Hochwasserfolgen im Muldegebiet

Radiometrischer Nachweis von Uran und Folgeprodukten

_

Bachelorarbeit

am Institut für Radioökologie und Strahlenschutz der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover, Fakultät für Mathematik und Physik

> von Daniel Heine

Abgabed atum: 08.12.2014

Prüfer: Prof. Dr. Clemens Walther

Selbstständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die zitierten Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.

Hannover, den 08.12.2014

Daniel Heine

Inhaltsverzeichnis

1.	Einle	eitung	5
	1.1.	Einordnung der Arbeit	5
	1.2.	Das Muldesystem	7
		1.2.1. Hochwasser in Sachsen 2013	7
	1.3.	Uranbergbau im Erzgebirge	7
		1.3.1. Die Wismut	8
2.	Radi	ionuklide, natürliche Zerfallsreihen und Gleichgewichte	9
	2.1.	Radionuklide	9
		2.1.1. Primordiale Radionuklide	9
		2.1.2. Radiogene Radionuklide und natürliche Zerfallsreihen	9
		2.1.3. Kosmogene Radionuklide	11
		2.1.4. Anthropogene Radionuklide	11
	2.2.	Säkulares Gleichgewicht	11
		2.2.1. Störung natürlicher Gleichgewichte	13
3.	Gru	ndlagen der Gamma-Spektrometrie	14
	3.1.	Betrachtete Nuklide	14
	3.2.	Wechselwirkungen mit Materie	16
		3.2.1. Photoeffekt	16
		3.2.2. Comptoneffekt	16
		3.2.3. Paarbildung	17
	3.3.	Aufbau eines Germaniumdetektors	17
		3.3.1. Der verwendete Detektor	19
	3.4.	Kalibrierung des Dektektors	19
		3.4.1. Energiekalibrierung	19
		3.4.2. Halbwertsbreitenkalibrierung	19
		3.4.3. Efficiency-Kalibrierung	19
	3.5.	Bestimmung der spezifischen Aktivität	21
		3.5.1. Ungestörte Linien	22
		3.5.2. Gestörte Linien	23
	3.6.	Messunsicherheiten	23
	3.7.	Erkennungs- und Nachweisgrenzen	25
	3.8.	Probemessungen zur Qualitätssicherung	26
4.	Erge	ebnisse der Gamma-Spektrometrie	27
	4.1.	Probenherkunft und Aufbereitung	27
		Auswortung	റെ
	4.2.	Ausweitung	20
	4.2.	4.2.1. Test auf Normalverteilung und logarithmische Normalverteilung	28 28
	4.2.	 4.2.1. Test auf Normalverteilung und logarithmische Normalverteilung 4.2.2. Betrachtung der Mittelwerte der spezifischen Aktivitäten 	28 28 29
	4.2.	 4.2.1. Test auf Normalverteilung und logarithmische Normalverteilung 4.2.2. Betrachtung der Mittelwerte der spezifischen Aktivitäten 4.2.3. Aktivitätsverhältnisse innerhalb der Zerfallsreihen 	20 28 29 32

		4.2.5.	Betrachtung der Aktivitäten auf den Einzelflächen	39
		4.2.6.	Änderungen auf den Testflächen	40
		4.2.7.	Radiologische Beurteilung der Ergebnisse	42
		4.2.8.	K-40 und Cs-137	44
5.	Dosi	sabsch	ätzung nach Berechnungsgrundlage Bergbau	47
	5.1.	Berech	nungsgrundlage Bergbau	47
	5.2.	Bestin	mung der jährlichen Strahlenexposition für aktuelle Nutzung	49
		5.2.1.	Jährliche Strahlenexposition anhand von Mittelwerten	49
		5.2.2.	Betrachtung der 95 %-Perzentile	51
		5.2.3.	Betrachtung der ungünstigsten Einwirkstelle	51
	5.3.	Bestin	nmung der Strahlenexposition jährlichen für erweiterte Nutzung	52
		5.3.1.	Jährliche Strahlenexposition anhand von Mittelwerten	52
		5.3.2.	Betrachtung der 95 %-Perzentile	52
		5.3.3.	Betrachtung der ungünstigsten Einwirkstelle	54
6.	Fazit	t		56
Α.	Mes	sdaten		64
B.	Date	enanaly	se	71
C.	Dan	ksagun	g	81

1. Einleitung

Die Mulde ist ein linker Nebenfluss der Elbe und umfasst ein System, das in die drei Teilflüsse, Zwickauer Mulde (ZM), Freiberger Mulde (FM) und Vereinigte Mulde unterteilt werden kann. Die Vereinigte Mulde entsteht aus dem Zusammenfluss der anderen beiden Teilflüsse im Bereich von Sermuth und mündet bei Dessau in die Elbe. Das Muldesystem ist das maßgebliche Abflusssystem des mittleren und des westlichen Erzgebirges in Richtung Norden [Bis12]. Somit entwässert sie auch das ehemalige Zentrum für Uranbergbau im Erzgebirge, was zu großflächigen Kontaminationen mit Uran und dessen Folgeprodukten führte.

Die damit zusammenhängenden radiologischen Folgen wurden bereits in mehreren vorangegangenen Projekten unter Beteiligung des Instituts für Radioökologie und Strahlenschutz (zuvor Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie) untersucht.

Das vorangegangene Projekt, Transport und Verfügbarkeit von Uran und langlebigen Zerfallsprodukten in Auenböden entlang der Mulde." [Rie12], [Bis12] bezog erstmals Auenböden in die Betrachtung mit ein. Da in der vorliegenden Arbeit nur Auenböden betrachtet werden, dienen die Ergebnisse dieses Projekts als wichtige Vergleichswerte.

1.1. Einordnung der Arbeit

Das aktuelle Projekt befasst sich mit dem Einfluss des Hochwassers im Mai und Juni 2013 auf die Verteilung von Radionukliden mit uranbergbaulichen Ursprung im Muldesystem. Dafür werden Flusssedimente und Auenböden entlang der Zwickauer und der Vereinigten Mulde auf Radionuklide untersucht und mit Ergebnissen aus früheren Projekten verglichen [Bis12][Beu99].

Die vorliegende Bachelorarbeit ist die zweite Arbeit, die im Rahmen dieses Projekts, am Institut für Radioökologie und Strahlenschutz angefertigt wird. Sie beschäftigt sich mit der gammaspektrometrischen Untersuchung von Auenböden entlang der Vereinigten Mulde (VM) und schließt somit direkt an die vorangegangene Arbeit von Wiebke Matteikat [Mat14] an, welche sich mit der Untersuchung der Auenböden entlang der Zwickauer Mulde (ZM) beschäftigt hat.

Die Ergebnisse werden hier mit denen aus dem Projekt "Transport und Verfügbarkeit von Uran und langlebigen Zerfallsprodukten in Auenböden der Mulde" [Rie12], [Bis12] verglichen. Abbildung 1 zeigt einen Überblick über das Muldesystem mit den Probenahmestellen der in dieser Arbeit untersuchten Bodenproben.

Des Weiteren wird in dieser Arbeit auch anhand der ermittelten Werte für spezifische Aktivitäten eine Abschätzung für die Strahlenexposition der Bevölkerung gemäß der "Berechnungsgrundlage Bergbau" Stand 2010 [BGB10] getroffen. Dabei werden sowohl die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Werte für die Auenböden der Vereinigten Mulde, als auch die Daten der vorangegangenen Arbeit von Matteikat [Mat14] für die Zwickauer Mulde verwendet. Die Kalkulationen für die Dosisabschätzungen wurden auf Grundlage der Arbeit von Roebbeln [Roe10] durchgeführt.



Abbildung 1: Übersicht über das Muldesystem mit den Probenahmestellen, der in dieser Arbeit untersuchten Bodenproben. Entnommen aus [Bis12] (bearbeitet).

1.2. Das Muldesystem

Das Muldesystem umfasst die Teilflüsse Freiberger Mulde, Zwickauer Mulde und die aus deren Zusammenfluss entstehende Vereinigte Mulde. Ihr Einzugsgebiet erstreckt sich über circa 7600 km² und deckt dabei auch große Teile des Erzgebirges ab.

Die Freiberger Mulde entspringt in Tschechien auf dem Hauptkamm des Osterzgebirges bei einer Höhe von 855 m über NN. Sie stellt den rechten Quellfluss dar und legt 124 km bis zum Zusammenfluss mit der Zwickauer Mulde bei Sermuth zurück. Dabei passiert sie unter anderem ihre namensgebende Stadt Freiberg und überwindet einen Höhenunterschied von 720 m.

Der linke Quellfluss wird von der Zwickauer Mulde gebildet. Diese entsteht an der Talsperre Muldeberg aus der Roten Mulde und der Weißen Mulde, die bei einer Höhe von 770 über NN entspringen. Bis zum Zusammenfluss mit der Freiberger Mulde legt sie eine Strecke von 163 km zurück und passiert neben ihrer namensgebenden Stadt Zwickau auch die Ortschaften Aue, Bad Schlema und Schneeberg, die zum Zentrum des Uranbergbaus im Erzgebirge gehörten. Bei Aue nimmt sie den Fluss Schwarzwasser auf, welcher die kleineren Gebiete für Uranbergbau bei Johanngeorgenstadt und Pöhla entwässert. Anschließend führt sie auf ihrem weiteren Weg an ehemaligen Flächen der Wismut vorbei. Nach dem Umfließen von Zwickau führt sie an der ehemaligen Uranerzaufbereitungsanlage bei Crossen vorbei und nimmt den Oberrothenbach auf, der dieses Gelände entwässert.

Die bei Sermuth aus der Zwickauer Mulde und der Freiberger Mulde entstehende Vereinigte Mulde bildet einen linken Nebenfluss der Elbe und hat vom Zusammenfluss bis zur Elbmündung eine Länge von 144 km. [Beu99],[Bis12],[Roe10]

1.2.1. Hochwasser in Sachsen 2013

Aufgrund einer kühlen und nassen Witterungsperiode Ende Mai 2013 kam es durch das Tief Dominik am 28. und 29.05.2013 zu Niederschlägen von zum Teil über 40 mm in Sachsen. Am 30.05. gab es weitere Niederschläge, die sich teilweise auf mehr als 60 mm innerhalb von 12 Stunden beliefen. Als Folge des anhaltenden, starken Niederschlags traten am 31.05. viele Flüsse, einschließlich der Mulde, über die Ufer. [Frt14]

1.3. Uranbergbau im Erzgebirge

Die Geschichte des Bergbaus im Erzgebirge reicht bis ins Mittelalter zurück und hat das Gebiet seit dem stark beeinflusst. Bereits Mitte des 12. Jahrhunderts wurde in der Nähe des heutigen Freibergs mit der Gewinnung von Silber- und Zinnerz begonnen.

Seit dem 16. Jahrhundert war vor allem aus Silber-Kobalt-Berkwerken des westlichen Erzgebirges das lange Zeit als nutzlos empfundene Mineral "Pechblende" bekannt. In dieser wurde 1789 Uran vom Chemiker Martin Heinrich Klaproth entdeckt. Dieses wurde zunächst im 19. Jahrhundert in Form von Uranoxid zur Färbung von Glas und Keramik verwendet. Eine gezielte Förderung von Uranerz fand zunächst in St. Joachimsthal und später in Johanngeorgenstadt statt. Die hier geförderten Uranerze hatten eine große Bedeutung für die Erforschung der Radioaktivität, da das Erzgebirge in der Zeit für diese die mit Abstand bedeutungsvollste Quelle darstellte.

1.3.1. Die Wismut

Nach dem 2. Weltkrieg wurde vor allem dem Uranbergbau eine besondere Bedeutung zuteil. Die DDR wurde auf Grund der reichhaltigen Uranerzvorkommen im Bereich des Erzgebirges zum wichtigsten Uranlieferanten der UdSSR. Gleichzeitig war die DDR dadurch auch der viertgrößte Uranproduzent weltweit [Wis14]. Die SAG (Sowjetisch Staatliche Aktiengesellschaft) Wismut, welche für den Uranbergbau verantwortlich war, wurde zum größten Unternehmen für Uranproduktion der Welt. Im Zeitraum seit der Gründung im Mai 1947 bis zu ihrer Umwandlung Ende 1953 wurden von der SAG Wismut circa 10.000 Tonnen Uran aus dem Erzgebirge gefördert und in die UdSSR geliefert.

Anfang 1954 wurde die SAG Wismut zur SDAG (sowjetisch-deutsche Aktiengesellschaft) Wismut umstrukturiert. Dabei wurde zum einen die Anzahl der Beschäftigten bis Ende der 1950er Jahre von 100.000 auf 45.000 reduziert, zum anderen wurde auch die Ausstattung der Beschäftigten sowie die Technik verbessert. Dazu gehörte auch die Gründung von neuen, moderenen Schachtanlagen in Niederschlema und Ronneburg, sowie der Aufbereitungsanlagen Crossen und Seelingstädt. Dies führte zur Steigerung der Produktionseffektivität, sowie besseren Arbeitsbedingungen wie auch einer erheblichen Verringerung der Strahlenexposition. In den 1960er Jahren entsprach der technische Stand der SDAG Wismut dem weltweitem Niveau.

Bis 1990 erfolgte der Abbau von etwa 221.000 weiteren Tonnen Uran. Das geförderte Uran wurde in die UdSSR überführt und diente dem dortigen Programm zur Entwicklung und zum Bau von Nuklearwaffen im "nuklearen Wettrüsten" zwischen UdSSR und USA während des "kalten Krieges". Nach der Wiedervereinigung Deutschlands ging die Wismut Mitte 1991 in den Besitz der Bundesrepublik Deutschland über. Daraufhin wurde die Wismut GmbH gegründet, deren Aufgabe darin bestand, und noch immer besteht, die durch den intensiven Uranbergbau entstandenen Altlasten zu sanieren. Die Schwerpunkte der Sanierung bilden:

- Stillegung der Bergwerke
- Flutung und Verfüllung von Gruben und Schächten
- Dekontamination und Rückbau bestehender Anlagen und Gebäude
- Sanierung von Abraumhalden und Schlammteichen
- Wasserreinigung und Umweltüberwachung

Zur Sanierung wurden von der Bundesrepublik seinerzeit etwa 13 Milliarden DM zur Verfügung gestellt. Heute sind die Sanierungsmaßnahmen weitestgehend abgeschlossen und werden sowohl forstwirtschaftlich als auch gewerblich genutzt. [Wis14], [Roe10], [Bis12]

2. Radionuklide, natürliche Zerfallsreihen und Gleichgewichte

2.1. Radionuklide

Ein Nuklid ist eine Sorte von Atomen mit gleichen Atomkernen, d.h. mit der gleichen Anzahl von Protonen und Neutronen. Atome eines Nuklids zählen somit zum selben Isotop eines Elements.

Als Radionuklide bezeichnet man eine Sorte instabiler auch radioaktiv genannter Atome, deren Kerne sich unter Aussendung von ionisierender Strahlung in andere Kerne umwandeln oder aus einem angeregten Zustand in ihren Grundzustand übergehen.

Der größte Teil aller bis heute circa 3000 bekannten Nuklide zählt zu den Radionukliden. In der Natur kommen jedoch gegenwärtig nur etwa 80 verschiedene Radionuklide in einer nachweisbaren Konzentration vor [Sti10]. Diese radioaktiven Isotope können allgemein in 4 Untergruppen eingeteilt werden, die ihre Herkunft beschreiben:

- Primordiale Radionuklide
- Kosmogene Radionuklide
- Anthropogene Radionuklide
- Radiogene Radionuklide

2.1.1. Primordiale Radionuklide

Unter Primordialen Radionukliden versteht man radioaktive Isotope die aus der stellaren Nukleosynthese entstanden sind und schon während der Entstehung des Sonnensystems vor etwa 4,5 Milliarden Jahren vorhanden waren. Diese Nuklide weisen eine sehr lange Halbwertszeit von einigen hundert Millionen oder sogar Milliarden Jahren auf, sodass sie auch heute noch in nachweisbaren Mengen auf der Erde vorkommen.

Zu den primordialen Radionukliden zählen sowohl die Anfangsglieder der drei natürlichen Zerfallsreihen (U-238, U-235 und Th-232) als auch Nuklide, die keiner Zerfallsreihe zuzuordnen sind. Ein Beispiel dafür bietet das in dieser Arbeit mit betrachtete K-40.

2.1.2. Radiogene Radionuklide und natürliche Zerfallsreihen

Radiogene Radionuklide entstehen als Produkte des radioaktiven Zerfalls anderer Nuklide. Zu Ihnen zählen auch alle Zwischenprodukte der drei natürlichen Zerfallsreihen, welche ihren Ursprung in primordialen Radionukliden haben und nach einer Reihe von aufeinander folgenden α - und β -Zerfällen bei stabilen Endprodukten enden. Bei den Endprodukten handelt es sich jeweils um stabile Blei-Isotope. Bei einigen Zerfällen entstehen Tochternuklide, die sich in einem angeregten Zustand (metastabilen Zustand) befinden. Diese Nuklide können weiter zerfallen oder unter Emission eines Gammaquants mit charakteristischer Energie in den Grundzustand übergehen. Die drei natürlichen Zerfallsreihen sind:

- Die Thorium-Reihe: Anfangsglied: Th-232; Endglied: Pb-208
- Die Uran-Radium-Reihe: Anfangsglied: U-238; Endglied: Pb-206
- Die Uran-Actinium-Reihe: Anfangsglied: U-235; Endglied: Pb-207

Der Verlauf der drei Reihen mit den einzelnen Zwischenprodukten und den zugehörigen Zerfallspfaden ist im Detail in Abbildung 2 gezeigt:

THORIUN	A	A – 4 n	ņ				Ra 228 Μαΐδη 5,7 α β-	<u>م</u>	Th 232 Th 1,4·10 ¹⁰ a	
								Ac 228 Δ515- 6,13 h β-		
	РЬ 212 тна 10,6 h ^{β-}	<u>م</u>	Po 216 ThA 0,15s	κ	Rn 220 Tn 55,6s	<u>م</u>	Ra 224 Thx 3,64 d	<u>م</u>	Th 228	
TI 208 ™⊂ 3,1 m β-	<a>α/36,2%	Bi 212 The 60,6 m β-63,8%						×.		
	Pb 208 ThD stabil	<u>α</u>	Po 212 Τκς 0,3 μs							

	URAN-RA	ADIUM A	- 4 n + 2							Th 234 ^{UX,} 24,1 d β ⁻	<u>α</u>	U 238 U. 4,5·10°o
				* x 8 0 0 x 0				4			Pa 234	
		Pb 214 868 26,8 m β-	<u>α</u> 99,98%	Po 218 ^{Raλ} 3,05 m β- 0,02%	- <u>«</u>	Rn 222 ®n 3,8 d	<u>+α</u>	Ra 226 Ra 1600 a	- a	Th 230	a -	U 234 U 2,5·10 ⁵ d
	Tl 210 Roc" 1,3 m β-	- <u>«</u> 0,04%	Bi 214 855 19,8 m β-99,96%	- a	At 218 ~2s		84g					
Hg 206 8,1m β-	α 0,75 · 10-*%	Pb 210 RaD 22 a β-~100%	<u> </u>	Po 214 Roc 162 µs								
	TI 206 Ros 4,3 m β-	α 5 · 10-3%	Bi 210 Ro≡ 5,0 d β-~100%	197					а. Х.			
24 1947 - 1		Pb 206 Rag stabil	-	Po 210 Rof 138,4 d								

ACTINIU	м	A = 4 n	+ 3		*	×			Th 231 UV 25,6 h β ⁻	<u> </u>	U 235 ACU 7·10º a
		Bi 215 7,4 m <i>β</i> -	+ α 97%	At 219 0,9 m β-3%	<u>α</u> 4 · 10-3%	Fr 223 AcK 22 m β ⁻ ∼100%	<u>α</u> 1,2%	Ac 227 Δc 22 α β- 98,8%	<u>م</u>	Pa 231 Pa 3,3-10'a	
	Pb 211 ▲c8 36,1 m	<u>≁</u> α ~100%	Po 215	<u> </u>	• Rn 219 An 3,9 s	۰.	• Ra 223 Acx 11,4 d	<u>↓</u> α	Th 227 Raine 18,7 d		
TI 207 Asc 4,8 m β-	< <u>∝</u> 99,68%	Bi 211 AcC 2,15 m β- 0,32%	- <u>a</u>	At 215 ~100 μs	8 2* 3*						
	ACD stabil	<u>α</u>	• Po 211 Acci 0,52 s		1						

Abbildung 2: Die 3 natürlichen Zerfallsreihen nach [NUK99]

2.1.3. Kosmogene Radionuklide

Kosmogene Radionuklide sind natürlich vorkommende Nuklide, die durch Wechselwirkung von hochenergetischen Partikeln der kosmischen Strahlung mit Teilchen der Erdatmosphäre vor allem in den oberen Schichten der Atmosphäre entstehen. Wegen der Vielzahl von verschiedenen Partikeln der kosmischen Strahlung und deren breiten Energiespektrum können bei der Wechselwirkung mit der Atmosphäre eine große Anzahl von unterschiedlichen Reaktionen auftreten, die verschiedenste Radionuklide hervorbringen können. Auch Reaktionen mit Sekundärteilchen, die dabei hervorgehen, können unter Umständen noch weitere Reaktionen mit Partikeln der Atmosphäre eingehen. Ein Beispiel für kosmogene Radionuklide ist das C-14. Es entsteht zusammen mit einem Proton als Ergebnis eines Neutroneneinfangs von N-14. Im Allgemeinen weisen kosmogene Nuklide deutlich kürzere Halbwertszeiten als primordiale Radionuklide auf. Für die Untersuchung der Bodenproben in dieser Arbeit sind kosmogene Nuklide jedoch nicht relevant.

2.1.4. Anthropogene Radionuklide

Anthropogene Radionuklide sind Radionuklide, die durch die Nutzung der Kernenergie sowie Kernwaffentests in die Umwelt eingetragen wurden und nur auf Grund dieses Einflusses durch den Menschen in messbaren Mengen vorliegen. Ein Beispiel für anthropogene Radionuklide ist das Cs-137, welches vor allem auf Kernwaffentests und den Reaktorunfall von 1986 in Tschernobyl zurückzuführen ist.

2.2. Säkulares Gleichgewicht

Wie im vorangegangenen Abschnitt beschrieben stammen mit Ausnahme von K-40 und Cs-137 alle in dieser Arbeit betrachteten Radionuklide aus den 3 natürlichen Zerfallsreihen. Daher haben die meisten betrachteten Nuklide Tochternuklide, die ebenfalls radioaktiv sind. Da Mutter- und Tochternuklid in der Regel unterschiedliche Halbwertszeiten aufweisen, können sich in Abhängigkeit vom Verhältnis der Halbwertszeiten zueinander unterschiedliche Gleichgewichtssituationen einstellen. Dabei sind drei verschiedene Fälle möglich:

- Transientes Gleichgewicht:
- Säkulares Gleichgewicht:
- Kein Gleichgewicht:

Für die in dieser Arbeit untersuchten Nuklide ist das säkulare Gleichgewicht von Bedeutung. Dieses stellt sich ein, wenn das Mutternuklid eine deutlich größere Halbwertszeit als das zugehörige Tochternuklid aufweist ($\tau_1 >> \tau_2$). Daraus folgt für die Zerfallskonstanten $\lambda_T >> \lambda_M$ und für das Aktivitätsverhältnis beider Nuklide gilt:

$$A_{\rm T}(t) = A_{\rm M}(t) \cdot (1 - \exp(-\lambda_{\rm T} t)) \tag{1}$$

 $A_{\rm T}(t)$ beschreibt dabei die Aktivität des Tochternuklids, $A_{\rm M}(t)$ die Aktivität des Mutternuklids in Abhängigkeit von der Zeit t. Betrachtet man dies für sehr lange Zeiträume $(t \longrightarrow \infty)$ so ergibt sich hierfür auf Grund des Verhaltens der Exponentialfunktion mit $\lim_{x\to\infty} \exp(-\lambda_{\rm T} t) = 0$ für (1):

$$A_{\rm T}(t) = A_{\rm M}(t) \tag{2}$$

Die Aktivität des Tochternuklids nähert sich also asymptotisch an die Aktivität des Mutternuklids an. Abbildung 3 zeigt eine grafische Darstellung dieser Gleichgewichtssituation.

Auch wenn es sich in der Theorie um eine asymptotische Annäherung der handelt, so können Mutter- und Tochternuklid in der Praxis nach 10 Halbwertszeiten der Tochter in einem abgeschlossenen System als "im säkularen Gleichgewicht befindlich" angesehen werden. Für das Verhältnis der Aktivitäten im säkularen Gleichgewicht folgt aus (2) direkt:

$$\frac{A_{\rm T}(t)}{A_{\rm M}(t)} = 1\tag{3}$$



Abbildung 3: Darstellung für das Säkulare Gleichgewicht mit der Aktivität des Mutternuklids A_1 und der Halbwertszeit des Tochternuklids τ_2 [Taw12]

2.2.1. Störung natürlicher Gleichgewichte

Geologische Formationen können als abgeschlossene Systeme betrachtet werden. So können sich im Uranerz, das im Gestein enthalten ist, radiochemische Gleichgewichte zwischen den Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen einstellen. Ist das Erz an der Oberfläche Witterungsbedingungen ausgesetzt, so kann dies zu Störungen der natürlicher Weise vorhandenen Gleichgewichte führen. Auch anthropogene Einflüsse wie insbesondere der Uranbergbau führen zu Störungen der Gleichgewichte.

Durch die Aufarbeitung des abgebauten Uranerzes, das hierbei anfallende Tailingmaterial, sowie die Lagerung von Armerz und kontaminierten Materials können Radionuklide auf verschiedenen Wegen in die Umwelt gelangen und natürliche radiochemische Gleichgewichte stören. Dies kann beispielsweise durch Auswaschen von kontaminiertem Material aus Lagerstätten wie Halden, Deponien oder Absetzbecken im Zusammenhang mit Niederschlag oder Erhöhung der Mobilität einzelner Nuklide infolge der Erzaufarbeitung geschehen.

Die Störung verschiedener radiochemischer Gleichgewichte erlaubt somit auch Rückschlüsse auf deren Ursachen. Mögliche Ursachen solcher Störungen und Aktivitätsverhältnisse anhand derer sie identifiziert werden können sind im folgenden aufgeführt:

Ursache	Indikator
natürliches geochemisches Verhältnis	$\frac{a(Pb-210)}{a(Ra-226)} = \frac{a(Ra-226)}{a(U-238)} = 1 \ ; \ \frac{a(Ra-228)}{a(U-238)} > 0, 5$
Eintrag von uranerzhaltigem Material; Partikulärer Transport	$\frac{a(Pb-210)}{a(Ra-226)} = \frac{a(Ra-226)}{a(U-238)} = 1 \ ; \ \frac{a(Ra-228)}{a(U-238)} < 0, 5$
Anreicherung und Ausfällung von gelöst transportiertem Uran	$\frac{a(Pb-210)}{a(Ra-226)} = 1$; $\frac{a(Ra-226)}{a(U-238)} < 1$
Mobilisierung/Auswaschung von Uran	$\frac{a(Pb-210)}{a(Ra-226)} = 1$; $\frac{a(Ra-226)}{a(U-238)} > 1$
Eintrag von Tailingmaterial (partikulärer Transport) oder Anreicherung/Ausfällung von gelöst transportiertem Radium	$\frac{a(Pb-210)}{a(Ra-226)} > 1$; $\frac{a(Ra-226)}{a(U-238)} > 1$

Tabelle 1: Ursachen für Störungen und dazugehörige Aktivitätsverhältnisse nach [Mic05].

3. Grundlagen der Gamma-Spektrometrie

In diesem Kapitel werden die Grundzüge der Gamma-Spektrometrie auf Grundlage der Arbeiten [Taw12], [Sti10] und [Bir09] dargestellt. Begonnen wird mit einer Auflistung der in dieser Arbeit betrachteten Nuklide, gefolgt von den wichtigsten zugrundeliegenden Wechselwirkungen von Gamma-Strahlung mit Materie. Hierzu werden der Photoeffekt, der Comptoneffekt und die Paarbildung betrachtet. Im Anschluss daran werden der Aufbau, die Funktionsweise und notwendigen Kalibrierungen des verwendeten Detektors beschrieben. Zum Abschluss folgt eine Beschreibung der Spektrenanalyse.

3.1. Betrachtete Nuklide

In dieser Arbeit wurden vor allem primordiale und radiogene Radionuklide aus den drei natürlichen Zerfallsreihen betrachtet. Auf Grund seines natürlichen Vorkommens von 0,0117% wurde als einziges primordiales Nuklid ohne Zerfallsreihe das K-40 betrachtet. Cs-137 wurde als einziges anthropogenes Nuklid mit berücksichtigt. Alle zur Ermittlung der spezifischen Aktivität verwendeten Nuklide und die dazugehörigen Energielinien sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Mutternuklid	Tochternuklid	Energie	Emissionswahrscheinlichkeit
U-238	Th-234	63,28 keV	0,041
	Pa-234m	$1001,03 { m ~keV}$	0,00839
Th-230		$67,\!67 \mathrm{~keV}$	0,0038
Ra-226	Pb-214	$295{,}22~{\rm keV}$	0,1815
	Bi-214	$609,31 { m ~keV}$	0,446
		$1120,29 { m keV}$	0,147
		1764,49 keV	0,151
Pb-210		46,54 keV	0,0425
U-235		143,76 keV	0,1096
		163,33 keV	0,0508
		205,31 keV	0,0501
Ac-227	Th-227	$235,\!97~\mathrm{keV}$	0,123
		$401,81 { m keV}$	0,064
	Pb-211	404,85 keV	0,0378
Ra-228	Ac-228	$209,25 { m ~keV}$	0,0389
		409,46 keV	0,0194
		911,20 keV	0,258
		$968,\!97~{\rm keV}$	0,158
Th-228	Pb-212	$238,63 { m ~keV}$	0,433
	Tl-208	$860,56 { m ~keV}$	0,0447
Cs-137		$661,66 { m ~keV}$	0,85
K-40		1460,83 keV	0,1067

Tabelle 2: Betrachtete Nuklide mit den zugehörigen Energielinien und Emissionswahrscheinlichkeiten.

3.2. Wechselwirkungen mit Materie

Im Folgenden werden die wichtigsten grundlegenden Wechselwirkungen von Gamma-Strahlung mit Materie, also auch dem Detektorkristall, beschrieben. Diese sind der Photo- und der Comptoneffekt, sowie die Paarbildung.

3.2.1. Photoeffekt

Beim Photoeffekt trifft ein einfallendes Gamma-Photon auf ein Hüllenelektron und wird dabei von diesem vollständig absorbiert. Das Elektron gewinnt dabei genügend Energie um die Bindungsenergie des Atoms zu überwinden und die Hülle zu verlassen. Die Differenz zwischen der Energie des Photons E_{γ} und der Bindungsenergie E_{bind} bekommt das Elektron dabei als kinetische Energie $E_{\text{e,kin}}$ gemäß (4) mit auf seinen Weg:

$$E_{\rm e,kin} = E_{\gamma} - E_{\rm bind} \tag{4}$$

Elektronen mit ausreichender kinetischer Energie können durch Wechselwirkung mit dem Detektormaterial auch Sekundärelektronen erzeugen, wobei die Anzahl der so erzeugten Elektronen proportional zur ursprünglichen kinetischen Energie des primären Elektrons ist.

Wird ein Elektron aus einer tieferen Schale ausgelöst, wird die so entstandene Lücke durch ein Elektron aus einer höheren Schale aufgefüllt werden. Die Energiedifferenz der beiden Zustände wird dabei in Form von für diesen Übergang charakteristischer Röntgenstrahlung abgestrahlt und welche wiederum andere Atome ionisieren kann.

3.2.2. Comptoneffekt

Beim Comptoneffekt findet eine inelastische Streuung eines Gamma-Photons an Elektronen der Atomhülle statt. Das einfallende Photon überträgt dabei nur einen Teil seiner Energie auf das Elektron mit dem es in Wechselwirkung tritt. Nach der Streuung bewegen sich das Photon und das Elektron in einem Winkel θ zueinander weiter. Die Energie, die das Elektron dabei erhält, ist abhängig vom Streuwinkel θ , was dazu führt, dass sich der Comptoneffekt in einem Spektrum als Kontinuum darstellt. Für die Energie des Elektrons gilt dabei:

$$E_e = E_\gamma - E_{\gamma'} \tag{5}$$

 E_{γ} ist die Energie des einfallenden Photons. Für die Energie des gestreuten Photons gilt in diesem Fall:

$$E_{\gamma'} = \frac{E_{\gamma}}{1 + \frac{E_{\gamma}}{m_0 c^2} (1 - \cos(\theta))} \tag{6}$$

Dabei ist m₀ die Ruhemasse eines Elektrons und c die Lichtgeschwindigkeit im Vakuum. Bei einer Rückstreuung ($\theta = 180^{\circ}$) wird der größte Energiebetrag an das Elektron übertragen und stellt sich im Gamma-Spektrum als die sogenannte Comptonkante dar. Ab diesem Punkt fällt die Anzahl der registrierten Ereignisse mit zunehmender Energie ab, bis beim sogenannten Full-Energy-Peak die gesamte Energie eines einfallenden Photons im Detektor deponiert wird (siehe Abbildung 3) [Taw12].

3.2.3. Paarbildung

Bei Photonenenergien von mehr als 1022 keV kann der Effekt der Paarbildung auftreten. Tritt ein Photon mit einer Energie von mehr als 1022 keV in Wechselwirkung mit dem Coulomb-Feld eines Atomkerns, so kann es in ein Elektron-Positron-Paar umgewandelt werden. Da die Ruhemasse eines Elektrons (oder auch Positrons) einer Energie von 511keV äquivalent ist, stellt 1022 keV den Grenzwert da, ab dem die Paarbildung prinzipiell einsetzen kann, jedoch erst ab etwa 1800 keV an Bedeutung gewinnt. Bei höheren Photonenenergien als 1022 keV wird die Restenergie in kinetische Energie der beiden Partikel umgesetzt:

$$E_{\rm e^-,kin} + E_{\rm e^+,kin} = E_{\gamma} - 2m_0 c^2 \tag{7}$$

Das auf diesem Weg entstandene Elektron kann, sofern es eine hinreichende kinetische Energie aufweist, wiederum Sekundärelektronen erzeugen. Zudem kann das entstandene Positron bei Wechselwirkung mit einem Elektron mit diesem annihilieren. Dabei entstehen zwei Gamma-Quanten mit der charakteristischen Energie von 511keV. Diese "Vernichtungsstrahlung"kann im Spektrum als Annihilationspeak erkannt werden (siehe Abbildung 3). Verlassen eines oder beide Photonen den Detektor, so tritt im Spektrum ein weiterer Single Escape (SE) beziehungsweise Double Escape (DE) Peak bei den Energien $E_{\gamma} - 511$ keV beziehungsweise $E_{\gamma} - 1022$ keV auf.

3.3. Aufbau eines Germaniumdetektors

Bei dem in dieser Arbeit verwendeten Detektor handelt es sich um einen Halbleiterdetektor. Da Halbleiter eine im Vergleich zu Isolatoren kleine Bandlücke besitzen reicht schon vergleichsweise wenig Energie aus um freie Landungsträger im Material zu erzeugen. Der Vorteil bei Halbleiterdetektoren liegt somit darin, dass auch niederenergetische Photonen detektiert werden können. Außerdem bieten sie eine erheblich bessere Energieauflösung als beispielsweise Szintillationszähler.

Die Anzahl der durch ein Photon erzeugten freien Landungsträger ist proportional zur Energie des Photons. Jedoch führt die Empfindlichkeit von Halbleiterdetektoren auch schon bei Zimmertemperatur zu einem kontinuierlichem Hintergrundrauschen, da Elektronen thermisch aus dem Valenzband über die schmale Bandlücke hinweg angeregt werden. Um diesen Effekt zu minimieren, wird der Detektor mittels flüssigen Stickstoffs permanent gekühlt und auf einer Temperatur von 77K gehalten. Weitere Störeffekte sind externe Strahlungsquellen, wie zum Beispiel kosmische Strahlung oder natürliche Radionuklide in der Umgebung des Detektors. Um auch diese Effekte minimal zu halten, ist der Detektor von einem Gehäuse mit einer Bleiabschirmung umgeben. Einen schematischen Aufbau eines Halbleiterdetektors zeigt Abbildung 5.

In dieser Arbeit wurde ein Germaniumdetektor verwendet. Der Ge-Kristall des Detektors weist eine Reinheit von mehr als 99,99% auf [Taw12]. Der Detektorkristall kann auf 2 verschiedene Weisen dotiert werden. Bei N-Typ-Kristallen liegt eine positive Dotierung vor, d.h. die Fremdatome mit denen der Detektor dotiert ist hat ein Außenelektron mehr als Germanium, wohingegen bei P-Typ-Kristallen die Fremdatome ein Außenelektron weniger aufweisen.

Im Randbereich des Detektors ist eine p- und eine n-Dotierung vorgenommen und eine Hochspannung angeschlossen, sodass der Kristall einer in Sperrrichtung geschalteten Halbleiterdiode entspricht. Die so im Kristall erzeugte landungsträgerarme Zone dient als aktives Medium. Die dort erzeugten freien Elektronen werden durch die Hochspannung zum Rand hin beschleunigt und als Strompulse registriert. Das so erzeugte Signal wird über einen empfindlichen Vorverstärker und einen weiteren Hauptverstärker und anschließend durch einen Pulseformer in gaußförmige Impulse überführt (pulse-shaping). Anschließend werden die Signale von einem Vielkanalanalysator (MCA) in Abhängigkeit von der Impulshöhe geordnet. Die Impulshöhe ist dabei proportional zur Energie die durch Gamma-Photonen im Detektor deponiert wurde.



Abbildung 4: Gamma-Spektrum mit den charakteristischen Linien von K-40, entnommen aus [Bir09] und digital bearbeitet.

3.3.1. Der verwendete Detektor

Die in dieser Arbeit untersuchten Bodenproben wurden für die Messungen in Marinelli-Gefäße gefüllt. Für alle Messungen, die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt wurden, wurde ausschließlich der Detektor Nr. 6 verwendet, da dieser sich auf Grund des vergleichsweise weit herausragenden Germanium-Kopfes am besten für Messungen von Marinelli-Geometrien eignet. Bei dem Detektorkristall handelt sich dabei um einen P-Typ-Kristall in Koaxialform (siehe Abbildung 6), da sich dieser Typ für die Untersuchung von Gammaenergien im Bereich von 40 keV bis 1800 keV eignen.

3.4. Kalibrierung des Dektektors

Um Gamma-Messungen auswerten und die spezifische Aktivität ermitteln zu können müssen verschiedene Kalibrierungen durchgeführt werden, die in den folgenden Abschnitten erläutert werden.

3.4.1. Energiekalibrierung

Um den einzelnen Kanälen des Vielkanalanalysators (MCA) eine bestimmte Energie zuzuordnen, wurde im Vorfeld eine Messung an einem mit einer Multinuklidlösung versetzten Wasserstandard (QCY) durchgeführt. Da die in ihm enthaltenen Nuklide und auch die Energien ihrer jeweiligen Full-Energy-Peaks bekannt sind, kann mittels dieser Messung den einzelnen Kanälen eine Energie zugeordnet werden. Der Zusammenhang zwischen der Kanalzahl und der zugeordneten Energie ist näherungsweise linear.

3.4.2. Halbwertsbreitenkalibrierung

Die Halbwertsbreite eines Peaks entspricht der Breite, die der Peak auf halber Höhe seines Maximums aufweist. Sie wird als FWHM (Full Width at Half Maximum) bezeichnet und ist sowohl von der Energie der registrierten Gamma-Photonen als auch von dem Auflösungsvermögen des Detektors abhängig. Unter dem Auflösungsvermögen wird verstanden, wie dicht zwei Peaks beieinander liegen können und noch voneinander unterscheidbar sind. Die Auflösung wird sowohl durch das elektronische Rauschen als auch die statistischen Schwankungen der pro Photon erzeugten Ladungsträger im Halbleiterkristall des Detektors und die Effizienz von deren Trennung beeinflusst. Laut Angaben des Herstellers liegt das Auflösungsvermögen bei 0,875keV bei 122keV und bei 1,8 keV bei 1,33 MeV.

3.4.3. Efficiency-Kalibrierung

Die Full-Energy-Peak-Efficiency (im Folgenden kurz Efficiency) betrachtet die Impulse, die zu den jeweiligen Full-Energy-Peaks der detektierten Gamma-Photonen gehören. Sie wird auch als Ansprech- oder Nachweiswahrscheinlichkeit bezeichnet, da sie das Verhältnis zwischen der im Detektor nachgewiesenen r_{det} und von der Probe emittierten Gamma-Photonen r_{emit} beschreibt. Somit gilt für die Efficiency:



- 4. Abschirmung (Blei)
- 5. Ge-Detektor
- 6. Endkappe
- 7. Flansch
- 8. Evakuierungsstutzen
- 9. Dewar-Durchführung
- 10. Dewar
- 11. Molekularsieb (Dewar)
- 12. Stickstoff (flüssig)
- 13. Isolierung
- 14. Kühlfinger (Kupfer)
- 15. Einfüllstutzen für Stickstoff
- 16. Entlüftung
- Vorverstärker А
- В Hauptverstärker
- C Vielkanalanalysator D
- Spektrenauswertung u.
- Dokumentation
- E Hochspannung
- Abbildung 5: Schematische Darstellung zum Aufbau eines Germaniumdetektors, entnommen aus [Taw12].



Abbildung 6: Links: Prinzipskizze eines P-Typ-Kristalls aus [Bir09] (bearbeitet). Rechts: Skizze eines koaxialen P-Typ-Kristalls aus [Sti10] (bearbeitet).

$$\epsilon = \frac{r_{det}}{r_{emit}} \tag{8}$$

Die Efficiency ist sowohl von der Messgeometrie als auch von der Energie der detektierten Photonen abhängig. Auch die Dichte der zu untersuchenden Probe ist von Bedeutung, da diese Einfluss auf die Absorption der Photonen im Probenmaterial hat. Der Zusammenhang zwischen Energie und Efficiency wird durch die Jäckel-Westmeier-Funktion beschrieben:

$$\epsilon(E_{\gamma}) = \exp(\frac{2}{\pi} \cdot (a_0 + a_1 \ln E_{\gamma} + a_2 \ln E_{\gamma}^2) \cdot \arctan(\exp(a_3 + a_4 \ln E_{\gamma} + a_5 \ln E_{\gamma}^3)) - 25)$$
(9)

(Um eine möglichst genaue Efficiency-Kurze zu erhalten wurde im Vorfeld eine Messung mit einem Wasserstandard, der mit einer Multinuklidlösung versetzt ist, durchgeführt. Die Messung wird in derselben Geometrie wie die folgenden Messungen der Bodenproben durchgeführt.) Die Efficiency für die Gamma-Energien der einzelnen Nuklide der Lösung kann so mittels Formel (8) bestimmt werden. Durch Interpolation der Werte mit der Jäckel-Westmeier-Funktion erhält man eine kontinuierliche Efficiency-Kurve, die für die Auswertung benötigt wird. Hierzu müssen die Parameter a1 bis a5 für die Kurve bestimmt werden. Dies erfolgte mit Hilfe des Programms "Qti-Plot".

Da wie bereits erwähnt auch die Dichte Einfluss auf die Efficiency nimmt, sollte für die Bestimmung der Efficiency idealerweise ein Standard derselben Dichte verwendet werden, die auch die zu messende Probe hat. Da die Herstellung und Messung eines Standards für jede einzelne Probe zu aufwändig wäre, wurde für die Dichtekalibrierung auf bereits vorhandene Werte aus den Arbeiten von [Bir09] und [Mat14] zurückgegriffen. Hierbei wurden für die Dichtekalibrierung jeweils die Werte verwendet, die am besten mit den Dichten der aktuellen Proben übereinstimmen. Es wurden dabei die Dichten 1,00g/cm3 (aus dem Wasserstandard der Arbeit von Matteikat), 1,18g/cm3 und 1,37g/cm3 (von [Bir09]) verwendet. Die Zuordnung zu den einzelnen Proben sind der Tabelle 8 im Anhang A zu entnehmen.

3.5. Bestimmung der spezifischen Aktivität

Zur Auswertung der Messergebnisse wird in dieser Arbeit die spezifische Aktivität der untersuchten Proben betrachtet. Der Grund darfür liegt in den unterschiedlichen Massen der Proben. Da alle ermittelten Werte miteinander vergleichbar sein müssen, dürfen die betrachteten Werte somit nicht von den Probenmassen abhängig sein. Die spezifische Aktivität a ist definiert als die Aktivität A einer Probe in Bezug auf deren Masse. Sie wird in der Einheit Bq/kg gemessen und liefert die für die Auswertung benötigte Unabhängigkeit der Werte von der Probenmasse.

Zur Abschätzung der spezifischen Aktivität der Proben werden die Nettopeakflächen mit den dazugehörigen Unsicherheiten der einzelnen Gamma-Peaks im Spektrum ermittelt. Dies wurde unter Verwendung des Programms "FitzPeak"durchgeführt. Für Nuklide, die mehrere Gamma-Linien aufweisen, wurde die spezifische Aktivität aus dem Mittelwert aller Linien des jeweiligen Nuklids bestimmt.

Da einige Radionuklide keine eigenen Gamma-Linien aufweisen, wurde in diesen Fällen die spezifische Aktivität aus den nach ihren Unsicherheiten gewichteten Mittelwerten der spezifischen Aktivitäten der Tochternuklide ermittelt. Voraussetzung für diese Vorgehensweise ist jedoch dass ein säkuläres Gleichgewicht zwischen Mutter- und Tochternukliden vorliegt.

Für die Auswertung ist besonders zu beachten, ob es sich bei den betrachteten Linien um gestörte oder ungestörte Gamma-Linien handelt.

3.5.1. Ungestörte Linien

Für die Bestimmung der Aktivität aus ungestörten Linien muss die Nettozählrate $r_{\rm n}$ der zugehörigen Peaks bestimmt werden. Diese ergibt sich aus der Bruttozählrate $r_{\rm b}$ von welcher der Nulleffekt r_0 subtrahiert wird:

$$r_{\rm n} = r_{\rm b} - r_0 = \frac{n_{\rm b}}{t_{\rm m}} - \frac{n_0}{t_0}$$
(10)

wobei $n_{\rm b}$ die Bruttocounts mit der zugehörigen Messzeit $t_{\rm m}$ und n_0 die Counts aus der Nullmessung mit der Messzeit der Nullmessung darstellen. Für die Unsicherheiten der so ermittelten Nettozählraten gilt:

$$u(r_{\rm n}) = \sqrt{\frac{u^2(n_{\rm b})}{t_{\rm m}^2} + \frac{u^2(n_0)}{t_0^2}}$$
(11)

Um aus der Nettozählrate die spezifische Aktivität zu bestimmen, muss beachtet werden, dass viele Radionuklide auf unterschiedliche Weise zerfallen können. Sind mehrere Zerfälle möglich, so gibt es zu jedem eine Wahrscheinlichkeit mit der die einzelnen Zerfälle eintreten. Die Emissionswahrscheinlichkeit p beschreibt, mit welcher Wahrscheinlichkeit beim Zerfall ein bestimmtes Gamma-Photon emittiert wird. Damit ergibt sich für die spezifische Aktivität insgesamt:

$$a = \frac{k_{\rm s}}{m \cdot \epsilon \cdot p} \cdot r_{\rm n}$$

$$= w \cdot r_{\rm n}$$
(12)

Dabei ist ϵ die Efficiency, und m die Masse der untersuchten Probe. Der Summenkorrekturfaktor k_s berücksichtigt die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Photonen gleichzeitig von Detektor registriert und zu einem Summenimpuls addiert werden. Die zugehörigen Unsicherheiten setzt sich wie folgt zusammen:

$$u(a) = \sqrt{r_{\rm n}^2 \cdot u^2(w) + w^2 \cdot u^2(r_{\rm n})}$$
(13)

 $u^2(r_n)$ ist die Unsicherheit der Nettozählrate und wird von "FitzPeak" zu jedem Peak automatisch ermittelt. Für $u^2(w)$ gilt:

$$u^{2}(w) = u^{2}(k_{s}) + u^{2}(m) + u^{2}(\epsilon) + u^{2}(p)$$
(14)

Für den Summenkorrekturfaktor k_s ungleich 1 wird die Unsicherheit 10% angesetzt, andernfalls ist eine Summenkorrektur nicht nötig. Für die Unsicherheit der Masse u_m wird 0,5g angenommen. Die Unsicherheit der Efficience ist abhängig von dem Energiebereich der betrachteten Gamma-Linien. Unter 100 keV gilt $u_{\epsilon} = 10\%$, im Bereich von 100-200 keV ist $u_{\epsilon} = 7\%$ und oberhalb von 200 keV gilt $u_{\epsilon} = 5\%$. Die Unsicherheit der Emissionswahrscheinlichkeit sind aus [SS98] entnommen.

3.5.2. Gestörte Linien

Gestörte Linien liegen vor, wenn die Gamma-Energien mehrerer Nuklide so dicht nebeneinander liegen, dass das Auflösungsvermögen des Detektors nicht ausreicht, um die Linien voneinander zu unterscheiden. Um eine korrekte Abschätzung für die spezifische Aktivität aus gestörten Linien zu erhalten muss der Einfluss des Störnuklids von der betrachteten Linie des zugehörigen Nuklids subtrahiert werden. Für gestörte Linien gilt:

$$a_{c} = w \cdot \left(\left(\frac{n_{b}}{t_{m}} - \frac{n_{0}}{t_{0}} \right) - \frac{n_{n'}}{t_{m}} \right)$$

$$= w \cdot \left(\left(\frac{n_{b}}{t_{m}} - \frac{n_{0}}{t_{0}} \right) - \frac{\frac{a' \cdot t_{m}}{w'}}{t_{m}} \right)$$

$$= w \cdot \left(\left(\frac{n_{b}}{t_{m}} - \frac{n_{0}}{t_{0}} \right) - \frac{w}{w'} \cdot a' \right)$$

$$= a - \frac{w}{w'} \cdot a'$$
(15)

Dabei ist a' die spezifische Aktivität des Nuklids, n'_n die Nettozählrate und w' der Faktor aus Gl.(12) jedoch mit Berücksichtigung für die Störlinie.

Die Unsicherheit bei der Betrachtung gestörter Linien verhält sich gemäß:

$$u(a_{\rm c}) = \sqrt{u^2(a) + u^2(\frac{w}{w'} \cdot a)}$$

$$= \sqrt{r_{\rm n}^2 \cdot u^2(w) + w^2 \cdot u^2(r_{\rm n}) + u^2\left(\frac{w}{w'} \cdot a'\right)}$$
(16)

3.6. Messunsicherheiten

Um eine zu messende Größe möglichst genau zu ermitteln, ist es sinnvoll, mehrere voneinander unabhängige Messungen des zu bestimmenden Wertes durchzuführen. Wird die zu messende Größe dabei direkt gemessen, spricht man von direkter Mehrfachmessung. Die voneinander unabhängigen Messwerte x_i streuen dabei gemäß einer Wahrscheinlichkeitsverteilung um einen Mittelwert. Für n Messungen eines Wertes, bei denen die Zufallsgrößen additiv zusammenhängen, stellt der arithmetische Mittelwert dabei die beste Näherung an den wahren Wert dar:

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i \tag{17}$$

Die dem Mittelwert \bar{x} zugehörige Standardabweichung ist dabei ein Maß für die Streuung der einzelnen Messwerte x_i und ist definiert durch:

$$s = \sqrt{\frac{1}{(n-1)} \sum_{i=1}^{n} (x_i - \bar{x})^2}$$
(18)

Besteht zwischen den Zufallsgrößen kein additiver sondern ein multiplikativer Zusammenhang, so stellt der geometrischen Mittelwert die beste Näherung dar:

$$\bar{x}_{geom} = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^{n} x_i} \tag{19}$$

Für die geometrische Standardabweichung gilt dann:

$$s_{geom} = \exp\left(\sqrt{\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n} (\ln(x_i) - \ln(\bar{x}_{geom}))^2}\right)$$
 (20)

Zur Bestimmung der spezifischen Aktivität eines Mutternuklids aus seinen Tochternukliden wurde der gewichtete Mittelwert verwendet:

$$\bar{x}_{gew} = \frac{\sum_{i=1}^{n} \left(\frac{x_i}{u^2(x_i)}\right)}{\sum_{i=1}^{n} \left(\frac{1}{u^2(x_i)}\right)} \tag{21}$$

Der Vorteil des gewichteten Mittelwertes liegt darin, dass Messwerte, die eine vergleichsweise große Unsicherheit aufweisen, einen entsprechend kleineren Einfluss auf das Endergebnis haben als Werte mit kleineren Unsicherheiten.

Die Unsicherheit zum gewichteten Mittelwert ist gegeben durch:

$$u(\bar{x}_{gew}) = \frac{1}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} \frac{1}{u^2(x_i)}}}$$
(22)

Oftmals kann eine Größe nicht direkt gemessen werden, sondern stellt sich als Funktion von anderen direkt bestimmbaren Größen dar und hat die Form:

$$y = F(x_1, \dots, x_n) \tag{23}$$

Die Messunsicherheit solcher Größen lässt sich mit der Gaußschen Fehlervfortpflanzung bestimmen:

$$u^{2}(y) = \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{\partial F}{\partial x_{i}}\right) u^{2}(x_{i})$$
(24)

3.7. Erkennungs- und Nachweisgrenzen

Liegt der Messwert für die spezifische Aktivität a eines Nuklids über der Erkennungsgrenze a^* , so kann mit Berücksichtigung der Irrtumswahrscheinlichkeit α angenommen werden, dass das entsprechende Nuklid in der Probe vorhanden ist. Die Erkennungsgrenze bei ungestörten Gamma-Linien berechnet sich gemäß:

$$a^{*} = k_{1-\alpha} \cdot u(0)$$

= $k_{1-\alpha} \cdot w \cdot u(r_{n})$
= $k_{1-\alpha} \cdot w \cdot \sqrt{\frac{u^{2}(n_{b})}{t_{b}^{2}} + \frac{u^{2}(n_{0})}{t_{0}^{2}}}$ (25)

Für die Erkennungsgrenze gestörter Linien gilt:

$$a_{\rm c}^* = k \cdot \sqrt{\left(\frac{a'}{w'}\right)^2 \cdot u^2(w) + w^2 \cdot u^2(r_{\rm n}) + u^2\left(\frac{w}{w'} \cdot a'\right)} \tag{26}$$

Liegt der Messwert für die spezifische Aktivität eines Nuklids über der Nachweisgrenze $a^{\#}$, so gilt das Nuklid unter Berücksichtigung der Irrtumswahrscheinlichkeit β als nachgewiesen. Bei ungestörten Linien ist gilt für die Nachweisgrenze:

$$a^{\#} = a^{*} + k_{1-\beta} \cdot u(a^{\#})$$

= $a^{*} + k_{1-\beta} \cdot \sqrt{\left(\frac{a^{\#} \cdot u(w)}{w}\right)^{2} + w^{2} \cdot u^{2}(r_{n})}$
= $a^{*} + k_{1-\beta} \cdot \sqrt{\left(\frac{a^{\#} \cdot u(w)}{w}\right)^{2} + \left(\frac{a^{*}}{k_{1-\alpha}}\right)^{2}}$ (27)

Daraus ergibt sich durch Auflösen nach $a^{\#}$:

$$a^{\#} = \frac{2 \cdot a^{*}}{1 - \left(k \cdot \frac{u(w)}{w}\right)^{2}}$$
(28)

Die Nachweisgrenze gestörter Linien berechnet sich durch:

$$a_{\rm c}^{\#} = 2 \cdot \frac{a_{\rm c}^* + \frac{1}{w' \cdot w} \cdot a' \cdot k^2 \cdot u_{\rm rel}^2(w)}{1 - k^2 \cdot \left(\frac{u(w)}{w}\right)^2}$$
(29)

3.8. Probemessungen zur Qualitätssicherung

Um sicherzustellen, dass das Messverfahren ordnungsgemäß funktioniert, wurden zwei Testmessungen mit unbekannten Proben durchgeführt, welche im Rahmen der Arbeit von Matteikat untersucht wurden. Die Testprobe "TestA"konnte hierbei als T13 und TestB als T05B identifiziert werden. Da laut Konformitätskriterium alle gemessenen Werte mit den zuvor erhaltenen Ergebnissen verträglich waren, kann von der ordnungsgemäßen Funktion des Messverfahrens ausgegangen werden.

4. Ergebnisse der Gamma-Spektrometrie

4.1. Probenherkunft und Aufbereitung

Im Rahmen dieser Arbeit wurden insgesamt 12 Oberbodenmischproben von Auenböden entlang der Vereinigten Mulde (VM) untersucht. Dabei handelt es sich um 5 Grünlandund 7 Ackerlandproben.

Die Proben wurden als Teil der Arbeit von Matteikat bei drei Probenahmefahrten im Oktober 2013 genommen, homogenisiert, gewogen, im Trockenschrank bei 105 Grad Celsius getrocknet bis sie massenkonstant waren und anschließend in Plastiktüten verpackt, um ein erneute Aufnahme von Luftfeuchte zu verhindern [Mat14].

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgte die weitere Verarbeitung und Vorbereitung der oben genannten Proben für die Gamma-Spektrometrie. Die Proben wurden bei ihrer weiteren Aufbereitung im ersten Schritt durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 2mm gesiebt. Die Teile, welche nicht durch das Sieb passten wurden gemörstert und anschließend erneut durch das 2 mm-Sieb gesiebt. Große Organik- und Skelettbestandteile, welche nicht durch die 2 mm-Maschen passten, wurden mittels einer Pinzette aus den Proben aussortiert. Anschließend wurden die Proben durch ein zweites Sieb mit 1mm Maschenweite gesiebt. Auch hier wurden alle Organikbestandteile, die nicht durch das Sieb passten, entfernt. Alle weiteren Bestandteile, die größer als 1 mm sind, wurden weiter zermörsert um übrig gebliebene Aggregate zu zerstören, bis alle durch die 1 mm-Maschen gesiebt werden konnten. Im Anschluss daran wurde die restliche Organik, die mit durchgesiebt wurde, aus der Probe entfernt. Alle Steine, welche kleiner als 2mm waren jedoch nicht durch das 1 mm-Sieb passten, wurden den jeweiligen Proben im Anschluss an das Sieben wieder zugefügt. Im nächsten Schritt wurde jede Probe in ein Marinelligefäß mit ca. 557 ml Inhalt gefüllt.Das Befüllen wurde in mehreren Schritten bis zur unteren Kante des Gefäßes durchgeführt. Zwischen den einzelnen Schritten wurde dabei mit einem Stab gegen das Gefäß geklopft, um eine möglichst konstante Dichte zu erreichen. Um eine einheitliche Füllhöhe der Gefäße zu erreichen, wurde mit einem Metallspatel die Probenoberfläche im Gefäß auf der Höhe des Gefäßkragens glatt gestrichen. Im Anschluss daran, wurde auf den Gefäßkragen eine auf das Gefäß zugeschnittene Plastikfolie geklebt. Die Folie hatte den Zweck, eine Radonanreicherung im oberen Teil des Gefäßes weitestgehend zu minimieren, da dies die Messungen verfälschen würde. Drei Tage später wurden die Deckel der Gefäße ebenfalls auf den Gefäßen verklebt. Als Kleber wurde in beiden Arbeitsschritten der Kleber "Bombenfest (PU-Hybrid-Kleber)" von der Firma Lugato verwendet. Anschließend wurden die Proben für 4 Wochen gelagert, damit sich in der Uran-Radium-Reihe das Gleichgewicht zwischen Radium-226 und Radon-222 wieder einstellen konnte bevor mit den Messungen begonnen wurde, da bei der Aufbereitung das gasförmige Radon-222 entweichen konnte.

Testfläche	Flusskilometer	Zuordnung	Abweichung
			zu 2008 in km
T18 (AL)	166,27	T18A	-0,3
T19 (AL)	$167,\!36$	T19 $A+B$	-0,32
T21 (AL)	169,22	T21 $A+B$	0,18
T22 (GL)	$172,\!00$	T22 $A+B$	-0,01
T26 (AL)	178,76	T26A	0,1
T31 (GL)	$192,\!06$	T31 B+C	0,05
T34 (GL)	$201,\!32$	T34A	
T36 (GL)	$204,\!10$	T36A	-0,04
T40 (GL)	$215,\!26$	T40A	0,34
T47 (AL)	234,75	T47 $A+B$	0,03
T50 (AL)	$240,\!94$	T50A	-0,01
T51 (AL)	$242,\!30$	T51B	0,05

Tabelle 3: Übersicht über die beprobten Testflächen mit der Zuordnung zu 2008. Die Kennzeichnung (GL) steht für Grünlandflächen, die Bezeichnung (AL) kennzeichnet Ackerlandflächen.

4.2. Auswertung

Die im weiteren Verlauf der Auswertung verwendeten Kilometerangaben bezieht sich auf die im Rahmen des Projektes von 2008 angelegte Kilometrisierung [Bis12]. Die hierauf bezogenen Angaben der Flusskilometer an denen die betrachteten Proben genommen wurden, sowie deren Zuordnung zu den entsprechenden Proben von 2008 und die Abweichungen der Probenahmestellen sind im Tabelle 3 gegenübergestellt.

4.2.1. Test auf Normalverteilung und logarithmische Normalverteilung

Alle Messwerte wurden mittels Shapiro-Wilk-Test sowohl auf Normalverteilung als auch auf logarimthmische Normalverteilung nach dem Verfahren aus [Sti10] untersucht. Die Tests erfolgten mit Hilfe des Programms OriginPro 2015 (Demo). Da eine Normalverteilung auf einen additiven Zusammenhang der Einflussfaktoren und eine logarithmische Normalverteilung auf einen multiplikativen Zusammenhang von Einflussfaktoren hinweist, kann so bestimmt werden, wie die Einflüsse auf die verschiedenen Nuklide zusammenwirken.

Bei Betrachtung aller Proben der Vereinigten Mulde kann sowohl eine Normalverteilung als auch eine logarithmische Normalverteilung nicht abgelehnt werden. Auf Grund der in vorangegangenen Arbeiten aufgezeigten Unterschiede von Grün- und Ackerland wird auch im weiteren Verlauf der Auswertung eine getrennte Behandlung vorgenommen. Bei Betrachtung der Grünlandflächen können sowohl Normalverteilung als auch logarithmische Normalverteilung nur für Th-228 abgelehnt werden. Auf Ackerland kann eine

Nuklid	Anzahl	arith. MW	SD	geom. MW	geom. SD
	(n)	$[\mathrm{Bq/kg}]$	$[\mathrm{Bq/kg}]$	$[\mathrm{Bq/kg}]$	$[\mathrm{Bq/kg}]$
U-238	12	157,77	82,88	$136,\!99$	1,78
Ra-226	12	$115,\!87$	$43,\!66$	$107,\!60$	1,52
Pb-210	12	100,31	40,55	$92,\!36$	$1,\!55$
U-235	12	$7,\!37$	3,28	6,72	1,57
Ac-227	8	7,77	2,40	$7,\!39$	1,43
Ra-228	12	47,80	$3,\!97$	$47,\!64$	1,09
Th-228	12	$51,\!44$	4,46	$51,\!25$	1,09
Cs-137	12	7,41	4,64	$6,\!15$	1,93
K-40	12	$656,\!61$	27,81	$656,\!08$	1,04

Tabelle 4: Arithmetische (arith.MW) und geometrische Mittelwerte (geom. MW) der spezifischen Aktivität der betrachteten Nuklide mit dazugehörigen Standardabweichungen (SD).

logarithmische Normalverteilung nur für K-40 abgelehnt werden, während eine Normalverteilung zusätzlich zu K-40 auch für U-238 und Ra-226 abgelehnt werden kann. Im Bezug auf alle Testflächen scheinen somit sowohl multplikativ als auch additv zusammenhängende Einflüsse vorzuliegen. Im Bezug auf Grünlandflächen scheinen die Einflüsse auf Th-228 additiver Natur zu sein, während diejenigen auf K-40 multiplikativer Art sind. Bei Ackerlandflächen scheint ein multiplikativer Zusammenhang der Einflussgrößen im Bezug auf U-238 und Ra-226 vorzuliegen, während weder ein multiplikativer noch ein additiver Zusammenhang für die Einflussfaktoren auf K-40 zu erkennen ist. Im Allgemeinen kann weder das Auftreten von multiplikativ noch von additiv zusammenhängenden Einflussfaktoren auf den Testflächen ausgeschlossen werden. Eine Übersicht über die Ergebnisse der Untersuchung auf Normalverteilung und logarithmische Normalverteilung bieten die Tabellen 16-21 in Anhang B.

4.2.2. Betrachtung der Mittelwerte der spezifischen Aktivitäten

In Tabelle 3 sind die arithmetischen und die geometrischen Mittelwerte der spezifischen Aktivitäten der betrachteten Nuklide für die Proben entlang der Vereinigten Mulde aufgeführt. Zur Bestimmung der Mittelwerte wurde auch die bei [Mat14] betrachtete Probe T18 mit einbezogen. Zu beachten ist, dass die Werte für Ac-227 nur aus 7 Werten ermittelt wurden, da Ac-227 bei den Ackerlandproben T19, T47, T50 und T51 unter der Nachweisgrenze lag. Für alle betrachteten Nuklide liegen die geometischen und arithmetischen Mittelwerte nahe beieinander und stimmen im Rahmen ihrer jeweiligen Standardabweichungen miteinander überein.

Um einzuschätzen inwieweit die untersuchten "Bodenproben" belastet sind, werden die arithmetischen Mittelwerte der spezifischen Aktivität von U-238, Ra-226 und Pb-210 als Vertreter der Uran-Radium-Reihe, sowie auch von Ra-228 als Vertreter der Thorium-Reihe mit Literaturwerten für die natürliche Hintergrundaktivität verglichen. Als Literaturwerte dienen zum einen die "Werte der spezifischen natürlichen Untergrund-Aktivität" nach [BGB10], sowie die Werte für die "Hintergrundaktivität für die uranbergbaulich unbeeinflusste Mulderegionen" aus [Bis12] und "für die kleineren Flußauen des Erzgebirger und Vogtlandes ohne Bergbaueinfluss" aus [Rit08].

		a(U-238)	u(a)	a(Ra-226)	u(a)
	n	$\mathrm{Bq/kg}$	Bq/kg	$\mathrm{Bq/kg}$	Bq/kg
Hintergrund					
[Rit08]	60	81	31	80	29
BGB10	_	60	_	50	—
Mulde	4	53	10	55	6
Mittelwerte					
VM	12	158	79	116	44
ZM	9	208	127	151	64
AL VM	7	109	34	86	25
AL VM 08	16	118	30	92	20
AL ZM	6	164	54	132	35
GL VM	5	238	54	152	19
GL VM 08	12	260	61	153	31
GL ZM	3	429	53	231	23

		a(Pb-210)	u(a)	a(Ra-228)	u(a)
	n	$\mathrm{Bq/kg}$	Bq/kg	$\rm Bq/kg$	Bq/kg
Hintergrund					
[Rit08]	60	52	18	61	22
BGB10	-	50	_	40	_
Mulde	4	63	13	62	19
Mittelwerte					
VM	12	100	41	48	4
ZM	9	109	39	48	6
AL VM	7	76	19	45	4
AL VM 08	16	82	19	50	2
AL ZM	6	99	20	46	4
GL VM	5	141	17	52	1
GL VM 08	12	141	23	51	3
GL ZM	3	152	19	53	9

Tabelle 5: Mittlere spezifische Aktivitäten (a) für U-238, Ra-226, Pb-210 und Ra-228 der Zwickauer Mulde (ZM) (aus[Mat14]) und der Vereinigten Mulde (VM) für Acker- (AL) und Grünland (GL) mit verschiedenen Referenzwerten für die Hintergrundaktivität und die Standardabweichungen u(a).

Tabelle 5 zeigt eine Gegenüberstellung der mittleren spezifischen Aktivitäten mit Literaturwerten für den Hintergrund. Zusätzlich sind auch die Werte für die Zwickauer Mulde aus [Mat14] mit aufgeführt. Es ist zu erkennen, dass die mittleren spezifischen Aktivitäten für alle Vertreter der Uran-Radium-Reihe im Bezug auf alle Testflächen der Vereinigten Mulde (VM) deutlich über den Hintergrundwerten für das uranbergbaulich unbeeinflusste Muldegebiet liegen. Differenziert man zusätzlich zwischen Grün- (GL) und Ackerland (AL), so ist zu erkennen, dass die Grünlandflächen deutlich stärker belastet sind als Ackerlandflächen. Auf Grünlandflächen sind die spezifischen Aktivitäten verglichen mit Ackerland in etwa um den Faktor 2 größer und liegen somit deutlich über allen Literatur- und Hintergrundwerten. Auch wenn die Werte für Ackerland auch deutlich über den Literaturwerten liegen, so sind die Werte für alle Vertreter der Uran-Radium-Reihe im Rahmen ihrer Unsicherheiten noch immer mit den Hintergrundwerten aus [Bis12] und [Rit08] verträglich, liegen jedoch oberhalb der Angaben nach [BGB10]. Im Vergleich mit den Werten von 2008 ist festzustellen, dass alle Werte für die Uran-Radium-Reihe unter den Werten von 2008 liegen. Außerdem liegen alle Werte für die Vereinigte Mulde zum Teil deutlich unter denen für die Zwickauer Mulde. Der deutlichste Unterschied ist im Bezug auf U-238 für Grünlandproben für erkennen. Auf diesen Flächen ist die mittlere spezifische Aktivität im Bereich der Vereinigten Mulde fast um den Faktor 2 geringer als bei der Zwickauer Mulde.

Für die Thorium-Reihe, repräsentiert durch Ra-228, liegen alle Werte im Bereich der Literaturwerte für den Hintergrund. Dabei ist kein Unterschied zwischen Grün- und Ackerland zu erkennen. Zudem ist auch keine Änderung der mittleren spezifischen Aktivitäten im Vergleich zu 2008 festzustellen. Auch im Vergleich mit der Zwickauer Mulde ist kein wesentlicher Unterschied zu erkennen.

Im Bereich der Vereinigten Mulde liegen also die mittleren spezifischen Aktivitäten für alle hier betrachteten Vertreter der Uran-Radium-Reihe deutlich über den Werten für den Hintergrund. Die Mittelwerte sowohl für alle Proben, als auch Grün- und Ackerland liegen jedoch durchweg unter den Werten für die Zwickauer Mulde.

4.2.3. Aktivitätsverhältnisse innerhalb der Zerfallsreihen

In dieser Arbeit soll der Einfluss des Hochwassers 2013 auf die Verteilung von Radionukliden mit uranbergbaulichem Ursprung untersucht werden. Somit liegt ein Hauptaspekt dieser Arbeit in der Untersuchung der Proben hinsichtlich eines uranbergbaulichen Einflusses. Hierfür ist die Betrachtung verschiedener Aktivitätsverhältnisse von Bedeutung, die in Kapitel 2.3.1 ausführlich dargestellt worden sind.

In Abbildung 6 sind die Aktivitäten von U-238 und Ra-226 für alle untersuchten Proben in einem 2-Nuklid-Plot gegeneinander aufgetragen. Die gestrichelte Linie stellt das 1:1-Verhältnis der Aktivitäten dar und repräsentiert somit das säkulare Gleichgewicht.

Abbildung 7 zeigt, dass sich U-238 und Ra-226 nur im Aktivitätsbereich unter 100 Bq/kg im säkularen Gleichgewicht befinden. Es zeigt sich mit steigenden Werten für die spezifischen Aktivitäten ein immer deutlicher werdendes Ungleichgewicht zum U-238 hin, was einem Uranüberschuss entspricht. Im Bereich oberhalb 200 Bq/kg ist selbst unter Einbeziehung der Messunsicherheiten eine deutliche Abweichung vom säkularen Gleichgewicht zu erkennen.

Ein ähnliches Bild zeigt sich auch im Verhältnis von U-235 zu Ac-227 (siehe Abbildung 9). Auch wenn hier wesentlich geringere Aktivitäten vorliegen und die Abweichungen in diesem Bereich im Vergleich zum U-238-Ra-226-Verhältnis weniger deutlich ausgeprägt

sind, so zeigt ein linearer Fit der Messwerte mit zunehmenden Aktivitäten eine deutliche Abweichung vom säkularen Gleichgewicht hin zum U-235.

Es ist demnach sowohl in der Uran-Radium als auch in der Uran-Actinium-Reihe eine Verschiebung des Gleichgewichts zum Uran hin festzustellen, was für eine Anreicherung von Uran im Boden und somit für einen bergbaulichen Einfluss spricht. Die gleiche Tendenz in beiden Reihen ist durch das natürliche Isotpenverhältnis von Uran-238 zu Uran-235 zu erklären. Das natürliche Aktivitätsverhältnis der beiden Isotope ist 21,7.

Im 3-Isotopen-Plot der Abbildung 8 ist das Aktivitätsverhältnis von Ra-226 zu U-238 gegen das Verhältnis von Ra-228 zu U-238 aufgetragen. Es ist zu erkennen, dass mit einer Ausnahme das Aktivitätsverhältnis von Ra-226 zu U-238 kleiner als 1 ist. Des Weiteren ist das Verhältnis von Ra-228 zu U-238 bei allen Grünlandproben kleiner als 0,5. Beides zusammen bedeutet nach den in Abschnitt 2.3.1 aufgeführten Szenarien zur Störung natürlicher Gleichgewichte, dass diese Flächen noch immer uranbergbaulich beeinflusst sind. Es deutet sich dabei an, dass beide Gleichgewichte auf Ackerlandproben weniger gestört sind als auf Grünlandproben. So liegt bei 4 Ackerlandproben ein Aktivitätsverhältnis von Ra-228 zu U-238 das größer als 0,5 ist vor und gilt so nicht als Beleg für einen Einfluss durch Uranbergbau. Insgesamt zeigt sich daran, dass die uranbergbauliche Beeinflussung zwar auf einen Teil der Flächen zu erkennen ist, jedoch weniger deutlich ausfällt als bei der Zwickauer Mulde, da hier nach [Mat14] alle Werte der beiden oben betrachteten Verhältnisse für einen uranbergbaulichen Einfluss sprechen. Dies deutet darauf hin, dass der uranbergbauliche Einfluss im Verlauf des Flusses abnimmt.

Bestätigt wird diese Annahme auch durch die Betrachtung der Aktivitätsverhältnisse von Pb-210 zu Ra-226 und U-238 zu Ra-226 im 3-Nuklid-Plot in Abbildung 10. Das Verhältnis a(U-238)/a(Ra-226) ist zwar mit einer Ausnahme größer als 1, jedoch die 1 für alle Ackerlandproben noch im Bereich der Messunsicherheit. Eine deutlichere Störung des Gleichgewichts ist hingegen auch hier auf Grünland zu erkennen. Bei dem Verhältnis a(Pb-210)/a(Ra-226) deutet sich ein leichter Überschuss von Ra-226 an, jedoch decken fast alle Messungsicherheiten noch das Gleichgewicht ab. Allgemein können die Werte als Indizien für uranbergbaulichen Einfluss gewertet werden, jedoch liegt eine geringere Beeinflussung als im Gebiet der Zwickauer Mulde vor.

In Abbildung 11 ist das Aktivitätsverhältnis für Ra-228 zu Th-228 als Vertreter der Thorium-Reihe aufgetragen. Der lineare Fit weist hier eine Steigung von 1,09 auf. Dies deutet darauf hin, dass das Isotopenverhältnis von Th-228 zu Ra-228, im Gegensatz zu den oben betrachteten Verhältnissen von U-238 zu Ra-226 und U-235 zu Ac-227, unabhängig von betrachteten Aktivitätsbereich ist. Die Nuklide befinden sich annähernd im Gleichgewicht, jedoch ist ein leichter Überschuss von Th-228 zu erkennen. Es zeigt sich somit dieselbe Tendenz wie bei den Werten für die Zwickauer Mulde in [Mat14]. Der Grund für die Verschiebung des Gleichgewichts könnte ein Indiz für den Einfluss des Hochwassers 2013 sein. Da Ra-228 besser löslich ist als Th-228 kann der leichte Überschuss durch das stärkere Auswaschen von Ra-228 aus dem Boden infolge des Hochwassers dafür verantwortlich sein.



Abbildung 7: 2-Nuklid-Plot der spezifischen Aktivitäten von U-238 und Ra-226.



Abbildung 8: 3-Nuklid-Plot der Aktivitätsverhältnisse Ra-226, U-238 und Ra-228.



Abbildung 9: 2-Nuklid-Plot der spezifischen Aktivitäten von U-235 und Ac-227.



Abbildung 10: 3-Nuklid-Plot für die Aktivitätsverhältnisse von U-238, Ra-226 und Pb-210.


Abbildung 11: 2-Nuklid-Plot der spezifischen Aktivitäten von Ra-228 und Th-228.

4.2.4. Verteilung von U-238 und Ra-228 im Flussverlauf

Wie in den vorangegangenen Abschnitten beschrieben, ist ein uranbergbaulicher Einfluss im Bereich der Vereinigten Mulde noch immer zu erkennen. Um einen Eindruck davon zu erhalten, in welchen Gebieten des Muldesystems dieser Einfluss noch zu erkennen ist und an welchen Stellen Veränderungen zu 2008 festzustellen sind, werden als nächstes Aktivitätsverteilungen im Verlauf des Flusses betrachtet. Dabei wird U-238 als Vertreter der Uran-Radium-Reihe und Ra-228 als Vertreter der Thorium-Reihe herangezogen.



Abbildung 12: Aktivitätsverhältnis von Ra-228 zu U-238 im Verlauf der Zwickauer und der Verinigten Mulde.

Wie bereits in Abschnitt 2.2.2 beschrieben und in 4.4.2 diskutiert, kann das Aktivitätsverhältnis von U-238 zu Ra-228 Aufschluss über die uranbergbaubedingte Beeinflussung geben. In Abbildung 12 ist dieses Verhältnis noch einmal für alle Testflächen entlang der Zwickauer Mulde, die in [Mat14] untersucht wurde, und der Vereinigten Mulde dargestellt. Werte, die unter 0,5 liegen stellen hierbei Indikatoren für einen uranbergbaulichen Einfluss dar. Im Bereich der Zwickauer Mulde liegen die Werte aller beprobten Flächen unter 0,5, wobei die Unsicherheiten für einen Wert bei Flusskilometer 110 den Wert von 0,5 noch abdeckt [Mat14]. Bei Proben der Vereinigten Mulde liegen insgesamt 4 Werte über 0,5. Dabei handelt es sich um die Werte für die Proben T18, T47, T50 und T51. Für T47 und T50 liegt die 0,5 noch im Rahmen ihrer jeweiligen Unsicherheiten. Für T51 (Flusskilometer 252) ist dies nicht mehr der Fall, sodass hier nicht mehr von einem uranbergbaulichen Einfluss auszugehen ist. Gleiches gilt auch für T18, wo das Aktivitätsverhältnis nahe 1 liegt. Im Bereich von Flusskilometer 165 bis 215 deutet sich eine Abnahme des Aktivitätsverhältnisses an, worin sich zeigt, dass Grünlandflächen stärker

uranbergbaulich beeinflusst sind als Ackerland. Die Aktivitätsverhältnisse von U-238 zu Ra-228 im Verlauf der Mulde zeigen insgesamt einen ähnlichen Verlauf wie bereits 2008. Auch die Gebiete, die noch unter uranbergbaulichen Einfluss liegen sind die selben. Bei der separaten Betrachtung spezifischer Aktivitäten von U-238 und Ra-228 im Flussverlauf (siehe Anhang A, Abbildung 1 und 2) zeigt sich ebenfalls ein ähnlicher Verlauf wie 2008, jedoch liegen die Werte im allgemeinen unterhalb der Werte von 2008.

4.2.5. Betrachtung der Aktivitäten auf den Einzelflächen

Wie im vorangegangenen Abschnitt beschrieben, liegt bei Grünlandflächen eine deutlichere Störung der radiochemischen Gleichgewichte vor, als dies auf Ackerlandflächen der Fall ist. Im Folgenden werden die spezifischen Aktivitäten von U-238, Ra-228, Ra-226 und Pb-210 für die einzelnen Flächen im Detail betrachtet. In Abbildung 13 sind diese nach Grün- und Ackerland unterteilt dargestellt.



Abbildung 13: Spezifische Aktivitäten von U-238, Ra-228, Ra-226 und Pb-210 unterteilt nach Grün- und Ackerland.

Wie bereits für die Mittelwerte (Tabelle 4, Abschnitt 4.2.1) zeigt sich auch bei Betrachtung der einzelnen Flächen, dass die Werte für U-238, Ra-226 und Pb-210 auf Grünland in fast allen Fällen über den Werten auf Ackerland liegen. Dabei finden sich mit Ausnahme von T18 bei allen Proben die größte Aktivität bei U-238. Dabei decken die Messunsicherheiten jedoch auch den Wert für Ra-226 noch mit ab. Die Aktivitäten von Ra-226 und Pb-210 liegen auf Grünland jeweils deutlich unter der Aktivität von U-238. Im Fall von T22 sind die Werte gerade noch im Rahmen der Unsicherheiten miteinander verträglich. Ebenso sind mit Ausnahme von T19 und T26 alle Werte von Ra-226 und Pb-210 miteinander verträglich, wobei mit Ausnahme von T31 und T51 geringfügig höhere Werte für Ra-226 zu erkennen sind. Des Weiteren sind auch für alle Ackerlandproben die Werte von U-238 und Ra-226 miteinander verträglich. Damit zeigen sich in Bezug auf die einzelnen Flächen dieselben Aktivitätsverteilungen, die auch auf Grundlage der Mittelwerten in Abschnitt 4.2.2 zu erkennen sind.

Die Ra-228-Aktivität erscheint hingegen unabhängig von der Art der Testflächen und zeigt bei allen Proben Werte im Bereich von 50 Bq/kg. Die in Bezug auf die Mittelwerte in Tabelle 5 festgestellte homogene Verteilung der Aktivitäten von Ra-228 ist somit auch bei den zu Grunde liegenden Messwerten festzustellen.

4.2.6. Änderungen auf den Testflächen

Im folgenden Abschnitt werden die Veränderungen der spezifischen Aktivitäten der betrachteten Radionuklide auf den Testflächen seit 2008 betrachtet. Nach Anwendung des Konformitätskriteriums sind circa 64,5 Prozent der ermittelten Werte mit denen von 2008 verträglich. Bei 35,5 Prozent sind Veränderungen zu erkennen, bei denen es sich hauptsächlich um Abnahmen der spezifischen Aktivitäten handelt. Auffällig ist jedoch, dass bei Ac-227, sofern es nicht unter der Nachweisgrenze ist, alle Veränderungen Erhöhungen darstellen. Diese liegen bei den Testflächen T21, T22, T26, T31 und T34 vor. Weitere Zunahmen sind bei U-235 in T21 und T34 soie Th-228 in T21 und Cs-137 in T47 zu erkennen.

Abbildung 14 zeigt die Änderungen der spezifischen Aktivitäten von U-238, Ra-228, Ra-226 und Pb-210 verglichen mit den Werten von 2008.





Die deutlichsten Veränderungen im Bezug auf U-238 haben demnach auf dem Flächen T36 und T40 stattgefunden. Bei den Veränderungen der spezifischen Aktivität von U-238 handelt es sich mit Ausnahme von den beiden Grünlandproben T31 und T34 sowie der Ackerlandprobe T21 um Verringerungen. Die deutlichste Zunahme von U-238 weist T21 auf. Jedoch sind nach dem Konformitätskriterium lediglich die Werte für die Flächen

T18, T21, T26 und T40 nicht mit denen von 2008 verträglich.

Im Bezug auf Ra-226 ist die deutlichste Abnahme bei der Grünlandfläche T40 zu erkennen. Die deutlichste Zunahme zeigt sich bei der Ackerlandfläche T21, wobei auch auf den Grünlandflächen T31 und T34 deutliche Zunahmen zu erkennen sind. Eine weitere Zunahme ist bei T19 (Grünland) zu erkennen, während auf den Grünlandflächen T26, T47, T50, T51 Abnahmen zu sehen sind. Entsprechend dem Konformitätskriterium sind hier die Werte für insgesamt 7 Flächen (siehe Anhang A, Tabelle 2) nicht mit denen von 2008 verträglich, wobei diese Unterschiede zum Teil auch durch die Verschiebung der Testflächen im Bezug zu den Flächen von 2008 (siehe Anhang A, Tabelle 3) zurückzuführen ist, da die Ra-226-Konzentration im Boden selbst bei kleinen Verschiebungen zum Teil großen Schwankungen unterliegt.

Bei Pb-210 tritt die größte Abnahme ebenfalls bei T40 (Grünland) auf. Deutliche Erhöhungen sind hingegen bei T31 und T34 (beide ebenfalls Grünland) und T21 (Ackerland) zu erkennen. Weitere Abnahmen sind bei den Flächen T19, T22, T26 und T50 zu erkennen. Dabei sind nur die Werte für T40 und T50 nicht mit den Werten von 2008 verträglich. Ra-228 zeigt von den 4 Nukliden der Darstellung die wenigsten Veränderungen. Erkennbare Veränderungen sind nur bei T19, T26, T47 und T50 zu beobachten, wobei diese verglichen mit den 3 anderen Nukliden der Betrachtung sehr gering ausfallen. Abgesehen von den Werten für oben genannten Flächen sind alle Werte im Bezug auf Ra-226 mit denen von 2008 verträglich.

4.2.7. Radiologische Beurteilung der Ergebnisse

Die in den vorangegangenen Abschnitten beschriebenen Ergebnisse zeigen, dass noch immer ein uranbergbaulicher Einfluss in den Auenböden des Muldesystems zu erkennen ist. Um eine Abschätzung dafür zu liefern, ob die Kontamination der Böden deren zukünftige Nutzungsmöglichkeiten beeinflusst, werden sie entsprechend den Richtwerten aus der Empfehlung "Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- u'nd landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet" der Strahlenschutzkomission beurteilt [SSK91]. Für den Fall, dass sich die Uran-Radium-Reihe im säkularen Gleichgewicht befindet, gelten die oben genannten Werte für Ra-226. Da dies im vorliegenden Fall jedoch nicht so ist, wird das Nuklid mit der höchsten spezifischen Aktivität zur Bewertung verwendet. In diesem Fall handelt es sich dabei um U-238. Die Empfehlung gliedert sich hierbei in 3 Kategorien:

Bei mittleren Aktivitäten des zur Bewertung herangezogenen Nuklids unter 200 Bq/kg gilt eine Fläche als uneingeschränkt nutzbar.

Im Bereich zwischen 200 Bq/kg und 1000 Bq/kg für die mittlere spezifische Aktivität ist eine Nutzung für die Forstwirtschaft oder als landwirtschaftliche Grünfläche nach der Empfehlung möglich.

Bei mittleren spezifischen Aktivitäten über 1000 Bq/kg wird eine Prüfung auf Notwendigkeit von Maßnahmen empfohlen.

In Tabelle 6 ist die spezifische Aktivitäte von U-238 mit den dazugehörigen Unsicherheiten für alle untersuchten Testflächen aufgetragen und den entsprechenden Kategorien der Empfehlung zugeordnet.

Testfläche	a(U-238)	u(a)	< 200	> 200	> 1000
$[\mathrm{Bq/kg}]$	[Bq/kg]	$[\mathrm{Bq/kg}]$	$[\mathrm{Bq/kg}]$	$[\mathrm{Bq/kg}]$	[Bq/kg]
T22 (GL)	161,84	31,92	х		
T31 (GL)	$227,\!28$	$43,\!96$		x	
T34 (GL)	$298,\!97$	$55,\!23$		х	
T36 (GL)	$223,\!57$	41,48		х	
T40 (GL)	$278,\!59$	$60,\!45$		х	
T18 (AL)	47,89	9,20	х		
T19 (AL)	$120,\!41$	$23,\!27$	х		
T21 (AL)	$145,\!69$	$27,\!15$	x		
T26 (AL)	$148,\!37$	$28,\!60$	х		
T47 (AL)	$84,\!39$	$17,\!35$	x		
T50 (AL)	$84,\!57$	$15,\!87$	х		
T51 (AL)	$71,\!69$	$15,\!40$	х		

Tabelle 6: Einteilung der Testflächen nach Belastung durch U-238.

Der Tabelle zufolge können alle untersuchten Ackerlandflächen (AL) als uneingeschränkt nutzbar betrachtet werden, da in keinem Fall der Richtwert von 200 Bq/kg überschritten wird. Gleiches gilt auch für die Grünlandfläche (GL) T22. Die anderen Grünlandflächenproben T31, T24, T36 und T40 sind alle der Kategorie >200 Bq/kg zuzuordnen. Damit stimmt die Einteilung der Testflächen im Hinblick auf deren Belastung weitestgehend auch mit der von 2008 überein. Die einzige Änderung in der Unterteilung ist bei T26, welche zuvor zu der Kategorie zwischen 200 und 1000 Bq/kg gezählt hat. Für die aktuelle Nutzung der Flächen bestehen somit nach der Empfehlung laut [SSK91] keinerlei Bedenken.

4.2.8. K-40 und Cs-137

Da K-40 und Cs-137 keiner natürlichen Zerfallsreihe zugeordnet werden können, werden sie an dieser Stelle separat betrachtet. In Abbildung 15 sind die spezifischen Aktivitäten des Nuklids Cs-137 für Ackerland- und Grünlandproben aufgetragen.



Abbildung 15: Spezifische Aktivität von Cs-137 für die einzelnen Testflächen unterteilt nach Grün- und Ackerland.

Im Bezug auf Cs-137 ist, wie bei den bisher betrachteten Radionukliden ein deutlicher Unterschied zwischen Grünland und Ackerland zu erkennen. Auch hier zeichnet sich bei Grünlandproben eine signifikant höhere spezifische Aktivität als bei Ackerlandproben ab. So liegt der niedrigste Wert auf Grünland bei T22, der jedoch immer noch über dem höchsten Wert bei Ackerland (T26) liegt. Der niedrigste Wert aller Proben liegt bei T51 vor. Die höchste spez. Aktivität von Cs-137 finden wir bei T40. Die deutlich höheren Aktivitäten zwischen auf Grünland ist durch die höhere Retention des Cäsiums durch den Bewuchs auf den Flächen und deren Nutzungsweise zu erklären.

Im Gegensatz zum Cs-137 und allen anderen betrachteten Nukliden finden wir bei der Betrachtung von K-40 (siehe Abbildung 16) keinen deutlichen Unterschied im Bezug auf Grün- und Ackerland. Sowohl der höchste als auch der niedrigste Wert aller untersuchten Proben liegt in Ackerlandproben (T21 bzw. T47) vor. Die spezifischen Aktivitäten für K-40 sind in Abbildung 14 dargestellt. K-40 hat einen Anteil von 0,012% in der natürlichen Zusammensetzung von Kalium, wodurch es zu einer relativ homogenen Verteilung von K-40 im Boden kommt. Die prozentuellen Änderungen der spezifischen Aktivitäten von Cs-137 und K-40 im Bezug auf die Werte von 2008 ist in Abbildung 17 zu sehen. Es ist zu erkennen, dass fast alle Änderungen von Cs-137 eine Verringerung der spez. Aktivität zeigen. Einzige Ausnahme stellt die Probe T47 dar. Die deutlichsten Änderungen für Cs-137 finden wir bei den Proben T36, T50 und T51. Die prozentuale Änderung im Bezug zu 2008 liegen auf T50 und T51 im Bereich von 40 bzw. annähernd 70 Prozent. Für die Flächen T18, T21, T31 und T34 sind Werte nach dem Konformitätskriterium mit den Werten von 2008 vereinbar.



Abbildung 16: Spezifische Aktivität von K-40 für die einzelnen Testflächen unterteilt nach Grün- und Ackerland.



Abbildung 17: Änderungen der spezifischen Aktivitäten von K-40 und Cs-137 auf den Testflächen im Vergleich zu 2008.

Für K-40 ist im Vergleich mit den Werten von 2008 ist zu erkennen, dass auf fast allen Testflächen eine Verringerung der spez. Aktivität aufgetreten ist. Die deutlichste Änderung hat bei T47 stattgefunden. Hier liegt eine Verringerung im Bereich von 200 Bq/kg vor. Es ist jedoch festzustellen, dass die Änderungen auf Grünlandflächen generell weniger deutlich ausfallen als bei Ackerlandflächen. Bei den Grünlandproben T34, T36 und T40 sind die aktuellen Werte mit denen von 2008 nach dem Konformitätskriterium auch miteinander verträglich. Dies deutet darauf hin, dass die Nutzungsform der Flächen zwar nicht für die spezifische Aktivität von Kalium an sich, jedoch für deren Änderung über einen Zeitraum von mehreren Jahren von Bedeutung ist. Auch hier liegt der Grund dafür in der höheren Retention auf Grünlandflächen.

5. Dosisabschätzung nach Berechnungsgrundlage Bergbau

Zusätzlich zu den Veränderungen der spezifischen Aktivitäten auf den Testflächen entlang der Vereinigten Mulde soll in dieser Arbeit auch die damit einhergehende Strahlenbelastung für die Bevölkerung untersucht werden.

Die Bestimmung der jährlichen Strahlenexposition für verschiedene Bevölkerungsgruppen wird hier nach den Verfahren der Berechnungsgrundlage Bergbau [BGB10] stand März 2010 durchgeführt.

5.1. Berechnungsgrundlage Bergbau

Die Berechnungsgrundlage Bergbau dient dazu eine realistische und dennoch ausreichend konservative Abschätzung für die Strahlenexposition verschiedener Personengruppen zu liefern. Sie wurde durch eine Zusammenfassung der bis dahin separat geltenden "Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität" und "Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukte infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität" erstellt. Diese wurden Mitte der 90er Jahre vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) und externen Gutachtern erstellt und zur Erprobung bei den Sanierungsvorhaben der Wismut GmbH ab 1999 angewandt und haben sich in den Folgejahren zur Abschätzung der Strahlenexposition durch Bergbau bedingte Umweltradioaktivität etabliert.

In die Berechnungsgrundlage Bergbau nach der Version März 2010 sind Erfahrungen in der Anwendung und neuere Forschungsergebnisse eingeflossen. Sie beschränkt sich ausschließlich auf die Angabe von Berechnungsverfahren zur Bestimmung der durch Bergbau bedingten Strahlenexposition und macht keine Aussagen über die Empfehlung oder Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen. Der Geltungsbereich der Berechnungsgrundlagen Bergbau liegt in der Nutzung, Sanierung, Stilllegung und Folgenutzung von bergbaulichen Einrichtungen und Anlagen sowie Nutzung, Sanierung und Folgenutzung von Grundstücken, welche durch bergbauliche Einrichtungen und Anlagen kontaminiert wurden. Die in den Grundlagen enthaltenen Verfahren dienen zur Berechnung der effektiven Dosis für Referenzpersonen verschiedener Altersgruppen sowie beschäftigter Personen für den Aufenthalt in Gebäuden, im Freien, am Arbeitsplatz, Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel und Muttermilch. Die möglichen Expositionspfade sind in der Abbildung 18 dargestellt.

In dieser Arbeit werden die Exposition für den Aufenthalt im Freien und den Verzehr von Muttermilch und lokal erzeugter Lebensmittel für kontaminierte Grün- und Ackerlandflächen entlang der Zwickauer und der Vereinigten Mulde betrachtet. Die Betrachtung erfolgt auf Grundlage der in dieser Arbeit und der vorangegangenen Arbeit von Matteikat [Mat14] ermittelten Werte der spezifischen Aktivität von Bodenproben aus Auenböden des Muldesystems. Die Berechnungen erfolgten auf Grundlage der bei Roebbeln [Roe10] beschriebenen Verfahren zur "Modellierung der jährlichen Strahlenexposition durch Radionuklide auf Ackerland und Grünland entlang des Muldesystems".



Abbildung 18: Expositionspfade nach Berechnungsgrundlage Bergbau, entnommen aus [Roe10].

Hierfür wurden lediglich die im Rahmen dieser Arbeit neu ermittelten Werte in den Berechnungen ersetzt. Alle weiteren Parameter wurden übernommen.

5.2. Bestimmung der jährlichen Strahlenexposition für aktuelle Nutzung

5.2.1. Jährliche Strahlenexposition anhand von Mittelwerten

Um eine Einschätzung über die zusätzliche jährliche Strahlenexposition für das Gebiet der Zwickauer und der Vereinigten Mulde zu erhalten, die auf bergbaulichen Einfluss zurückzuführen ist, wurde eine Modellierung unter Betrachtung der geometrischen Mittelwerte durchgeführt. Die Betrachtung der geometrischen Mittelwerte ist in diesem Zusammenhang sinnvoll, da für alle betrachteten Radionuklide eine asymmetrische Verteilung der spezifischen Aktivitäten vorliegt.

Zunächst wird das Teilsystem der Zwickauer Mulde betrachtet (siehe Abbildung 20). Die sich aus den geometrischen Mittelwerten ergebenen Stahlenexpositionen liegen bei effektiven Jahresdosen von 0,191 mSv/a für Referenzpersonen ≤ 1 Jahr, 0,206 mSv/a für Personen von 1 bis 2 Jahren, 0,125 mSv/a für Personen von 2-7 Jahren, 0,085 für Personen von 7-12 Jahren, 0,094 für Personen von 12-17 Jahren und 0,051 für Personen > 17 Jahre. Für die Referenzpersonen "Beschäftigter" ergeben sich 0,067 pro Jahr. Damit liegen alle Werte deutlich unter dem Richtwert von 1 mSv pro Jahr.

Betrachtet man im nun die Exposition im Bereich der Vereinigten Mulde (siehe Abbildung 19), so ist zu erkennen, dass für alle Referenzpersonen eine deutlich höhere, äußere Belastung auftritt, was jedoch auf die übernommenen Werte aus [Roe10] zurückzuführen ist. Die äußere Exposition stellt abgesehen vom Expositionspfad Muttermilch bei den unter 1-Jährigen den mit Abstand größten Beitrag zur Jahresdosis dar. Aus allen anderen Expositionspfaden, die hier betrachtet werden, folgt eine deutlich geringere Belastung als bei der Zwickauer Mulde.

Auffällig ist, dass der Anteil der Jahresdosis durch Direktingestion des Bodens im Vergleich zur Zwickauer Mulde (Abbildung 20) für alle Gruppen von Referenzpersonen geringer ist, sodass hierdurch die höchste Exposition bei Personen ≤ 1 Jahr zu finden ist.

Für das Gesamtsystem der Mulde liegen die ermittelten Werte erwartungsgemäß in dem gleichen Bereich, wie bei den Teilsystemen ZM und VM. Die zugehörige Grafik ist im Anhang B in Abbildung 26 enthalten. Hier ist jedoch auch festzustellen, dass die größte Exposition bei der Betrachtung der Mittelwerte des gesamten Systems bei den Referenzpersonen zwischen 1 und 2 Jahren festzustellen ist. Dies ist durch den vergleichsweise geringeren Anteil von Direktingestion des Bodens im Bereich der Vereinigten Mulde zu erklären, die in die Betrachtung mit einfließt.



Abbildung 19: Jahresdosis der verschiedenen Referenzpersonen berechnet mit den geom. Mittelwerten für die Vereinigte Mulde.



Abbildung 20: Jahresdosis der verschiedenen Referenzpersonen berechnet mit den geom. Mittelwerten für die Zwickauer Mulde.

5.2.2. Betrachtung der 95 %-Perzentile

Um eine konservativere Abschätzung für die jährliche Strahlenexposition zu erhalten wurden auch Berechnungen mit den 95% Perzentilen durchgeführt. Abbildung 21 zeigt die Exposition, die sich aus den 95% Perzentilen des gesamten Muldesystems für die einzelnen Referenzpersonen ergibt.



Abbildung 21: Jahresdosis der Referenzpersonen für die gesamte Mulde berechnet mit den 95% Perzentilen

Allgemein zeigt sich ein ähnlicher Verlauf wie bereits bei der Berechnung anhand der geometrischen Mittelwerte. Allerdings sind die Werte für alle Referenzpersonen in etwa um den Faktor 2 höher als auf Grundlage der Mittelwerte. Die höchste Exposition liegt hier mit 0,446 mSv pro Jahr bei den Referenzpersonen unter 1 Jahr vor und liegt somit immer noch deutlich unter dem Richtwert von 1 mSv pro Jahr.

5.2.3. Betrachtung der ungünstigsten Einwirkstelle

Im Folgenden wird die im Bezug auf die jeweils relevanten Expositionspfade am stärksten kontaminierte Fläche zur Ermittlung der Exposition an der ungünstigsten Einwirkstelle verwendet. Hierbei wurden für die äußere Exposition, Ingestion des Bodens, von Fleisch, Fisch, Milch und Milchprodukten sowie Inhalation von Staub die Werte der Testfläche T02 verwendet.

Abbildung 22 zeigt die Strahlenexpostion für die Referenzpersonen auf Grundlage der Werte für diese Fläche. Insgesamt ähnelt auch hier der Verlauf dem für die Mittelwerte der Zwickauer Mulde (Abbildung 20). Auch die Anteile der einzelnen Expositionspfade für die verschiedenen Personengruppen sind in dem selben Bereich. Allerdings zeigt sich, dass die Exposition an dieser Stelle für alle Gruppen auch nahezu um den Faktor 2 größer ist. Damit liegen die Werte in allen Fällen nur wenig unterhalb der Werte für die 95% Perzentile. Einzige Ausnahme bildet dabei die Referenzgruppe unter 1 Jahr, bei denen die jährliche Belastung mit ca. 0,36 mSv deutlich unter dem, mit den 95% Perzentilen ermittelten Wert liegt. Die höchste Exposition ist für die ungünstigste Einwirkstelle bei der Referenzgruppe von 1-2 Jahren zu sehen. Diese liegt jedoch auch mit 0,380 mSv deutlich unter dem 1 mSv Richtwert.

5.3. Bestimmung der Strahlenexposition jährlichen für erweiterte Nutzung

Zur Bestimmung der Strahlenexposition sind die zu betrachtenden Expositionspfade von großer Bedeutung. Welche Pfade in die Betrachtung mit einfließen ist maßgeblich von der Nutzung der jeweiligen Fläche abhängig. Da die Nutzung der Flächen sich jedoch mit der Zeit ändern kann, werden in der folgenden Betrachtung der erweiterten Nutzung auch Expositionspfade mit einbezogen, die bei der aktuellen Nutzung der Testflächen, welche in den vorangegangenen Abschnitten untersucht wurde, keine Bedeutung hatten. Konkret handelt es sich dabei um die Exposition durch die Ingestion von Obst/Obstprodukten, Gemüse, Kartoffeln, Wurzel- und Blattgemüse.

5.3.1. Jährliche Strahlenexposition anhand von Mittelwerten

In der Abbildung 23 wurde die Strahlenexposition für erweiterte Nutzung anhand der bereits in Kapitel 5.2.1 benutzten geometrischen Mittelwerte für das Gesamtsystem der Mulde (ZM und VM) dargestellt.

Es ist zu erkennen, dass die erweiterte Nutzung eine massive Erhöhung der Strahlenexposition für alle Referenzgruppen (außer Beschäftigte) zur Folge hat. Für "Beschäftigte" ergibt sich im Vergleich zur vorherigen Betrachtung keine Änderung, da die erweiterte Nutzung nur zusätzliche Expositionspfade im Zusammenhang mit Lebensmitteln umfasst, die jedoch für diese Referenzpersonen nicht betrachtet werden. Trotz den deutlich höheren Werten im Vergleich mit der aktuellen Nutzung (siehe Anhang) liegen alle Werte deutlich unter dem Richtwert von 1 mSv pro Jahr. Der mit Abstand größte Wert liegt mit 0,819 mSv Jahresdosis bei \leq 1-Jährigen vor. Die Dosis wird in dieser Referenzgruppe maßgeblich durch die Ingestion von Muttermilch, Kartoffeln und Obst bestimmt. Die deutliche Erhöhung im Vergleich zur aktuellen Nutzung hat seine Hauptursache in der Einbeziehung der Ingestion von Obst und Kartoffeln bei allen Referenzpersonen außer den Beschäftigten. Da diese Pfade bei den Referenzpersonen Beschäftigte nicht mit einfließen, bleiben die Werte verglichen mit der aktuellen Nutzung hier auch unverändert.

5.3.2. Betrachtung der 95 %-Perzentile

Neben den geometrischen Mittelwerten wurden auch für die erweiterte Nutzung die 95% Perzentile verwendet (Abbildung 24). Es zeigt sich generell für die Referenzpersonen eine



Abbildung 22: Jahresdosis der Referenzpersonen anhand der Werte für die ungünstigste Einwirkstelle.



Abbildung 23: Jahresdosis der Referenzpersonen anhand der geom. Mittelwerte der gesamten Mulde für erweiterte Nutzung.

Abnahme der Strahlenexposition mit zunehmenden Alter. Die einzige Ausnahme stellt die Gruppe der 12-17 jährigen dar, deren Jahresdosis geringfügig über derjenigen der 7-12 jährigen liegt. Damit gleichen sich die Verhältnisse der Strahlenexposition auf Grundlage der Mittelwerte und der 95% Perzentile für die einzelnen Altersgruppen. Auch die zugehörigen Anteile verschiedener Expositionspfade stimmen annähernd überein (Anhang B Tabelle 29). Wie bereits in Abschnitt 5.2.2 sind die Werte für die 95% Perzentile etwa um den Faktor 2 größer als die, welche aus dem geom. Mittelwerten ermittelt wurden. Somit wird der Richtwert von 1 mSv für die Referenzpersonen unter 1 Jahr mit über 1,871 mSv pro Jahr deutlich überschritten. Für alle anderen Referenzpersonen liegen die Werte jedoch weiterhin deutlich unter dem Richtwert.



Abbildung 24: Jahresdosis der Referenzpersonen anhand der 95% Perzentile für erweiterte Nutzung.

5.3.3. Betrachtung der ungünstigsten Einwirkstelle

Für die Strahlenexposition an der ungünstigsten Einwirkstelle wurden dieselben Werte wie in 5.2.3 verwendet. Auch hier gleichen die Verhältnisse für die Exposition der Referenzpersonen und die jeweiligen Anteile der einzelnen Expositionspfade denen in den vorangegangenen Abschnitten.

Es zeigt sich jedoch im Gegensatz zu Abschnitt 5.2.3, dass die Werte für die ungünstigste Einwirkstelle hier gegenüber der Betrachtung der 95% Perzentile leicht erhöht sind. Der größte Wert ist auch hier mit über 2,034 mSv bei den unter 1-Jährigen festzustellen.

Gleichzeitig ist dies auch der einzige Wert, der oberhalb des 1 mSv Richtwerts liegt.



Abbildung 25: Jahresdosis der Referenzpersonen anhand der Werte für die ungünstigste Einwirkstelle für erweiterte Nutzung.

6. Fazit

Die Ergebnisse der gammaspektrometrischen Untersuchung von Bodenproben entlang der Vereinigten Mulde zeigen, dass auf den meisten Testflächen auch weiterhin ein uranbergbaulicher Einfluss zu erkennen ist. Jedoch konnte bei vier der zwölf untersuchten Flächen anhand des Aktivitätsverhältnisses von U-238 zu Ra-228 kein uranbergbaulicher Einfluss nachgewiesen werden. Für drei dieser vier Flächen ist ein Einfluss durch Uranbergbau dennoch nicht auszuschließen. Die gleichen Beobachtungen zeigen sich auch in den Ergebnissen von 2008.

Die Mehrzahl der Ergebnisse zeigt Abnahmen der spezifischen Aktivitäten im Vergleich zu 2008, wobei diese aber in den meisten Fällen mit den Werten von 2008 verträglich sind. Jedoch zeigen sich auf drei Testflächen Zunahmen der spezifischen Aktivitäten bei Vertretern der Uran-Radium-Reihe. Dies deutet darauf hin, dass als Folge des Hochwassers im Frühsommer 2013 zusätzliche Aktivität auf den entsprechenden Flächen aufgespült worden sein könnte. Wie bereits in vorangegangenen Arbeiten zeichnet sich ein deutlicher Unterschied zwischen Grün- und Ackerlandproben ab, weshalb hier eine Unterscheidung in der Betrachtung auch weiterhin sinnvoll ist. Des Weiteren weist Uran auch weiterhin in fast allen Fällen die höchsten spezifischen Aktivitäten auf. Die in der Arbeit von Matteikat beobachtete Tendenz, dass insbesondere bei besser löslichen Nukliden größere Abnahmen zu erkennen sind, zeigt sich auch im Verlauf der Vereinigten Mulde. So sind auch auf fast allen Flächen deutliche Abnahmen im Bezug auf gut löslichen Nuklide K-40 und Cs-137 zu erkennen. Hierfür könnte der Einfluss des Hochwassers 2013 die Ursache darstellen. Auch weist das Aktivitätsverhältnis von Th-228 zu Ra-228 eine Verschiebung zum vergleichsweise besser löslichen Ra-228 auf, welche in dieser Deutlichkeit 2008 nicht festzustellen war, sich jedoch mit den aktuellen Ergebnissen von Matteikat für die Zwickauer Mulde im Einklang befindet. Dies kann als ein zusätzliches Indiz für den Einfluss des Hochwassers angesehen werden. Insgesamt könnte dies auf eine andauernde und großflächige Überflutung hindeuten.

Für die aktuelle Nutzung der untersuchten Testflächen zeigt sich nach der Dosiskalkulation eine deutliche Unterschreitung des Richtwerts von 1 mSv pro Jahr für alle Referenzpersonen. Dies gilt sowohl für die Berechnung der Jahresdosis auf Grundlage der geometrischen Mittelwerte (max. 0,195 mSv), als auch mit den 95%-Perzentilen (max. 0,446 mSV) und für die ungünstigsten Einwirkstelle (max. 0,380 mSv). Die Ergebnisse für die ungünstigste Einwirkstelle und für die 95%-Perzentile stimmen dabei weitestgehend überein. Da bei der Betrachtung der spezifischen Aktivitäten im Allgemeinen nur geringe Unterschiede im Vergleich zu 2008 festzustellen sind, fallen die Unterschiede auch im Bezug auf Dosisabschätzung entsprechend gering aus. In der Regel sind die höchsten Werte auf Grund des Expositionspfades Muttermilch bei der Referenzgruppe der unter 1-jährigen festzustellen. Für den Fall der erweiterten Nutzung zeigt sich die höchste Belastung in allen Fällen für diese Referenzgruppe. Auch hier ist dieser Expositionspfad von großer Bedeutung. Bei der Berechnung auf Grundlage der geometrischen Mittelwerte bleibt diese jedoch auch mit maximal 0,952 mSv pro Jahr unter dem Richtwert von 1 mSv. Für die Kalkulation mit den 95%- Perzentilen (max. 1,871 mSv) und auch für die ungünstigste Einwirkstelle (max. 2,034 mSv) wird der Richtwert allerdings auch nur für die Referenzgruppe der unter 1-Jährigen überschritten. Jedoch werden bei diesen Berechnungen der Jahresdosis äußerst konservative Annahmen getroffen, welche eine obere Abschätzung der Strahlenexposition liefern sollen und als unrealistische Voraussetzungen angesehen werden können.

Literatur

- [Bis12] Bister, S.: Radioökologische Untersuchungen landwirtschaftlich genutzter Auen der Mulde zu den Folgen des ehemaligen Uranbergbaus (2012), Dissertation
- [Bir09] Birkhan, J. H.: γ -Spektrometrie an Bodenproben von als Grünland genutzten Auenflächen der Zwickauer und Vereinigten Mulde (2009), Diplomarbeit
- [Beu99] Beuge, P.; Greif, A.; Hoppe,T.; Klemm, A.; Kluge, A; Martin, M.; Mosler, U.; Starke, R.; Alfaro, J.; Anders, B.; Behrens, K.; Grunwald, N.; Haurand, M.; Knöchel, A.; Meyer, A.; Potgeter, H.; Staub, S.; Stocker, M.: Die Schwermetallsituation im Muldesystem - Abschlussbericht an das BMBF. Bände I-III, ISBN 3-924330-28-X, Im Eigenverlag der Universität Hamburg, Hamburg (1999)
- [BGB10] Bundesamt für Strahlenschutz: Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlage - Bergbau), urn:nbn:de:0221-20100329966, BfSSW- 07/10, Salzgitter (2010)
- [Frt14] www.frontgewitter.de/Hochwasser2013.html, aufgerufen am 21.11.2014
- [Lül09] Lüllau, T.: Gammaspektrometrische Untersuchungen von anthropogen beeinflussten Umweltproben (2009), Diplomarbeit
- [Mic05] Michel, R.; Feuerborn, J.; Knöchel, A.; Miller, F.; Ritzel, S.; Treutler, H.-C.; von Tümpling, W.; Wanke, C.: Radionuclides in the Mulde River System after the August-2202 Flood, Acta hydrochim. hydrobiol. 33/5, (2005)
- [Mat14] Matteikat, W.: Einfluss des Hochwassers 2013 auf die Urankontamination entlang der Mulde (2014), Bachelorarbeit
- [NUK99] Pfennig, G.; Klewe-Nebenius, H.; Seelmann-Eggebert, W.: Karlsruher Nuklidkarte, korrigierter Nachdruck der 6. Auflage (1998)
- [Rie12] Bister, S. und Riebe, B.: Abschlussbericht zum Projekt Transport und Verfügbarkeit von Uran und langlebigen Zerfallprodukten in Auenböden der Mulde (2012)
- [Rit08] Ritzel, S.: Natürliche Radionuklide in der Umwelt Vorkommen, anthropogene Einflüsse und radiologische Relevanz in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands, Dissertation, Leibniz Universität Hannover (2008)
- [Roe10] Röbbeln, C.: Probabilistische Modelierung der Strahlenexposition durch Radionuklide (2010), Diplomarbeit
- [SS98] Schötzig, U. und Schrader, H.: Halbwertszeiten und Photonenemissionswahrscheinlichkeiten von häufig verwendeten Radionukliden, PTBBericht Ra-16/5, Physikalisch-Technische Bundesanstalt, 5. erweiterte Auflage (1998)

- [SSK91] Strahlenschutzkomission (SSK): Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und Landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet, Empfehlung der Strahlenschutzkomission, Bundesanzeiger Nr. 227 (1991)
- [Sol10] Solle, A.: -Spektrometrie an Bodenproben von als Ackerland genutzten Auenflächen der Vereinigten Mulde (2010), Diplomarbeit
- [Sti10] Stieghorst, C.: Gammaspektrometrische Untersuchung von Uran und seinen langlebigen Zerfallsprodukten an landwirtschaftlich genutzten Auenböden entlang der Zwickauer Mulde und Vereinigten Mulde (2010), Diplomarbeit
- [Taw12] Tawussi, F.: Gammaspektrometrische Untersuchung von Umweltproben Von der natürlichen Radioaktivität bis zum Fallout von Fukushima (2012), Masterarbeit
- [Wis14] www.wismut.de, aufgerufen im November 2014

Abbildungsverzeichnis

1.	Übersicht über das Muldesystem mit den Probenahmestellen, der in dieser	
	Arbeit untersuchten Bodenproben. Entnommen aus [Bis12] (bearbeitet).	6
2.	Die 3 natürlichen Zerfallsreihen nach [NUK99]	10
3.	Darstellung für das Säkulare Gleichgewicht mit der Aktivität des Mutter-	
	nuklids A_1 und der Halbwertszeit des Tochternuklids τ_2 [Taw12]	13
4.	Gamma-Spektrum mit den charakteristischen Linien von K-40, entnom-	
	men aus [Bir09] und digital bearbeitet.	18
5.	Schematische Darstellung zum Aufbau eines Germaniumdetektors, ent-	
	nommen aus [Taw12]. \ldots \ldots \ldots \ldots \ldots \ldots \ldots	20
6.	Links:Prinzipskizze eines P-Typ-Kristalls aus [Bir09] (bearbeitet). Rechts:	
	Skizze eines koaxialen P-Typ-Kristalls aus [Sti10] (bearbeitet).	20
7.	2-Nuklid-Plot der spezifischen Aktivitäten von U-238 und Ra-226	34
8.	3-Nuklid-Plot der Aktivitätsverhältnisse Ra-226, U-238 und Ra-228	34
9.	2-Nuklid-Plot der spezifischen Aktivitäten von U-235 und Ac-227	35
10.	3-Nuklid-Plot für die Aktivitätsverhältnisse von U-238, Ra-226 und Pb-210.	36
11.	2-Nuklid-Plot der spezifischen Aktivitäten von Ra-228 und Th-228	37
12.	Aktivitätsverhältnis von Ra-228 zu U-238 im Verlauf der Zwickauer und	
	der Verinigten Mulde.	38
13.	Spezifische Aktivitäten von U-238, Ra-228, Ra-226 und Pb-210 unterteilt	
	nach Grün- und Ackerland.	39
14.	Änderungen der spezifischen Aktivitäten von U-238, Ra-228, Ra-226 und	
	Pb-210 im Vergleich zu 2008	40
15.	Spezifische Aktivität von Cs-137 für die einzelnen Testflächen unterteilt	
	nach Grün- und Ackerland.	44
16.	Spezifische Aktivität von K-40 für die einzelnen Testflächen unterteilt	
	nach Grün- und Ackerland.	45
17.	Änderungen der spezifischen Aktivitäten von K-40 und Cs-137 auf den	
	Testflächen im Vergleich zu 2008	45
18.	Expositionspfade nach Berechnungsgrundlage Bergbau, entnommen aus	
	[Roe10].	48
19.	Jahresdosis der verschiedenen Referenzpersonen berechnet mit den geom.	
	Mittelwerten für die Vereinigte Mulde.	50
20.	Jahresdosis der verschiedenen Referenzpersonen berechnet mit den geom.	
	Mittelwerten für die Zwickauer Mulde	50
21.	Jahresdosis der Referenzpersonen für die gesamte Mulde berechnet mit	
	den 95% Perzentilen	51
22.	Jahresdosis der Referenzpersonen anhand der Werte für die ungünstigste	
	Einwirkstelle.	53
23.	Jahresdosis der Referenzpersonen anhand der geom. Mittelwerte der ge-	
	samten Mulde für erweiterte Nutzung.	53
24.	Jahresdosis der Referenzpersonen anhand der 95% Perzentile für erwei-	
	terte Nutzung	54

25.	Jahresdosis der Referenzpersonen anhand der Werte für die ungünstigste	
	Einwirkstelle für erweiterte Nutzung	55
26.	Jahresdosis der verschiedenen Referenzpersonen berechnet mit den geom.	
	Mittelwerten für die Vereinigte und die Zwickauer Mulde.	74

Tabellenverzeichnis

1.	Ursachen für Störungen und dazugehörige Aktivitätsverhältnisse nach	14
ົງ	[MICO9]	14
Δ.	wahrscheinlichkeiten.	15
3.	Übersicht über die beprobten Testflächen mit der Zuordnung zu 2008. Die	
	Kennzeichnung (GL) steht für Grünlandflächen, die Bezeichnung (AL)	
	kennzeichnet Ackerlandflächen.	28
4.	Arithmetische (arith.MW) und geometrische Mittelwerte (geom. MW) der spezifischen Aktivität der betrachteten Nuklide mit dazugehörigen Stan-	
	dardabweichungen (SD)	29
5.	Mittlere spezifische Aktivitäten (a) für U-238, Ra-226, Pb-210 und Ra-228	
	der Zwickauer Mulde (ZM) (aus[Mat14]) und der Vereinigten Mulde (VM)	
	für Acker- (AL) und Grünland (GL) mit verschiedenen Referenzwerten für	
	die Hintergrundaktivität und die Standardabweichungen u(a)	31
6.	Einteilung der Testflächen nach Belastung durch U-238	43
7.	Datum der Messungen, Livetime der Messung und Masse der gemessenen	
	Proben.	64
8.	Ubersicht über die zur Dichtekalibrierung verwendeten Dichten für die	
	einzelnen Proben.	64
9.	Spezifische Aktivitäten aller betrachteten Nuklide in den Bodenproben	
	entlang der Vereinigten Mulde zusammen mit Vergleichswerten von 2008.	65
10.	Spezifische Aktivität von Uran-238 und Radium-228 mit den zugehörigen	
	Unsicherheiten, dem Aktivitätsverhältnis a(Ra-228)/a(U238) und der An-	
	gabe des Flusskilometers für die einzelnen Testflächen entlang der Zwickau-	
	er Mulde (ZM) und der Vereinigten Mulde (VM).	70
11.	Uberprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des	
	Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von U-238 und	
	Th-230.	72
12.	Uberprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des	
	Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von Ra-226 und	
	Pb-210	72
13.	Uberprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des	
	Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von U-235 und	
	Ac-227	73
14.	Uberprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des	
	Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von Ra-228 und	
	Th-228	73
15.	Uberprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des	
	Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von Cs-137 und	
	K-40	74

16.	Überprüfung der Messwerte für die einzelnen Nuklide auf Normalvertei-	
	lung mittels Shapiro-Wilk-Test. W ist die Prüfgröße, wie in [Sti10] defi-	
	niert. n ist der Stichprobenumfang, α ist das Signifikanzniveau (es wurde	
	hier $\alpha = 0.05$ gewählt). Für P < α kann die Annahme einer Normalver-	
	teilung abgelehnt werden.	75
17.	Test auf Normalverteilung für die Werte der Grünlandflächen.	75
18	Test auf Normalverteilung für die Werte der Ackerlandflächen	. © 76
10. 19.	Überprüfung der Messwerte für die einzelnen Nuklide auf logarithmische	10
	Normalverteilung mittels Shapiro-Wilk-Test. Die Werte wurden hier vor	
	der Anwendung des Tests logarithmiert. Wist die Prüfgröße, wie in [Sti10]	
	definiert. n ist der Stichprobenumfang, α ist das Signifikanzniveau (es	
	wurde hier $\alpha = 0.05$ gewählt). Für P < α kann die Annahme einer	
	Normalverteilung abgelehnt werden.	76
20.	Test auf logarithmische Normalverteilung für die Werte der Grünlandflächen.	76
21.	Test auf logarithmische Normalverteilung für die Werte der Ackerland-	
	flächen.	77
22.	Geometrische Mittelwerte mit den dazugehörigen Standardabweichungen	
	und 95%-Perzentilen für die Zwickauer und Vereinigte Mulde	77
23.	Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den geometrischen Mit-	
	telwerten für die Vereinigte Mulde bei aktueller Nutzung. Die Werte sind	
	in mSv/a angegeben.	78
24.	Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den geometrischen Mit-	
	telwerten für die Zwickauer Mulde bei aktueller Nutzung. Die Werte sind	
	in mSv/a angegeben.	78
25.	Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den geometrischen Mit-	
	telwerten für die Zwickauer und die Vereinigte Mulde bei aktueller Nut-	
	zung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.	78
26.	Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet für die ungünstigste Einwirk-	
	stelle bei aktueller Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben	79
27.	Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den 95%-Perzentilen für	
	die aktuelle Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben. \ldots	79
28.	Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den geometrischen Mit-	
	telwerten für die Zwickauer und die Vereinigte Mulde bei erweiterter Nut-	
	zung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.	80
29.	Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet für die ungünstigste Einwirk-	
	stelle bei erweiterter Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben. $\ .$.	80
30.	Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den 95%-Perzentilen für	
	erweiterte Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben. $\ldots\ldots\ldots\ldots$	81

A. Messdaten

Probe	Masse in g	Datum der Messung	Livetime in Sek.
T21	700,9	02.09.2014	86015
T22	658,2	03.09.2014	90307
T26	732,1	04.09.2014	82922
T31	$688,\!8$	05.09.2014	255035
T34	$635,\!8$	08.09.2014	86052
T36	$625,\!5$	09.09.2014	86213
T40	$561,\! 0$	10.09.2014	86192
T47	774,2	11.09.2014	86752
T50	747,0	12.09.2014	260604
T51	733,0	15.09.2014	87500

Tabelle 7: Datum der Messungen, Livetime der Messung und Masse der gemessenen Proben.

Tabelle 8: Übersicht über die zur Dichtekalibrierung verwendeten Dichten für die einzelnen Proben.

Probe	Dichte (g/cm^3)	Datei	Dichte (g/cm^3)
T21	$1,\!25$	D6 Bentonit	1,18
T22	$1,\!18$	D6 Bentonit	$1,\!18$
T26	$1,\!31$	D10 131 50-65 cm	$1,\!37$
T31	$1,\!23$	D6 Bentonit	1,18
T34	$1,\!14$	D6 Bentonit	1,18
T36	$1,\!12$	D6 Bentonit	1,18
T40	1	Wasserstandard	1
T47	$1,\!38$	D10 131 50-65 cm	$1,\!37$
T50	$1,\!33$	D10 131 50-65 cm	$1,\!37$
T51	1,31	D10 131 50-65 cm	$1,\!37$

Testfläche	a(U-238)	u(a)	a(Th-230)	u(a)
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
T18	47,89	9,20	u.N.	-
T18A 2008	$75,\!24$	$9,\!28$	$78,\!52$	17,78
T19	$120,\!41$	$23,\!27$	u.N.	-
T19A+B 2008	$131,\!96$	$14,\!89$	$134,\!42$	$23,\!91$
T21	$145,\!69$	$27,\!15$	u.N.	-
T21A+B 2008	$112,\!85$	$12,\!40$	$107,\!34$	$23,\!37$
T22	$161,\!84$	$31,\!92$	u.N.	-
T22A+B 2008	$189,\!84$	$17,\!32$	$154,\!24$	$25,\!36$
T26	$148,\!37$	$28,\!60$	u.N.	-
T26A 2008	$161,\!31$	$11,\!65$	$166,\!52$	$28,\!13$
T31	$227,\!28$	$43,\!96$	u.N.	-
T31B+C 2008	$223,\!30$	$22,\!86$	$151,\!56$	$34,\!30$
T34	$298,\!97$	$55,\!23$	u.N.	-
T34A 2008	$286,\!66$	$24,\!83$	$191,\!36$	$56,\!43$
T36	$223,\!57$	$41,\!48$	u.N.	-
T36A 2008	$320,\!52$	$37,\!38$	$197,\!47$	$33,\!27$
T40	$278,\!59$	$60,\!45$	u.N.	-
T40A 2008	$366,\!06$	$41,\!22$	$271,\!10$	$50,\!12$
T47	$84,\!39$	$17,\!35$	u.N.	-
T47B 2008	$89,\!87$	$11,\!83$	$90,\!55$	$17,\!32$
T50	$84,\!57$	$15,\!87$	u.N.	-
$T50A \ 2008$	$102,\!32$	$13,\!21$	$104,\!50$	$18,\!28$
T51	$71,\!69$	$15,\!40$	u.N.	-
T51B 2008	$86,\!17$	$7,\!94$	$81,\!68$	$29,\!53$

Tabelle 9: Spezifische Aktivitäten aller betrachteten Nuklide in den Bodenproben entlang der Vereinigten Mulde zusammen mit Vergleichswerten von 2008.

Testfläche	a(Ra-226)	u(a)	a(Pb-210)	u(a)
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
T18	$55,\!67$	$2,\!04$	$42,\!62$	$13,\!67$
T18A 2008	$55,\!92$	$1,\!68$	$44,\!59$	5,19
T19	108,74	3,71	$76,\!53$	11,71
T19A+B 2008	$101,\!97$	$3,\!04$	$96,\!65$	$15,\!62$
T21	$119,\!82$	$4,\!19$	$108,\!88$	$21,\!00$
T21A+B 2008	$90,\!29$	2,74	$82,\!29$	$10,\!12$
T22	$131,\!57$	$4,\!58$	$119,\!85$	$21,\!66$
T22A+B 2008	$128,\!54$	$3,\!86$	$137,\!81$	12,39
T26	118,81	$4,\!14$	$86,\!24$	$17,\!16$
T26A 2008	126,74	3,74	$104,\!60$	11,79
T31	147,88	$5,\!04$	151,81	22,04
T31B+C 2008	$131,\!47$	3,71	$123,\!66$	7,76
T34	$173,\!03$	$6,\!00$	$156,\!35$	$27,\!11$
T34A 2008	$152,\!44$	$4,\!35$	$142,\!95$	8,89
T36	$150,\!24$	$5,\!25$	$125,\!87$	$24,\!58$
T36A 2008	$172,\!80$	4,77	$152,\!43$	$10,\!50$
T40	$182,\!25$	$6,\!35$	$151,\!04$	$27,\!38$
T40A 2008	$237,\!30$	$6,\!50$	$198,\!64$	$15,\!42$
T47	69,74	$2,\!48$	$61,\!80$	$15,\!00$
T47B 2008	$73,\!93$	$2,\!20$	$59,\!50$	$6,\!98$
T50	$73,\!60$	$2,\!54$	$59,\!25$	$9,\!64$
T50A 2008	83,04	$2,\!62$	$79,\!38$	$9,\!17$
T51	59,06	$2,\!14$	$63,\!51$	$14,\!47$
T51B 2008	69,71	$2,\!19$	$64,\!32$	$7,\!66$

Testfläche	a(U-235)	u(a)	a(Ac-227)	u(a)
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
T18	$3,\!45$	0,93	u.N.	-
T18A 2008	$3,\!25$	$0,\!45$	$3,\!14$	$0,\!44$
T19	$6,\!11$	$0,\!68$	u.N.	-
T19A+B 2008	$5,\!99$	$0,\!60$	$5,\!42$	$0,\!54$
T21	$6,\!18$	$1,\!17$	$7,\!22$	$1,\!13$
T21A+B 2008	5,15	$0,\!60$	$4,\!56$	$0,\!53$
T22	$7,\!68$	$1,\!22$	$7,\!32$	$1,\!20$
T22A+B 2008	8,88	$0,\!99$	6,94	0,78
T26	$6,\!81$	$1,\!11$	5,71	$1,\!00$
T26A	$7,\!35$	0,72	$6,\!56$	$0,\!83$
T31	$10,\!82$	$1,\!13$	9,01	$0,\!93$
T31B+C 2008	$10,\!07$	$0,\!82$	$6,\!86$	$1,\!19$
T34	$13,\!63$	$1,\!69$	9,56	$1,\!34$
T34A 2008	$13,\!55$	$1,\!20$	$7,\!83$	$1,\!25$
T36	10,71	$1,\!47$	$8,\!45$	$1,\!32$
T36A 2008	14,79	$1,\!00$	$9,\!80$	$1,\!42$
T40	$10,\!25$	$1,\!46$	$11,\!34$	$1,\!54$
T40A 2008	$16,\!57$	$1,\!53$	$12,\!46$	$1,\!98$
T47	$4,\!60$	$0,\!78$	u.N.	-
$T47B \ 2008$	$4,\!18$	$0,\!55$	$3,\!58$	$0,\!45$
T50	4,28	$0,\!64$	$3,\!56$	$0,\!53$
T50A 2008	$4,\!64$	$0,\!50$	$4,\!34$	0,78
T51	$3,\!93$	0,71	u.N.	-
$T51B \ 2008$	$3,\!98$	$0,\!48$	$3,\!93$	$0,\!47$

Testfläche	a(Ra-228)	u(a)	a(Th-228)	u(a)
	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
T18	47,65	2,93	53,83	2,59
T18A 2008	$50,\!80$	$2,\!69$	50,15	2,52
T19	40,70	2,03	$42,\!94$	$1,\!83$
T19A+B 2008	$52,\!55$	2,78	$53,\!23$	2,66
T21	$50,\!66$	2,82	54,76	$2,\!34$
T21A+B 2008	50,74	$2,\!95$	49,74	2,10
T22	50,03	2,81	$54,\!23$	$2,\!29$
T22A+B 2008	$50,\!29$	$3,\!65$	$49,\!59$	$2,\!42$
T26	$41,\!47$	2,36	$54,\!33$	$1,\!93$
T26A 2008	$51,\!85$	$3,\!14$	$51,\!59$	$2,\!82$
T31	50,11	2,54	53,75	$2,\!22$
T31B+C 2008	50,86	$3,\!84$	$51,\!24$	2,03
T34	$53,\!13$	3,07	$58,\!10$	$2,\!48$
T34A 2008	$55,\!58$	$4,\!60$	$55,\!96$	$2,\!18$
T36	$50,\!97$	2,95	$53,\!89$	2,36
T36A 2008	$51,\!07$	$,\!19$	$52,\!43$	$2,\!29$
T40	$51,\!52$	3,07	$53,\!94$	$2,\!35$
T40A 2008	$52,\!20$	3,72	$52,\!32$	$2,\!14$
T47	$45,\!19$	$2,\!47$	48,92	2,08
T47B 2008	$54,\!53$	2,98	$52,\!87$	$2,\!17$
T50	45,03	2,18	$47,\!66$	$1,\!97$
T50A 2008	$50,\!80$	$2,\!61$	54,02	$3,\!18$
T51	$46,\!83$	$2,\!60$	$49,\!92$	$2,\!10$
T51B 2008	48,75	$2,\!64$	48,79	$1,\!97$

a(Cs-137)	u(a)	a(K-40)	u(a)
[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[Bq/kg]
5,71	0,36	$683,\!46$	10,23
$6,\!04$	$0,\!42$	$788,\!81$	$12,\!31$
$4,\!24$	$0,\!24$	$684,\!44$	$7,\!82$
$5,\!04$	$0,\!40$	$795,\!01$	11,00
$5,\!93$	$0,\!38$	$703,\!03$	$9,\!86$
$6,\!41$	$0,\!51$	$777,\!05$	$10,\!54$
$7,\!50$	$0,\!45$	$689,\!45$	$9,\!91$
9,26	$0,\!63$	$751,\!01$	$39,\!54$
$6,\!44$	$0,\!39$	$632,\!17$	8,18
8,12	$0,\!43$	$729,\!65$	10,92
7,72	$0,\!41$	$654,\!42$	$9,\!24$
$7,\!92$	$0,\!49$	704, 19	$37,\!05$
$11,\!64$	$0,\!65$	641,76	10,70
$12,\!29$	0,79	$675,\!85$	$35,\!87$
$15,\!61$	$0,\!84$	$633,\!13$	$10,\!40$
$21,\!10$	1,21	$631,\!39$	$33,\!00$
15,77	$0,\!87$	$669,\!53$	10,76
$20,\!43$	1,21	$677,\!18$	35,71
3,71	$0,\!25$	$627,\!46$	$9,\!13$
$2,\!87$	$0,\!33$	$831,\!81$	$13,\!97$
$2,\!84$	$0,\!17$	$630,\!83$	8,42
4,96	$0,\!30$	$756,\!17$	$13,\!40$
$1,\!80$	$0,\!16$	$629,\!69$	$9,\!30$
5,72	$0,\!48$	$726,\!21$	$9,\!81$
	$\begin{array}{c} {\rm a(Cs-137)}\\ [{\rm Bq/kg}]\\ \hline 5,71\\ 6,04\\ 4,24\\ 5,04\\ 5,93\\ 6,41\\ 7,50\\ 9,26\\ 6,41\\ 7,50\\ 9,26\\ 6,44\\ 8,12\\ 7,72\\ 7,92\\ 11,64\\ 12,29\\ 15,61\\ 21,10\\ 15,77\\ 20,43\\ 3,71\\ 2,87\\ 2,84\\ 4,96\\ 1,80\\ 5,72\\ \end{array}$	$\begin{array}{c cccc} a(Cs-137) & u(a) \\ \hline [Bq/kg] & [Bq/kg] \\ \hline 5,71 & 0,36 \\ \hline 6,04 & 0,42 \\ 4,24 & 0,24 \\ \hline 5,04 & 0,40 \\ 5,93 & 0,38 \\ \hline 6,41 & 0,51 \\ 7,50 & 0,45 \\ 9,26 & 0,63 \\ \hline 6,44 & 0,39 \\ 8,12 & 0,43 \\ 7,72 & 0,41 \\ 7,92 & 0,49 \\ 11,64 & 0,65 \\ 12,29 & 0,79 \\ 15,61 & 0,84 \\ 21,10 & 1,21 \\ 15,77 & 0,87 \\ 20,43 & 1,21 \\ 3,71 & 0,25 \\ 2,87 & 0,33 \\ 2,84 & 0,17 \\ 4,96 & 0,30 \\ 1,80 & 0,16 \\ 5,72 & 0,48 \\ \end{array}$	$\begin{array}{r c c c c c c c c c c c c c c c c c c c$

Tabelle 10: Spezifische Aktivität von U	Jran-238 und Radium-228 mit den zugehörigen
Unsicherheiten, dem Aktivi	tätsverhältnis a(Ra-228)/a(U238) und der Anga-
be des Flusskilometers für	die einzelnen Testflächen entlang der Zwickauer
Mulde (ZM) und der Verein	nigten Mulde (VM).

Testfläche	Mulde	Flusskilometer	Uran-238		Radium-228		$\operatorname{Ra-228/U238}$
(Art)			a	u(a)	a	u(a)	
T01 (GL)	ZM	$88,\!57$	$454,\!60$	$35,\!69$	$60,\!63$	$3,\!95$	0,13
T02 (GL)	ZM	$90,\!65$	$385,\!64$	$33,\!94$	$56,\!11$	3,72	$0,\!15$
T13 (GL)	ZM	140,70	$212,\!99$	20,09	$43,\!28$	$2,\!81$	$0,\!20$
T04 (AL)	ZM	103,32	$242,\!50$	$22,\!60$	48,79	$_{3,22}$	$0,\!20$
T05A (AL)	ZM	$103,\!21$	$135,\!36$	$16,\!67$	$40,\!51$	$2,\!69$	$0,\!30$
T05B (AL)	ZM	$105,\!01$	$174,\!06$	$13,\!84$	$48,\!95$	$2,\!67$	$0,\!28$
T06 (AL)	ZM	$107,\!01$	113,00	$15,\!57$	42,97	$2,\!92$	$0,\!38$
T07 (AL)	ZM	108,20	$208,\!55$	$20,\!62$	$46,\!15$	$3,\!04$	$0,\!22$
T08 (AL)	ZM	110,38	108,72	$14,\!68$	$48,\!85$	$3,\!03$	$0,\!45$
T22 (GL)	VM	172,00	161,84	$31,\!92$	50,03	$2,\!81$	0,31
T31 (GL)	VM	192,06	$227,\!28$	$43,\!96$	$50,\!11$	$2,\!54$	$0,\!22$
T34 (GL)	VM	$201,\!32$	$298,\!97$	$55,\!23$	$53,\!13$	$3,\!07$	$0,\!18$
T36 (GL)	VM	204,10	$223,\!57$	$41,\!48$	$50,\!97$	$2,\!95$	$0,\!23$
T40 (GL)	VM	$215,\!26$	$278,\!59$	$60,\!45$	$51,\!52$	$3,\!07$	$0,\!18$
T18 (AL)	VM	166,27	$47,\!89$	$9,\!20$	$47,\!65$	$2,\!93$	$0,\!99$
T19 (AL)	VM	167, 36	120,41	$23,\!27$	40,70	$2,\!03$	$0,\!34$
T21 (AL)	VM	169,22	$145,\!69$	$27,\!15$	$50,\!66$	$2,\!82$	$0,\!35$
T26 (AL)	VM	178,76	$148,\!37$	$28,\!60$	41,74	$2,\!36$	$0,\!28$
T47 (AL)	VM	234,75	$84,\!39$	$17,\!35$	$45,\!19$	$2,\!47$	$0,\!54$
T50 (AL)	VM	240,94	$84,\!57$	$15,\!87$	$45,\!03$	$2,\!18$	$0,\!53$
T51 (AL)	VM	$242,\!30$	$71,\!69$	$15,\!40$	$46,\!83$	$2,\!60$	$0,\!65$

B. Datenanalyse

Testfläche	U-238		Th-230	
	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$
T18	$27,\!34$	18,47	u.N.	-
T19	$11,\!56$	$39,\!07$	u.N.	-
T21	$32,\!84$	42,21	u.N.	-
T22	27,76	$51,\!36$	u.N.	-
T26	$1,\!93$	44,89	u.N.	-
T31	$3,\!98$	$70,\!07$	u.N.	-
T34	$12,\!31$	$85,\!64$	u.N.	-
T36	$96,\!95$	$78,\!97$	u.N.	-
T40	$87,\!47$	$103,\!46$	u.N.	-
T47	$5,\!84$	29,70	u.N.	-
T50	17,75	$29,\!20$	u.N.	-
T51	$14,\!48$	$24,\!50$	u.N.	-

Tabelle 11: Überprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von U-238 und Th-230.

Tabelle 12: Überprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von Ra-226 und Pb-210.

Testfläche	Ra-226		Pb-210	
	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$
T18	$0,\!22$	3,7	$1,\!99$	20,72
T19	6,78	6,79	$20,\!12$	$27,\!60$
T21	$29,\!53$	7,09	$26,\!59$	$32,\!97$
T22	$3,\!03$	8,47	$17,\!96$	$35,\!29$
T26	5,25	$7,\!55$	$11,\!01$	$29,\!42$
T31	$16,\!41$	8,86	$28,\!15$	$33,\!05$
T34	$20,\!59$	$10,\!48$	$13,\!40$	$40,\!35$
T36	$22,\!57$	10,03	$26,\!56$	$37,\!80$
T40	$55,\!05$	$12,\!86$	$47,\!60$	44,44
T47	$4,\!19$	$4,\!69$	$2,\!30$	$23,\!40$
T50	$9,\!44$	$5,\!16$	$20,\!14$	18,81
T51	$10,\!65$	$4,\!33$	$0,\!81$	$23,\!16$
Tabelle 13: Überprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von U-235 und Ac-227.

Testfläche	U-235		Ac-227	
	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$
T18	$0,\!25$	1,42	u.N.	-
T19	$0,\!12$	$1,\!29$	u.N.	-
T21	$1,\!03$	1,86	$2,\!66$	1,76
T22	$1,\!20$	$2,\!22$	$0,\!38$	2,02
T26	$0,\!01$	$1,\!83$	$0,\!05$	1,71
T31	0,74	$1,\!98$	$2,\!15$	$2,\!14$
T34	$0,\!07$	$2,\!93$	1,73	$2,\!60$
T36	4,26	2,51	$1,\!35$	2,74
T40	6,32	$2,\!99$	$1,\!12$	$3,\!55$
T47	$0,\!41$	$1,\!35$	u.N.	-
T50	0,36	$1,\!15$	0,78	$1,\!34$
T51	$0,\!05$	$1,\!20$	u.N.	-

Tabelle 14: Überprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von Ra-228 und Th-228.

Testfläche	Ra-228		Th-228	
	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$
T18	3,1	$5,\!6$	$3,\!65$	5,12
T19	$11,\!86$	$4,\!86$	10,29	4,57
T21	$0,\!08$	5,76	$5,\!02$	$4,\!45$
T22	$0,\!25$	$6,\!51$	$4,\!64$	4,71
T26	$7,\!50$	$5,\!27$	2,92	$4,\!31$
T31	0,75	$6,\!51$	2,51	$4,\!25$
T34	$2,\!45$	$7,\!82$	$2,\!14$	$4,\!66$
T36	$0,\!11$	$6,\!14$	$1,\!46$	$4,\!66$
T40	$0,\!68$	$6,\!82$	$1,\!62$	$4,\!49$
T47	$9,\!34$	$5,\!47$	$3,\!95$	$4,\!25$
T50	5,77	4,81	$6,\!36$	$5,\!29$
T51	$1,\!92$	$5,\!23$	$1,\!12$	4,08

Testfläche	Cs-137		K-40	
	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$	$ x_1 - x_2 $	$\sqrt{2} \cdot \sqrt{u^2(x_1) + u^2(x_2)}$
T18	0,34	0,82	$105,\!31$	22,61
T19	$0,\!80$	$0,\!66$	$110,\!57$	19,09
T21	$0,\!48$	$0,\!89$	$74,\!02$	$20,\!41$
T22	1,76	$1,\!10$	$61,\!56$	$57,\!64$
T26	$1,\!40$	0,86	$137,\!89$	18,06
T31	$0,\!20$	0,91	49,77	54,01
T34	$0,\!66$	$1,\!44$	$34,\!09$	$52,\!93$
T36	$5,\!49$	2,09	1,73	48,93
T40	$4,\!65$	$2,\!11$	$7,\!65$	52,75
T47	$0,\!83$	$0,\!58$	204,35	$23,\!61$
T50	2,11	$0,\!49$	$125,\!34$	$22,\!38$
T51	$3,\!92$	0,71	$96,\!52$	$19,\!12$

Tabelle 15: Überprüfung der Verträglichkeit mit den Werten von 2008 mittels des Konformitätskriteriums für die spezifischen Aktivitäten von Cs-137 und K-40.



Abbildung 26: Jahresdosis der verschiedenen Referenzpersonen berechnet mit den geom. Mittelwerten für die Vereinigte und die Zwickauer Mulde.

Tabelle 16: Überprüfung der Messwerte für die einzelnen Nuklide auf Normalverteilung mittels Shapiro-Wilk-Test. W ist die Prüfgröße, wie in [Sti10] definiert.
n ist der Stichprobenumfang, α ist das Signifikanz
niveau (es wurde hier $\alpha = 0,05$ gewählt). Für P<
 α kann die Annahme einer Normalverteilung abgelehnt werden.

Nuklid	n	W	Р	normal
U-238	12	$0,\!93466$	$0,\!43209$	ja
Ra-226	12	$0,\!93505$	$0,\!43669$	ja
Pb-210	12	0,91381	$0,\!23867$	ja
U-235	12	0,91973	$0,\!28369$	ja
Ac-227	8	$0,\!98265$	$0,\!97482$	ja
Ra-228	12	$0,\!92957$	$0,\!37556$	ja
Th-228	12	0,91338	$0,\!23569$	ja
Cs-137	12	$0,\!88479$	0,10098	ja
K-40	12	$0,\!86347$	$0,\!05405$	ja

Tabelle 17: Test auf Normalverteilung für die Werte der Grünlandflächen.

Nuklid	n	W	Р	normal
U-238	5	0,94912	0,73092	ja
Ra-226	5	0,9463	0,71072	ja
Pb-210	5	$0,\!82467$	$0,\!12681$	ja
U-235	5	$0,\!93612$	$0,\!63864$	ja
Ac-227	5	$0,\!97965$	0,93273	ja
Ra-228	5	$0,\!89693$	0,39313	ja
Th-228	5	$0,\!55273$	0,00013352	nein
Cs-137	5	0,83849	0,1608	ja
K-40	5	0,96597	0,8488	ja

Nuklid	n	W	Р	normal
U-238	7	0,53199	4,1335E-05	nein
Ra-226	7	$0,\!45866$	4,9013E-06	nein
Pb-210	7	$0,\!95518$	0,77649	ja
U-235	7	0,91298	$0,\!4169$	ja
Ac-227	3	0,98991	$0,\!80784$	ja
Ra-228	7	0,96647	$0,\!87189$	ja
Th-228	7	0,9628	$0,\!84241$	ja
Cs-137	7	0,943	$0,\!66585$	ja
K-40	7	0,77993	0,02579	nein

Tabelle 18: Test auf Normalverteilung für die Werte der Ackerlandflächen.

Tabelle 19: Überprüfung der Messwerte für die einzelnen Nuklide auf logarithmische Normalverteilung mittels Shapiro-Wilk-Test. Die Werte wurden hier vor der Anwendung des Tests logarithmiert. W ist die Prüfgröße, wie in [Sti10] definiert. n ist der Stichprobenumfang, α ist das Signifikanzniveau (es wurde hier $\alpha = 0,05$ gewählt). Für P < α kann die Annahme einer Normalverteilung abgelehnt werden.

Nuklid	n	W	Р	lognormal
U-238	12	0,95541	0,71683	ja
Ra-226	12	0,90869	$0,\!20525$	ja
Pb-210	12	$0,\!92447$	$0,\!32517$	ja
U-235	12	0,94731	$0,\!59809$	ja
Ac-227	8	0,91436	$0,\!38583$	ja
Ra-228	12	0,91882	$0,\!27629$	ja
Th-228	12	0,90275	$0,\!1721$	ja
Cs-137	12	0,96712	$0,\!87847$	ja
K-40	12	0,86396	$0,\!05482$	ja

Tabelle 20: Test auf logarithmische Normalverteilung für die Werte der Grünlandflächen.

Nuklid	n	W	Р	lognormal
U-238	5	$0,\!81161$	$0,\!10042$	ja
Ra-226	5	$0,\!94947$	0,73342	ja
Pb-210	5	0,82108	$0,\!11903$	ja
U-235	5	0,92743	0,57897	ja
Ac-227	5	$0,\!99257$	$0,\!98786$	ja
Ra-228	5	$0,\!89862$	$0,\!40233$	ja
Th-228	5	$0,\!60108$	0,00064791	nein
Cs-137	5	$0,\!83609$	$0,\!15441$	ja
K-40	5	0,96865	0,86652	ja

I	Nuklid	n	W	Р	lognormal
	U-238	7	0,92852	0,53841	ja
Η	Ra-226	7	0,86198	$0,\!1577$	ja
I	Pb-210	7	$0,\!97768$	$0,\!94754$	ja
	U-235	7	0,92184	$0,\!48384$	ja
I	Ac-227	3	0,96418	$0,\!63633$	ja
I	Ra-228	7	0,96449	$0,\!8562$	ja
]	Th-228	7	$0,\!96477$	$0,\!85847$	ja
(Cs-137	7	$0,\!91447$	$0,\!42769$	ja
	K-40	7	0,77882	$0,\!02513$	nein

Tabelle 21: Test auf logarithmische Normalverteilung für die Werte der Ackerland-flächen.

Tabelle 22: Geometrische Mittelwerte mit den dazugehörigen Standardabweichungen und 95%-Perzentilen für die Zwickauer und Vereinigte Mulde.

Nuklid	Anzahl der Werte	geom. Mittel	geom. SD	95%-Perzentile
	(n)	$[\mathrm{Bq/kg}]$	$[\mathrm{Bq/kg}]$	$[{ m Bq/kg}]$
U-238	21	161,614	1,764	385,640
Th-230	2	$230,\!480$	1,420	$179,\!849$
Ra-226	21	$124,\!895$	1,522	$236{,}647$
Pb-210	21	100,532	1,466	$156,\!347$
U-235	21	8,039	1,588	17,593
Ac-227	14	8,101	1,385	$11,\!584$
Ra-228	21	$47,\!839$	1,114	56,109
Th-228	21	$52,\!625$	1,780	$64,\!536$
Cs-137	21	$6,\!578$	1,106	15,773
K-40	21	$695,\!483$	1,420	$818,\!645$

Tabelle 23: Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den geometrischen Mittelwerten für die Vereinigte Mulde bei aktueller Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.

Altersgruppe	unter	1 - 2	2 - 7	7 -	12 -	über	Beschäftigter
	1 a	a	a	12 a	$17 \mathrm{a}$	$17 \mathrm{a}$	
Äußere Exposition	0,075	0,065	0,065	0,065	0,056	$0,\!056$	0,056
Boden Direktingestion		$0,\!057$	$0,\!021$	0,004	$0,\!005$	$0,\!001$	0,001
Inhalation von Staub	0,001	0,001	$0,\!001$	0,001	0,001	$0,\!001$	0,020
Milch, Milchprodukte	0,038	0,031	$0,\!018$	0,021	0,032	$0,\!005$	0,000
Fleisch, Fleischwaren	0,011	0,009	$0,\!018$	0,015	$0,\!015$	$0,\!009$	0,000
Muttermilch	0,072						
Gesamt	0,195	0,163	$0,\!124$	0,107	0,110	$0,\!073$	0,077

Tabelle 24: Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den geometrischen Mittelwerten für die Zwickauer Mulde bei aktueller Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.

Altersgruppe	unt	er 1 - 2	2 - 7	7 -	12 -	über	Beschäftigter
	1 a	a	a	12 a	17 a	17 a	
Äußere Exposition	0,0	33 0,029	0,029	0,029	0,025	0,025	0,025
Boden Direktingestion		0,127	0,047	0,008	0,010	0,004	0,004
Inhalation von Staub	0,0	01 0,002	2 0,003	0,003	0,004	0,004	0,039
Milch, Milchprodukte	0,0	41 0,035	6 0,021	0,024	0,036	0,006	0,000
Fleisch, Fleischwaren	0,0	15 0,013	B 0,025	0,021	0,019	0,013	0,000
Muttermilch	0,1	00					
\mathbf{Gesamt}	0,1	91 0,206	6 0,125	0,085	0,094	0,051	0,067

Tabelle 25: Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den geometrischen Mittelwerten für die Zwickauer und die Vereinigte Mulde bei aktueller Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.

Altersgruppe	unter	1 - 2	2 - 7	7 -	12 -	über	Beschäftigter
	1 a	a	a	12 a	$17 \mathrm{a}$	$17 \mathrm{a}$	
Äußere Exposition	0,047	0,041	0,041	0,041	0,035	0,035	0,035
Boden Direktingestion		$0,\!105$	0,040	0,007	0,008	$0,\!003$	0,003
Inhalation von Staub	0,001	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,033
Milch, Milchprodukte	0,034	0,028	$0,\!017$	0,019	0,029	$0,\!005$	0,000
Fleisch, Fleischwaren	0,012	0,010	0,020	0,017	0,016	0,010	0,000
Muttermilch	0,081						
Gesamt	0,175	$0,\!187$	$0,\!120$	0,086	0,090	$0,\!057$	0,072

Tabelle 26: Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet für die ungünstigste Einwirkstelle bei aktueller Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.

Altersgruppe	unter	1 - 2	2 - 7	7 -	12 -	über	Beschäftigter
	1 a	a	a	12 a	$17 \mathrm{a}$	$17 \mathrm{a}$	
Äußere Exposition	0,047	0,041	0,041	0,041	0,035	$0,\!035$	0,035
Boden Direktingestion		$0,\!240$	$0,\!089$	0,016	0,019	$0,\!007$	0,007
Inhalation von Staub	0,002	$0,\!004$	$0,\!004$	0,005	0,006	$0,\!006$	0,063
Milch, Milchprodukte	0,084	$0,\!070$	$0,\!042$	0,048	$0,\!074$	0,012	0,000
Fleisch, Fleischwaren	0,030	0,025	$0,\!049$	0,041	0,038	$0,\!025$	0,000
Muttermilch	0,196						
Gesamt	0,358	$0,\!380$	$0,\!225$	$0,\!151$	$0,\!173$	$0,\!085$	$0,\!106$

Tabelle 27: Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den 95%-Perzentilen für die aktuelle Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.

Altersgruppe	unter	1 - 2	2 - 7	7 -	12 -	Über	Beschäftigter
	1 a	a	a	12 a	$17 \mathrm{a}$	$17 \mathrm{a}$	
Äußere Exposition	0,062	0,054	0,054	0,054	0,047	0,047	0,047
Boden Direktingestion		0,210	0,077	0,014	0,017	0,006	0,006
Inhalation von Staub	0,002	0,003	0,004	$0,\!005$	0,005	$0,\!005$	0,055
Milch, Milchprodukte	0,106	0,089	$0,\!053$	0,061	0,093	$0,\!015$	0,000
Fleisch, Fleischwaren	0,037	0,030	0,060	$0,\!050$	0,048	$0,\!031$	0,000
Muttermilch	0,239						
Gesamt	0,446	0,387	$0,\!249$	$0,\!184$	$0,\!210$	$0,\!104$	$0,\!107$

Tabelle 28: Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den geometrischen Mittelwerten für die Zwickauer und die Vereinigte Mulde bei erweiterter Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.

Altersgruppe	unter	1 - 2	2 - 7	7 -	12 -	über	Beschäftigter
	1 a	a	a	12 a	17 a	17 a	
Äußere Exposition	0,047	0,041	0,041	0,041	0,035	0,035	0,035
Boden Direktingestion		$0,\!105$	0,040	0,007	0,008	0,003	0,003
Inhalation von Staub	0,001	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,033
Milch, Milchprodukte	0,034	0,028	0,017	0,019	0,029	$0,\!005$	0,000
Fleisch, Fleischwaren	0,012	$0,\!010$	0,020	0,017	0,016	0,010	0,000
Fisch	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Getreide, Getreidepro-	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
dukte							
Obst, Obstprodukte	0,175	0,096	0,078	0,062	0,059	0,013	0,000
Kartoffeln, Wurzel-	0,210	0,086	$0,\!054$	0,052	$0,\!054$	0,021	0,000
gemüse							
Blattgemüse	0,021	$0,\!013$	0,008	0,009	0,011	$0,\!005$	0,000
Gemüse	0,035	0,036	0,036	0,033	0,034	0,015	0,000
Trinkwasser	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Muttermilch	0,285						
Gesamt	0,819	$0,\!418$	0,296	0,242	0,248	0,111	0,072

Tabelle 29: Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet für die ungünstigste Einwirkstelle bei erweiterter Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.

Altersgruppe	unter	1 - 2	2 - 7	7 -	12 -	über	Beschäftigter
	1 a	a	a	12 a	17 a	$17 \mathrm{a}$	
Äußere Exposition	0,047	0,041	0,041	0,041	0,035	0,035	0,035
Boden Direktingestion		0,240	$0,\!089$	0,016	0,019	$0,\!007$	0,007
Inhalation von Staub	0,002	0,004	$0,\!004$	$0,\!005$	0,006	$0,\!006$	0,063
Milch, Milchprodukte	0,084	0,070	$0,\!042$	$0,\!048$	0,074	$0,\!012$	0,000
Fleisch, Fleischwaren	0,030	0,025	$0,\!049$	$0,\!041$	0,038	$0,\!025$	0,000
Fisch	0,017	0,034	$0,\!017$	$0,\!015$	0,010	$0,\!012$	0,000
Getreide, Getreidepro-	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	$0,\!000$	0,000
dukte							
Obst, Obstprodukte	0,414	0,232	$0,\!188$	$0,\!150$	$0,\!145$	0,032	0,000
Kartoffeln, Wurzel-	0,497	0,206	$0,\!130$	$0,\!127$	0,133	$0,\!051$	0,000
gemüse							
Blattgemüse	0,050	0,031	0,020	0,021	0,027	$0,\!012$	0,000
Gemüse	0,083	0,088	$0,\!087$	0,081	0,085	0,037	0,000
Trinkwasser	0,014	0,008	$0,\!004$	0,004	0,004	$0,\!005$	0,000
Muttermilch	0,798						
Gesamt	2,034	0,979	$0,\!671$	$0,\!547$	$0,\!576$	$0,\!233$	0,106

Altersgruppe	unter	1 - 2	2 - 7	7 -	12 -	über	Beschäftigter
	1 a	a	a	12 a	17 a	17 a	
Äußere Exposition	0,062	0,054	0,054	0,054	0,047	0,047	0,047
Boden Direktingestion		0,210	0,077	0,014	0,017	0,006	0,006
Inhalation von Staub	0,002	0,003	0,004	0,005	0,005	0,005	0,055
Milch, Milchprodukte	0,076	0,064	0,038	0,044	0,067	0,011	0,000
Fleisch, Fleischwaren	0,026	0,022	0,043	0,036	0,034	0,022	0,000
Fisch	0,020	0,040	0,020	0,018	0,012	0,014	0,000
Getreide, Getreidepro-	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
dukte							
Obst, Obstprodukte	0,369	0,206	0,167	0,134	0,130	0,029	0,000
Kartoffeln, Wurzel-	0,443	$0,\!183$	0,116	0,113	0,119	0,045	0,000
gemüse							
Blattgemüse	0,044	0,027	0,018	0,018	0,024	0,011	0,000
Gemüse	0,074	0,078	0,077	0,072	0,076	0,033	0,000
Trinkwasser	0,019	0,012	0,006	0,006	0,006	0,008	0,000
Muttermilch	0,736						
Gesamt	1,871	$0,\!899$	$0,\!621$	0,513	$0,\!536$	0,230	$0,\!107$

Tabelle 30: Jahresdosis der Referenzpersonen berechnet mit den 95%-Perzentilen für erweiterte Nutzung. Die Werte sind in mSv/a angegeben.

C. Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all denen bedanken, die mich bei meiner Arbeit unterstützt haben.

Als erstes möchte ich mich bei Prof. Dr. Clemens Walther dafür bedanken, dass er mir die Möglichkeit gab diese Arbeit am Institut für Radioökologie und Strahlenschutz durchzuführen.

Als nächstes möchte ich mich bei Dr. Stefan Bister für seine engagierte Betreuung bedanken. Außerdem danke ich ihm für die zahlreichen Hilfen und Anmerkungen nach den Korrekturlesungen dieser Arbeit, sowie seine umfassende und geduldige Hilfe bei Fragen und Problemen.

Frank Tawussi danke ich für seine hilfsbereite Einführung und Betreuung der Gamma-Spektrometrie sowie seiner Hilfe die Fragen zur Auswertung der Messergebnisse betrafen. Ich danke allen Mitarbeitern am IRS für ihre Hilfsbereitschaft und Unterstützung in allen Bereichen, sowie für die sehr angenehme Arbeitsatmosphäre und dafür, dass ich so offen von allen aufgenommen wurden.

Zum Schluss danke ich meiner Familie, die mich in allen Bereichen unterstützt haben und mir jeder Zeit zur Seite standen.