	6,30	461,29	22,85
AK 491	71959	48,9239/ 13,5420	Ost	900-1000	20.09.2018	32,90	14	4,51	611,99	30,11
AK 493	72260	48,9010/ 13,5410	Ost	900-1000	20.09.2018	19,22	7	5,96	180,40	9,22
AK 494	72513	48,9240/ 13,5432	Ost	900-1000	20.09.2018	9,14	3	6,43	485,26	24,47
AK 531	71959	48,9238/ 13,5407	Ost	900-1000	20.09.2018	13,93	12	3,71	590,03	29,36
AK 694	71959	48,9240/ 13,5415	Ost	900-1000	20.09.2018	53,92	24	5,32	158,66	7,94
AK 689	71959	48,9241/ 13,5414	Ost	900-1000	20.09.2018	40,86	13	4,88	487,53	23,97
AK 414	18891	49,0716/ 13,2850	Ost	900-1000	21.09.2018	22,28	16	5,67	404,48	20,13
AK 415	18891	49,0715/ 13,2849	Ost	900-1000	21.09.2018	14,67	13	5,15	411,55	20,65
AK 451	35869	48,9968/ 13,3665	Ost	900-1000	27.09.2018	12,30	9	3,36	1063,21	52,47

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 452	35869	48,9978/ 13,3662	Ost	900-1000	27.09.2018	10,77	6	4,59	380,50	19,27
AK 513	35869	48,9969/ 13,3663	Ost	900-1000	27.09.2018	17,27	5	6,55	367,56	18,35
AK 503	18891	49,0716/ 13,2851	Ost	900-1000	21.09.2018	12,92	9	2,20	393,31	19,76
AK 568	18891	49,0716/ 13,2850	Ost	900-1000	21.09.2018	4,88	3	6,95	2261,68	111,68
AK 613	35869	48,9975/ 13,3657	Ost	900-1000	27.09.2018	7,97	6	6,75	729,59	36,58
AK 617	35869	48,9969/ 13,3664	Ost	900-1000	27.09.2018	9,79	4	7,55	349,81	17,88
AK 484	69734	48,9316/ 13,5308	Ost	1100-1200	04.10.2018	36,64	14	4,19	470,58	23,19
AK 485	69734	48,9320/ 13,5303	Ost	1100-1200	04.10.2018	40,72	14	4,32	429,56	21,16
AK 488	70854	48,9203/ 13,5358	Ost	1100-1200	25.09.2018	73,89	27	6,61	490,03	24,06
AK 489	70854	48,9206/ 13,5361	Ost	1100-1200	25.09.2018	12,81	4	6,58	612,06	30,42
AK 528	69734	48,9320/ 13,5302	Ost	1100-1200	04.10.2018	24,72	8	4,19	407,38	20,17
AK 671	69734	48,9321/ 13,5302	Ost	1100-1200	04.10.2018	15,18	5	4,46	485,62	24,17
AK 670	69734	48,9316/ 13,5309	Ost	1100-1200	04.10.2018	14,91	6	4,19	243,72	12,41
AK 433	28865	49,0682/ 13,3338	Ost	1100-1200	26.09.2018	10,80	3	10,38	992,38	49,08
AK 436	29147	49,0647/ 13,3344	Ost	1100-1200	26.09.2018	29,08	9	6,30	566,56	27,90
AK 437	29147	49,0646/ 13,3350	Ost	1100-1200	26.09.2018	23,26	7	8,59	965,34	47,42

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 428	28586	49,0705/ 13,3322	Ost	1100-1200	26.09.2018	33,56	9	10,22	833,34	40,90
AK 430	28586	49,0714/ 13,3328	Ost	1100-1200	26.09.2018	94,60	27	6,87	719,33	35,22
AK 507	28586	49,0712/ 13,3329	Ost	1100-1200	26.09.2018	16,09	5	6,28	716,30	35,37
AK 597	28586	49,0713/ 13,3329	Ost	1100-1200	26.09.2018	19,10	6	8,02	421,66	20,94
AK 471	53425	48,9026/ 13,4492	West	650-750	28.09.2018	17,03	10	3,75	496,89	24,70
AK 472	53425	48,9026/ 13,4494	West	650-750	28.09.2018	14,91	12	4,47	624,02	30,97
AK 476	57856	48,9027/ 13,4707	West	650-750	07.10.2018	12,69	9	3,15	537,27	26,82
AK 523	53425	48,9021/ 13,4498	West	650-750	28.09.2018	7,27	6	3,31	255,42	13,63
AK 391	290	49,1099/ 13,1943	West	650-750	21.09.2018	19,20	14	3,41	1102,07	54,19
AK 392	290	49,1096/ 13,1931	West	650-750	21.09.2018	8,62	6	4,13	3603,55	176,62
AK 421	21952	49,0595/ 13,3004	West	650-750	27.09.2018	75,89	27	6,88	284,06	14,00
AK 422	21952	49,0595/ 13,3002	West	650-750	27.09.2018	14,94	13	5,25	354,06	17,84
AK 423	21952	49,0587/ 13,2996	West	650-750	27.09.2018	14,10	6	5,68	560,85	27,87
AK 495	290	49,1101/ 13,1939	West	650-750	21.09.2018	4,77	5	5,96	3574,18	175,70
AK 570	21952	49,0595/ 13,2994	West	650-750	27.09.2018	9,72	8	5,52	851,16	42,31
AK 571	21952	49,0594/ 13,2995	West	650-750	27.09.2018	10,91	8	3,83	489,20	24,55

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 383	70334	48,8908/ 13,5323	West	900-1000	28.09.2018	18,77	20	1,00	850,83	41,99
AK 390	70334	48,8897/ 13,5325	West	900-1000	28.09.2018	20,88	15	5,35	805,56	39,70
AK 446	35351	48,9657/ 13,3623	West	900-1000	06.10.2018	30,75	19	3,68	888,88	43,66
AK 447	35351	48,9653/ 13,3621	West	900-1000	06.10.2018	40,41	14	6,30	759,38	37,26
AK 530	70334	48,8899/ 13,5329	West	900-1000	28.09.2018	44,08	27	2,80	588,02	28,91
AK 511	35351	48,9654/ 13,3624	West	900-1000	08.10.2018	36,55	20	4,64	684,55	33,63
AK 684	70334	48,8898/ 13,5327	West	900-1000	28.09.2018	26,71	19	4,99	411,75	20,42
AK 607	35351	48,9653/ 13,3630	West	900-1000	06.10.2018	37,13	19	4,53	2037,45	99,61
AK 606	35351	48,9650/ 13,3623	West	900-1000	06.10.2018	54,60	20	5,04	774,94	37,97
AK 685	70334	48,8898/ 13,5322	West	900-1000	28.09.2018	20,55	16	6,63	1073,21	52,78
AK 424	27505	49,0462/ 13,3259	West	900-1000	05.10.2018	54,69	19	5,57	850,42	41,66
AK 425	27505	49,0467/ 13,3263	West	900-1000	05.10.2018	71,49	27	6,33	674,47	33,06
AK 441	33333	49,0358/ 13,3548	West	900-1000	26.09.2018	72,78	23	5,42	752,99	36,88
AK 442	33333	49,0358/ 13,3558	West	900-1000	26.09.2018	81,73	27	6,34	589,93	28,92
AK 463	39738	49,0059/ 13,3856	West	900-1000	05.10.2018	37,12	12	7,62	461,60	22,74
AK 464	39738	49,0061/ 13,3862	West	900-1000	05.10.2018	10,36	7	2,04	596,66	29,80

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 518	39738	49,0064/ 13,3858	West	900-1000	05.10.2018	33,13	10	7,11	408,91	20,18
AK 509	33333	49,0362/ 13,3563	West	900-1000	26.09.2018	52,45	18	6,59	349,81	17,23
AK 505	27505	49,0462/ 13,3263	West	900-1000	05.10.2018	35,29	13	4,11	398,10	19,64
AK 633	39738	49,0059/ 13,3855	West	900-1000	05.10.2018	19,14	6	6,94	324,06	16,21
AK 601	33333	49,0363/ 13,3564	West	900-1000	26.09.2018	61,65	20	7,63	213,05	10,55
AK 585	27505	49,0459/ 13,3271	West	900-1000	05.10.2018	10,76	6	4,50	1141,14	56,32
AK 582	27505	49,0467/ 13,3265	West	900-1000	05.10.2018	35,89	13	5,30	377,59	18,64
AK 600	33333	49,0358/ 13,3549	West	900-1000	26.09.2018	92,84	27	7,16	334,42	16,44
AK 634	39738	49,0062/ 13,3854	West	900-1000	05.10.2018	17,70	6	8,71	493,77	24,52
AK 453	36442	48,9807/ 13,3680	West	1100-1200	27.09.2018	81,53	27	7,32	257,85	12,72
AK 454	36442	48,9803/ 13,3681	West	1100-1200	27.09.2018	40,15	17	4,96	1021,03	50,03
AK 457	36443	48,9791/ 13,3679	West	1100-1200	27.09.2018	17,83	11	3,91	1238,99	60,88
AK 479	69201	48,9126/ 13,5272	West	1100-1200	04.10.2018	7,18	3	4,43	573,61	28,96
AK 514	36442	48,9804/ 13,3682	West	1100-1200	27.09.2018	16,00	5	6,14	490,59	24,38
AK 384	32467	49,0677/ 13,3520	West	1100-1200	05.10.2018	36,10	27	9,59	1518,64	74,41
AK 408	16366	49,1007/ 13,2733	West	1100-1200	27.09.2018	38,76	12	8,58	1659,28	81,17

Kürzel	Feld	GPS [° N° O]	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	Sammel- datum	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]
AK 409	16366	49,1007/ 13,2727	West	1100-1200	27.09.2018	60,98	20	5,69	1526,87	74,67
AK 438	32467	49,0678/ 13,3514	West	1100-1200	05.10.2018	20,23	8	6,24	409,68	20,36
AK 444	33388	48,9878/ 13,3532	West	1100-1200	26.09.2018	70,01	23	6,55	383,61	18,87
AK 445	33388	48,9867/ 13,3530	West	1100-1200	26.09.2018	56,96	19	5,47	461,70	22,68
AK 510	33388	48,9875/ 13,3531	West	1100-1200	26.09.2018	35,00	12	6,34	349,73	17,29
AK 508	32467	49,0675/ 13,3523	West	1100-1200	05.10.2018	75,46	24	7,99	455,93	22,37
AK 502	16366	49,1006/ 13,2726	West	1100-1200	27.09.2018	53,83	18	6,22	954,67	46,72
AK 604	33388	48,9879/ 13,3532	West	1100-1200	26.09.2018	20,50	6	5,45	586,59	28,94
AK 566	16366	49,1006/ 13,2717	West	1100-1200	27.09.2018	51,00	20	7,52	4580,72	223,65
AK 599	32467	49,0673/ 13,3512	West	1100-1200	05.10.2018	14,09	6	5,04	1206,69	59,35
AK 602	33388	48,9877/ 13,3534	West	1100-1200	26.09.2018	24,63	9	5,56	395,20	19,59
AK 565	16366	49,1006/ 13,2730	West	1100-1200	27.09.2018	33,06	10	7,23	2199,55	107,54
AK 598	32467	49,0674/ 13,3520	West	1100-1200	05.10.2018	26,55	10	5,32	1808,59	88,51
AK 603	33388	48,9863/ 13,3531	West	1100-1200	26.09.2018	63,44	23	6,74	434,26	21,34

Anhang 16: Messdaten Bodenmischproben Nationalpark Bayerischer Wald

Die ¹³⁷Cs-Aktivitätswerte aller Messungen wurden auf das Sammeldatum korrigiert.

Feld	GPS [° N/° O]	Sammel- datum	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Cluster
29147	49,0646/ 13,3351	25.10.2018	Ost	1100-1200	227,44	3,89	hoher Aktivitätseintrag
16366	49,1006/ 13,2725	25.10.2018	West	1100-1200	498,27	8,06	hoher Aktivitätseintrag
6413	49,0836/ 13,2231	06.11.2018	Ost	650-750	117,96	2,12	hoher Aktivitätseintrag
27505	49,0464/ 13,3266	08.11.2018	West	900-1000	141,75	2,57	hoher Aktivitätseintrag
4181	49,0981/ 13,2127	05.11.2018	Ost	650-750	383,17	6,27	hoher Aktivitätseintrag
21952	49,0591/ 13,2998	06.11.2018	West	650-750	90,33	1,77	hoher Aktivitätseintrag
28865	49,0688/ 13,3326	25.10.2018	Ost	1100-1200	278,47	4,55	hoher Aktivitätseintrag
28586	49,0711/ 13,3327	25.10.2018	Ost	1100-1200	118,64	2,21	hoher Aktivitätseintrag
32467	49,0676/ 13,3518	25.10.2018	West	1100-1200	76,73	1,50	hoher Aktivitätseintrag
18891	49,0716/ 13,2849	06.11.2018	Ost	900-1000	148,66	2,62	hoher Aktivitätseintrag
10579	49,0733/ 13,2443	06.11.2018	Ost	650-750	146,59	2,61	hoher Aktivitätseintrag
290	49,1096/ 13,1937	05.11.2018	West	650-750	314,20	5,21	hoher Aktivitätseintrag
9730	49,0899/ 13,2401	06.11.2018	West	650-750	155,42	2,75	hoher Aktivitätseintrag
36442	48,9805/ 13,3680	26.10.2018	West	1100-1200	130,44	2,32	geringer Aktivitätseintrag
69745	48,9218/ 13,5306	23.10.2018	Ost	1100-1200	68,92	1,38	geringer Aktivitätseintrag
71959	48,9240/ 13,5411	23.10.2018	Ost	900-1000	40,14	0,90	geringer Aktivitätseintrag
69201	48,9129/ 13,5272	23.10.2018	West	1100-1200	41,81	1,01	geringer Aktivitätseintrag
57856	48,9026/ 13,4710	07.11.2018	West	650-750	22,08	0,69	geringer Aktivitätseintrag
52863	48,9095/ 13,4470	26.10.2018	West	650-750	36,85	0,83	geringer Aktivitätseintrag

Feld	GPS [° N/° O]	Sammel- datum	Exposition	Höhenlage [m ü. NN]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Cluster
72513	48,9236/ 13,5439	23.10.2018	Ost	900-1000	94,06	1,85	geringer Aktivitätseintrag
36789	48,9176/ 13,3681	22.10.2018	Ost	650-750	46,81	1,13	geringer Aktivitätseintrag
33333	49,0360/ 13,3554	08.11.2018	West	900-1000	56,31	1,18	geringer Aktivitätseintrag
36443	48,9792/ 13,3677	24.10.2018	West	1100-1200	93,30	1,83	geringer Aktivitätseintrag
50361	48,9177/ 13,4346	08.11.2018	Ost	650-750	42,08	0,93	geringer Aktivitätseintrag
70334	48,8903/ 13,5322	07.11.2018	West	900-1000	40,46	1,03	geringer Aktivitätseintrag
35351	48,9653/ 13,3623	09.11.2018	West	900-1000	93,57	1,77	geringer Aktivitätseintrag
53425	48,9023/ 13,4492	09.11.2018	West	650-750	29,01	0,79	geringer Aktivitätseintrag
35869	48,9972/ 13,3655	09.11.2018	Ost	900-1000	91,23	1,79	geringer Aktivitätseintrag
69734	48,9319/ 13,5307	23.10.2018	Ost	1100-1200	71,24	1,44	geringer Aktivitätseintrag
39738	49,0060/ 13,3859	08.11.2018	West	900-1000	38,35	0,96	geringer Aktivitätseintrag
70854	48,9205/ 13,5359	23.10.2018	Ost	1100-1200	100,94	2,01	geringer Aktivitätseintrag
69490	48,9016/ 13,5288	07.11.2018	West	900-1000	39,61	0,95	geringer Aktivitätseintrag
33388	48,9872/ 13,3531	24.10.2018	West	1100-1200	84,27	1,63	geringer Aktivitätseintrag
72260	48,9014/ 13,5413	07.11.2018	Ost	900-1000	47,23	1,02	geringer Aktivitätseintrag
35558	49,0282/ 13,3656	08.11.2018	Ost	900-1000	74,45	1,54	geringer Aktivitätseintrag
52033	48,9085/ 13,4425	09.11.2018	Ost	650-750	67,67	1,37	geringer Aktivitätseintrag

Anhang 17: Messdaten Tiefenprofile Nationalpark Bayerischer Wald

Die ¹³⁷Cs-Aktivitätswerte aller Messungen wurden bzgl. der Füllhöhe und auf das Sammeldatum korrigiert.

Feld	Tiefe [cm]	GPS [° N/° O]	Sammel-datum	Trocken-masse (gesiebt) [g]	Füll-höhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	¹³⁷ Cs [Bq]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq]
6413	0-2	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	16,38	15	1138,97	20,22	18,66	0,33
	2-4	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	38,73	17	653,40	11,29	25,31	0,44
	4-6	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	55,44	20	313,59	5,71	17,39	0,32
	6-8	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	70,65	27	137,80	2,92	9,74	0,21
	8-10	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	51,66	20	86,51	2,25	4,47	0,12
	10-12	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	70,98	27	72,87	1,91	5,17	0,14
	12-14	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	60,59	21	51,55	1,61	3,12	0,10
	14-16	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	60,60	22	57,84	1,70	3,51	0,10
	16-18	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	60,20	22	62,84	1,75	3,78	0,11
	18-20	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	75,96	27	40,52	1,40	3,08	0,11
	20-22	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	87,51	27	45,27	1,23	3,96	0,11
22-24	49,0838/ 13,2230	06.10.2018	109,72	27	30,79	1,18	3,38	0,13	
57856	0-2	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	11,53	12	99,17	4,61	1,14	0,05
	2-4	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	16,58	18	117,64	4,16	1,95	0,07
	4-6	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	16,21	13	72,30	3,08	1,17	0,05
	6-8	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	21,31	12	66,16	2,64	1,41	0,06
	8-10	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	60,94	27	57,00	1,74	3,47	0,11
	10-12	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	45,28	18	52,47	1,76	2,38	0,08
	12-14	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	58,71	23	49,98	1,65	2,93	0,10

Feld	Tiefe [cm]	GPS [° N/° O]	Sammel-datum	Trocken-masse (gesiebt) [g]	Füll-höhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	¹³⁷ Cs [Bq]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq]
57856	14-16	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	72,43	27	29,32	1,24	2,12	0,09
	16-18	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	73,17	27	12,73	0,96	0,93	0,07
	18-20	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	79,71	27	6,43	0,70	0,51	0,06
	20-22	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	69,54	24	5,29	0,73	0,37	0,05
	22-24	48,9027/ 13,4706	07.10.2018	72,09	27	3,29	0,40	0,24	0,03
36442	0-2	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	33,03	27	417,12	7,96	13,78	0,26
	2-4	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	56,42	27	226,62	4,48	12,79	0,25
	4-6	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	78,97	27	130,09	2,74	10,27	0,22
	6-8	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	76,53	27	92,14	2,16	7,05	0,17
	8-10	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	85,05	27	76,25	1,92	6,49	0,16
	10-12	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	79,70	24	51,17	1,47	4,08	0,12
36442	12-14	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	70,77	22	40,18	1,16	2,84	0,08
	14-16	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	93,32	27	24,48	1,04	2,28	0,10
	16-18	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	74,00	21	18,92	1,00	1,40	0,07
	18-20	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	78,10	23	15,94	0,93	1,24	0,07
	20-22	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	90,45	27	11,38	0,81	1,03	0,07
	22-24	48,9805/ 13,3682	26.10.2018	86,18	25	11,25	0,83	0,97	0,07
69745	0-2	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	5,10	5	157,36	8,50	0,80	0,04
	2-4	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	5,75	6	95,49	6,35	0,55	0,04
	4-6	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	7,78	6	93,36	5,17	0,73	0,04
	6-8	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	13,73	10	85,35	3,74	1,17	0,05

Feld	Tiefe [cm]	GPS [° N/° O]	Sammel-datum	Trocken-masse (gesiebt) [g]	Füll-höhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	¹³⁷ Cs [Bq]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq]
69745	8-10	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	28,35	14	126,32	3,30	3,58	0,09
	10-12	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	40,24	12	98,33	2,54	3,96	0,10
	12-14	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	39,64	14	42,87	1,64	1,70	0,07
	14-16	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	64,27	25	22,91	1,20	1,47	0,08
	16-18	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	48,64	21	12,43	1,16	0,60	0,06
	18-20	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	46,12	19	10,93	1,22	0,50	0,06
	20-22	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	54,02	23	10,10	0,94	0,55	0,05
	22-24	48,9217/ 13,5310	23.10.2018	52,54	22	8,44	1,10	0,44	0,06
29147	0-2	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	46,99	27	344,04	6,51	16,17	0,31
	2-4	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	46,16	18	164,76	3,59	7,61	0,17
	4-6	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	82,48	27	128,48	2,73	10,60	0,23
	6-8	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	76,55	27	66,13	1,84	5,06	0,14
	8-10	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	84,17	27	31,57	1,26	2,66	0,11
	10-12	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	86,78	27	19,01	0,98	1,65	0,08
	12-14	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	83,35	27	32,89	1,28	2,74	0,11
	14-16	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	62,64	24	33,68	1,47	2,11	0,09
	16-18	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	59,84	21	22,44	1,16	1,34	0,07
	18-20	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	75,60	27	11,11	0,97	0,84	0,07
	20-22	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	73,30	26	10,80	0,98	0,79	0,07
22-24	49,0649/ 13,3353	25.10.2018	83,72	27	7,86	0,90	0,66	0,08	

Feld	Tiefe [cm]	GPS [° N/° O]	Sammel-datum	Trocken-masse (gesiebt) [g]	Füll-höhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	¹³⁷ Cs [Bq]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq]
16366	0-2	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	15,49	15	288,71	6,98	4,47	0,11
	2-4	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	13,35	15	597,26	12,33	7,97	0,16
	4-6	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	22,47	15	1918,62	31,66	43,11	0,71
	6-8	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	35,12	20	2503,32	40,18	87,92	1,41
	8-10	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	63,87	27	1318,30	21,32	84,20	1,36
	10-12	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	46,59	20	667,14	11,36	31,08	0,53
	12-14	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	52,76	21	380,51	6,81	20,08	0,36
	14-16	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	44,23	19	349,65	6,48	15,46	0,29
	16-18	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	56,85	25	170,09	3,51	9,67	0,20
	18-20	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	60,88	22	77,11	2,00	4,69	0,12
	20-22	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	69,38	25	42,85	1,38	2,97	0,10
	22-24	49,1007/ 13,2721	25.10.2018	67,32	24	33,03	1,26	2,22	0,08
72260	0-2	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	23,06	20	125,47	3,79	2,89	0,09
	2-4	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	39,46	21	61,54	2,07	2,43	0,08
	4-6	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	44,46	20	58,74	1,96	2,61	0,09
	6-8	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	65,81	27	33,20	1,40	2,18	0,09
	8-10	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	63,96	27	17,26	1,10	1,10	0,07
	10-12	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	64,00	27	22,67	0,95	1,45	0,06
	12-14	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	49,28	20	16,94	1,22	0,83	0,06
	14-16	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	70,87	27	7,97	0,59	0,56	0,04
	16-18	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	75,87	24	3,11	0,71	0,24	0,05

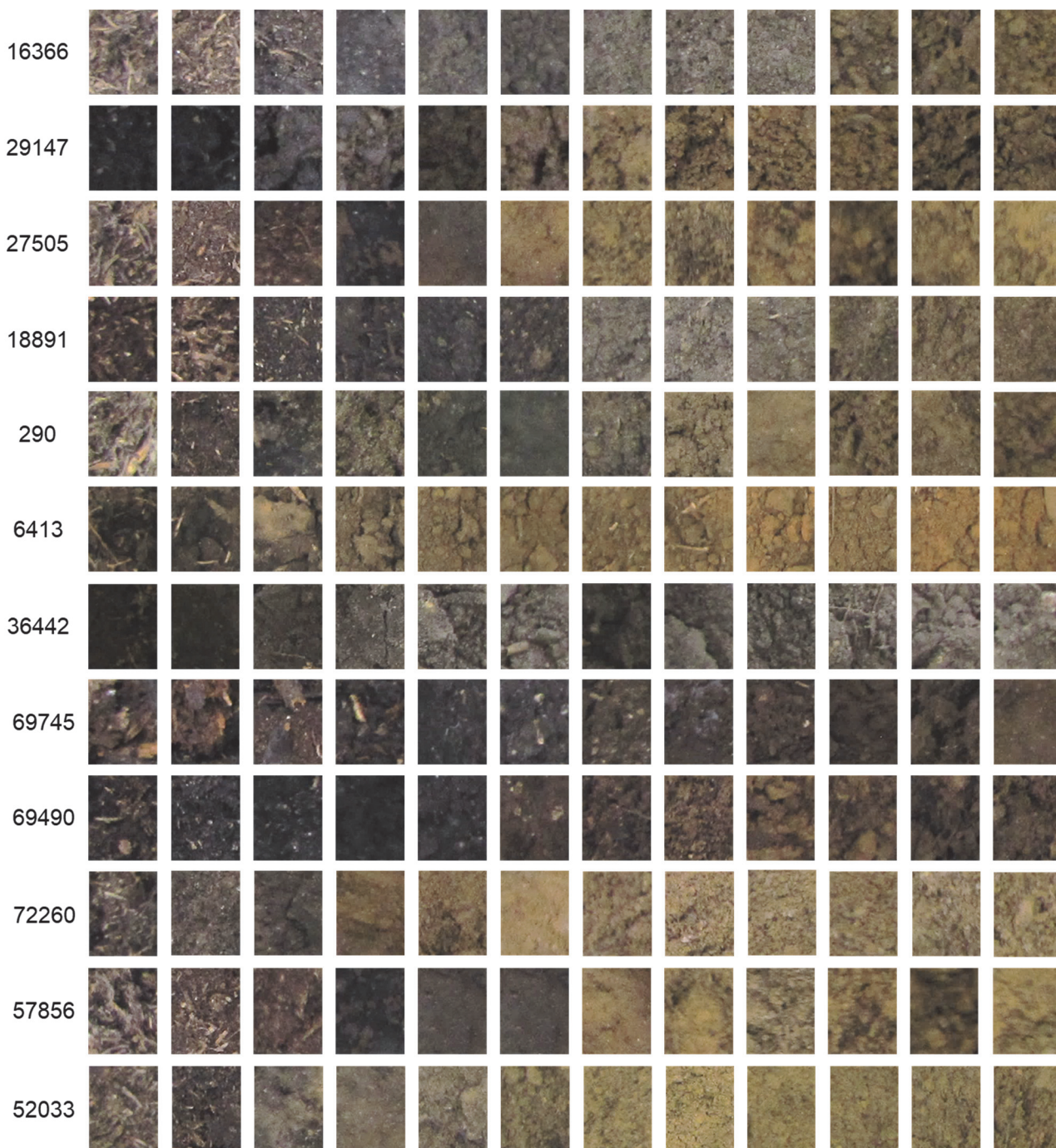
Feld	Tiefe [cm]	GPS [° N/° O]	Sammel-datum	Trocken-masse (gesiebt) [g]	Füll-höhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	¹³⁷ Cs [Bq]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq]
72260	18-20	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	85,56	25	3,98	0,43	0,34	0,04
	20-22	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	81,75	25	-	-	-	-
	22-24	48,9014/ 13,5409	07.11.2018	74,45	24	2,34	0,39	0,17	0,03
52033	0-2	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	12,78	14	81,84	3,84	1,05	0,05
	2-4	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	18,92	19	193,88	5,20	3,67	0,10
	4-6	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	48,92	25	203,36	4,21	9,95	0,21
	6-8	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	40,17	18	83,14	2,40	3,34	0,10
	8-10	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	58,89	23	49,70	1,65	2,93	0,10
	10-12	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	63,14	19	25,54	1,05	1,61	0,07
	12-14	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	80,17	27	12,69	0,88	1,02	0,07
	14-16	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	76,99	27	5,17	0,83	0,40	0,06
	16-18	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	78,03	27	4,83	0,74	0,38	0,06
	18-20	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	68,78	24	8,14	0,30	0,56	0,02
	20-22	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	84,57	27	2,08	0,69	0,18	0,06
22-24	48,9083/ 13,4429	09.11.2018	83,03	27	1,62	0,71	0,13	0,06	
27505	0-2	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	13,72	14	188,18	5,62	2,58	0,08
	2-4	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	11,51	10	255,21	6,93	2,94	0,08
	4-6	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	22,64	15	361,12	7,40	8,18	0,17
	6-8	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	65,35	27	111,31	2,60	7,27	0,17
	8-10	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	79,02	27	88,26	2,10	6,97	0,17
	10-12	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	59,49	20	114,56	2,58	6,82	0,15

Feld	Tiefe [cm]	GPS [° N/° O]	Sammel-datum	Trocken-masse (gesiebt) [g]	Füll-höhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	¹³⁷ Cs [Bq]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq]
27505	12-14	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	65,23	25	105,42	2,48	6,88	0,16
	14-16	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	41,83	17	86,45	2,40	3,62	0,10
	16-18	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	65,56	25	72,49	1,89	4,75	0,12
	18-20	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	59,62	21	74,52	2,00	4,44	0,12
	20-22	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	67,07	26	71,26	1,94	4,78	0,13
	22-24	49,0464/ 13,3265	08.11.2018	76,60	27	50,50	1,52	3,87	0,12
69490	0-2	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	19,60	19	123,86	4,10	2,43	0,08
	2-4	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	24,14	15	114,64	3,39	2,77	0,08
	4-6	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	40,95	19	67,93	2,14	2,78	0,09
	6-8	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	40,66	17	48,68	1,78	1,98	0,07
	8-10	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	48,88	19	35,17	1,44	1,72	0,07
	10-12	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	57,30	20	29,88	1,34	1,71	0,08
	12-14	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	65,67	24	23,01	1,15	1,51	0,08
	14-16	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	58,14	21	19,39	1,11	1,13	0,06
	16-18	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	58,80	24	12,87	1,01	0,76	0,06
	18-20	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	58,30	23	7,60	0,95	0,44	0,06
	20-22	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	54,77	22	8,16	0,97	0,45	0,05
22-24	48,9017/ 13,5288	07.11.2018	74,05	27	4,32	0,76	0,32	0,06	
18891	0-2	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	7,94	9	153,01	6,59	1,21	0,05
	2-4	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	6,53	7	262,35	9,04	1,71	0,06
	4-6	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	12,19	10	515,79	11,07	6,29	0,13

Feld	Tiefe [cm]	GPS [° N/° O]	Sammel-datum	Trocken-masse (gesiebt) [g]	Füll-höhe [mm]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	¹³⁷ Cs [Bq]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq]
18891	6-8	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	19,05	9	591,45	11,17	11,27	0,21
	8-10	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	27,95	12	461,27	7,45	12,89	0,21
	10-12	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	37,26	15	364,77	6,81	13,59	0,25
	12-14	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	34,85	14	217,16	4,58	7,57	0,16
	14-16	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	40,63	16	159,59	3,54	6,48	0,14
	16-18	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	45,36	17	137,61	3,11	6,24	0,14
	18-20	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	42,34	15	91,93	2,45	3,89	0,10
	20-22	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	40,99	15	51,09	1,83	2,09	0,08
	22-24	49,0717/ 13,2855	06.11.2018	53,60	19	38,44	1,49	2,06	0,08
290	0-2	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	12,67	15	760,22	15,01	9,63	0,19
	2-4	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	27,84	21	1113,68	19,01	31,00	0,53
	4-6	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	109,26	27	369,18	6,24	40,34	0,68
	6-8	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	127,88	27	173,04	3,13	22,13	0,40
	8-10	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	64,21	27	287,14	5,32	18,44	0,34
	10-12	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	69,42	27	140,70	3,00	9,77	0,21
	12-14	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	71,15	26	55,46	1,65	3,95	0,12
	14-16	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	73,60	24	28,50	1,21	2,10	0,09
	16-18	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	69,41	27	24,69	0,92	1,71	0,06
	18-20	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	74,46	25	23,66	1,09	1,76	0,08
	20-22	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	76,49	27	12,07	0,93	0,92	0,07
	22-24	49,1095/ 13,1939	05.11.2018	76,83	27	12,74	0,91	0,98	0,07

Anhang 18: Bildausschnitte Tiefenprofile Nationalpark Bayerischer Wald

Fotografische Aufnahmen des gesiebten Materials der einzelnen Schichten der zwölf Tiefenprofile aus dem Nationalpark Bayerischer Wald. Von links nach rechts sind die Schichten 0-2 cm bis 22-24 cm aufgetragen. Links neben den fotografischen Aufnahmen steht die Nummer des Untersuchungsfeldes.



Anhang 19: Übersicht Probenanzahl je Legendeneintrag der deutschlandweiten Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden

Maronenröhrlinge (<i>Imleria badia</i>)		Steinpilze (<i>Boletus edulis</i>)	
Legendeneintrag	Probenanzahl	Legendeneintrag	Probenanzahl
0-500	103	0-250	73
500-1000	40	250-500	61
1000-2000	56	500-750	39
2000-3000	30	750-1000	18
3000-4000	24	1000-2000	21
4000-5000	15	2000-4000	11
5000-10000	12	4000-7000	6
10000-20000	18		
20000-40000	8		

Anhang 20: Messdaten Maronenröhrlinge (*Imleria badia*) für die deutschlandweite Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden

Die Messdaten der Jahre 2010 bis 2015 entstammen früheren Arbeiten an der Hochschule Fulda (ERNST et al. 2014; KROHN 2016; SWIERKOSZ 2013). Die ¹³⁷Cs-Aktivitätswerte aller Messungen wurden bzgl. Restfeuchte und Füllhöhe sowie auf den 01.10.2012 korrigiert.

Spektrename	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20170210 M Tharandter Wald S 161018 AK 235 D2	18.10.2016	50,9591/ 13,4938	20,00	13	4,05	615,58	30,40	1000
20170521 M Finne-OT Lossa Sa 161107 AK 257 D2	07.11.2016	51,2200/ 11,3800	20,00	13	4,64	99,24	5,52	1000
20180307 M Tharandter Wald S 170916 AK 336 D2	16.09.2017	50,9500/ 13,4500	20,93	14	3,96	475,48	23,74	1000
20180411 M Steinhausen MV 170723 AK 341 D2	23.07.2017	54,2410/ 13,0000	20,14	15	4,59	811,08	40,20	1000
20190427 M Tharandter Wald S 181025 AK 702 D2	25.10.2018	50,9424/ 13,4853	16,57	11	4,94	450,88	22,56	1000
20200126 M Tharandter Wald S 191021 AK 818 D2	21.10.2019	50,9600/ 13,4868	19,69	13	4,83	244,33	12,49	1000
20150921 Marone Tharandter Wald 201010 D2	15.10.2010	50,9591/ 13,4938	3,62	4,5	7,24	301,69	17,58	1000
20151020 M Südharz Manfeld 150925 AK54	25.09.2015	51,5984/ 11,4637	9,56	11,5	7,59	249,69	13,25	1000
20151024 M Lossa Finne 151003 AK52 D2.PDF	03.10.2015	51,2203/ 11,4122	20,00	16	2,92	70,38	4,07	1000
20151031 M Grimme 151010 AK69 D2.PDF	10.10.2015	52,0344/ 12,2869	20,00	20	4,51	935,78	45,97	1000
20151110 M Kräher Wald 151010 AK68 D2	10.10.2015	48,7772/ 9,1409	14,87	12	5,51	788,62	38,90	1000
20151111 M Parnitz Dübener Heide 150927 AK74 D2	27.09.2015	51,7173/ 12,5863	20,00	24	7,22	1197,06	58,72	1000
20151113 M Dübener Heide 1509 AK41 D2	01.09.2015	51,6904/ 12,5852	20,00	24	7,16	1161,74	57,01	1000
20151118 M Tharandter Wald 150924 AK47 D2	24.09.2015	50,9591/ 13,4938	20,00	15	8,33	515,02	25,52	1000
20151211 M Dübener Heide 150919 AK58	19.09.2015	51,6904/ 12,5852	20,00	16	5,63	1146,79	56,23	1000
20151214 M Nauheim 151101 AK127 D2	01.11.2015	49,9486/ 8,48538	20,00	27	6,93	360,59	18,20	1000

Spektrename	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20160331 M Roggentin MV 0915 AK 99 D1	25.09.2015	53,3226/ 12,9305	5,41	2	5,41	1449,35	71,49	1000
20160404 M Wessenberg MV 0915 AK 98 D1	27.09.2015	53,2554/ 12,9478	28,00	27	4,45	517,07	25,42	1000
20160404 M Wessenberg MV 0915 AK 93 D2	26.09.2015	53,2761/ 13,0036	18,50	26	4,94	924,96	45,58	1000
20160406 M Leussow MV 0915 AK 101 D1	25.09.2015	53,2877/ 12,8831	25,44	27	4,98	958,27	46,85	1000
20160406 M Wessenberg Wustrow MV 0915 AK 100 D2	18.09.2015	53,2503/ 12,9715	11,23	13	5,11	349,76	17,94	1000
20170915 M Eichenzell HE 170823 AK 260 D2	23.08.2017	50,5020/ 9,7188	10,81	15	9,84	354,79	18,49	3000
20171009 M Eichenzell HE 170831 AK 266 D2	31.08.2017	50,5012/ 9,7316	6,69	9	3,98	203,95	11,67	3000
20171010 M Eichenzell HE 170831 AK 267 D2	31.08.2017	50,5009/ 9,7238	11,07	15	6,67	343,34	17,82	3000
20171011 M Eichenzell HE 170831 AK 268 D2	31.08.2017	50,5030/ 9,7318	9,40	13	6,30	703,08	35,51	3000
20171012 M Eichenzell HE 170906 AK 269 D2	06.09.2017	50,5001/ 9,7186	6,06	6	5,43	296,21	16,31	3000
20171016 M Eichenzell HE 170915 AK 271 D2	15.09.2017	50,5040/ 9,7178	8,44	12	9,55	390,67	20,46	3000
20171017 M Eichenzell HE 170929 AK 272 D2	29.09.2017	50,4978/ 9,7233	11,08	9	8,23	307,28	15,99	3000
20171018 M Eichenzell HE 170929 AK 273 D2	29.09.2017	50,4978/ 9,7241	20,35	20	4,11	210,04	10,93	3000
20171020 M Eichenzell HE 171012 AK 274 D2	12.10.2017	50,4979/ 9,7241	12,25	9	5,08	353,57	18,11	3000
20171107 M Eichenzell HE 171012 AK 275 D2	12.10.2017	50,5003/ 9,7312	6,80	8	5,55	1866,23	92,63	3000
20171109 M Eichenzell HE 171012 AK 276 D2	12.10.2017	50,5012/ 9,7323	11,40	11	4,08	510,01	26,51	3000

Spektrname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20171111 M Eichenzell HE 171026 AK 278 D2	26.10.2017	50,5089/ 9,7400	15,91	17	4,04	289,28	14,87	3000
20171113 M Eichenzell HE 171026 AK 279 D2	26.10.2017	50,5087/ 9,7399	27,90	25	3,53	268,29	13,60	3000
20171114 M Eichenzell HE 171026 AK 280 D2	26.10.2017	50,5085/ 9,7399	16,75	24	3,71	139,06	7,77	3000
20171115 M Eichenzell HE 171026 AK 281 D2	26.10.2017	50,5083/ 9,7400	7,69	8	4,83	193,54	10,94	3000
20171116 M Eichenzell HE 171026 AK 282 D2	26.10.2017	50,5079/ 9,7396	14,14	15	3,39	324,27	16,65	3000
20171117 M Eichenzell HE 171026 AK 283 D2	26.10.2017	50,5029/ 9,7201	7,06	7	4,75	99,30	9,08	3000
20171120 M Eichenzell HE 171110 AK 284 D2	10.11.2017	50,5086/ 9,7396	8,70	9	3,43	141,25	8,23	3000
20171121 M Eichenzell HE 171110 AK 285 D2	10.11.2017	50,5085/ 9,7400	7,25	7	3,68	73,85	5,68	3000
20171201 M Unter-Mossau HE 171027 AK 294 D2	27.10.2017	49,6477/ 8,9177	16,94	17	5,66	515,28	25,87	3000
20171207 M Siedelsbrunn HE 171027 AK 295 D2	27.10.2017	49,5431/ 8,7998	13,26	15	6,16	209,83	11,15	3000
20180112 M Eichenzell HE 120705 D2_Wh 12-10-25_M_T-Wald_Fasanerie D1_Wiederholungsmessung auf D2	05.07.2012	50,5020/ 9,7188	20,65	26	6,01	613,96	30,71	3000
20180123 M EZ D1_Wiederholungsmessung auf D2	11.09.2013	50,5020/ 9,7188	2,58	3	5,71	279,18	18,40	3000
20180124 M NP Schwarzwald BW 170728 AK 319 D2	13.09.2013	50,5020/ 9,7188	2,33	4	5,97	249,53	18,31	3000
20180126 M NP Schwarzwald BW 171002 AK 321 D2	28.07.2017	48,8004/ 8,2675	9,71	12	4,94	1893,92	93,71	3000
20180306 M Sulzhayn TH 171017 AK 335 D2	02.10.2017	48,7533/ 8,2496	18,74	12	5,72	2538,74	124,86	3000
	17.10.2017	51,6235/ 10,6818	124,56	Marinelli- becher	4,92	294,39	14,50	3000

Spektrename	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20180309 M Unterwirschach TH 171030 AK 337 D2	30.10.2017	50,6538/ 11,2998	21,61	11	4,17	112,09	6,07	3000
20180412 M Lebach SL 171009 AK 342 D2	09.10.2017	49,4200/ 6,8800	15,60	10	5,29	257,09	13,26	3000
20181113 M Eichenzell HE 181102 AK 377 D2	02.11.2018	50,5008/ 9,7315	11,93	13	7,97	810,01	40,32	3000
20181114 M Eichenzell HE 181102 AK 378 D2	02.11.2018	50,5042/ 9,7198	14,40	13	8,97	154,85	8,35	3000
20190415 M Blankenhain TH 181111 AK 696 D2	11.11.2018	50,8631/ 11,3146	48,35	27	7,27	389,08	19,26	3000
20190416 M Göllsdorf BW 180923 AK 697 D2	23.09.2018	48,1472/ 8,66097	24,78	17	5,55	913,53	59,41	3000
20190430 M Remda-Teichel TH 181028 AK 703 D2	28.10.2018	50,7547/ 11,2443	20,61	12	4,70	364,65	18,26	3000
20190504 M Springhoe SH 181107 AK 706 D2	07.11.2018	53,9851/ 9,67677	8,94	7	5,23	1668,36	82,30	3000
20190505 M Wasbek SH 181107 AK 707 D2	07.11.2018	54,0640/ 9,9050	17,77	14	4,97	411,36	20,63	3000
20190506 M Aukrug SH 181107 AK 708 D2	07.11.2018	54,0620/ 9,7360	7,87	5	5,91	742,78	37,41	3000
20190511 M Durlangen BW 181105 AK 712 D2	05.11.2018	48,8600/ 9,7900	22,07	16	5,55	362,96	18,14	3000
20191105 M Eichenzell HE 191015 AK 767 D2	15.10.2019	50,4981/ 9,7238	9,22	9	3,76	1467,18	72,50	3000
20191106 M Eichenzell HE 191024 AK 768 D2	24.10.2019	50,5005/ 9,7315	19,01	13	4,96	185,49	9,63	3000
20191107 M Eichenzell HE 191023 AK 769 D2	23.10.2019	50,5085/ 9,7402	26,14	19	4,53	186,81	9,57	3000
20191108 M Eichenzell HE 191024 AK 770 D2	24.10.2019	50,5002/ 9,7312	15,17	13	6,07	547,84	27,37	3000
20191111 M Eichenzell HE 191024 AK 771 D2	24.10.2019	50,5035/ 9,7196	17,41	15	4,15	184,21	9,63	3000

Spektrname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20191112 M Eichenzell HE 191024 AK 772 D2	24.10.2019	50,5033/ 9,7190	27,15	25	5,52	246,82	12,55	3000
20191113 M Eichenzell HE 191024 AK 773 D2	24.10.2019	50,5039/ 9,7179	13,19	11	5,44	262,19	13,57	3000
20191118 M Eichenzell HE 191024 AK 778 D2	24.10.2019	50,5031/ 9,7203	10,48	8	3,72	166,31	9,14	3000
20191119 M Eichenzell HE 191024 AK 779 D2	24.10.2019	50,4978/ 9,7235	9,33	7	6,80	388,60	20,07	3000
20191120 M Eichenzell HE 191024 AK 780 D2	24.10.2019	50,5035/ 9,7330	9,69	7	9,69	310,78	16,20	3000
20191122 M Eichenzell HE 191029 AK 785 D2	29.10.2019	50,4978/ 9,7239	17,07	12	6,62	144,15	7,78	3000
20191123 M Eichenzell HE 191029 AK 786 D2	29.10.2019	50,4999/ 9,7305	21,75	21	7,30	209,81	10,86	3000
20191124 M Eichenzell HE 191029 AK 787 D2	29.10.2019	50,5035/ 9,7325	7,35	6	7,15	292,30	15,75	3000
20191126 M Eichenzell HE 191029 AK 788 D2	29.10.2019	50,5033/ 9,7194	11,06	10	8,32	213,28	11,45	3000
20191127 M Eichenzell HE 191029 AK 789 D2	29.10.2019	50,5002/ 9,7313	36,97	27	6,38	268,00	13,45	3000
20191128 M Eichenzell HE 191029 AK 790 D2	29.10.2019	50,5004/ 9,7306	23,85	19	6,66	370,79	18,57	3000
20191129 M Eichenzell HE 191031 AK 791 D2	31.10.2019	50,5087/ 9,7401	14,37	11	9,28	149,24	8,22	3000
20191130 M Eichenzell HE 191031 AK 792 D2	31.10.2019	50,5085/ 9,7404	17,89	15	8,88	187,72	9,88	3000
20191201 M Eichenzell HE 191105 AK 793 D2	05.11.2019	50,5000/ 9,7303	21,95	21	6,95	171,42	9,00	3000
20191202 M Eichenzell HE 191105 AK 794 D2	05.11.2019	50,5001/ 9,7313	21,03	17	4,35	320,41	16,16	3000
20191203 M Eichenzell HE 191105 AK 795 D2	05.11.2019	50,5004/ 9,7316	23,41	19	8,36	124,01	6,65	3000

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20191204 M Eichenzell HE 191105 AK 796 D2	05.11.2019	50,5004/ 9,7309	8,56	7	5,67	545,80	27,78	3000
20191205 M Eichenzell HE 191105 AK 797 D2	05.11.2019	50,5038/ 9,7189	20,07	19	6,67	213,20	11,08	3000
20191206 M Eichenzell HE 191105 AK 798 D2	05.11.2019	50,5043/ 9,7179	6,41	7	7,71	708,51	36,19	3000
20191209 M Eichenzell HE 191106 AK 799 D2	06.11.2019	50,5085/ 9,7405	10,19	9	5,66	278,98	14,61	3000
20191210 M Eichenzell HE 191106 AK 800 D2	06.11.2019	50,5085/ 9,7402	28,86	22	3,52	141,98	7,36	3000
20191211 M Eichenzell HE 191114 AK 801 D2	14.11.2019	50,5007/ 9,7314	7,92	8	4,66	167,96	9,92	3000
20191212 M Eichenzell HE 191114 AK 802 D2	14.11.2019	50,5033/ 9,7189	9,33	6	7,36	150,85	8,67	3000
20191213 M Eichenzell HE 191114 AK 803 D2	14.11.2019	50,5084/ 9,7402	17,64	15	5,67	83,81	4,99	3000
20200106 M Eichenzell HE 191015 AK 806 D2	15.10.2019	50,5005/ 9,7312	6,78	6	5,43	315,61	17,19	3000
20200107 M Eichenzell HE 191023 AK 807 D2	23.10.2019	50,5080/ 9,7402	6,48	6	5,47	160,03	9,96	3000
20200108 M Eichenzell HE 191114 AK 809 D2	14.11.2019	50,5003/ 9,7311	7,34	7	6,31	264,76	14,39	3000
20200109 M Eichenzell HE 191105 AK 808 D2	05.11.2019	50,4982/ 9,7240	7,20	5	6,79	305,16	16,30	3000
20200115 M Staatsforst Bad Salzuflen NRW 191013 AK 810 D2	13.10.2019	52,1150/ 8,7600	14,31	10	6,47	41,63	3,21	3000
20200117 M Staatsforst Minden NRW 191021 AK 812 D2	21.10.2019	52,1202/ 8,7166	11,93	8	6,94	24,11	2,73	3000
20200123 M Käfertaler Wald BW 191016 AK 815 D2	16.10.2019	49,5295/ 8,5093	11,71	4	5,44	151,18	8,27	3000
20200124 M Wittmannsgereuth Th 190906 AK 816 D2	06.09.2019	50,6380/ 11,2854	19,68	13	5,42	321,45	16,19	3000

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20200128 M Vierheimer Heide HE 191027 AK 820 D2	27.10.2019	49,5750/ 8,5478	11,09	5	5,27	263,25	13,87	3000
20200215 M Remda TH 191027 AK 825 D2	27.10.2019	50,7547/ 11,2443	14,00	12	5,58	109,50	6,31	3000
20200228 M Bad Liebenzell BW 181014 AK 837 D2	14.10.2018	48,7634/ 8,7395	29,81	18	6,47	125,80	6,66	3000
12-09-27_M_Eichenzell 2010-10.spc	04.10.2010	50,5020/ 9,7188	11,49	16	6,40	501,69	28,48	3000
12-11-03_M_Eichenzell_20072012.spc	20.07.2012	50,5010/ 9,7393	27,68	13	7,29	278,67	15,65	3000
12-12-28_M_Eichenzell_10112012.spc	10.11.2012	50,5020/ 9,7188	17,71	13	6,57	281,13	15,98	3000
12-12-30_M_Eichenzell_11112012.spc	11.11.2012	50,5010/ 9,7393	99,86	Marinelli- becher	6,55	370,86	20,58	3000
20151018 M Hödingen 151002 AK62 D2.PDF	02.10.2015	52,3035/ 11,1049	20,00	22	7,74	94,59	5,37	3000
20151022 M Türmchenwald 150922 AK33 D2	22.09.2015	50,5020/ 9,7188	20,00	24	10,85	271,49	13,87	3000
20151101 M Kasbachtal Oberursel 151011 AK71 D2.PDF	11.10.2015	50,1860/ 8,5849	20,00	27	7,65	144,69	7,86	3000
20151102 M Käfertaler Wald 151021 AK73 D2.PDF	21.10.2015	49,5295/ 8,5095	20,00	22	11,34	309,13	15,64	3000
20151103 M Schwelm NRW 150927 AK75 D2	27.09.2015	51,2883/ 7,2911	4,80	7	6,60	162,67	10,46	3000
20151104 M Langendorf 151011 AK85 D2	11.10.2015	51,1790/ 11,9608	20,00	17	4,54	1848,36	90,27	3000
20151106 M Falkenstein Harz 150915 AK56 D2	15.09.2015	51,7315/ 11,3454	20,00	21	7,40	241,62	12,35	3000
20151109 M Camp Reinsehlen 150917 AK84 D2	17.09.2015	53,1483/ 9,8153	13,96	23	9,36	378,19	19,29	3000
20151112 M Harz Sophienhof 151008 AK81 D2	08.10.2015	51,6348/ 10,7902	20,00	26	8,75	1025,75	50,45	3000

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20151205 M Diersburg 151024 AK123 D2	24.10.2015	48,3979/ 7,9396	20,00	21	13,90	1394,48	68,37	3000
20151208 M Hohe Warte 151001 AK126 D2	15.10.2015	51,6881/ 11,2053	20,00	24	8,71	56,26	3,64	3000
20160104 M Bischwind 151010 AK140 D2	10.10.2015	49,9239/ 10,3984	17,08	19	5,98	1421,18	69,67	3000
20160127 M Schmiedefeld 151017 AK131 D2	17.10.2015	50,5334/ 11,2202	15,16	14	4,70	844,33	41,64	3000
20160405 M NP Mütitz Pieverstorf MV 0915 AK 96 D2	19.09.2015	53,4496/ 12,9602	25,04	27	4,98	848,77	41,74	3000
20160916 M Aukrug SH 0915 AK 233 D2	25.09.2015	54,0861/ 9,7892	8,35	13	11,17	829,77	41,56	3000
20170217 M Freudenberg-Dirlebenbach NW 161105 AK 240 D2	05.11.2016	50,8740/ 7,8901	15,78	16	4,19	377,67	19,03	5000
20171124 M Waldklausen (Gießen) HE 171023 AK 288 D2	23.10.2017	50,5401/ 8,6801	13,03	14	7,62	55,93	4,04	5000
20171125 M Waldklausen (Gießen) HE 171023 AK 289 D2	23.10.2017	50,5401/ 8,6801	9,08	11	6,27	17,78	2,99	5000
20171127 M Oberhof (Gießen) HE 171023 AK 290 D2	23.10.2017	50,5556/ 8,6746	17,82	15	7,61	74,27	4,50	5000
20171130 M Krofdorf-Gieberg (Gießen) HE 171024 AK 293 D2	24.10.2017	50,6518/ 8,6377	12,07	12	4,23	479,29	24,29	5000
20180129 M NP Schwarzwaldbau 170804 AK 322 D2	04.08.2017	48,6524/ 8,2812	9,52	11	5,23	3075,36	151,58	5000
20180130 M NP Schwarzwaldbau 170912 AK 323 D2	12.09.2017	48,5589/ 8,2245	9,06	9	4,91	1303,27	64,81	5000
20180226 M Gorleben NI 170929 AK 331 D2	29.09.2017	53,0420/ 11,3533	14,30	15	3,92	4941,93	242,77	5000
20180410 M Tambach-Dietharz TH 171014 AK 340 D2	14.10.2017	50,7970/ 10,5769	12,02	9	5,12	1056,02	52,44	5000
20180417 M Meusebach TH 171006 AK 345 D2	06.10.2017	50,8205/ 11,7276	19,97	18	4,34	4996,34	245,20	5000

Spektrename	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20180531 M Iserlohn NRW 17xxxx AK 359 D2	01.10.2017	51,3659/ 7,6948	9,72	9	6,82	89,86	5,93	5000
20190414 M Pechhofen_Zeitgrund TH 181111 AK 695 D2	11.11.2018	50,8896/ 11,7893	43,36	27	5,99	313,53	15,60	5000
20200213 M Bartholomä BW 190827 AK 823 D2	27.08.2019	48,7200/ 10,0000	25,64	19	6,08	901,92	44,56	5000
20151008 Marone Niedermooser See 150923 D2.PDF	23.09.2015	50,4661/ 9,3730	16,47	18	6,90	383,46	19,28	5000
20151017 M Kreztal Littfeld 150926 AK45 D2	26.09.2015	51,0047/ 7,9802	20,00	22	5,99	694,91	34,31	5000
20151023 M Möser Külzauer Forst 150919 AK50 D2.PDF	19.09.2015	52,2264/ 11,7667	17,76	12	10,87	700,67	34,57	5000
20151126 M Plothen 151010 AK103 D2	10.10.2015	50,6386/ 11,7707	20,00	14	6,46	392,15	19,54	5000
20151210 M Eisfeld 151018 AK128 D2	18.09.2015	50,7259/ 7,2581	9,78	13	6,47	100,45	6,17	5000
20151217 M Kraisdorf 151012 AK136 D2	12.10.2015	50,1366/ 10,7269	18,41	27	6,48	178,99	9,53	5000
20151218 M Mitwitz 150930 AK139 D2	30.09.2015	50,2505/ 11,2082	17,75	16	6,18	1072,49	52,66	5000
20160107 M Mürschnitz 151013 AK135 D2	13.10.2015	50,3667/ 11,1448	18,16	16	6,27	1384,43	67,81	5000
20160108 M Freienfels 151002 AK132 D2	02.10.2015	50,4548/ 8,2962	20,00	22	6,28	1248,54	61,23	5000
20160428 M Plauen V S 1115 AK 163 D2	01.11.2015	50,4579/ 12,1111	9,05	8	6,07	989,69	49,08	5000
20180125 M NP Schwarzwald BW 170815 AK 320 D2	15.08.2017	48,5659/ 8,2525	11,11	12	5,55	674,21	33,91	7000
20180131 M NP Schwarzwald BW xxxxxx AK 324 D2	01.09.2017	48,5497/ 8,3068	6,22	6	5,91	1652,56	82,27	7000
20180219 M NP Schwarzwald BW 170911 AK 330 D2	11.09.2017	48,4979/ 8,2934	6,80	5	4,64	1360,73	67,44	7000

Spektrename	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190503 M Holzbunge SH 180930 AK 705 D2	30.09.2018	54,3867/ 9,6910	14,03	14	5,06	675,88	33,66	7000
20190609 M Lattenberg NW 181008 AK 737 D2	08.10.2018	51,4099/ 8,2081	39,11	27	6,46	509,48	25,19	7000
20190624 M Freising/Tüntenthausen BY 180915 AK 749 D2	15.09.2018	48,4392/ 11,7422	17,62	19	8,82	1169,42	57,65	7000
20200227 M Uhingen BW 191022 AK 836 D2	22.10.2019	48,7436/ 9,5628	14,41	10	7,00	240,03	12,62	7000
20151123 M Forst Klötze 151001 AK92 D2	01.10.2015	52,6060/ 11,2684	20,00	18	5,11	602,35	29,79	7000
20151124 M Forst Kakerbeck Jemmeritz 150910 AK91 D2	10.09.2015	52,6504/ 11,2534	20,00	18	5,50	901,18	44,30	7000
20151125 M Brotefeld 150923 AK104	23.09.2015	50,4283/ 12,2602	20,00	21	5,84	856,35	42,15	7000
20151221 M Niedermobrach 151008 AK138 D2	08.10.2015	50,1300/ 11,4297	20,00	21	6,30	148,67	7,89	7000
20160105 M Zeidelmoos Wunsiedel 150922 AK133 D2	22.09.2015	50,0539/ 11,9725	19,22	25	6,04	3286,26	160,33	7000
20160126 M Ebern 151015 AK130 gemixt D2	15.10.2015	50,0970/ 10,8001	9,55	20	9,42	2762,32	135,41	7000
20160429 M Tirpersdorf V S 1015 AK 165 D2	21.10.2015	50,4356/ 12,2563	7,77	6	5,91	1271,40	62,82	7000
20160504 M Tiefenbrunn V S 1115 AK 156 D1	01.11.2015	50,3321/ 12,1236	7,40	6	5,39	586,13	29,37	7000
20160608 M Ebern BY 1015 AK 190 D2	15.10.2015	50,0970/ 10,8001	20,63	19	7,62	1071,97	52,61	7000
20191102 M Wülfersreuth 2 Wiese BY 191012 AK 765 D2	12.10.2019	50,0710/ 11,7540	31,53	27	5,41	2437,62	119,32	9000
20200225 M Triberg BW 191010 AK 834 D2	10.10.2019	48,1190/ 8,2407	11,77	10	7,91	1119,80	55,42	9000
20150925 Marone Grebs 1509 D2.PDF	06.09.2015	53,2313/ 11,2628	20,00	12	10,12	274,51	13,83	9000

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20151019 M Villingen 151008 AK60 D2.PDF	08.10.2015	48,0544/ 8,4749	17,17	17	5,69	983,70	48,37	9000
20151105 M Seizen Siegen 150929 AK83 D2	29.09.2015	50,9313/ 8,0351	14,80	11	7,69	226,93	11,72	9000
20151221 M Bamberg 151006 AK141 D2	06.10.2015	49,8988/ 10,9028	20,00	18,5	5,61	2561,31	125,01	9000
20160503 M Rodau V S 1015 AK 158 D1	07.10.2015	50,5049/ 11,9914	10,34	9	5,42	382,81	19,29	9000
20170307 M Bischofsgrün BY 161008 AK 249 D2	08.10.2016	50,0664/ 11,7678	20,00	22	5,36	1929,46	94,37	12500
20171128 M Wülfersreuth BY 171007 AK 291 D2	07.10.2017	50,0658/ 11,7632	87,67	Marinelli- becher	6,04	1766,81	86,68	12500
20171129 M Wülfersreuth BY 171007 AK 292 D2	07.10.2017	50,0658/ 11,7632	77,11	Marinelli- becher	7,06	1440,48	70,71	12500
20181115 M NP Bay. Wald 72513 BY 181023 AK 379 D2	23.10.2018	48,9233/ 13,5447	13,25	7	9,64	2693,27	132,05	12500
20181116 M NP Bay. Wald 72513 BY 181023 AK 380 D2	23.10.2018	48,9236/ 13,5438	11,38	7	10,20	2013,22	98,98	12500
20181117 M NP Bay. Wald 57856,5 BY 181007 AK 381 D2	07.10.2018	48,9022/ 13,4704	8,65	9	6,99	1213,23	60,19	12500
20181124 M NP Bay. Wald 70334 BY 180928 AK 386 D2	28.09.2018	48,8908/ 13,5324	31,04	23	7,25	3067,43	150,05	12500
20181127 M NP Bay. Wald 70334 BY 180928 AK 388 D2	28.09.2018	48,8906/ 13,5319	8,30	5	2,80	3275,54	160,76	12500
20181128 M NP Bay. Wald 70334 BY 180928 AK 389 D2	28.09.2018	48,8900/ 13,5322	28,66	15	3,49	2069,15	101,30	12500
20181212 M Wülfersreuth BY 181013 AK 412 D2	13.10.2018	50,0658/ 11,7632	100,60	Marinelli- becher	5,73	1323,44	64,69	12500
20181213 M Wülfersreuth BY 181013 AK 413 D2	13.10.2018	50,0658/ 11,7632	90,72	Marinelli- becher	5,93	1797,72	87,85	12500
20190223 M NP Bay. Wald 36789 BY 181006 AK 459 D2	06.10.2018	48,9174/ 13,3681	32,04	16	5,47	1809,47	88,61	12500

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190224 M NP Bay. Wald 36789 BY 181006 AK 460 D2	06.10.2018	48,9181/ 13,3681	24,71	13	5,11	3284,03	160,64	12500
20190305 M NP Bay. Wald 52863,5 BY 181026 AK 469 D2	26.10.2018	48,9099/ 13,4467	11,75	9	3,32	1725,28	84,89	12500
20190306 M NP Bay. Wald 52863 BY 181026 AK 470 D2	26.10.2018	48,9096/ 13,4468	13,64	11	4,55	2672,48	131,04	12500
20190309 M NP Bay. Wald 53425,5 BY 180928 AK 473 D2	28.09.2018	48,9016/ 13,4489	21,12	16	3,68	3443,34	168,48	12500
20190310 M NP Bay. Wald 53425 BY 180928 AK 474 D2	28.09.2018	48,9026/ 13,4491	7,68	6	3,60	1637,35	80,93	12500
20190311 M NP Bay. Wald 57856 BY 181007 AK 475 D2	07.10.2018	48,9027/ 13,4707	14,16	11	3,28	2534,66	124,29	12500
20190313 M NP Bay. Wald 69201 BY 181004 AK 477 D2	04.10.2018	48,9132/ 13,5277	10,75	5	3,88	1020,10	50,51	12500
20190314 M NP Bay. Wald 69201 BY 181004 AK 478 D2	04.10.2018	48,9127/ 13,5268	12,22	5	4,83	1390,89	68,52	12500
20190316 M NP Bay. Wald 69490 BY 180920 AK 480 D2	20.09.2018	48,9017/ 13,5287	7,34	5	4,48	3674,54	180,36	12500
20190317 M NP Bay. Wald 69490 BY 180920 AK 481 D2	20.09.2018	48,9018/ 13,5288	8,78	4	5,60	3136,41	153,94	12500
20190318 M NP Bay. Wald 69734 BY 181004 AK 482 D2	04.10.2018	48,9319/ 13,5306	58,89	22	3,75	2787,87	136,25	12500
20190319 M NP Bay. Wald 69734 BY 181004 AK 483 D2	04.10.2018	48,9320/ 13,5302	19,36	8	3,87	4527,06	221,34	12500
20190322 M NP Bay. Wald 69745 BY 181004 AK 486 D2	04.10.2018	48,9215/ 13,5306	19,67	10	3,31	4182,87	204,54	12500
20190323 M NP Bay. Wald 69745 BY 181004 AK 487 D2	04.10.2018	48,9217/ 13,5309	23,26	10	3,03	3318,49	162,29	12500
20190328 M NP Bay. Wald 72260 BY 180920 AK 492 D2	20.09.2018	48,9015/ 13,5418	6,89	4	5,64	3353,96	164,79	12500
20190402 M NP Bay. Wald 52033 BY 180919 AK 640 D2	19.09.2018	48,9088/ 13,4422	4,67	3	5,68	1280,19	64,23	12500

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190403 M Mühlhofen BW 181018 AK 658 D2	18.10.2018	47,7421/ 9,2752	22,22	15	5,87	505,78	25,12	12500
20190404 M Oberuhlingen BW 181019 AK 659 D2	19.10.2018	47,7502/ 9,2372	20,79	12	6,02	331,97	16,53	12500
20190405 M Überlingen BW 180920 AK 660 D2	20.09.2018	47,7610/ 9,2050	10,73	17	6,04	277,27	14,06	12500
20190406 M Taisersdorf BW 181015_26 AK 661 D2	26.10.2018	47,8368/ 9,2242	10,19	5	4,91	780,98	38,91	12500
20190408 M Taisersdorf BW 181016 AK 662 D2	16.10.2018	47,8297/ 9,2227	24,96	14	6,00	1219,47	59,87	12500
20190409 M Taisersdorf BW 181016 AK 663 D2	16.10.2018	47,8302/ 9,2221	14,26	9	7,03	4371,41	213,90	12500
20190701 M NP Bay. Wald 69734,5 BY 181004 AK 526 D2	04.10.2018	48,9317/ 13,5300	11,93	5	4,40	4382,59	214,41	12500
20190702 M NP Bay. Wald 69745 BY 181004 AK 529 D2	04.10.2018	48,9217/ 13,5310	10,09	4	3,36	3549,62	173,88	12500
20190705 M NP Bay. Wald 69201 BY 181004 AK 525 D2	04.10.2018	48,9130/ 13,5278	9,77	4	5,19	1637,98	80,70	12500
20190707 M NP Bay. Wald 69490 BY 180920 AK 527 D2	20.09.2018	48,9017/ 13,5286	6,21	3	6,32	2374,54	117,08	12500
20190710 M NP Bay. Wald 53425 BY 180928 AK 522 D2	28.09.2018	48,9023/ 13,4494	6,11	5	4,88	2784,42	137,09	12500
20190713 M NP Bay. Wald 52863 BY 181026 AK 521 D2	26.10.2018	48,9095/ 13,4467	10,47	8	2,95	1840,10	90,52	12500
20190714 M NP Bay. Wald 57856 BY 181007 AK 524 D2	07.10.2018	48,9028/ 13,4717	16,28	13	2,79	1684,43	82,70	12500
20190716 M NP Bay. Wald 36789,5 BY 181006 AK 516 D2	06.10.2018	48,9181/ 13,3681	32,03	16	3,42	1710,42	83,72	12500
20190717 M Kirchdorf a. d. Amper BY 180916 AK 754 D2	16.09.2018	48,4335/ 11,6755	24,14	10	8,93	1652,32	80,96	12500
20190718 M Freising BY 180721 AK 755 D2	21.07.2018	48,4168/ 11,7408	6,07	4	11,41	1346,30	67,11	12500

Spektrename	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190823 M NP Bay. Wald 69734 BY 181004 AK 668 D2	04.10.2018	48,9320/ 13,5307	11,56	4	3,65	2213,40	108,57	12500
20190826 M NP Bay. Wald 69734 BY 181004 AK 669 D2	04.10.2018	48,9316/ 13,5310	9,44	5	5,19	2811,62	137,90	12500
20190828 M NP Bay. Wald 69490,5 BY 180920 AK 656 D2	20.09.2018	48,9014/ 13,5290	6,82	3	7,59	1382,80	68,62	12500
20190903 M NP Bay. Wald 69745 BY 181004 AK 674 D2	04.10.2018	48,9220/ 13,5300	11,98	4	3,16	4834,32	236,43	12500
20190904 M NP Bay. Wald 70334 BY 180928 AK 678 D2	28.09.2018	48,8901/ 13,5316	9,79	7	3,72	3355,08	164,45	12500
20190905 M NP Bay. Wald 57856 BY 181007 AK 647 D2	07.10.2018	48,9029/ 13,4707	10,59	9	3,71	1842,93	90,67	12500
20190917 M NP Bay. Wald 52863 BY 181026 AK 642 D2	26.10.2018	48,9094/ 13,4472	9,77	8	5,40	2643,78	129,80	12500
20190929 M NP Bay. Wald 36789 BY 181006 AK 622 D2	06.10.2018	48,9175/ 13,3682	6,71	6	5,19	2008,36	99,20	12500
20191022 M NP Bay. Wald 36789 BY 181006 AK 624 D2	06.10.2018	48,9172/ 13,3678	9,36	8	3,24	1539,52	75,98	12500
20191024 M NP Bay. Wald 52863,5 BY 181026 AK 644 D2	26.10.2018	48,9090/ 13,4470	8,00	7	5,59	2715,43	133,49	12500
20191025 M NP Bay. Wald 57856,5 BY 181007 AK 651 D2	07.10.2018	48,9022/ 13,4711	16,46	14	3,71	1807,22	88,72	12500
20191027 M NP Bay. Wald 69745,5 BY 181004 AK 677 D2	04.10.2018	48,9217/ 13,5311	7,50	4	6,51	2942,86	144,62	12500
20191031 M Wülfersreuth BY 191012 AK 763 D2	12.10.2019	50,0658/ 11,7632	37,90	27	6,04	1458,01	71,47	12500
20191101 M Wülfersreuth BY 191012 AK 764 D2	12.10.2019	50,0658/ 11,7632	34,59	27	6,31	1081,45	53,12	12500
20191114 M NP Bay. Wald 70334 BY 180928 AK 680 D2	28.09.2018	48,8901/ 13,5315	10,62	6	5,11	2253,93	110,76	12500
20200214 M Bischofsgrün BY 191021 AK 824 D2	21.10.2019	50,0465/ 11,8048	20,71	17	5,34	2367,22	116,10	12500

Spektrennamen	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20200220 M Taisersdorf BW 191015 AK 829 D2	15.10.2019	47,8308/ 9,2212	14,77	10	6,59	2621,29	128,50	12500
20150828 Maronen Leubetha Vogtland 140808	15.09.2014	50,3499/ 12,2460	3,90	10	7,64	101,90	8,58	12500
20151021 M Wulfersreuth 151017 AK66 D2.PDF	17.10.2015	50,0664/ 11,7678	20,00	24	8,68	2034,91	99,46	12500
20160106 M Heinersreuther Forst 151012 AK134 D2	13.10.2015	49,9569/ 11,4832	20,00	23	7,39	772,80	38,13	12500
20160121 M Wulfersreuth 151017 AK65 D2	17.10.2015	50,0664/ 11,7678	13,43	15	7,51	1674,80	82,10	12500
20160503 M Leubetha V S 1015 AK 159 D2	21.10.2015	50,3499/ 12,2460	8,97	8	5,91	1169,45	57,74	12500
20160504 M Leubetha V S 1015 AK 157 D2	07.10.2015	50,3499/ 12,2460	14,05	13	5,13	596,98	29,71	12500
20180227 M Brannenburg BY 1709 AK 332 D2	01.09.2017	47,7424/ 12,1041	11,24	7	3,91	1710,86	84,54	17500
20180312 M Kemptener Wald BY 170903 AK 338 D2	03.09.2017	47,7088/ 10,4419	12,55	12	4,70	4369,75	214,71	17500
20190219 M NP Bay. Wald 36442 BY 180927 AK 455 D2	27.09.2018	48,9804/ 13,3682	8,66	6	2,80	4249,29	208,26	17500
20190220 M NP Bay. Wald 36442 BY 180927 AK 456 D2	27.09.2018	48,9804/ 13,3682	11,90	7	4,00	3338,42	163,58	17500
20190722 M NP Bay. Wald 36442 BY 180927 AK 515 D2	27.09.2018	48,9807/ 13,3680	10,73	6	3,67	4114,55	201,41	17500
20190801 M Vilsbiburg_Reichert BY 180923 AK 757 D2	23.09.2018	48,4083/ 11,3556	71,62	27	8,28	764,66	37,47	17500
20160416 M Brannenburg Rosenheim BY 1015 AK 142 D1	01.10.2015	47,7424/ 12,1041	16,20	15	5,09	2324,03	113,13	17500
20160606 M Martinlanitz BY 0915 AK 188 D2	26.09.2015	50,1780/ 12,0365	21,87	20	7,88	2892,05	141,03	17500
20190401 M NP Bay. Wald 33388,5 BY 180926 AK 605 D2	26.09.2018	48,9877/ 13,3533	4,97	3	9,32	5621,17	275,88	25000

Spektrename	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20180302 M Penzing BY 171001 AK 334 D2	01.10.2017	48,0652/ 10,9397	36,21	26	4,48	5542,47	271,88	25000
20190214 M NP Bay. Wald 35869,5 BY 180927 AK 450 D2	27.09.2018	48,9973/ 13,3648	7,92	5	3,72	413,51	21,28	25000
20190225 M NP Bay. Wald 39738,5 BY 181005 AK 461 D2	05.10.2018	49,0060/ 13,3860	29,28	11	5,15	2989,21	146,18	25000
20190226 M NP Bay. Wald 39738 BY 181005 AK 462 D2	05.10.2018	49,0058/ 13,3855	29,79	15	4,63	4721,23	230,72	25000
20190418 M Sonthofen_Hinang BY 181014 AK 699 D2	14.10.2018	47,4862/ 10,2920	19,39	13	4,66	1753,33	86,00	25000
20190525 M Penzing BY 180916 AK 722 D2	16.09.2018	48,0733/ 10,9624	10,00	7	5,28	2139,67	105,20	25000
20190723 M NP Bay. Wald 39738,5 BY 181005 AK 517 D2	05.10.2018	49,0061/ 13,3855	27,83	11	4,67	3158,34	154,36	25000
20190909 M NP Bay. Wald 39738 BY 181005 AK 630 D2	05.10.2018	49,0059/ 13,3856	18,69	7	5,83	3148,57	154,02	25000
20191116 M NP Bay. Wald 39738,5 BY 181005 AK 629 D2	05.10.2018	49,0061/ 13,3862	28,00	11	4,48	3036,85	148,49	25000
20190826 M NP Bay. Wald 35869,5 BY 180927 AK 611 D3_WH D2	27.09.2018	48,9968/ 13,3661	3,56	3	6,32	1109,91	56,58	25000
20160422 M Kimratshofen BY 1015 AK 150 D2	12.10.2015	47,7961/ 10,1580	19,93	23	5,55	1948,32	95,19	25000
20171122 M Oberschönfeld BY 171019 AK 286 D2	19.10.2017	48,3099/ 10,7342	21,64	19	2,63	2015,63	99,22	35000
20171123 M Oberschönfeld BY 171019 AK 287 D2	19.10.2017	48,3099/ 10,7342	13,59	12	4,03	2843,68	139,95	35000
20181123 M Oberschönfeld BY 181112 AK 385 D2	12.11.2018	48,3099/ 10,7342	75,24	Marinelli- becher	5,90	2120,48	103,62	35000
20191028 M Oberschönfeld BY 191007 AK 759 D2	07.10.2019	48,3099/ 10,7342	6,69	6	7,39	682,18	34,61	35000
20191030 M Oberschönfeld BY 191008 AK 761 D2	08.10.2019	48,3099/ 10,7342	21,44	21	6,94	1148,29	56,54	35000

Spektrennamen	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20131128 Maronen I Augsburg 0913D2.PDF	15.09.2013	48,3132/ 10,7279	39,00	Marinelli- becher	7,50	3387,97	130,78	35000
20131202 Maronen II Augsburg 0913 D2.PDF	15.09.2013	48,3132/ 10,7279	31,46	Marinelli- becher	7,50	3376,36	130,40	35000
20131204 Maronen III Augsburg 0913 D2.PDF	15.09.2013	48,3132/ 10,7279	31,53	Marinelli- becher	7,50	3036,77	117,32	35000
20190207 M NP Bay. Wald 33333,5 BY 180926 AK 443 D2	26.09.2018	49,0363/ 13,3565	9,96	5	4,60	2881,28	141,41	45000
20190212 M NP Bay. Wald 35558 BY 181005 AK 448 D2	05.10.2018	49,0282/ 13,3658	21,45	10	3,39	1863,78	91,36	45000
20190213 M NP Bay. Wald 35558 BY 181005 AK 449 D2	05.10.2018	49,0279/ 13,3656	38,53	15	3,51	4108,81	200,78	45000
20190726 M NP Bay. Wald 35558 BY 181005 AK 512 D2	05.10.2018	49,0286/ 13,3659	11,71	6	3,99	3883,64	190,07	45000
20190822 M NP Bay. Wald 35558 BY 181005 AK 610 D2	05.10.2018	49,0279/ 13,3652	7,95	5	6,67	3758,02	184,22	45000
20181205 M NP Bay. Wald 290 BY 180921 AK 393 D2	21.09.2018	49,1100/ 13,1938	25,22	24	4,39	21669,04	1057,96	65000
20181206 M NP Bay. Wald 290,5 BY 180921 AK 394 D2	21.09.2018	49,1095/ 13,1943	17,92	14	4,58	20834,89	1017,26	65000
20181229 M NP Bay. Wald 10579,5 BY 180921 AK 405 D2	21.09.2018	49,0728/ 13,2437	7,08	6	5,87	9217,76	450,95	65000
20181230 M NP Bay. Wald 10579 BY 180921 AK 406 D2	21.09.2018	49,0732/ 13,2436	17,89	12	3,27	10473,58	511,62	65000
20190105 M NP Bay. Wald 16366,5 BY 180927 AK 410 D2	27.09.2018	49,1006/ 13,2722	33,65	15	5,48	8955,16	437,32	65000
20190106 M NP Bay. Wald 16366,5 BY 180927 AK 411 D2	27.09.2018	49,1006/ 13,2719	8,97	5	9,09	10166,24	577,01	65000
20190113 M NP Bay. Wald 21952 BY 180927 AK 419 D2	27.09.2018	49,0591/ 13,2995	16,44	11	3,31	5153,27	252,01	65000
20190114 M NP Bay. Wald 21952 BY 180927 AK 420 D2	27.09.2018	49,0585/ 13,2996	11,66	7	4,68	5943,75	290,75	65000

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190120 M NP Bay. Wald 27505,5 BY 181005 AK 426 D2	05.10.2018	49,0461/ 13,3266	12,49	7	4,67	6231,06	304,75	65000
20190121 M NP Bay. Wald 27505,5 BY 181005 AK 427 D2	05.10.2018	49,0467/ 13,3270	27,47	13	4,71	5376,28	262,72	65000
20190123 M NP Bay. Wald 29147 BY 180926 AK 434 D2	26.09.2018	49,0642/ 13,3357	9,69	5	5,72	18280,03	893,00	65000
20190125 M NP Bay. Wald 29147 BY 180926 AK 435 D2	26.09.2018	49,0648/ 13,3345	5,62	3	3,84	4588,57	225,25	65000
20190130 M NP Bay. Wald 28865,5 BY 180926 AK 431 D2	26.09.2018	49,0692/ 13,3322	17,90	7	4,47	6923,68	338,36	65000
20190131 M NP Bay. Wald 28865,5 BY 180926 AK 432 D2	26.09.2018	49,0690/ 13,3323	19,93	8	4,91	5397,19	263,81	65000
20190202 M NP Bay. Wald 32467 BY 181005 AK 439 D2	05.10.2018	49,0677/ 13,3514	9,49	4	4,15	4480,68	219,47	65000
20190204 M NP Bay. Wald 32467 BY 181005 AK 440 D2	05.10.2018	49,0677/ 13,3521	9,97	6	3,79	10879,02	531,72	65000
20190804 M NP Bay. Wald 21952,5 BY 180927 AK 504 D2	27.09.2018	49,0594/ 13,2998	43,73	27	2,08	3813,73	186,29	65000
20190807 M NP Bay. Wald 290,5 BY 180921 AK 496 D2	21.09.2018	49,1090/ 13,1930	8,00	6	3,96	17560,52	857,48	65000
20190812 M NP Bay. Wald 10579,5 BY 180921 AK 500 D2	21.09.2018	49,0731/ 13,2437	7,35	5	5,11	12895,14	629,77	65000
20190814 M NP Bay. Wald 27505,5 BY 181005 AK 506 D2	05.10.2018	49,0459/ 13,3270	35,25	13	3,87	5954,04	290,56	65000
20190816 M NP Bay. Wald 290 BY 180921 AK 532 D2	21.09.2018	49,1100/ 13,1937	9,06	6	5,48	27340,88	1333,97	65000
20190827 M NP Bay. Wald 29147 BY 180926 AK 596 D2	26.09.2018	49,0648/ 13,3353	5,68	3	8,51	8422,20	412,19	65000
20190918 M NP Bay. Wald 21952 BY 180927 AK 575 D2	27.09.2018	49,0590/ 13,2993	10,26	7	3,52	3710,57	181,78	65000
20191001 M NP Bay. Wald 27505,5 BY 181005 AK 592 D2	05.10.2018	49,0461/ 13,3261	9,21	4	5,67	10694,79	522,50	65000

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20191005 M NP Bay. Wald 10579,5 BY 180921 AK 564 D2	21.09.2018	49,0732/ 13,2493	6,47	6	6,79	15142,23	739,43	65000
20191008 M NP Bay. Wald 10579,5 BY 180921 AK 563 D2	21.09.2018	49,0733/ 13,2443	4,42	3	6,31	17087,61	835,36	65000
20191011 M NP Bay. Wald 21959,5 BY 180927 AK 578 D2	27.09.2018	49,0594/ 13,2996	7,87	6	6,07	3641,64	178,68	65000
20191014 M NP Bay. Wald 27505 BY 181005 AK 595 D2	05.10.2018	49,0468/ 13,3262	7,05	3	7,32	4474,49	219,38	65000
20181120 M NP Bay. Wald 6413 BY 181006 AK 382 D2	06.10.2018	49,0836/ 13,2236	14,59	14	7,50	18556,17	906,25	100000
20181207 M NP Bay. Wald 6413 BY 181006 AK 395 D2	06.10.2018	49,0838/ 13,2230	27,61	18	4,63	10498,23	512,66	100000
20181211 M NP Bay. Wald 4181 BY 180927 AK 398 D2	27.09.2018	49,0982/ 13,2130	6,82	6	9,15	35583,94	1737,86	100000
20181214 M NP Bay. Wald 4181 BY 180927 AK 399 D2	27.09.2018	49,0981/ 13,2129	8,69	6	8,86	22415,55	1094,90	100000
20181217 M NP Bay. Wald 6413 BY 181006 AK 401 D2	06.10.2018	49,0840/ 13,2229	17,74	14	6,11	14531,19	709,71	100000
20181220 M NP Bay. Wald 9730 BY 181006 AK 403 D2	06.10.2018	49,0897/ 13,2395	30,40	20	7,21	18019,99	879,80	100000
20181221 M NP Bay. Wald 9730 BY 181006 AK 404 D2	06.10.2018	49,0899/ 13,2395	22,98	20	6,11	15981,21	780,35	100000
20190803 M NP Bay. Wald 9730 BY 181006 AK 499 D2	06.10.2018	49,0897/ 13,2405	13,93	11	2,88	22068,22	1077,00	100000
20190809 M NP Bay. Wald 4181 BY 180927 AK 497 D2	27.09.2018	49,0984/ 13,2129	6,25	3	6,19	16737,54	817,54	100000
20190920 M NP Bay. Wald 6413 BY 181006 AK 537 D2	06.10.2018	49,0834/ 13,2226	25,26	15	3,90	13066,48	637,83	100000
20190926 M NP Bay. Wald 9730 BY 181006 AK 553 D2	06.10.2018	49,0900/ 13,2395	11,52	6	4,71	19671,73	960,25	100000
20190927 M NP Bay. Wald 4181,5 BY 180927 AK 534 D2	27.09.2018	49,0977/ 13,2124	6,41	3	6,14	34988,60	1707,90	100000

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20191002 M NP Bay. Wald 9730,5 BY 181006 AK 558 D2	06.10.2018	49,0899/ 13,2406	5,45	4	7,55	23894,85	1166,96	100000
20191007 M NP Bay. Wald 6413 BY 181006 AK 547 D2	06.10.2018	49,0835/ 13,2232	18,51	9	4,04	13398,97	654,16	100000

Anhang 21: Messdaten Steinpilze (*Boletus edulis*) für die deutschlandweite Korrelation zwischen der Kontamination von Pilzen und der Radioaktivität im Boden

Die Messdaten der Jahre 2010 bis 2015 entstammen früheren Arbeiten an der Hochschule Fulda (KROHN 2016; SWIERKOSZ 2013). Die ^{137}Cs -Aktivitätswerte aller Messungen wurden bzgl. Restfeuchte und Füllhöhe sowie auf den 01.10.2012 korrigiert.

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	^{137}Cs [Bq/kg TG]	Fehler ^{137}Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ^{137}Cs [Bq/m ²]
20170510 SP Finne-OT Lossa SA 150902 AK 254 D2	02.09.2015	51,2350/ 11,3510	10,30	6	3,68	6,82	1,95	1000
20190501 SP Tharandter Wald S 181108 AK 704 D2	08.11.2018	50,9341/ 13,4509	21,47	13	5,75	73,76	4,21	1000
20190526 SP Stralsund MV 180920 AK 723 D2	20.09.2018	54,2417/ 13,0071	22,86	14	5,17	398,78	19,88	1000
20200127 SP Tharandter Wald S 191021 AK 819 D2	21.10.2019	50,9591/ 13,4938	20,05	11	6,16	145,89	7,70	1000
20151010 SP Pälitzhof150916 AK31 D2.PDF	16.09.2015	53,2034/ 12,9790	16,51	12	5,70	50,63	3,33	1000
20151013 SP Wustrow 150916 AK27 D2.PDF	16.09.2015	53,2318/ 12,9722	20,00	16	5,82	60,03	3,65	1000
20151016 SP Dessau Südwest 150924 AK43 D2.PDF	24.09.2015	51,8308/ 12,2426	20,00	13	9,14	182,76	9,39	1000
20151025 SP Wustrow 150915 AK29 D2.PDF	15.09.2015	53,2318/ 12,9722	20,00	10	7,73	55,07	3,30	1000
20151114 SP Dübener Heide 1509 AK42 D2	01.09.2015	51,6904/ 12,5852	20,00	20	7,16	611,75	30,25	1000
20151121 SP Tharandter Wald 150922 AK46 D2	22.09.2015	50,9591/ 13,4938	20,00	19	7,30	142,54	7,56	1000
20151129 SP Ziegelrodaer Forst 150902 AK32 D2	02.09.2015	51,3333/ 11,4667	20,00	20	7,91	141,22	7,52	1000
20151209 SP Dübener Heide 150918 AK57 D2	18.09.2015	51,6904/ 12,5852	20,00	12	5,16	378,39	18,84	1000
20151216 SP Dübener Heide 151003 AK124 D2	03.10.2015	51,6904/ 12,5852	20,00	16,5	5,74	392,34	19,56	1000
20160401 StP Userin MV 0915 AK 97 D1	18.09.2015	53,3532/ 12,9852	34,24	27	4,68	15,33	1,25	1000
20160405 StP Wesenberg RMB MV 0915 AK 94 D1	26.09.2015	53,2761/ 13,0036	25,31	27	5,11	188,24	9,55	1000
20160412 StP Hohberg OT Diersburg BW 1015 AK 129 D1	24.10.2015	48,3822/ 7,9433	25,28	27	5,95	275,14	12,71	1000

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20160531 SP Dübener Heide SA 1115 AK 177 D2	30.11.2015	51,6904/ 12,5852	52,03	Marinelli- becher	7,20	328,63	16,15	1000
20170920 SP Eichenzell HE 170823 AK 261 D2	23.08.2017	50,5020/ 9,7188	22,62	16	3,97	477,82	23,83	3000
20171110 SP Eichenzell HE 171012 AK 277 D2	12.10.2017	50,4978/ 9,7246	11,28	7	6,03	214,02	11,43	3000
20180413 SP Lebach SL 171009 AK 343 D2	09.10.2017	49,4200/ 6,8800	12,99	6	6,51	204,30	10,76	3000
20180530 SP Eihndorf SH 170818 AK 358 D2	18.08.2017	54,0632/ 9,8995	20,18	13	7,32	21,17	1,94	3000
20190417 SP Gölldorf BW 180923 AK 698 D2	23.09.2018	48,1472/ 8,6610	29,80	18	6,51	111,78	5,48	3000
20190508 SP Springhoe SH 181107 AK 710 D2	07.11.2018	53,9851/ 9,6768	34,88	14	5,64	250,32	12,50	3000
20190107 SP Göggingen BW 180914 AK 429 D3_WH D2	14.09.2018	48,8700/ 9,8500	24,00	12	5,47	71,18	4,02	3000
20191214 SP Eichenzell HE 191029 AK 804 D2	29.10.2019	50,4980/ 9,7239	37,31	21	5,45	245,20	12,30	3000
20191216 SP Eichenzell HE 191015 AK 781 D2	15.10.2019	50,4977/ 9,7248	13,44	11	4,56	321,93	16,43	3000
20191217 SP Eichenzell HE 191015 AK 782 D2	15.10.2019	50,5040/ 9,7181	16,56	14	6,02	729,28	36,16	3000
20191218 SP Eichenzell HE 191024 AK 783 D2	24.10.2019	50,4979/ 9,7237	18,89	13	7,60	180,73	9,43	3000
20191219 SP Eichenzell HE 191024 AK 784 D2	24.10.2019	50,5039/ 9,7182	9,75	6	6,00	255,58	13,54	3000
20200120 SP Herford-Waldfrieden NRW 191022 AK 813 D2	22.10.2019	52,1023/ 8,7178	50,14	26	3,95	163,22	8,25	3000
20200125 SP Wittmannsgereuth Th 190906 AK 817 D2	06.09.2019	50,6380/ 11,2854	21,29	10	6,75	97,94	5,74	3000
20200210 SP Vierheimer Jägerhaus HE 191027 AK 821 D2	27.10.2019	49,5805/ 8,5465	15,37	6	5,35	208,34	10,81	3000

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20200226 SP Baiereck BW 191021 AK 835 D2	21.10.2019	48,7603/ 9,5248	10,01	6	7,63	55,98	4,42	3000
12-09-25_SP_Eichenzell g 2010-09*.spc	01.09.2012	50,5020/ 9,7188	20,50	15	6,45	214,31	11,89	3000
12-10-29_FSP_Türmchenwald 05072012.spc	05.07.2012	50,5020/ 9,7188	12,78	15	6,24	190,86	11,87	3000
20150924 Steinpilz nur Hüte Heimburg 1509 D2.PDF	05.09.2015	51,8231/ 10,9122	20,00	23	9,80	38,60	2,96	3000
20151009 SP Türmchenwald 150922 AK34 D2.PDF	22.09.2015	50,5020/ 9,7188	15,52	10	10,75	100,15	5,65	3000
20151012 SP Neukloster 150913 AK28 D2.PDF	13.09.2015	53,8648/ 11,6686	11,18	6	5,50	350,85	17,84	3000
20151115 SP Hödingen 151002 AK61 D2	02.10.2015	52,3035/ 11,1049	20,00	24,5	9,62	69,26	4,30	3000
20151117 SP Harz Eisfelder Mühle 151008 AK80 D2	18.10.2015	51,6208/ 10,8128	20,00	22	10,63	65,42	4,02	3000
20151120 SP Käfertaler Wald 151021 AK72 D2	21.09.2015	49,5295/ 8,5095	14,98	11	5,77	131,76	7,11	3000
20151122 SP Schwelm Weberstal 150927 AK76 D2	27.09.2015	51,2455/ 7,2840	20,00	12	6,28	226,44	11,48	3000
20151130 SP Südharz Mansfeld 150925 AK53 D2	25.09.2015	51,5984/ 11,4637	13,24	7	6,97	63,34	4,09	3000
20151201 SP Langenbieber 150929 AK39 D2	29.09.2015	50,5713/ 9,8357	14,23	9,5	7,66	62,55	4,03	3000
20151207 SP Ballenstedt 150920 AK125 D2	20.09.2015	51,6881/ 11,2053	20,00	21	10,22	90,45	5,15	3000
20151215 SP Bad Kissingen 151015 AK40 D2	15.10.2015	50,2007/ 10,0804	20,00	9	7,32	38,50	2,52	3000
20160915 SP Aukrug SH 0915 AK 232 D2	25.09.2015	54,0861/ 9,7892	17,97	13	9,68	468,91	23,35	3000
20160919 SP Schwentintental SH 0915 AK 234 D2	24.09.2015	54,2867/ 10,2277	23,87	27	9,60	303,55	15,41	3000

Spektrennamenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20170222 SP Nationalpark Schwarzwald BY 161017 AK 243 D2	17.10.2016	48,6609/ 8,2705	20,00	13	4,66	153,74	7,99	5000
20170228 SP Nationalpark Schwarzwald BY 161015 AK 245 D2	15.10.2016	48,6621/ 8,2579	20,00	16	5,31	129,58	6,90	5000
20180214 SP NP Schwarzwald BW 170830 AK 327 D2	30.08.2017	48,5486/ 8,2165	43,48	27	5,20	1345,77	66,22	5000
20180416 SP Naibach-Piesbach SL 171009 AK 344 D2	09.10.2017	49,4000/ 6,7900	18,70	10	5,81	234,03	12,02	5000
20180601 SP Iserlohn NRW 17xxxx AK 360 D2	01.10.2017	51,3659/ 7,6948	15,12	9	7,19	116,26	6,52	5000
20190513 SP Kieneck BW 180919 AK 714 D2	19.09.2018	48,5984/ 8,2278	46,46	27	5,50	634,74	31,23	5000
20190518 SP Kleingarten BW 180913 AK 716 D2	13.05.2018	48,6560/ 8,2688	50,10	20	6,18	509,24	25,06	5000
20190521 SP Schwarzenberg BW 180913 AK 718 D2	13.09.2018	48,6542/ 8,2579	52,38	27	5,86	410,64	20,27	5000
20190608 SP Schmalenau NW 181007 AK 736 D2	07.10.2018	51,4445/ 8,1585	14,61	8	7,22	91,73	5,29	5000
20200111 SP Naibach-Litermont SL 191020 AK 775 D2	20.10.2019	49,4020/ 6,7860	33,31	19	4,79	86,02	4,64	5000
20200212 SP Bartholomä BW 190827 AK 822 D2	27.08.2019	48,7200/ 10,0000	20,76	11	6,16	116,27	6,35	5000
20150930 Steinpilz Jena 1407 D2 AK01.PDF	05.07.2014	50,9271/ 11,5892	20,69	13	10,37	247,47	12,52	5000
20151119 SP Plau MVP 1510 AK86 D2	01.10.2015	53,4618/ 12,2618	20,00	11	5,05	97,63	5,30	5000
20151127 SP Thür. Wald Tambach Dietharz 150924 AK38 D2	24.09.2015	50,7930/ 10,6133	14,39	7	8,78	594,29	29,48	5000
20151204 SP Niedermooser See 150923 AK25 D2	23.09.2015	50,4661/ 9,3730	17,35	19	6,90	60,21	3,70	5000
20160331 StP Bergen Sachsen 0915 AK 109 D2	25.09.2015	50,4738/ 12,2752	37,20	27	4,57	129,54	6,70	5000

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20160401 StP Zobes Sachsen 0915 AK 105 D2	29.09.2015	50,5098/ 12,2557	30,46	27	5,17	69,03	3,96	5000
20160407 StP Theuma S 1015 AK 107 D2	02.10.2015	50,4588/ 12,2361	36,38	27	4,94	86,46	4,63	5000
20160615 SP Mitwitz BY 0915 AK 193 D2	30.09.2015	50,2347/ 11,2357	24,23	23	7,30	198,53	10,16	5000
20160618 SP Wunsiedel BY 0915 AK 195 D2	08.09.2015	50,0115/ 11,9916	27,69	26	7,83	307,83	15,47	5000
20180201 SP NP Schwarzwald BW 170824 AK 325 D2	24.08.2017	48,5692/ 8,2752	21,75	15	5,81	519,57	25,90	7000
20180206 SP NP Schwarzwald BW 170929 AK 326 D2	29.09.2017	48,5491/ 8,2589	26,87	13	5,37	230,37	11,65	7000
20180215 SP NP Schwarzwald BW 170915 AK 328 D2	15.09.2017	48,6567/ 8,3085	12,04	7	5,66	219,87	11,59	7000
20180216 SP NP Schwarzwald BW 171002 AK 329 D2	02.10.2017	48,5687/ 8,2533	33,63	27	4,88	1373,63	67,67	7000
20190512 SP Krähenbacher Wald BW 180908 AK 713 D2	08.09.2018	47,9287/ 8,3515	12,73	7	5,14	8,65	1,86	7000
20190517 SP Wiese 92 BW 1809xx AK 715 D2	01.09.2018	48,5962/ 8,2385	10,76	9	5,55	279,00	14,57	7000
20190520 SP Schwarzbachtalsperre BW 180928 AK 717 D2	28.09.2018	48,6574/ 8,3119	53,36	27	5,38	461,72	22,76	7000
20190522 SP Sandköpfe BW 180921 AK 719 D2	21.09.2018	48,5138/ 8,2445	52,94	27	5,47	272,50	13,55	7000
20190523 SP mittlerer Ochsenkopf BW 181008 AK 720 D2	08.10.2018	48,6308/ 8,2705	34,02	20	5,84	370,62	18,41	7000
20190625 SP Freising_Erlau BY 180913 AK 750 D2	13.09.2018	48,4367/ 11,7548	17,08	9	8,22	217,26	11,20	7000
20200116 SP Marburg HE 191018 AK 811 D2	18.10.2019	50,8040/ 8,8104	59,20	27	5,35	59,51	3,19	7000
20150812 Steinpilz Tiefenbrunn im Vogtland 1407 D2.PDF	15.07.2014	50,3321/ 12,1236	12,41	5	7,73	214,88	11,16	7000

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20151202 SP Forst Kakerbeck Jemmeritz 150910 AK88 D2	10.09.2015	52,6504/ 11,2534	20,00	11	6,47	422,42	20,98	7000
20160407 StP Trippersdorf S 0915 AK 106 D1	23.09.2015	50,4356/ 12,2563	29,55	27	4,47	222,39	11,14	7000
20160412 StP Brotenfeld S 0915 AK 108 D2	23.09.2015	50,4250/ 12,2595	38,45	27	5,43	403,68	19,95	7000
20160614 SP Bischofswind BY 1015 AK 192 D2	10.10.2015	50,1605/ 10,8016	20,47	19	7,29	846,62	41,67	7000
20180116 Sp Wülfersreuth BY 171007 AK 313 D2	07.10.2017	50,0710/ 11,7540	55,46	27	5,96	101,88	5,24	9000
20180713 SP Kreuztal NRW 170802 AK 370 D2	02.08.2017	50,9503/ 7,9735	11,08	4	5,28	10,65	1,84	9000
20191103 SP Wülfersreuth 2 Wiese BY 191012 AK 762 D2	12.10.2019	50,0710/ 11,7540	42,60	27	6,00	253,63	12,68	9000
20191104 SP Wülfersreuth 2 Wiese BY 191012 AK 766 D2	12.10.2019	50,0710/ 11,7540	17,00	14	5,98	374,91	18,89	9000
20200217 SP Mistelbrunn BW 190903 AK 826 D2	03.09.2019	47,9610/ 8,3141	37,35	27	6,52	427,22	21,23	9000
20200224 SP Triberg BW 191010 AK 833 D2	10.10.2019	48,1190/ 8,2407	7,74	5	5,32	41,26	4,43	9000
20151128 SP Kreuztal Buschhütten 150920 AK70 D2	20.09.2015	50,9340/ 8,0141	13,22	6	6,18	76,52	4,59	9000
20151203 SP Setzen Siegen 150929 AK82 D2	29.09.2015	50,9313/ 8,0351	11,12	5	8,01	32,98	2,81	9000
20160509 FP Rodau V S 1015 AK 160 D2	01.09.2015	50,5049/ 11,9914	13,91	12	5,32	133,32	7,36	9000
20170303 SP Bischofsgrün BY 161008 AK 248 D2	08.10.2016	50,0664/ 11,7678	20,00	11	5,70	417,20	20,76	12500
20180117 Sp Wülfersreuth BY 171007 AK 314 D2	07.10.2017	50,0658/ 11,7632	10,19	5	5,48	258,69	21,95	12500
20181102 SP NP Bay. Wald BY 180626 AK 375 D2	26.06.2018	48,9535/ 13,3682	27,34	24	7,02	175,11	9,03	12500

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20181110 SP NP Bay. Wald BY 180626 AK 376 D2	26.06.2018	48,9535/ 13,3682	26,95	21	6,11	202,62	10,31	12500
20181121 SP NP Bay. Wald 70334,5 BY 180928 AK 383 D2	28.09.2018	48,8908/ 13,5323	18,77	20	1,00	976,87	48,20	12500
20181126 SP NP Bay. Wald 72513 BY 180920 AK 387 D2	20.09.2018	48,9230/ 13,5443	41,66	13	10,48	486,43	23,96	12500
20181129 SP NP Bay. Wald 70334,5 BY 180928 AK 390 D2	28.09.2018	48,8897/ 13,5325	20,88	15	5,35	924,89	45,58	12500
20190210 SP NP Bay. Wald 35351 BY 181006 AK 446 D2	06.10.2018	48,9657/ 13,3623	30,75	19	3,68	1021,07	50,15	12500
20190211 SP NP Bay. Wald 35351 BY 181006 AK 447 D2	06.10.2018	48,9653/ 13,3621	40,41	14	6,30	872,31	42,80	12500
20190222 SP NP Bay. Wald 36789,5 BY 181006 AK 458 D2	06.10.2018	48,9181/ 13,3680	13,72	5	5,35	342,40	17,32	12500
20190301 SP NP Bay. Wald 50361 BY 180919 AK 465 D2	19.09.2018	48,9175/ 13,4342	10,44	5	4,79	418,85	21,23	12500
20190302 SP NP Bay. Wald 50361 BY 180919 AK 466 D2	19.09.2018	48,9174/ 13,4342	13,37	4	7,20	771,46	38,25	12500
20190303 SP NP Bay. Wald 52033 BY 180919 AK 467 D2	19.09.2018	48,9083/ 13,4430	22,48	7	6,88	475,71	23,59	12500
20190304 SP NP Bay. Wald 52033 BY 180919 AK 468 D2	19.09.2018	48,9084/ 13,4424	16,30	5	6,09	510,14	25,40	12500
20190307 SP NP Bay. Wald 53425 BY 180928 AK 471 D2	28.09.2018	48,9026/ 13,4492	17,03	10	3,75	570,50	28,35	12500
20190308 SP NP Bay. Wald 53425 BY 180928 AK 472 D2	28.09.2018	48,9026/ 13,4494	14,91	12	4,47	716,46	35,56	12500
20190312 SP NP Bay. Wald 57856 BY 181007 AK 476 D2	07.10.2018	48,9027/ 13,4707	12,69	9	3,15	617,21	30,81	12500
20190315 SP NP Bay. Wald 69201 BY 181004 AK 479 D2	04.10.2018	48,9126/ 13,5272	7,18	3	4,43	658,82	33,27	12500
20190320 SP NP Bay. Wald 69734 BY 181004 AK 484 D2	04.10.2018	48,9316/ 13,5308	36,64	14	4,19	540,50	26,63	12500

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190321 SP NP Bay. Wald 69734 BY 181004 AK 485 D2	04.10.2018	48,9320/ 13,5303	40,72	14	4,32	493,38	24,30	12500
20190324 SP NP Bay. Wald 70854,5 BY 180925 AK 488 D2	25.09.2018	48,9203/ 13,5358	73,89	27	6,61	562,51	27,62	12500
20190325 SP NP Bay. Wald 70854 BY 180925 AK 489 D2	25.09.2018	48,9206/ 13,5361	12,81	4	6,58	702,60	34,92	12500
20190326 SP NP Bay. Wald 71959 BY 180920 AK 490 D2	20.09.2018	48,9238/ 13,5421	21,40	7	6,30	529,35	26,22	12500
20190327 SP NP Bay. Wald 71959 BY 180920 AK 491 D2	20.09.2018	48,9239/ 13,5420	32,90	14	4,51	702,29	34,55	12500
20190329 SP NP Bay. Wald 72260,5 BY 180920 AK 493 D2	20.09.2018	48,9010/ 13,5410	19,22	7	5,96	207,02	10,58	12500
20190330 SP NP Bay. Wald 72513,5 BY 180920 AK 494 D2	20.09.2018	48,9240/ 13,5432	9,14	3	6,43	556,87	28,08	12500
20190331 SP NP Bay. Wald 71959 BY 180920 AK 531 D2	20.09.2018	48,9238/ 13,5407	13,93	12	3,71	677,09	33,69	12500
20190410 SP Taisersdorf BW 180922 AK 664 D2	22.09.2018	47,8343/ 9,2202	23,17	14	6,39	437,84	21,78	12500
20190411 SP Taisersdorf BW 181016 AK 665 D2	16.10.2018	47,8311/ 9,2249	28,84	16	5,83	585,26	28,90	12500
20190412 SP Nußdorf BW 181101 AK 666 D2	01.11.2018	47,7592/ 9,2092	26,59	16	6,23	701,48	34,59	12500
20190413 SP Nußdorf_Birnau BW 181104 AK 667 D2	04.11.2018	47,7471/ 9,2247	24,47	9	5,91	195,07	9,89	12500
20190706 SP NP Bay. Wald 69734 BY 181001 AK 528 D2	04.10.2018	48,9320/ 13,5302	24,72	8	4,19	467,90	23,16	12500
20190708 SP NP Bay. Wald 70334,5 BY 180928 AK 530 D2	28.08.2018	48,8899/ 13,5329	44,08	27	2,80	675,13	33,19	12500
20190709 SP NP Bay. Wald 50361 BY 180919 AK 519 D2	19.09.2018	48,9176/ 13,4342	9,11	4	8,60	553,07	27,94	12500
20190711 SP NP Bay. Wald 52033 BY 180919 AK 520 D2	19.09.2018	48,9086/ 13,4425	14,65	5	7,11	287,22	14,63	12500

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190712 SP NP Bay. Wald 53425 BY 180928 AK 523 D2	28.09.2018	48,9021/ 13,4498	7,27	6	3,31	293,26	15,65	12500
20190730 SP NP Bay. Wald 35351 BY 181008 AK 511 D2	08.10.2018	48,9654/ 13,3624	36,55	20	4,64	786,45	38,64	12500
20190819 SP NP Bay. Wald 71959,5 BY 180920 AK 694 D2	20.09.2018	48,9240/ 13,5415	53,92	24	5,32	182,07	9,11	12500
20190829 SP NP Bay. Wald 71959,5 BY 181004 AK 689 D2	20.09.2018	48,9241/ 13,5414	40,86	13	4,88	559,46	27,50	12500
20190830 SP NP Bay. Wald 70334,5 BY 180928 AK 684 D2	28.09.2018	48,8898/ 13,5327	26,71	19	4,99	472,74	23,45	12500
20190901 SP NP Bay. Wald 35351 BY 181006 AK 607 D2	06.10.2018	48,9653/ 13,3630	37,13	19	4,53	2340,45	114,43	12500
20190902 SP NP Bay. Wald 69734 BY 181004 AK 671 D2	04.10.2018	48,9321/ 13,5302	15,18	5	4,46	557,76	27,76	12500
20190925 SP NP Bay. Wald 52033 BY 180919 AK 638 D2	19.09.2018	48,9084/ 13,4426	6,61	4	6,43	346,15	18,59	12500
20191004 SP NP Bay. Wald 52033 BY 180919 AK 635 D2	19.09.2018	48,9081/ 13,4431	9,50	4	6,23	528,32	26,67	12500
20191019 SP NP Bay. Wald 35351 BY 181006 AK 606 D2	06.10.2018	48,9650/ 13,3623	54,60	20	5,04	890,19	43,62	12500
20191023 SP NP Bay. Wald 52033 BY 180919 AK 639 D2	19.09.2018	48,9084/ 13,4427	8,70	3	6,36	207,75	11,34	12500
20191026 SP NP Bay. Wald 69734 BY 181004 AK 670 D2	04.10.2018	48,9316/ 13,5309	14,91	6	4,19	279,93	14,25	12500
20191115 SP NP Bay. Wald 70334,5 BY 180928 AK 685 D2	28.09.2018	48,8898/ 13,5322	20,55	16	6,63	1232,18	60,60	12500
20200221 SP Taisersdorf BW 190813 AK 830 D2	13.08.2019	47,8364/ 9,2191	17,47	10	6,10	568,69	28,27	12500
20200222 SP Überlingen BW 190819 AK 831 D2	19.08.2019	47,7830/ 9,2182	12,91	12	7,15	108,13	6,28	12500
20200223 SP Überlingen BW 190828 AK 832 D2	28.08.2019	47,7827/ 9,2185	19,77	17	6,19	97,05	5,44	12500

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20180912 SP NP Bay. Wald BY 180626 AK 374 D2	26.06.2018	48,9535/ 13,3682	19,50	11	8,63	109,15	5,89	12500
20160509 FP Rodau V S 1015 AK 160 D2	01.09.2015	50,0664/ 11,7678	13,91	12	5,32	133,32	7,36	12500
20160607 SP Heinersreuther Forst BY 1015 AK 189 D2	05.10.2015	49,9569/ 11,4832	28,62	27	6,78	162,21	8,45	12500
20160609 SP Freienfels BY 0915 AK 191 D2	17.09.2015	49,9622/ 11,2562	23,84	22	7,79	193,03	9,89	12500
20180228 SP Brannenburg BY 1709 AK 333 D2	01.09.2017	47,7424/ 12,1041	16,88	10	4,12	698,53	34,73	17500
20180313 SP Kemptener Wald BY 170927 AK 339 D2	27.09.2017	47,7088/ 10,4419	22,03	13	4,80	924,53	45,70	17500
20190217 SP NP Bay. Wald 36442 BY 180927 AK 453 D2	27.09.2018	48,9807/ 13,3680	81,53	27	7,32	296,03	14,60	17500
20190218 SP NP Bay. Wald 36442 BY 180927 AK 454 D2	27.09.2018	48,9803/ 13,3681	40,15	17	4,96	1172,20	57,44	17500
20190221 SP NP Bay. Wald 36443,5 BY 180927 AK 457 D2	27.09.2018	48,9791/ 13,3679	17,83	11	3,91	1422,43	69,89	17500
20190721 SP NP Bay. Wald 36442 BY 180927 AK 514 D2	27.09.2018	48,9804/ 13,3682	16,00	5	6,14	563,23	27,99	17500
20200218 SP Sipplingen BW 190829 AK 827 D2	29.08.2019	47,8051/ 9,1045	30,10	19	6,04	1043,34	51,26	17500
20190208 SP NP Bay. Wald 33388,5 BY 180926 AK 444 D2	26.09.2018	48,9878/ 13,3532	70,01	23	6,55	440,37	21,66	25000
20190209 SP NP Bay. Wald 33388 BY 180926 AK 445 D2	26.09.2018	48,9867/ 13,3530	56,96	19	5,47	530,02	26,03	25000
20190215 SP NP Bay. Wald 35869,5 BY 180927 AK 451 D2	27.09.2018	48,9968/ 13,3665	12,30	9	3,36	1220,63	60,24	25000
20190216 SP NP Bay. Wald 35869,5 BY 180927 AK 452 D2	27.09.2018	48,9978/ 13,3652	10,77	6	4,59	436,84	22,13	25000
20190227 SP NP Bay. Wald 39738 BY 181005 AK 463 D2	05.10.2018	49,0059/ 13,3856	37,12	12	7,62	530,21	26,12	25000
20190228 SP NP Bay. Wald 39738,5 BY 181005 AK 464 D2	05.10.2018	49,0061/ 13,3862	10,36	7	2,04	685,35	34,23	25000

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190423 SP Sonthofen_Hinang BY 181014 AK 700 D2	14.10.2018	47,4862/ 10,2920	27,38	14	5,37	713,32	36,81	25000
20190524 SP Penzing BY 180916 AK 721 D2	16.09.2018	48,0733/ 10,9624	24,17	11	7,16	807,15	39,75	25000
20190715 SP NP Bay. Wald 35869,5 BY 180927 AK 513 D2	27.09.2018	48,9969/ 13,3663	17,27	5	6,55	421,98	21,07	25000
20190724 SP NP Bay. Wald 39738,5 BY 181005 AK 518 D2	05.10.2018	49,0064/ 13,3858	33,13	10	7,11	469,69	23,18	25000
20190725 SP NP Bay. Wald 33388,5 BY 180926 AK 510 D2	26.09.2018	48,9875/ 13,3531	35,00	12	6,34	401,48	19,84	25000
20190820 SP NP Bay. Wald 33388,5 BY 180926 AK 604 D2	26.09.2018	48,9879/ 13,3532	20,50	6	5,45	673,40	33,23	25000
20190913 SP NP Bay. Wald 39738 BY 181005 AK 633 D2	05.10.2018	49,0059/ 13,3855	19,14	6	6,94	372,23	18,61	25000
20190928 SP NP Bay. Wald 35869 BY 180927 AK 613 D2	27.09.2018	48,9975/ 13,3657	7,97	6	6,75	837,61	42,00	25000
20191003 SP NP Bay. Wald 33388,5 BY 180926 AK 602 D2	26.09.2018	48,9877/ 13,3534	24,63	9	5,56	453,69	22,48	25000
20191018 SP NP Bay. Wald 33388,5 BY 180926 AK 603 D2	26.09.2018	48,9863/ 13,3531	63,44	23	6,74	498,52	24,50	25000
20191021 SP NP Bay. Wald 35869,5 BY 180927 AK 617 D2	27.09.2018	48,9969/ 13,3664	9,79	4	7,55	401,61	20,53	25000
20191117 SP NP Bay. Wald 39738,5 BY 181005 AK 634 D2	05.10.2018	49,0062/ 13,3854	17,70	6	8,71	567,17	28,17	25000
20200219 SP Sipplingen BW 191027 AK 828 D2	27.10.2019	47,8136/ 9,0909	29,16	15	6,83	258,33	13,06	25000
20160422 StP Kimratshofen BY 1015 AK 151 D1	12.10.2015	47,7961/ 10,1580	23,13	25	5,11	254,28	12,78	25000
20191029 SP Oberschönfeld BY 191007 AK 760 D2	07.10.2019	48,3099/ 10,7342	11,70	9	8,89	427,19	21,67	35000
20190205 SP NP Bay. Wald 33333,5 BY 180926 AK 441 D2	26.09.2018	49,0358/ 13,3548	72,78	23	5,42	864,42	42,34	45000

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190206 SP NP Bay. Wald 33333,5 BY 180926 AK 442 D2	26.09.2018	49,0358/ 13,3558	81,73	27	6,34	677,23	33,20	45000
20190728 SP NP Bay. Wald 33333,5 BY 180926 AK 509 D2	26.09.2018	49,0362/ 13,3563	52,45	18	6,59	401,57	19,78	45000
20190923 SP NP Bay. Wald 33333,5 BY 180926 AK 601 D2	26.09.2018	49,0363/ 13,3564	61,65	20	7,63	244,58	12,12	45000
20191017 SP NP Bay. Wald 33333,5 BY 180926 AK 600 D2	26.09.2018	49,0358/ 13,3549	92,84	27	7,16	383,92	18,87	45000
20181122 SP NP Bay. Wald 32467 BY 181005 AK 384 D2	05.10.2018	49,0677/ 13,3520	36,10	27	9,59	1744,37	85,47	65000
20181130 SP NP Bay. Wald 290 BY 180921 AK 391 D2	21.09.2018	49,1099/ 13,1943	19,20	14	3,41	1264,76	62,19	65000
20181203 SP NP Bay. Wald 290,5 BY 180921 AK 392 D2	21.09.2018	49,1096/ 13,1931	8,62	6	4,13	4135,53	202,70	65000
20181219 SP NP Bay. Wald 10579,5 BY 180921 AK 402 D2	21.09.2018	49,0735/ 13,2446	35,73	27	3,60	2889,08	141,33	65000
20181231 SP NP Bay. Wald 10579,5 BY 180921 AK 407 D2	21.09.2018	49,0736/ 13,2446	30,85	21	5,68	3631,81	177,57	65000
20190103 SP NP Bay. Wald 16366 BY 180927 AK 408 D2	27.09.2018	49,1007/ 13,2733	38,76	12	8,58	1904,96	93,19	65000
20190104 SP NP Bay. Wald 16366 BY 180927 AK 409 D2	27.09.2018	49,1007/ 13,2727	60,98	20	5,69	1752,94	85,72	65000
20190108 SP NP Bay. Wald 18891 BY 180921 AK 414 D2	21.09.2018	49,0716/ 13,2850	22,28	16	5,67	464,19	23,10	65000
20190109 SP NP Bay. Wald 18891 BY 180921 AK 415 D2	21.09.2018	49,0715/ 13,2849	14,67	13	5,15	472,31	23,69	65000
20190110 SP NP Bay. Wald 19993 BY 180921 AK 416 D2	21.09.2018	49,0769/ 13,2905	11,11	6	5,11	2058,43	101,16	65000
20190111 SP NP Bay. Wald 19993,5 BY 180921 AK 417 D2	21.09.2018	49,0772/ 13,2909	27,61	21	5,58	1669,12	81,83	65000
20190112 SP NP Bay. Wald 19993,5 BY 180921 AK 418 D2	21.09.2018	49,0771/ 13,2909	13,42	11	6,00	1296,64	63,92	65000

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190115 SP NP Bay. Wald 21952,5 BY 180927 AK 421 D2	27.09.2018	49,0595/ 13,3004	75,89	27	6,88	326,11	16,07	65000
20190116 SP NP Bay. Wald 21952,5 BY 180927 AK 422 D2	27.09.2018	49,0595/ 13,3002	14,94	13	5,25	406,49	20,48	65000
20190117 SP NP Bay. Wald 21952 BY 180927 AK 423 D2	27.09.2018	49,0587/ 13,2996	14,10	6	5,68	643,89	32,00	65000
20190118 SP NP Bay. Wald 27505,5 BY 181005 AK 424 D2	05.10.2018	49,0462/ 13,3259	54,69	19	5,57	976,83	47,85	65000
20190119 SP NP Bay. Wald 27505 BY 181005 AK 425 D2	05.10.2018	49,0467/ 13,3263	71,49	27	6,33	774,73	37,97	65000
20190122 SP NP Bay. Wald 28865,5 BY 180926 AK 433 D2	26.09.2018	49,0682/ 13,3338	10,80	3	10,38	1139,25	56,35	65000
20190124 SP NP Bay. Wald 29147 BY 180926 AK 436 D2	26.09.2018	49,0647/ 13,3344	29,08	9	6,30	650,41	32,03	65000
20190126 SP NP Bay. Wald 29147 BY 180926 AK 437 D2	26.09.2018	49,0646/ 13,3350	23,26	7	8,59	1108,20	54,44	65000
20190128 SP NP Bay. Wald 28586 BY 180926 AK 428 D2	26.09.2018	49,0705/ 13,3322	33,56	9	10,22	956,66	46,95	65000
20190129 SP NP Bay. Wald 28586,5 BY 180926 AK 430 D2	26.09.2018	49,0714/ 13,3328	94,60	27	6,87	825,78	40,44	65000
20190201 SP NP Bay. Wald 32467 BY 181005 AK 438 D2	05.10.2018	49,0678/ 13,3514	20,23	8	6,24	470,58	23,39	65000
20190729 SP NP Bay. Wald 32467,5 BY 181005 AK 508 D2	05.10.2018	49,0675/ 13,3523	75,46	24	7,99	523,70	25,69	65000
20190731 SP NP Bay. Wald 28586 BY 180926 AK 507 D2	26.09.2018	49,0712/ 13,3329	16,09	5	6,28	822,31	40,60	65000
20190802 SP NP Bay. Wald 16366 BY 180927 AK 502 D2	27.09.2018	49,1006/ 13,2726	53,83	18	6,22	1096,02	53,64	65000
20190806 SP NP Bay. Wald 27505,5 BY 181005 AK 505 D2	05.10.2018	49,0462/ 13,3263	35,29	13	4,11	457,28	22,56	65000
20190808 SP NP Bay. Wald 10579,5 BY 180921 AK 501 D2	21.09.2018	49,0733/ 13,2448	37,80	27	2,87	2170,63	106,18	65000

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20190813 SP NP Bay. Wald 18891 BY 180921 AK 503 D2	21.09.2018	49,0716/ 13,2851	12,92	9	2,20	451,38	22,67	65000
20190815 SP NP Bay. Wald 290 BY 180921 AK 495 D2	21.09.2018	49,1101/ 13,1939	4,77	5	5,96	4101,82	201,64	65000
20190821 SP NP Bay. Wald 19993,5 BY 180921 AK 569 D2	21.09.2018	49,0771/ 13,2911	13,58	9	4,35	1944,43	95,41	65000
20190824 SP NP Bay. Wald 28586 BY 180926 AK 597 D2	26.09.2018	49,0713/ 13,3329	19,10	6	8,02	484,06	24,04	65000
20190825 SP NP Bay. Wald 18891 BY 180921 AK 568 D2	21.09.2018	49,0716/ 13,2850	4,88	3	6,95	2595,57	128,16	65000
20190910 SP NP Bay. Wald 16366,5 BY 180927 AK 566 D2	27.09.2018	49,1006/ 13,2717	51,00	20	7,52	5258,95	256,76	65000
20190912 SP NP Bay. Wald 10579,5 BY 180921 AK 560 D2	21.09.2018	49,0728/ 13,2437	5,61	5	3,79	6898,32	337,87	65000
20190919 SP NP Bay. Wald 32467,5 BY 181005 AK 599 D2	05.10.2018	49,0673/ 13,3512	14,09	6	5,04	1386,05	68,18	65000
20190924 SP NP Bay. Wald 21952,5 BY 180927 AK 570 D2	27.09.2018	49,0595/ 13,2994	9,72	8	5,52	977,18	48,58	65000
20190930 SP NP Bay. Wald 27505,5 BY 181005 AK 585 D2	05.10.2018	49,0459/ 13,3271	10,76	6	4,50	1310,76	64,70	65000
20191009 SP NP Bay. Wald 10579,5 BY 180921 AK 562 D2	21.09.2018	49,0733/ 13,2443	34,41	23	3,59	5926,18	289,45	65000
20191010 SP NP Bay. Wald 16366 BY 180927 AK 565 D2	27.09.2018	49,1006/ 13,2730	33,06	10	7,23	2525,22	123,46	65000
20191013 SP NP Bay. Wald 21959,5 BY 180927 AK 571 D2	27.09.2018	49,0594/ 13,2995	10,91	8	3,83	561,63	28,19	65000
20191015 SP NP Bay. Wald 27505 BY 181005 AK 582 D2	05.10.2018	49,0467/ 13,3265	35,89	13	5,30	433,71	21,41	65000
20191016 SP NP Bay. Wald 32467,5 BY 181005 AK 598 D2	05.10.2018	49,0674/ 13,3520	26,55	10	5,32	2077,42	101,67	65000
20181208 SP NP Bay. Wald 4181 BY 180927 AK 396 D2	27.09.2018	49,0980/ 13,2128	25,71	11	6,05	4170,43	203,86	100000

Spektrenname	Sammel- datum	GPS [° N/° O]	Proben- menge [g]	Füllhöhe [mm]	Rest- feuchte [%]	¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Fehler ¹³⁷ Cs [Bq/kg TG]	Bodenkonta- mination ¹³⁷ Cs [Bq/m ²]
20181209 SP NP Bay. Wald 4181 BY 180927 AK 397 D2	27.09.2018	49,0982/ 13,2129	30,42	11	7,15	2198,63	107,57	100000
20181215 SP NP Bay. Wald 6413 BY 181006 AK 400 D2	06.10.2018	49,0834/ 13,2227	7,72	5	6,43	950,97	47,48	100000
20190805 SP NP Bay. Wald 4181 BY 180927 AK 498 D2	27.09.2018	49,0983/ 13,2124	51,85	18	5,46	3620,19	176,71	100000
20190906 SP NP Bay. Wald 4181 BY 180927 AK 535 D2	27.09.2018	49,0980/ 13,2128	22,07	6	9,25	1477,35	72,43	100000
20191006 SP NP Bay. Wald 4181 BY 180927 AK 536 D2	27.09.2018	49,0981/ 13,2129	8,16	3	7,55	2281,29	112,26	100000

Danksagung

Hiermit danke ich allen, die mich auf dem Weg zur Promotion unterstützt und so zum Erfolg dieser Arbeit beigetragen haben.

Zunächst möchte ich mich herzlich bei Prof. Dr. Meike Piepenbring für die stets fördernde und weiterbringende Betreuung von Anfang bis Ende meiner Promotion bedanken. Ganz besonders dankbar bin ich ihr dafür, dass sie mir die faszinierende und vielfältige Welt der Pilze gezeigt und nahegebracht hat.

Meinem Zweitgutachter Prof. Dr. René Reifarth danke ich für die Beantwortung meiner Fragen zum Themengebiet der Kernphysik sowie für die stets konstruktive Kritik an der Dissertation und dem dadurch entstandenen Voranbringen meiner Arbeit.

Mein besonderer Dank gilt Prof. Dr. Gerald Reiter, da er mir den Weg zur Promotion ermöglicht und das Forschungsthema hierfür gestellt hat. Ich danke ihm für das Vertrauen und den fortwährenden Rückhalt ebenso wie für die vielen wegweisenden Diskussionen und Anregungen im Laufe meiner wissenschaftlichen Tätigkeit.

Weiterhin möchte ich mich bei Prof. Dr. Claus Bässler für die Unterstützung bei der Untersuchung im Nationalpark Bayerischer Wald bedanken: für die Hilfe bei der Planung und Organisation, für die Auskünfte über den Nationalpark und die Diskussion der Ergebnisse. Für die Erlaubnis, die Untersuchung im Nationalpark durchzuführen, und die Zurverfügungstellung notwendiger Geräte möchte ich mich bei der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald bedanken. Des Weiteren gilt mein Dank Wilhelm Breit und allen Mitarbeiter*innen des Nationalparks, die mich sowohl bei der Organisation meines Aufenthalts unterstützt als auch bei der Auswahl und dem Umgang mit deren Geräten beraten haben. Sie sind mir stets sehr freundlich und hilfsbereit gegenübergetreten.

Ein weiterer Dank geht an das Forstamt Hofbieber vom HessenForst für die Genehmigung der Probennahme. Für die Weitergabe ihres Wissens über die Waldgebiete in ihrem jeweiligen Zuständigkeitsbereich gilt mein besonderer Dank Lutz Ballin vom Forstamt Hofbieber und Marcel Nentwich vom Forstbetrieb Zusmarshausen der Bayerischen Staatsforsten.

Meinen Kolleginnen und Kollegen an der Hochschule Fulda danke ich für das gute und sehr produktive Arbeitsumfeld. Insbesondere möchte ich mich bei meiner Kollegin Natalia Swierkosz für die sehr gute Zusammenarbeit, die vielen Gespräche und ein immer offenes Ohr bedanken. Ich danke den Mitgliedern des Arbeitskreises Mykologie an der Goethe-Universität Frankfurt für die weiteren Einblicke in die vielfältigen Bereiche der Mykologie.

Es ist immer interessant zu sehen, wie andere Labore und Forschungsinstitutionen arbeiten. Daher danke ich Bernd Florschütz, Melanie Buschbeck und den weiteren Mitarbeiter*innen des Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie für den Einblick in ihre Arbeit, das Teilen ihres Wissens und insbesondere die Vergleichsmessungen zur Absicherung meiner Daten. Dr. Martin Steiner und den Mitarbeiter*innen vom Bundesamt für Strahlenschutz danke ich für den wissenschaftlichen Austausch sowie für die Zurverfügungstellung der Karte der Bodenkontamination Deutschlands mit ^{137}Cs im Jahr 1986.

Alleine wäre es mir nicht möglich gewesen in den gegebenen Zeiträumen so viele Proben an so vielen verschiedenen Orten zu sammeln. Daher geht ein großes Dankeschön an Konstantin Woltering, Lukas Warzawa und Isabel Alexandra Berg für die Unterstützung beim Sammeln und Trocknen der Pilze und Bodenproben im Nationalpark Bayerischer Wald. Des Weiteren danke ich den vielen Sammlern und Pilzvereinen, die es mir ermöglichten, zusätzlich Pilzproben aus den unterschiedlichsten Regionen Deutschlands zu analysieren.

Zuletzt möchte ich mich herzlich bei meinen Freunden, meiner Familie und meinem Freund Jean-Baptiste für die Unterstützung während des gesamten Weges bis zur Promotion und darüber hinaus bedanken. Ich bin sehr dankbar für eine Familie, auf die ich schon mein ganzes Leben lang zählen kann und die mir so vieles ermöglicht hat. Meinem Freund danke ich insbesondere für sein Verständnis und seine Bestärkung bei der Entscheidung für die Promotion sowie für die ganze Zeit bis zum Erreichen dieses Zieles.