

Untersuchung der radioaktiven Bodenbelastung in
einem nigerianischen Zinnabbaugebiet und dessen
Auswirkung auf die landwirtschaftliche Nutzung

Bachelorarbeit

23. September 2024

Hannah Rohkamm

Matrikelnummer: 10028054

Studiengang: Physik, Bachelor of Science

Prüfer: Prof. Dr. Clemens Walther

Betreuer: Tobias Blenke

Institut für Radioökologie und Strahlenschutz

Leibniz Universität Hannover

Eigenständigkeitserklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe, dass alle Stellen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß aus anderen Quellen übernommen wurden, als solche kenntlich gemacht wurden und dass die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegt worden ist.

Hannover, den 23. September 2024

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Rohkamm', is shown within a rectangular frame.

Hannah Rohkamm

Danksagung

Zunächst möchte ich mich bei Tobias Blenke für die tolle Betreuung meiner Bachelorarbeit bedanken. Danke, dass du immer für meine Fragen bereit standst und mich in allen Phasen meiner Arbeit unterstützt hast. Außerdem möchte ich mich bei Hilal Alemdar-Aydin bedanken, für ihre Unterstützung bei der Korngrößenanalyse und allen Fragen die ich dazu hatte. Des Weiteren möchte ich mich bei Clemens Walther für die Betreuung und die Bereitstellung des Themas, sowie bei Janet Ademola für die Bereitstellung der Proben bedanken. Zuletzt möchte ich mich noch bei Stefan Bister für die Einarbeitung, und auch allen anderen am IRS für die nette Aufnahme am Institut bedanken.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Physikalischer Hintergrund	2
2.1	Radioaktivität und Zerfallsarten	2
2.2	Natürlich vorkommende radioaktive Stoffe	3
2.3	Gleichgewichte	6
2.4	Supported and Unsupported Lead	6
2.5	Dosisgrößen	8
2.6	Nuklearer Fallout	8
2.7	Gammapektrometrie	9
3	Probennahme	12
3.1	Das Jos-Plateau	12
3.2	Orte der Probennahme	12
4	Korngrößenanalyse	15
4.1	Probenvorbereitung und Überprüfung der Messgenauigkeit	17
4.2	Schluff- und Tonanteilbestimmung	18
4.3	Korngrößenbestimmung durch Sieben	19
4.4	Auswertung der Korngrößenanalyse	20
5	Gammapektrometrische Messung der Bodenproben	23
5.1	Gammadetektor	23
5.2	Probenvorbereitung	23
5.3	Effizienzbestimmung mit dem Top-Down Verfahren	23
5.4	Auswertung der Gammapektrometrie	25
5.5	Unsicherheitsabschätzung	30
5.6	Einordnung zur lokalen Hintergrundstrahlung	31
6	Gammapektrometrische Messung der Pflanzenproben	33
6.1	Auswahl und Probenvorbereitung	33
6.2	Effizienzbestimmung	33
6.3	Auswertung der Gammapektroskopie	33
6.4	Einordnung der Ergebnisse	35
7	Weitere Diskussion der Ergebnisse	38
7.1	Aktivität im Vergleich zu Probenahmeorten	38
7.2	Aktivität im Zusammenhang mit Tongehalt	38
7.3	Unsupported Lead	39
7.4	pH-Wert im Vergleich zur ^{210}Pb Aktivität	40
7.5	^{228}Ac Aktivität im Vergleich zu ^{212}Pb Aktivität	41
7.6	Massenverluste bei der Korngrößenanalyse im Vergleich zum Sandanteil	42
8	Zusammenfassung	44
9	Anhang	45
10	Literaturangaben	47

1 Einleitung

Im nigerianischen Bundesstaat Plateau wurde seit Beginn des 20. Jahrhunderts Zinnbergbau betrieben. Dies prägte die Region stark, die Hauptstadt Jos wird nach [Nwa23] sogar als *tin city* bezeichnet.

Bergbau ist allerdings auch dafür bekannt, natürliche radioaktive Materialien anzureichern [Soc24]. Als Nebenprodukt der Extraktion des Zinns erhöhen sich die Konzentrationen von natürlichen Radionukliden wie ^{214}Pb , ^{210}Pb , ^{212}Pb , ^{214}Bi , ^{212}Bi und ^{228}Ac im Boden [IAE24], was eine potentielle Strahlenexposition von Arbeitern, aber auch Anwohnern bedeuten kann, wenn belastete Böden in der Landwirtschaft oder als Baumaterialien benutzt werden.

In dieser Arbeit soll untersucht werden, inwiefern der Zinnabbau in der Stadt Bisichi zur Anhäufung dieser Materialien beiträgt und ob dies eine Gefährdung für die Menschen, die Umwelt und die Landwirtschaft vor Ort bedeutet. Dies soll mittels einer gamma-spektrometrischen Untersuchung von Bodenrückständen aus den Zinnminen, sowie von Pflanzenproben erfolgen, welche in der Region als Lebensmittel angebaut und verkauft werden.

2 Physikalischer Hintergrund

2.1 Radioaktivität und Zerfallsarten

Wenn instabile Nuklide zerfallen, entsteht sogenannte ionisierende Strahlung. Bei diesen wird zwischen drei Zerfallsarten unterschieden. Dem α -, β - und γ -Zerfall. Man spricht von ionisierender Strahlung, da diese bei der Wechselwirkung mit Materie Ionen freisetzen kann [Min20]. In dieser Arbeit hat die γ -Strahlung eine besondere Bedeutung, da die Proben mittels Gammaskopie untersucht werden.

Beim α -Zerfall wird ein α -Teilchen emittiert, was den Kern in einen um zwei Neutronen und zwei Protonen Leichterem umwandelt [Dem17]:



Da α -Teilchen eine sehr kurze Reichweite in Materie haben, können sie auf kurzen Distanzen sehr viel Schaden im Gewebe verursachen [Bun22]. Dies ist für den Menschen meist erst bei Inkorporation gefährlich, da α -Strahlung gut abschirmbar ist und ohne Aufnahme in den Körper durch Einatmen, Verschlucken oder durch offene Wunden, in den obersten Hautschichten absorbiert wird.

Beim β -Zerfall wird zwischen dem β^+ - und β^- -Zerfall unterschieden. Plus und Minus stehen dabei für Positron und Elektron, welche beim jeweiligen Zerfall emittiert werden. Beim β^+ -Zerfall wird dabei zusätzlich ein Neutrino freigesetzt [Dem17]:



Beim β^- -Zerfall kommt es neben der Emission des Elektrons zu der eines Antineutrinos. Dabei kommt es zu einer Umwandlung eines Neutrons im Kern zu einem Proton [Dem17]:



Im Zusammenhang mit dem β -Zerfall ist noch der Elektroneneinfang zu erwähnen (englisch: electron capture). Dabei wird ein Elektron im Kern von einem Proton eingefangen und es kann zu einer Emission von Röntgenstrahlung kommen. Im Kern entsteht durch den Einfang ein Neutron [Dem17]. Somit ist dies der umgekehrte Prozess zum β^- -Zerfall.



Der γ -Zerfall ist die Emission eines γ -Teilchens beim Übergang eines Kerns vom angeregten Zustand in einen energetisch niedrigeren. Die Energie dieses γ -Teilchens ist dabei charakteristisch für die Energiedifferenz des Übergangs [Dem17].



Oft folgt der γ -Zerfall auf einen anderen, da sich die Kerne noch in einem angeregten Zustand befinden. So lassen sich später in dieser Arbeit auch α - und β -Zerfälle durch Gammaskopie zuordnen.

2.2 Natürlich vorkommende radioaktive Stoffe

Es gibt einige natürlich vorkommende Nuklide. Bedeutend sind dabei besonders die Nuklide ^{232}Th , ^{238}U und ^{235}U . Mit Halbwertszeiten von $1,4 \cdot 10^{10}$, $4,5 \cdot 10^9$ und $7,0 \cdot 10^8$ Jahren zählen sie zu den primordialen Nukliden [Nuc24]. Das bedeutet, dass diese Nuklide schon bei Entstehung der Erde vorhanden waren und noch heute vorliegen [Sto96].

Basierend auf diesen drei Nukliden werden die drei natürlichen Zerfallsreihen definiert. Sie basieren auf dem Zerfall der primordialen Mütter bis zu stabilen Bleisotopen. In Abbildung 1 ist ein Graph dieser Zerfallsreihen zu finden. Es existiert eine vierte Zerfallsreihe, die allerdings aufgrund der Halbwertszeit des Startnuklids, ^{237}Np , welche im Vergleich mit dem Alter der Erde recht gering ist, nicht mehr natürlich vorkommt [Sto96].

Die Mutternuklide dieser Zerfallsreihen kommen in der Natur als Erze und Mineralien vor und tragen zur natürlichen Hintergrundstrahlung der Erde bei. Die Nuklide und ihre Töchter können aber auch in die Luft, Wasser, Baumaterialien, Pflanzen und andere Organismen aufgenommen werden. Bei solchen natürlich vorkommenden Nukliden spricht man auch von NORM, was für *naturally occurring radioactive materials* steht. Wenn die Konzentrationen von Radionukliden durch menschliche Aktivitäten erhöht sind, spricht man auch von TENORM, also *technically enhanced naturally occurring radioactive materials* [Wor20]. Bei Aktivitäten, wie dem Bergbau, kann es zu Expositionen des Menschen kommen, die über der natürlichen Hintergrundstrahlung liegen und somit strahlenschutztechnisch relevant werden [Wor20].

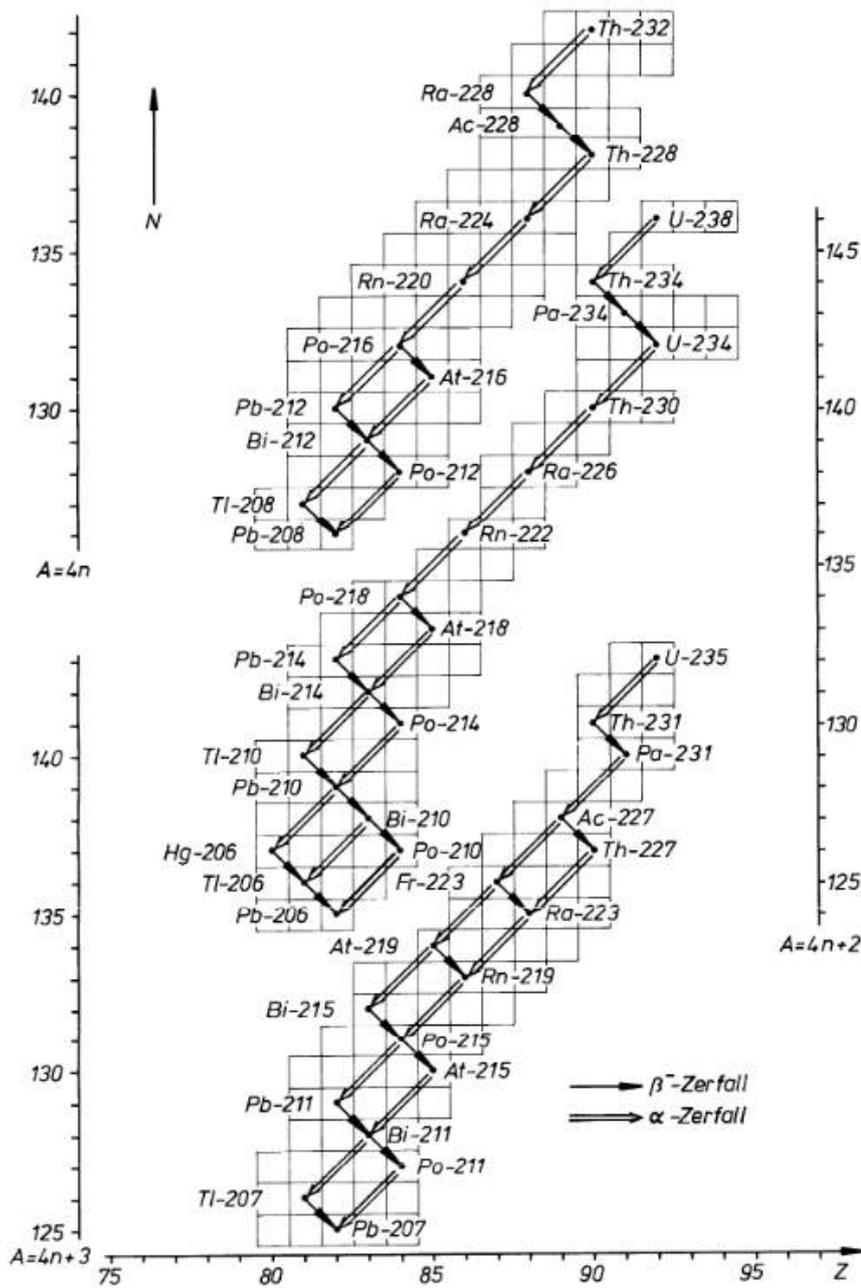


Abb. 1: Z/N- Diagramm der natürlichen Zerfallsreihen. Abbildung übernommen aus [Kri23]

Neben den terrestrischen NORM aus dem Boden, gibt es auch NORM mit kosmogenem Ursprung, welche durch Wechselwirkungen von den Gasen in der Atmosphäre mit der kosmischen Hintergrundstrahlung entstehen [Wor20]. Ein Beispiel dafür ist ^{14}C , welches aus ^{14}N entsteht, welches mit Neutronen aus der atmosphärischen Kettenreaktion reagiert.

Bergbau ist ein maßgeblicher Prozess bei der Produktion von NORM. Bei dem Transport von Metallerzen an die Oberfläche und der Nachbearbeitung der Erze, kommt es zu einer Umverteilung von Radionukliden und es kann somit zu erhöhten Konzentrationen kommen [IAE24]. Das Material, welches beim Bergbau nach der Extraktion der abgebauten Ressource übrig bleibt, wird *Tailing* [Soc24] genannt. Diese haben eine besondere Bedeutung in der Ermittlung der Strahlenbelastung durch Bergbau.

Bei Exposition durch ionisierende Strahlung kann es zu verschiedenen Gesundheitsrisiken kommen. Auch bei niedrigen Aktivitäten kann es zu einem erhöhten Krebsrisiko, besonders in den Lungen und der Brust, sowie zu Schädigungen des Erbguts kommen [Nat00]. Zu einer Strahlenbelastung kann es auf verschiedenen Wegen kommen, zum einen von außen, zum anderen durch *Inkorporation* [Str19]. Beim letzteren Weg wird zwischen *Ingestion* durch Nahrung oder Wasser und *Inhalation* durch die Atemluft unterschieden. Für die Inhalation ist besonders das Nuklid ^{222}Rn relevant, da es als Edelgas besonders schnell in die Atmosphäre diffundiert [Tec24].

Zur Begrenzung der Strahlenexposition können die Maßnahmen Minimierung der Aktivität, Beschränkung der Aufenthaltsdauer, Halten von Abstand und Verwendung von Abschirmung verwendet werden [VV19]. Kommt es zu einer Kontamination der Umwelt, ist die Aufenthaltsdauer sehr hoch und der Abstand potentiell sehr niedrig. Es kann also zu einem erhöhten Gesundheitsrisiko der Anwohner kommen.

Um dies für die vorliegenden Boden- und Pflanzenproben zu bewerten, werden gammaspektrometrische Messungen durchgeführt. Für die Gamma-Messbarkeit ist maßgeblich, wie viele Gammaübergänge, also Peaks, die Isotope haben, wie hoch die Emissionswahrscheinlichkeiten dieser sind und ob die Energien dieser Übergänge im messbaren Bereich liegen. Anhand dieser Kriterien wird erwartet, dass folgende Isotope mittels Gammaskopie zuordbar sind:

In der ^{232}Th -Reihe sind ^{228}Ac , ^{212}Pb und ^{212}Bi und ^{208}Tl messbar
In der ^{238}U -Reihe sind ^{234}Th , ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi und ^{210}Pb messbar
In der ^{235}U -Reihe sind ^{235}U und in geringem Maße ^{211}Pb messbar

Außerdem ist das primordiale Nuklid ^{40}K messbar, welches nicht Teil dieser Zerfallsreihen ist. Die genauen Kriterien zur Auswertung der Peaks folgen später.

2.3 Gleichgewichte

In den natürlichen Zerfallsreihen können sich, wenn keine äußeren Einflüsse dies verhindern, nach einiger Zeit radioaktive Gleichgewichte einstellen. Je nach Verhältnis der Halbwertszeiten zwischen Mutter- und Tochternuklid wird dabei zwischen drei Fällen unterschieden [Uni04]:

Dem säkularen Gleichgewicht, welches sich einstellt, wenn das Mutternuklid eine deutlich längere Halbwertszeit hat als die Tochter.

Dem transienten Gleichgewicht, welches sich einstellt wenn Mutter- und Tochternuklid in etwa gleich große Halbwertszeiten haben.

Keinem Gleichgewicht. Dieser Fall tritt ein, wenn die Halbwertszeit des Tochternuklids länger ist als die der Mutter.

Für das transiente und säkulare Gleichgewicht ist in Abbildung 2 der Verlauf der Aktivität mit der Zeit von Mutter- und Tochternuklid abgebildet.

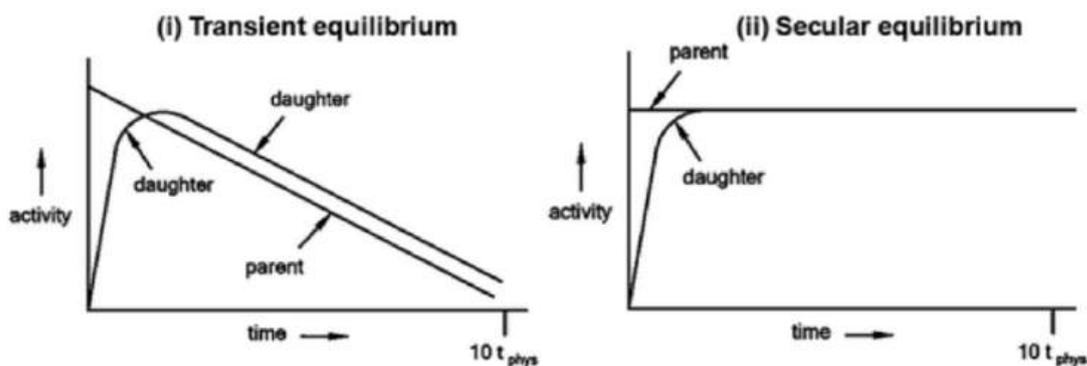


Abb. 2: Graphen der Aktivität im Verlauf der Zeit für das transiente und säkulare Gleichgewicht. Abbildung übernommen aus [DC14]

Die Bodenproben, die in dieser Arbeit untersucht werden, wurden nach Verpacken mehrere Wochen vor der Messung liegen gelassen. Auf Grund dessen wird erwartet, dass sich Gleichgewichte zwischen $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ und $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ einstellen.

2.4 Supported and Unsupported Lead

Ein interessantes Nuklid in der Analyse von Bodenproben ist das ^{210}Pb . Dieses kann durch zwei verschiedene Arten in den Boden gelangen.

Zunächst durch den Zerfall von ^{226}Ra in der ^{238}U -Zerfallsreihe im Boden. Da in diesem Fall in der Zerfallsreihe durchgängig zerfallenes ^{210}Pb nachgebildet wird, spricht man hierbei von *supported lead*.

Die zweite Quelle für ^{210}Pb im Boden ist durch Deposition aus der Atmosphäre. Dieser

Anteil entsteht beim Zerfall von ^{222}Rn , welches zuvor aus dem Boden in die Atmosphäre diffundiert ist.

Da die Quelle dieses ^{210}Pb nicht vorliegt, wird hier kein zerfallenes ^{210}Pb nachgebildet. Deshalb wird dies *unsupported lead* genannt.

Die Gesamtmenge an ^{210}Pb , das in einer Bodenprobe gefunden wird, setzt sich also immer aus diesen beiden Anteilen zusammen [Pit]:

$$^{210}\text{Pb}_{\text{total}} = ^{210}\text{Pb}_{\text{supp.}} + ^{210}\text{Pb}_{\text{unsupp.}} \quad (2.6)$$

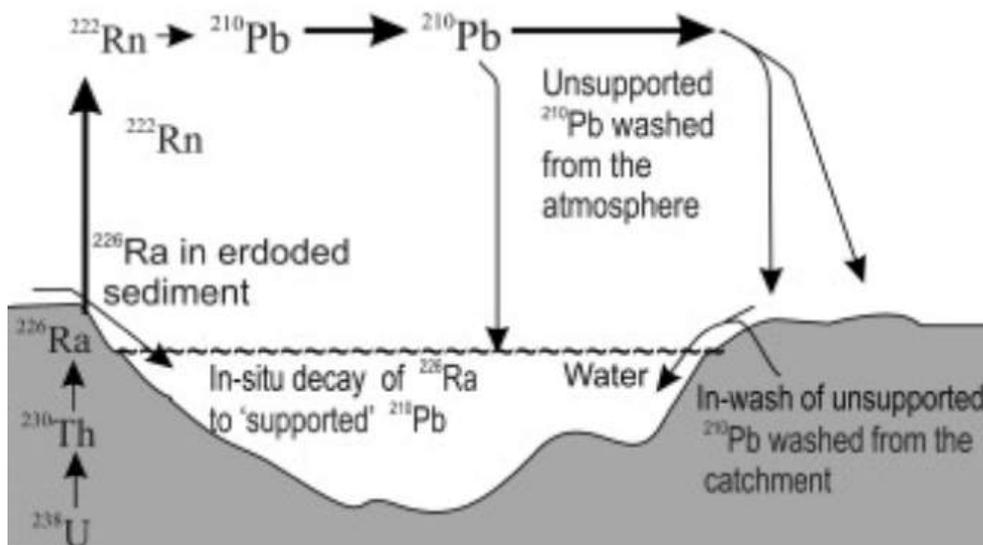


Abb. 3: Übersicht zur Bildung von supported und unsupported lead. Abbildung übernommen aus [BC14]

In Abbildung 3 sind die beiden Bildungswege für ^{210}Pb zu sehen. Das ^{226}Ra kann im Boden (In der Abbildung In-Situ) weiter zu ^{210}Pb zerfallen, oder die Tochter ^{222}Rn diffundiert in die Atmosphäre. Im zweiten Fall wird das in der Atmosphäre entstandene ^{210}Pb später wieder ausgewaschen und im Boden deponiert. Dieses deponierte Blei kann durch Wasser und Bewegung von Sedimenten wieder aufgeschüttet werden.

Da *unsupported lead* an der Oberfläche deponiert wird, wird erwartet, dass ab einer bestimmten Bodentiefe nur noch *supported lead* gefunden werden kann. Durch den Vergleich der ^{210}Pb Aktivitäten an Oberfläche und in tieferen Erdschichten lässt sich das Verhältnis der beiden Anteile zueinander bestimmen.

Mithilfe dieses Nuklids lässt sich außerdem die Sedimentationsrate r von Böden bestimmen. Diese ist gegeben durch die Halbwertszeit λ von ^{210}Pb mal der Aktivität in Tiefe x (A_x) geteilt durch die Gesamtkonzentration C von ^{210}Pb [BC14]:

$$r = \frac{\lambda \cdot A_x}{C} \quad (2.7)$$

Die Sedimentationsrate gibt an, wie viel Sediment im Jahr auf den Boden aufgeschüttet wird.

Anhand der verbleibenden ^{210}Pb Konzentration im Boden lassen sich Sedimente datieren. Aufgrund der Halbwertszeit von ^{210}Pb von 22,3 Jahren ist diese Art der Datierung auf neuere Sedimente, im Bereich zwischen 75 bis 100 Jahren, begrenzt [DHI24]. Da in dieser Arbeit keine Proben verschiedener Bodentiefe genommen wurden, kann diese Methode hier allerdings nicht angewendet werden.

2.5 Dosisgrößen

Um ein potentiell Gesundheitsrisiko später einschätzen zu können, sollen hier vorab ein paar Begriffe definiert werden. Die Exposition von Personen mit ionisierender Strahlung lässt sich über die Dosis quantifizieren. Bei dieser wird zwischen verschiedenen Größen unterschieden.

Die erste maßgebliche Größe ist die *Energiedosis*. Diese ist als das Verhältnis zwischen der Gesamtenergie, die durch Strahlung übertragen wird und der Masse des bestrahlten Volumens definiert [VV19].

Zum einen gibt es die sogenannte *Äquivalentdosis*. Diese ist als das Produkt aus Energiedosis, welche durch die ionisierende Strahlung deponiert wurde, und einem Qualitätsfaktor definiert [VV19].

Des Weiteren wird die *Ortsdosis* definiert. Dies ist die Äquivalentdosis im freien Strahlenfeld und kann ohne eine exponierte Person gemessen werden [VV19].

Außerdem kann die *Personendosis* betrachtet werden, welche die Äquivalenzdosis an einer bestimmten Körperstelle darstellt [VV19].

Sehr relevant für den Strahlenschutz ist die *Organdosis*. Diese wird als Produkt aus der Organenergiedosis, die über die Masse des Organs gemittelte Energiedosis, und eines Strahlungswichtungsfaktors definiert. Dieser Strahlungswichtungsfaktor hängt von Strahlungsart und Energie ab [VV19].

Zuletzt soll hier die sogenannte *effektive Dosis* erwähnt werden. Diese setzt sich als Produkt aller Gewebe-Wichtungsfaktoren und der jeweiligen Organdosen zusammen. Der Gewebewichtungsfaktor gibt dabei den Anteil des jeweiligen Organs am Gesamtrisiko bei gleichmäßiger Exposition des Körpers an [VV19].

2.6 Nuklearer Fallout

Neben den natürlichen Strahlenquellen gibt es auch anthropogene, die zur Hintergrundstrahlung beitragen. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Kernwaffentests, die zwischen den 40er-60er Jahren durchgeführt wurden. Bei diesen Kernwaffentests wurden einige Nuklide in die Atmosphäre abgegeben, unter anderen ^{140}Ba , ^{131}I , ^{141}Ce , ^{103}Ru , ^3H , ^{95}Zr , ^{91}Y und ^{89}Sr [Nat00]. Einige der Nuklide, wie das ^{131}I , sind aufgrund ihrer kurzen Halbwertszeiten in dieser Arbeit nicht relevant. Die Kernwaffentests hoben die Hintergrundstrahlung in Atmosphäre, Boden und schließlich auch Organismen an [Bun23]. Je nach Halbwertszeit können diese Isotope noch Jahre später in der Umwelt gefunden werden.

Oberirdische Kernwaffentests nahmen ab 1963 mit der *nuclear test ban treaty* ab, einem Abkommen zwischen USA, Sowjetunion und Großbritannien. In späteren Jahren schlossen sich weitere Länder diesem Abkommen an. Die Hintergrundstrahlung nahm infolgedessen stark ab [Uni24].

Zu den Kernwaffentests kommen außerdem nukleare Unfälle als Quellen für *nuklearen Fallout* hinzu. Die größten nuklearen Unfälle sind die Vorfälle in den Kernkraftwerken in Tschernobyl 1986 [Sic24a] und in Fukushima 2011 [Sic24b]. Ein relevantes Nuklid ist hierbei besonders das ^{137}Cs .

2.7 Gammaspektrometrie

Die Gammaspektrometrie ist eine wichtige Methode zur Messung von radioaktiven Zerfällen. Da ein breites Spektrum an Energien gemessen werden kann, kann mit einer Messung eine Vielzahl von radioaktiven Nukliden nachgewiesen werden. Für die Messung der Nuklide der natürlichen Zerfallsreihen eignet sich die Gammaspektrometrie deshalb gut, weil der γ -Zerfall ein Nebenprodukt der anderen Zerfälle ist. Es lassen sich also auch die α - und β -Zerfälle der natürlichen Zerfallsreihen auf diese Art nachweisen. Die Energie jedes γ -Zerfalls ist charakteristisch, weswegen sich anschließend die einzelnen Nuklide Peaks bestimmter Energien zuordnen lassen.

Es gibt verschiedene Typen von Gammadetektoren, in diesem Fall wurde ein Reinstgermaniumdetektor verwendet. Diese eignen sich gut für die Vermessung von radioaktiven Materialien, da sie eine hohe Energieauflösung haben [Arn18]. Diese Detektoren funktionieren basierend auf dem Prinzip eines pn-Übergangs. Dies funktioniert so, dass ein Halbleitermaterial, in diesem Fall Germanium, in einer Zone positiv und in einer anderen negativ dotiert wird. *Dotieren* bedeutet, dass in der n-Zone fünfwertige Akzeptoratome hinzugesetzt werden und in der p-Zone dreiwertige Donatoratome [Dem16].

Im *Bändermodell* sorgen diese für zusätzliche Elektronen im Leitungsband und zusätzliche Löcher im Valenzband. Das Bändermodell beschreibt die möglichen Energiezustände, in denen Elektronen sein können. Es bilden sich dabei verbotene Zonen, die Bandlücken, aus [Dem16]. Als Valenzband wird dabei das letzte voll besetzte Band bezeichnet und als Leitungsband das Erste nicht voll besetzte. Beim Halbleiter ist Letzteres leer. Es kann also nur zu einem elektrischen Strom kommen, wenn die Bandlücke durch genügend Energie überwunden wird. Bei der Dotierung werden zusätzliche Energieniveaus direkt unter dem Leitungsband und über dem Valenzband geschaffen (Siehe Abbildung 4). Die Leitfähigkeit des Halbleiters wird also erhöht. Am pn-Übergang zwischen den verschiedenen dotierten Zonen kommt es zur Rekombination der Elektronen und Löcher. Es entsteht die sogenannte *Verarmungszone* [Jai22].

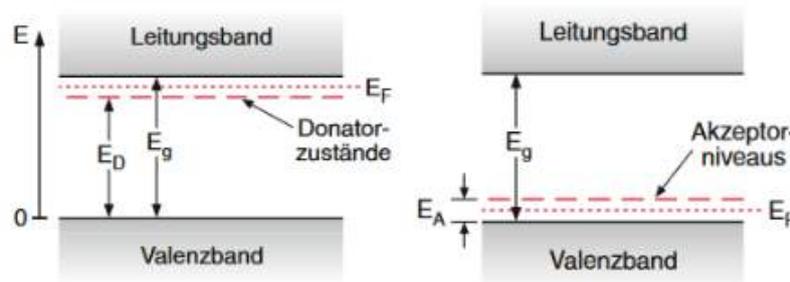


Abb. 4: Bändermodell eines dotierten Halbleiters. Abbildung übernommen aus [Dem16]

In Abbildung 5 ist eine Skizze des Funktionsprinzips eines Halbleiterdetektors zu finden. Treffen γ -Strahlen auf die Verarmungszone des pn-Übergangs, so werden Elektronen in die n-leitende Zone freigegeben, beziehungsweise Löcher in die p-leitende Zone. Dies führt zu einem elektrischen Strom, welcher proportional zur Energie des einfallenden Gamma-Photons ist. Diese elektrischen Signale werden detektiert und als Puls-Spektrum ausgegeben.

Wird das Kristallgitter des Detektors nicht gekühlt, kann es durch thermische Anregung zu einer Eigenleitfähigkeit im Kristall kommen [VV19]. Diese würde die Messungen verfälschen. Deswegen werden die Detektoren durchgängig mit flüssigem Stickstoff gekühlt. In Abbildung 6 ist die Einbettung des Detektors in ein Dewargefäß zu sehen, welches mit dem Stickstoff gefüllt ist.

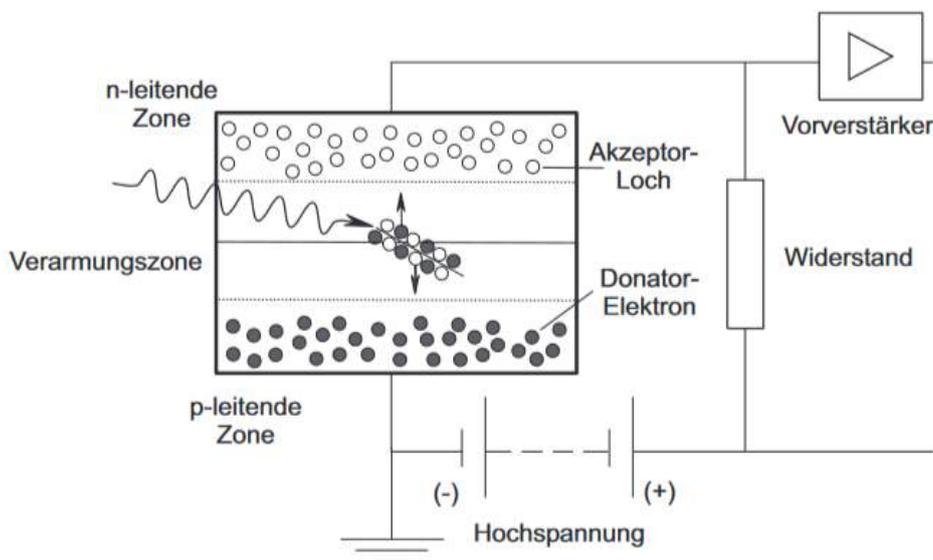


Abb. 5: Funktionsprinzip eines Halbleiterdetektors. Abbildung übernommen aus [VV19]

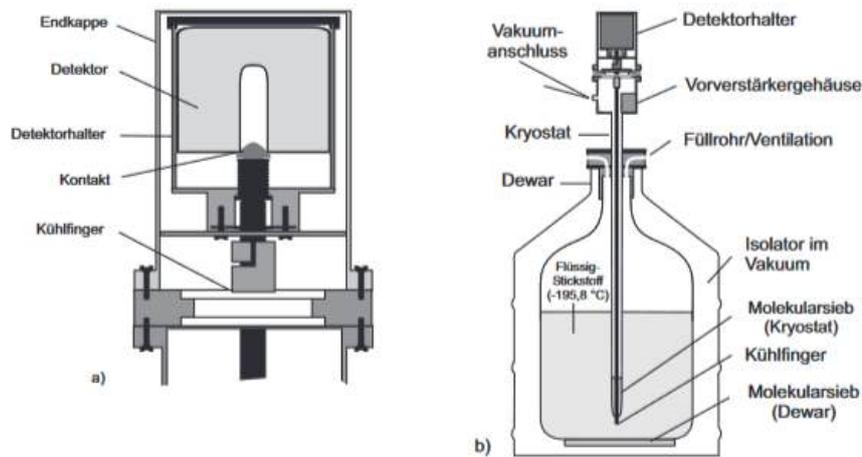


Abb. 6: Aufbau und Kühlsystem eines Germanium-Gammadetektors. Abbildung übernommen aus [VV19]

Neben der Einbettung in das Kühlsystem ist der Detektor außerdem mit Blei umkleidet, so dass es eine Isolation des Messraums von Hintergrundstrahlung sowie Lichteinwirkung gibt. Auch Photonen würden elektrische Impulse im Detektor auslösen und demnach die Ergebnisse verfälschen.

3 Probennahme

Bei den untersuchten Bodenproben handelt sich um zehn Tailing-Proben aus der Region um Jos in Nigeria. Die Proben wurden von Dr. Janet Ademola vor Ort genommen und nach Hannover versandt.

Neben den Bodenproben, welche von Dr. Janet Ademola zur Verfügung gestellt wurden, hat sie nach ihrem Aufenthalt in Hannover im Jahr 2023 einige Pflanzenproben hinterlassen. Ein paar dieser Pflanzenproben wurden hier untersucht. Die Proben sind älter als die untersuchten Bodenproben. Bei allen Pflanzenproben handelt es sich um Nutzpflanzen, die als Lebensmittel in der Region um Jos angebaut und verkauft werden. Die genaue Herkunft der Proben kann in Tabelle 2 und Abbildung 8 nachverfolgt werden.

3.1 Das Jos-Plateau

Die in dieser Arbeit untersuchten Bodenproben stammen aus dem Plateau-Staat in Nigeria. Plateau ist einer der 36 nigerianischen Bundesstaaten [For24] und liegt in etwa in der Mitte des Landes. Es ist nach dem Jos-Plateau, einem Grashochland benannt [Pla21]. In Abbildung 7 ist der Bundesstaat Plateau in der linken unteren Karte hervorgehoben. Genauer stammen die Bodenproben aus Bisichi, einer kleinen Stadt südlich von Jos, der Hauptstadt und Verwaltungszentrum des Bundesstaates [Pla21].

Zinn-Bergbau ist bis heute eine der relevantesten Wirtschaften in Plateau. Der industrielle Abbau von Zinn im Jos-Plateau begann 1902 unter der Kolonialherrschaft der Briten [GYI21]. Aufgrund des erhöhten Bedarfs für Zinn in Folge der industriellen Revolution begann das Vereinigte Königreich den Import der Ressource aus den Kolonien [GYI21]. Die britisch geführte *Royal Niger Company* erhielt das Monopol auf den Zinnabbau in der Region. Die neue Industrie begünstigte Wachstum in der Region [GYI21]. Der Hochpunkt des Zinnabbaus in der Region wurde 1943 mit einer Produktion von 15 842 Tonnen im Jahr erreicht [Ale90]. Die Produktion ging danach kontinuierlich zurück, bis 1985 aufgrund der Beendigung des *International Tin Agreement* [Pre86] die großindustrielle Produktion vorerst stoppte. Heute ist der Zinnabbau deutlich geringer und findet oft unlicenziert statt [Nwa23]. Im Plateau-State können neben Zinn noch weitere Ressourcen, wie Baryt, Bauxit, Kohle, Kaolin, Ton und viele weitere gefunden werden [For24].

Neben dem Bergbau ist Landwirtschaft als wichtiges Gewerbe in der Region zu nennen. Auch die geographische Nähe der beiden Industrien erhöht den Einfluss potenzieller Bodenbelastung durch den Bergbau auf die Agrarwirtschaft.

3.2 Orte der Probennahme

Die Proben wurden aus verschiedenen Rückständen aus Zinnabbaustätten genommen. Auf der rechten Karte in Abbildung 7 sind die Probennahmeorte rund um Bisichi markiert.

Die Proben stammen aus verschiedenen Zinnminen, darunter aktive und inaktive Abbaustätten, sowie Tailing Material nach der Zinnextraktion. Unter Tabelle 1 sind genauere Beschreibungen der Proben, sowie die genauen Koordinaten der Orte zu finden.

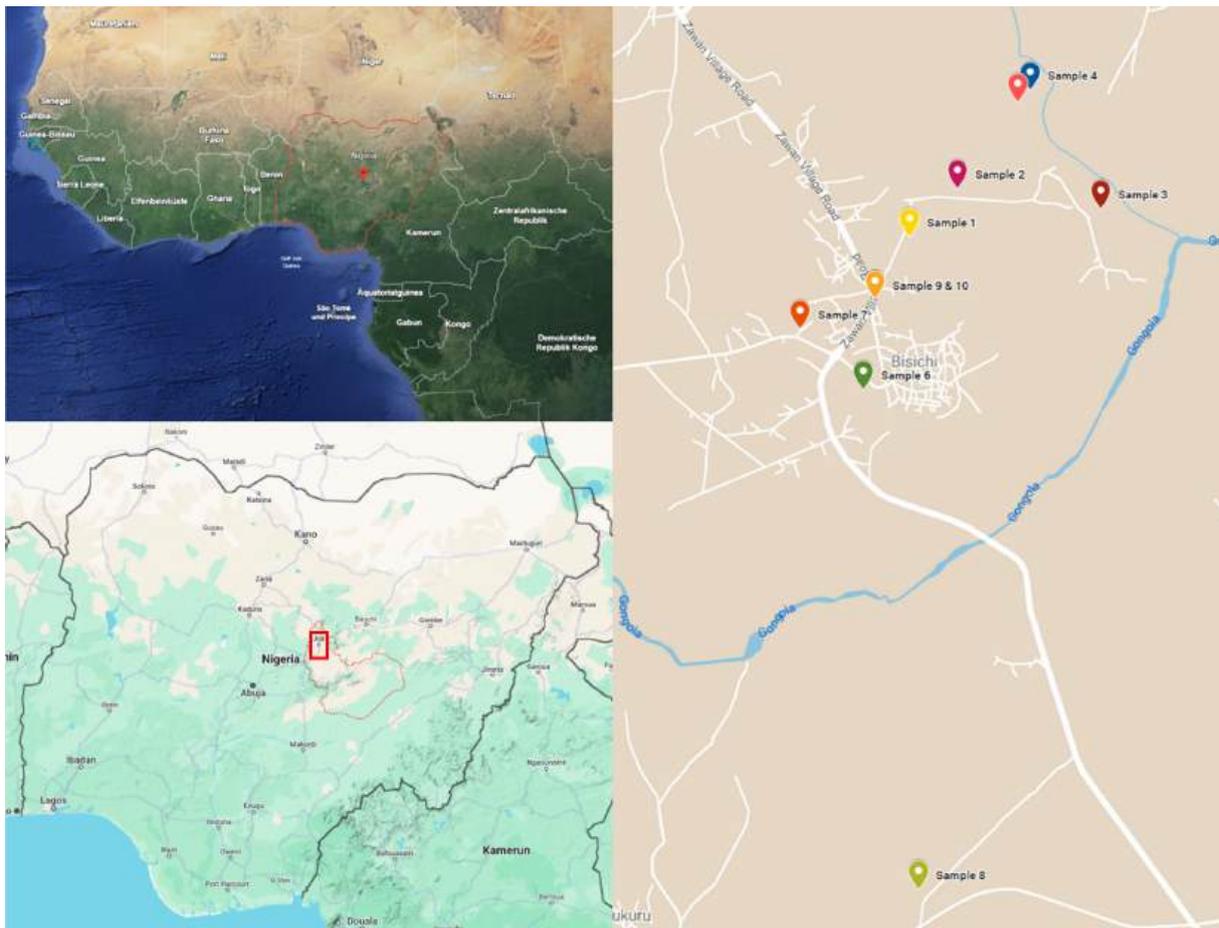


Abb. 7: Karte von Nigeria (oben links), dem Bundesstaat Plateau (unten links in rot) und der genauen Probenahmeorten um Bisichi (rechts). Die Karten wurden mit Google Earth, Google Maps und Google MyMaps erstellt.

Proben Nr.	Beschreibung	Längengrad	Breitengrad
1	Tailing aus einer Halde, aus der das Zinn gewonnen wurde. Der Ort war eine große Bergbaustätte, in der mechanisch abgebaut wurde. Die Abbaustätte ist inzwischen aufgegeben worden.	9.720.377	8.909.793
2	Die Probe wurde auf der Halde der Überreste entnommen, aus dem Zinn gewonnen wurde.	9.722.467	8.911.877
3	Die Probe wurde aus dem auf der Abbaustelle aufgeschütteten Tailing entnommen.	9.721.640	8.918.168
4	Tailing aus einem Bergbaugesamt, in dem noch immer Bergbau betrieben wird.	9.726.735	8.915.043
5	Tailing aus neueren Rückständen einer Zinnmine, in der noch immer abgebaut wird.	9.726.230	8.914.552
6	Ablagerungen von Tailing, welche an einer örtlichen Zinnabbaustätte abgelagert wurden.	9.713.738	8.907.757
7	Ablagerungen von Tailing, welche an einer örtlichen Zinnabbaustätte abgelagert wurden.	9.716.418	8.905.013
8	Tailing von einer riesigen Halde mit Minenrückständen aus dem industriellen Bergbau. Die Probe von diesem Standort ist bereits verklumpt und musste zerkleinert werden. Die Abbaustätte ist nicht mehr in Betrieb.	9.692.148	8.910.157
9	Tailing aus einem Zinngewinnungsunternehmen. Reines Zinn wird aus Rohzinn gewonnen, das aus verschiedenen Bergwerken in Bisichi stammt. Die Tailing-Probte wurde aus dem Rückstand nach der Zinnentfernung entnommen.	9.717.682	8.908.272
10	Tailing aus einem weiteren Zinngewinnungsunternehmen. Reines Zinn wird aus Rohzinn gewonnen, das aus verschiedenen Bergwerken in Bisichi stammt. Die Tailing-Probte wurde aus dem Rückstand nach der Zinnentfernung entnommen.	9.717.682	8.908.272

Tab. 1: Koordinaten und Ortsbeschreibung der Probenahmeorte

Pflanze	Herkunft
Mais	Kugiya Market in Bukuru
Gemüse	Bukuru
Kohl	Rayfield Farm
Tomate	Obamo Farm

Tab. 2: Herkunft der gemessenen Pflanzenproben

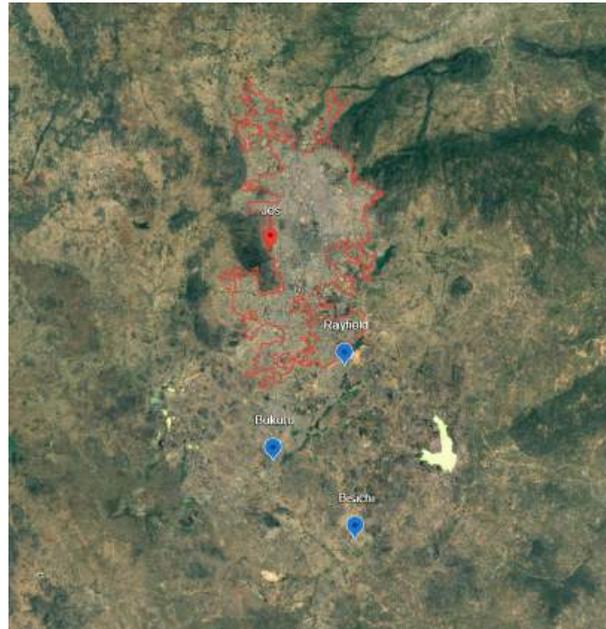


Abb. 8: Standorte der Pflanzenproben. Die Karte wurde mit Google Earth erstellt.

4 Korngrößenanalyse

Um mehr über die Beschaffenheit und Zusammensetzung der Bodenproben zu erfahren, wird eine Korngrößenanalyse durchgeführt. Hierbei wird die Pipettmethode nach Köhn mit Trockensiebung nach DIN19683-2 verwendet [Nor73]. Diese Methode dient zur Zuordnung von Bodenproben zu einer Feinbodenart. Feinboden bezeichnet alle Bodenanteile zwischen 10 nm und 2 mm [Sta+20]. Um die Feinbodenart der hier untersuchten Bodenproben zu bestimmen, werden die Proben vorgetrocknet und auf 2 Millimeter gesiebt. Somit kann der Feinbodenanteil der Proben isoliert untersucht werden.

In Abbildung 9 ist die Aufteilung des Feinbodens in Abhängigkeit der Korngrößen zu sehen. Die Feinbodenart wird durch die Anteile an Sand, Schluff und Ton in der Probe bestimmt. Die Unterscheidung zwischen grob, mittel und fein wird in dieser Arbeit nur beim Sand und Schluffanteil durchgeführt.

Durch die Korngrößenanalyse soll hier also die Feinbodenart ermittelt werden, was es später ermöglicht, die Ergebnisse der Gammaskopimetrie besser in den Kontext der Beschaffenheit des Bodens zu stellen. Die Analyse ermöglicht außerdem eine bessere Aussage in Bezug auf die Homogenität der Proben.

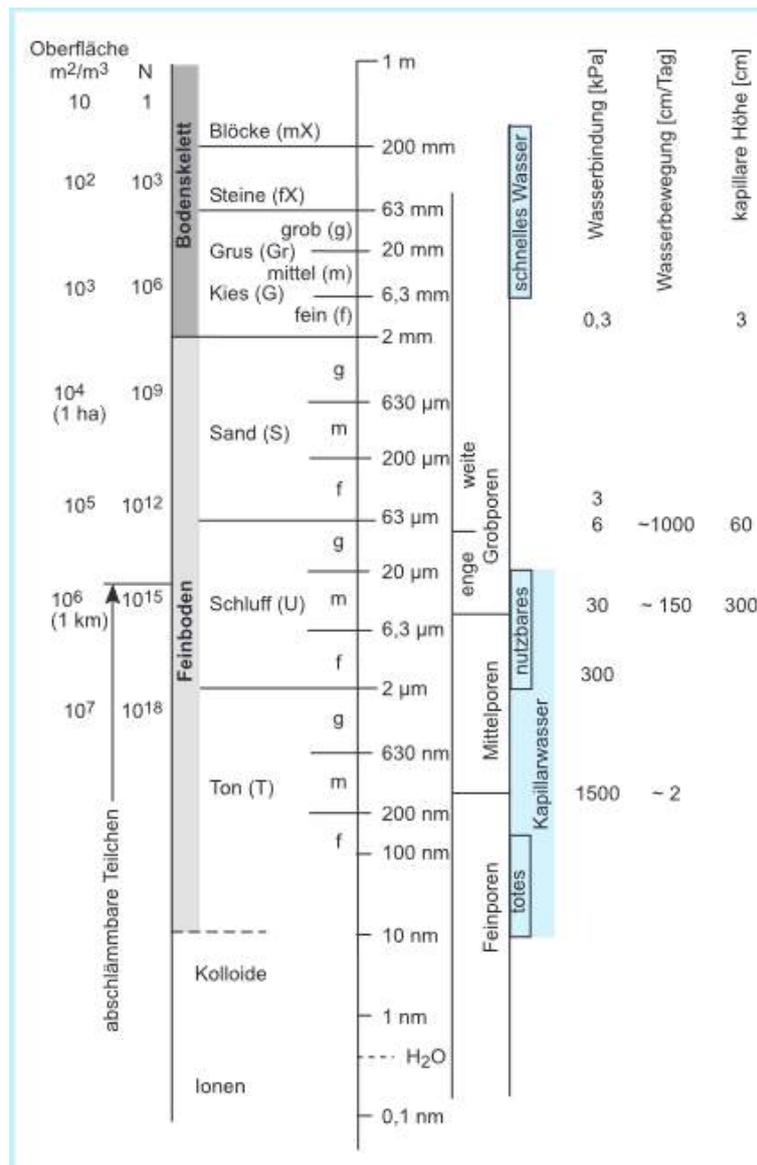


Abb. 9: Übersicht zur Unterteilung der Feinbodenarten. Abbildung übernommen aus [Sta+20]

4.1 Probenvorbereitung und Überprüfung der Messgenauigkeit

Neben dem Trocknen und Sieben auf 2 mm wurden noch weitere Schritte zur Probenvorbereitung durchgeführt. Zunächst wurde der pH-Wert aller Proben gemessen. Dies wird durchgeführt, da der pH-Wert mit dem Carbonatgehalt korreliert [Wan+15]. In Abbildung 10 kann man sehen, dass zwischen pH=7 und pH=8 die Carbonatanteile stark steigen. Durch die pH-Messung kann also festgestellt werden, ob die Carbonatanteile der Proben über Null liegen. Diese Messung wird durchgeführt, da vor der Körnungsanalyse eine Zerstörung der Massenanteile von Carbonat und Organik stattfinden muss. Wird dies nicht durchgeführt, kommt es zu einer Verfälschung der späteren Auswaagen.

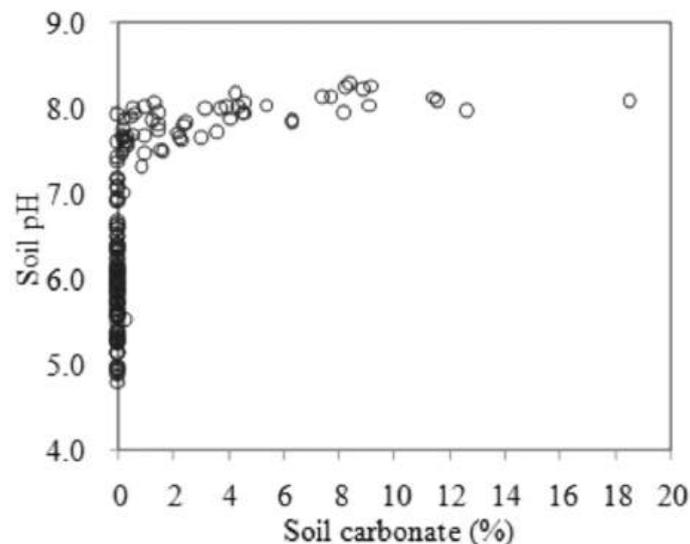


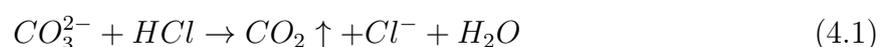
Abb. 10: Relation zwischen pH-Wert und Carbonatanteilen in Bodenproben. Abbildung übernommen aus [Wan+15]

Die Messung wurde mit je 10 Gramm Boden auf jeweils 25 mL 0,01 molarer CaCl_2 -Lösung durchgeführt. Dies wurde in Zentrifugenröhrchen kurz geschüttelt bis eine Emulsion entsteht. Vor Beginn der Messung wurde die pH-Messelektrode mit Pufferlösung kalibriert. Die Ergebnisse dieser Messung sind in Tabelle 3 zu finden:

Proben Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
pH-Wert	4,80	4,30	4,29	4,13	4,81	5,23	5,30	3,39	6,60	6,80

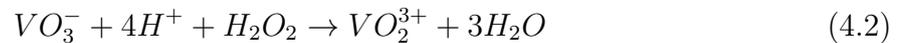
Tab. 3: Messergebnisse der pH-Wert Messung der Proben in CaCl_2 -Lösung.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Proben 1 bis 8 pH-Werte unter dem Umschlagspunkt in Abbildung 10 haben, die Werte für Proben 9 und 10 liegen allerdings darin. Aus diesem Grund wurde mit diesen beiden Proben noch eine Probe mit Salzsäure durchgeführt. Bei Zugabe von Salzsäure kommt es bei Anwesenheit von Carbonaten zur Gasentwicklung:



Bei beiden Proben war allerdings keine Gasentwicklung zu beobachten, was dafür spricht, dass auch hier Carbonate gar nicht oder nur in geringen Anteilen vorliegen.

Nach der pH-Wert Messung werden weitere 10g der Proben mit jeweils 25 mL Wasserstoffperoxid ausgekocht. Dies dient der Zerstörung des Organikanteils der Proben, welcher die Bestimmung der Korngrößen verfälschen kann. Es wird mit Ammoniumvanadat getestet [Wei+21], ob das gesamte Wasserstoffperoxid verkocht ist und erst dann das Auskochen beendet:



Nach dem Auskochen wird eine Dispergierungslösung hinzugegeben, die zum Auflösen von Konglomeraten dient. Mit dieser wurden die Proben zwei Stunden lang auf einen Überkopfschüttler gestellt. Dieser Schritt ist deshalb notwendig, da Konglomerate von mehreren Körnern oder Partikeln sonst zu falsch großen Korngrößen führen würden.

Um den Einfluss dieser Dispergierungslösung auf das Endgewicht der Proben zu ermitteln, wird außerdem eine Probe dieser als Blindwert genommen, im Trockenschrank getrocknet und anschließend ausgewogen. Die Masse dieses Blindwerts wird in der Auswertung von allen Proben abgezogen.

Außerdem wird eine geringe Masse der Bodenprobe in eine Schale gefüllt und nach dem Trocknen noch ein Mal ausgemessen. Dies wird durchgeführt um zu ermitteln, wie viel Masse die Probe durch das Trocknen an Feuchtigkeit verliert. Da die Proben bereits vorgetrocknet wurden, sind diese Werte recht niedrig.

4.2 Schluff- und Tonanteilbestimmung

Die Schluff- und Tonfraktion des Feinbodens können mit Hilfe einer Körnungspipette bestimmt werden. Diese ist in Abbildung 11 zu sehen.

Das Prinzip der Messung beruht auf den verschiedenen Sinkgeschwindigkeiten der Körner in Wasser, je nach ihrer Größe. Diese Geschwindigkeiten v lassen sich über die *Stoke'sche Formel* berechnen [Hor08]:

$$v = \frac{1}{\nu} \cdot \left(\frac{2}{9} \cdot r^2 \cdot g \cdot (d_F - d_W) \right) \quad (4.3)$$

Dabei steht ν für die Viskosität des Wassers, r für den Radius der jeweiligen Körner, g für die Erdbeschleunigung, d_F für die Dichte der Kornfraktion und d_W für die Dichte des Wassers. Anhand dieser Formel können Zeiten bestimmt werden, zu denen in einer bestimmten Eintauchtiefe in der Flüssigkeit nur eine der Fraktionen vertreten ist. Diese Zeiten sind temperaturabhängig.

Mit dieser Methode lassen sich nur die Ton und Schluffanteile messen. Dies liegt daran, dass die Körner größeren Durchmessers als 63 μm zu schnell sinken, um sie messen zu können. Außerdem sind die Öffnungen der Pipette zu klein für diese Korngrößen.

Kleinere Korngrößen als 10nm lassen sich aufgrund von Konvektionsströmen und der Brownschen Molekularbewegung nicht mehr auf diese Weise von den anderen Fraktionen separieren.



Abb. 11: Aufbau der Körnungspipette

Die Analyse wird so durchgeführt, dass die zuvor vorbereitete Probe auf 400 mL mit destilliertem Wasser aufgefüllt wird und nach Akklimatisierung mehrfach geschüttelt wird. Danach werden nach der zuvor berechneten Zeit aus einer bestimmten Eintauchtiefe (5 cm für Grobschluff, 4cm für Mittel und Feinschluff und 2cm für Ton) 10 mL abpipettiert. Die so abgenommenen Proben werden in ein zuvor ausgewogenes Schälchen gegeben, im Trockenofen getrocknet und anschließend ausgewogen.

Um die genaue Menge zu ermitteln, die von der Pipette abgenommen wird, wird das Pipettvolumen bestimmt. Dafür werden drei Mal 10 mL destilliertes Wasser mit der Pipette abgenommen und von deren Massen der Mittelwert genommen.

4.3 Korngrößenbestimmung durch Sieben

Die Sandanteile der Bodenproben werden durch Sieben voneinander getrennt. Dazu wird ein Siebturm verwendet, welcher aus drei gestapelten Sieben der Größen 630 μm , 200 μm und 63 μm besteht. Dieser ist in Abbildung 12 abgebildet.



Abb. 12: Siebturm für die Separation der verschiedenen Sandkomponenten.

Die Flaschen mit den vorbereiteten Proben werden gründlich in den Siebturm gespült. Anschließend wird die Schüttelplatte, auf der der Siebturm steht, eingeschaltet und der Turm mit Wasser durchspült. Dies soll dafür sorgen, dass alle Körner, die durch die Siebe passen, auch hindurchfallen. Der Inhalt der einzelnen Siebe wird wieder in Schälchen überführt, welche anschließend getrocknet und ausgewogen werden.

4.4 Auswertung der Korngrößenanalyse

Für die Auswertung werden nun die isolierten Anteile ausgewogen. Dabei wird die Leermasse der Schale und der Blindwert abgezogen. Anschließend wird mit dem Suspensionsvolumen, welches bei 400 mL lag, multipliziert und durch das Pipettvolumen geteilt:

$$M_{\text{Anteil}} = (M_{\text{ges}} - M_{\text{schale}} - M_{\text{Blindwert}}) \cdot \frac{V_{\text{ges}}}{V_{\text{Pipette}}} \quad (4.4)$$

Bei den gröberen Anteilen müssen zusätzlich die feineren Anteile abgezogen werden. Für die Zuordnung der Bodenart werden die Unterkategorien fein, mittel und grob beim Sand und Schluffanteil wieder addiert. Auf diese Art erhält man dann Prozentanteile für Ton, Sand und Schluffanteil an der Gesamtmasse. Mit diesen Anteilen lässt sich die Feinbodenart bestimmen.

Diese Kategorisierung erfolgt mit Hilfe des sogenannten Körnungsdreiecks. Dieses ist in Abbildung 13 zu finden. Das Körnungsdreieck teilt Feinboden je nach Sand, Ton und Schluffanteil in Bodentypen ein. Zusätzlich zum Hauptbodentyp, zu denen zählt neben den drei genannten auch noch Lehm, eine Mischung aus den verschiedenen Typen, werden auch die Beimischungen in keine bis starke unterteilt.

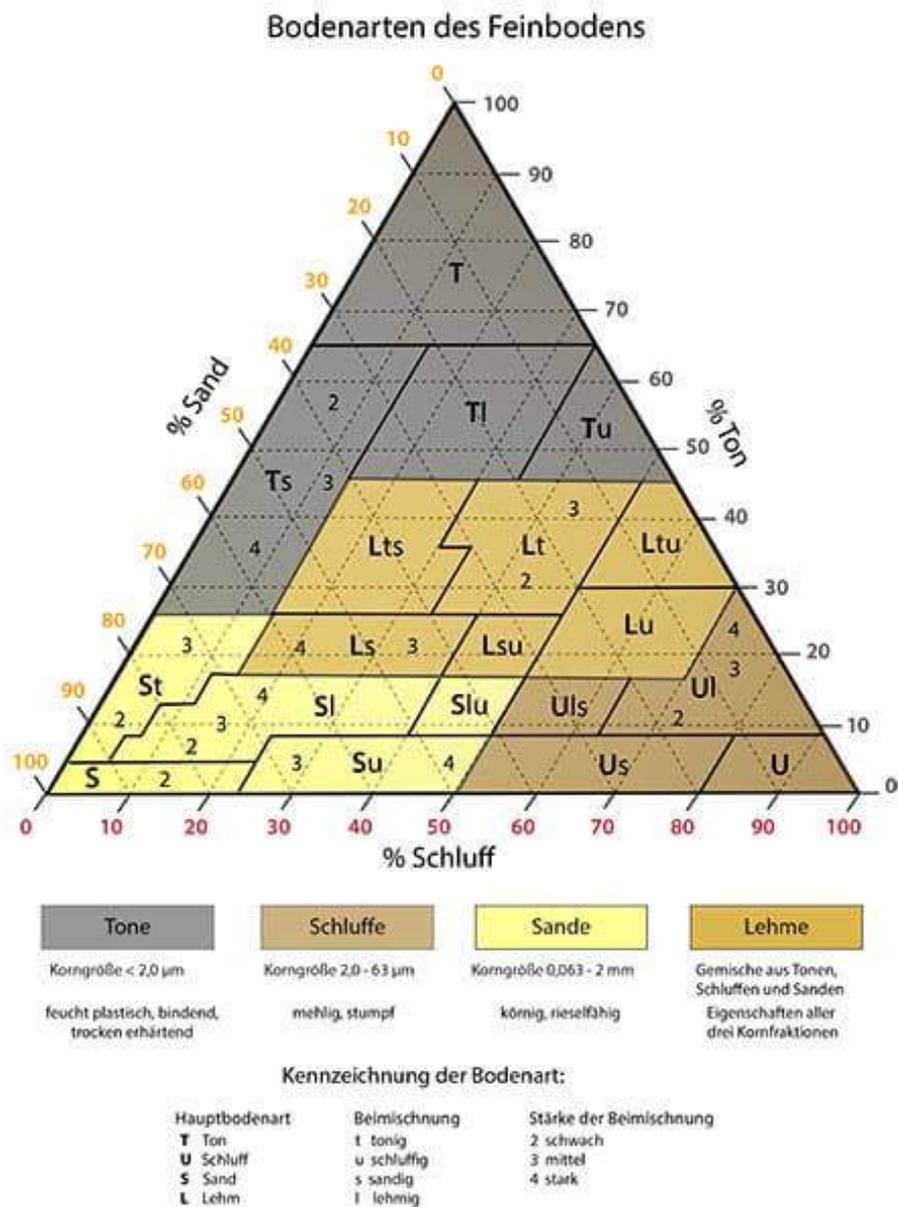


Abb. 13: Körnungsdreieck zur Zuordnung der Feinbodenarten. Abbildung übernommen aus [Nat24].

Anhand des Körnungsdreiecks wurden die Bodentypen der untersuchten Proben bestimmt. Die Ergebnisse hierzu sind in der folgenden Tabelle zu finden:

Probe Nr.	Ton (%)	Schluff (%)	Sand (%)	Zuordnung	Beimischung
1	26,42 ± 0,61	2,29 ± 0,37	71,29 ± 1,66	Ton	stark sandig
2	26,32 ± 0,39	23,37 ± 0,48	50,31 ± 0,80	Lehm	tonig und sandig
3	26,92 ± 0,20	23,34 ± 0,35	49,74 ± 0,44	Lehm	tonig und sandig
4	37,14 ± 1,08	8,12 ± 0,45	54,75 ± 1,63	Ton	stark sandig
5	5,45 ± 0,10	4,94 ± 0,30	89,60 ± 0,32	Sand	schwach tonig
6	7,30 ± 0,10	3,71 ± 0,30	89,00 ± 0,33	Sand	schwach tonig
7	3,25 ± 0,10	1,92 ± 0,30	94,83 ± 0,30	Sand	keine
8	59,42 ± 0,33	16,69 ± 0,30	23,88 ± 0,31	Ton	schwach sandig
9	1,71 ± 0,10	0,88 ± 0,30	97,42 ± 0,33	Sand	keine
10	1,59 ± 0,10	1,13 ± 0,31	97,28 ± 0,46	Sand	keine

Tab. 4: Ton, Schluff und Sandanteile der untersuchten Bodenproben

Die Proben können verschiedenen Bodentypen zugeordnet werden. Es wurden Sand, Ton und Lehmproben mit verschiedenen Beimischungen gefunden. Keine der Proben wird als Schluff eingestuft.

Neben den jeweiligen Anteilen wurde außerdem die theoretische und praktische Einwaage bestimmt und verglichen. Die theoretische Einwaage ist die am Anfang eingewogene Masse abzüglich des Verlusts bei der Trocknung. Die praktische Einwaage ist die Gesamtmasse, die am Ende der Messung gefunden wird. Dass vor der Messung eine Zerstörung des Organikanteils durchgeführt wird, ist ein Grund für die Differenz dieser Einwaagen. Hinzu kommen Verluste in den Arbeitsschritten, wie beim Sieben und Überführen der einzelnen Fraktionen in die Trockenschälchen.

Wenn der Organikanteil vor der Messung bestimmt wird, kann dieser von der Trockenmasse abgezogen werden. Die Formel für die theoretische Einwaage ist dann:

$$M_{th} = 10g - \frac{(M_{tr} - M_{org})}{10g} \quad (4.5)$$

Da die organische Substanz hier nicht bestimmt wurde, wird nur die Trockensubstanz abgezogen. Die Differenz zwischen theoretischer und praktischer Einwaage der Bodenproben kann unter Tabelle 16 gefunden werden. Die Fehlerwerte in Tabelle 4 wurden mit den Werten der Masseverluste und der Annahme, dass bei jedem Arbeitsschritt 0,01g verloren gehen mit der Gaußschen Fehlerfortpflanzung berechnet.

Da keine Messung des zerstörten Organikanteils durchgeführt wurde, kann nicht zugeordnet werden, welche Verluste sich durch die Organik ergeben und welche durch Verluste bei Arbeitsschritten.

5 Gammaskpektrometrische Messung der Bodenproben

5.1 Gammadetektor

Für die Messung wurde der Detektor 4 am IRS benutzt. Es handelt sich dabei um einen Germaniumdetektor, welcher ein Energiespektrum von etwa 5 keV bis 2000 keV messen kann. Es werden regelmäßig Untergrundmessungen durchgeführt, um die Hintergrundstrahlung im Detektor zu quantifizieren. Diese wird von den Messungen der Proben jeweils abgezogen.

5.2 Probenvorbereitung

Zur Vorbereitung auf die Gammaskpektrometrie werden die vorher getrockneten und auf 2 mm gesiebten Proben in Petrischalen gefüllt. Diese wurden aufgrund der Symmetrie gewählt, die in etwa der Größe des Detektoraufsatzes entspricht. Eine weitere Möglichkeit wäre ein Marinelli-Gefäß gewesen, welches den Detektorkopf umschließen würde und eine größere Menge Boden halten würde. Die Entscheidung fiel hier aber auf Petrischalen, da diese zu einer höheren Homogenität der Probe führen. Dies liegt daran, dass im Falle des Marinelli-Gefäßes die Verteilung der Probe nicht in allen Richtungen gleich ist. Bei den Petrischalen ist die Dicke des Gefäßes an allen Stellen gleich. Zum Schutz des Detektors und vor Gasentweichung, wurden die Proben zusätzlich in Plastiktüten eingeschweißt.

Die Proben wurden mehrere Wochen vor der Messung ruhen gelassen, sodass genug Zeit vergangen ist damit sich Gleichgewichte einstellen konnten.

In Abbildung 14 sind rechts die in Petrischalen gefüllten Proben zu sehen und links eine eingeschweißte Probe im Detektor.



Abb. 14: Vorbereitete Proben und Probe im Detektor

5.3 Effizienzbestimmung mit dem Top-Down Verfahren

Um die Ergebnisse der Gammaskpektrometrie auswerten zu können, muss bekannt sein, mit welcher Effizienz der Detektor bei verschiedenen Energien messen kann. Um dies zu ermitteln, wurde das sogenannte Top-Down-Verfahren verwendet. Bei diesem wird

ein Standard bekannter Aktivitäten verwendet und mit der Probe vermessen. Es werden zwei Messungen durchgeführt, eine mit dem Standard über der Probe und eine mit dem Standard darunter. Es wird jeweils für 30 Minuten gemessen.

In Abbildung 15 ist der bei dieser Messung verwendete Standard zu sehen. Der Standard hat dieselbe Geometrie wie die Proben in den Petrischalen. Im Anhang unter Tabelle 17 sind die Konzentrationen der Nuklide des Standards verzeichnet. Der Standard deckt das Energiespektrum von 46,54 bis 1836 keV ab.



Abb. 15: Verwendeter Standard zur Effizienzbestimmung

Aus den Messungen unter und über der Probe wird der logarithmische Mittelwert gebildet:

$$\eta_{ges} = \frac{\eta_{down} - \eta_{top}}{\ln(\eta_{down}) - \ln(\eta_{top})} \quad (5.1)$$

Dabei steht η_{down} für die Effizienz bei einer bestimmten Energie bei der Messung unter der Probe und η_{top} jeweils für die Effizienz bei der Messung über der Probe. Um eine Aussage über die Effizienzmessung des gesamten Energiespektrums zu treffen muss eine Fitfunktion gefunden werden, die diese logarithmischen Mittelwerte abdeckt. Dazu wird der Fit nach Jäckel und Westmeier [JWP87] benutzt, welcher auf folgender Formel basiert:

$$f(E) = e^{((A_1 + A_2 * \ln(E) + A_3 * \ln(E)^2) * \frac{2}{\pi} * \arctan(\exp(A_4 + A_5 * \ln(E) + A_6 * \ln(E)^3)) - 25)} \quad (5.2)$$

Bei dieser Formel steht E jeweils für die Energie und die übrigen Variablen sind Fitparameter. Die Werte dieser Parameter wurden ermittelt, indem die Quadratsumme der Abweichung zwischen logarithmischen Mittelwerten und mittels Jäckel-Westmeier-Fit bestimmten Werten durch die Excel-Solver Funktion minimiert wurde. Um zu überprüfen, ob

die Effizienz der Messung für unterschiedliche Proben ähnlich ist, wurde die Effizienzmessung für zwei Proben, Probe 1 und 2, durchgeführt und verglichen. In Abbildung 16 sind die logarithmischen Mittelwerte der Effizienzmessung jeweils mit den selben Parametern des Jäckel-Westmeier-Fits angenähert worden. Es ist ersichtlich, dass der Fit für beide Proben eine gleich gute Näherung darstellt. Es wird deswegen im weiteren davon ausgegangen, dass die Effizienzmessung aller Proben durch diesen Fit angenähert werden kann.

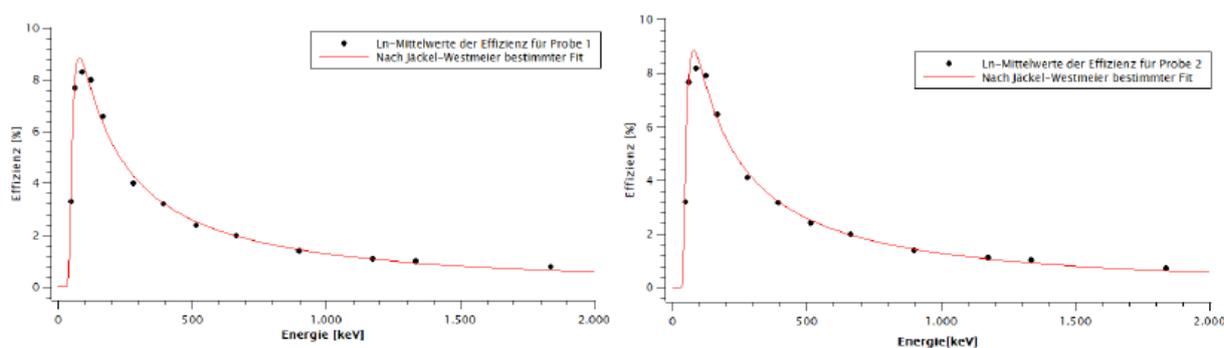


Abb. 16: Jäckel-Westmeier-Fit für die Ln-Mittelwerte der Effizienz für die Proben 1(links) und 2 (rechts). Ermittelte Fitparameter in Tabelle 18 im Anhang.

5.4 Auswertung der Gammaskpektrometrie

Der Detektor gibt ein Spektrum aus, bei dem die Anzahl der Impulse bei bestimmten Energien aufgetragen werden. Um die *Counts Per Second* zu erhalten, wird diese Anzahl durch die Messzeit in Sekunden geteilt. In der Ausgabe des Detektors sind Peaks zu erkennen, also Energien bei denen besonders viele Impulse gemessen wurden. Diese können später den verschiedenen Nukliden zugeordnet werden. Zusätzlich zu der Graphik, welche in Abbildung 17 zu sehen ist, werden alle Daten als Textdatei vom Programm ausgegeben.

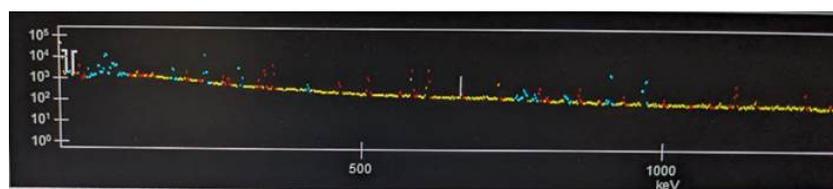


Abb. 17: Beispielbild für die Ausgabe des Gammadetektors.

Für die Auswertung müssen zunächst Kriterien festgelegt werden, welche Nuklide und Peaks ausgewertet werden. Wie im Kapitel zu natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen erwähnt, können nicht alle Isotope der Zerfallsreihen per Gammaskpektrometrie ausgewertet werden. Aufgrund dessen werden hier die Isotope ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{210}Pb für die ^{238}U Reihe und die Isotope ^{228}Ac , ^{212}Pb und ^{212}Bi für die ^{232}Th -Zerfallsreihe ausgewertet. ^{235}U ist ebenfalls auswertbar, hat aber im Vergleich zu den anderen beiden Zerfallsreihen sehr geringe Aktivitäten.

Für diese Nuklide werden alle Peaks ausgewertet, deren Emissionswahrscheinlichkeit über 0,02 liegt. Bei Emissionswahrscheinlichkeiten darunter können die Peaks entweder nicht mehr richtig ausgewertet werden, da sie nicht mehr nachweislich über dem Untergrund liegen, oder die geringen Emissionswahrscheinlichkeiten führen zu hohen Unsicherheiten,

die die gewichtete Aktivität im Anschluss verfälschen würden. Zusätzlich gibt es bei einigen Nukliden Gammapeaks, deren Energien außerhalb der Detektorrange liegen und deshalb nicht gemessen werden können. Die anhand dieser Kriterien ausgewerteten Peaks sind in Tabelle 5 zu finden:

Nuklid	Peaks [keV]	Emissionswahrscheinlichkeit
Pb214	351,932	0,3535
	295,224	0,1829
	241,997	0,07197
Bi214	609,318	0,47
	1764,5	0,162
	1120,28	0,155
	1238,1	0,061
	768,36	0,05
	1377,65	0,05
	934,05	0,032
	1729,6	0,03
	1407,98	0,025
	1509,2	0,022
1847,4	0,022	
Pb210	46,539	0,0422
Ac228	911,316	0,29
	969,161	0,17
	338,37	0,12
	964,843	0,055
	209,264	0,05
	795,069	0,048
	463,073	0,046
	270,272	0,038
	1587,9	0,037
	328,05	0,034
	129,082	0,029
	409,548	0,022
Pb212	238,632	0,435
	300,094	0,0325
Bi212	727,33	0,0674

Tab. 5: Ausgewertete Peaks bei der Gamma-Analyse. Werte aus der JEFF-3.1-Datenbank auf Nucleonica [Nuc24]

Für alle in der Tabelle aufgelisteten Energien wurden die Peaks zugeordnet und ausgewertet. Die Aktivitäten der spezifischen Peaks berechnen sich dabei aus den *Counts per Seconds* der Probe abzüglich der des Hintergrunds, geteilt durch die Emissionswahrscheinlichkeit mal der Effizienz:

$$A = (CPS_{Pr} - CPS_{BG}) / (EM_{Wahrsch.} \cdot Eff) \quad (5.3)$$

Dabei steht CPS_{Pr} für die Counts per second der Probe, CPS_{BG} für die Counts per second des Hintergrunds, $EM_{Wahrsch.}$ für die Emissionswahrscheinlichkeit des Zerfalls und Eff für die Effizienz. Die so bestimmten Aktivitäten A werden gewichtet, das heißt, die einzelnen Peaks der Nuklide werden aufsummiert und anhand folgender Formel gemittelt:

$$A_{gew} = \frac{\sum A}{\sum \frac{1}{u(A)^2}} \quad (5.4)$$

Diese gewichtete Aktivität A_{gew} wird anschließend durch die Masse der Proben geteilt, wodurch die *spezifische Aktivität* bestimmt wird. Diese wird in der Einheit Becquerel pro Kilogramm angegeben. In den folgenden Abbildungen sind nun die Ergebnisse der Gammaskopimetrie an der Bodenproben aufgetragen.

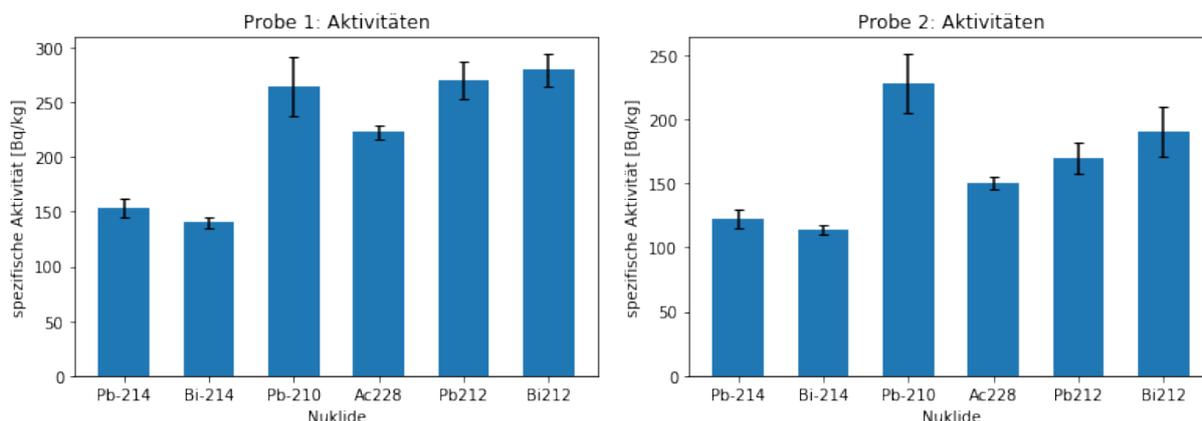


Abb. 18: spezifische Aktivitäten der Proben 1 und 2 für die ausgewerteten Nuklide.

Im Diagramm für Probe 1 kann man sehen, dass sowohl das $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Verhältnis unter Beachtung der Fehlergrenzen im Gleichgewicht liegt, als auch das $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Verhältnis. Die spezifische Aktivität von ^{228}Ac liegt deutlich unter denen von ^{212}Pb und ^{212}Bi . Die ^{210}Pb Aktivität liegt deutlich über denen von ^{214}Pb und ^{214}Bi . Diese Ungleichgewichte sind in allen Proben zu finden. Die Begründung hierfür erfolgt am Ende dieses Kapitels. Im Vergleich zu den anderen gemessenen Proben hat Probe 1 recht niedrige Aktivitäten.

Auch für Probe 2 sind die $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ und $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Verhältnisse unter Berücksichtigung der Fehlergrenzen im Gleichgewicht. Es liegen die selben Ungleichgewichte für ^{228}Ac und ^{210}Pb vor, wie bei den anderen Proben. Die spezifischen Aktivitäten von Probe 2 sind noch geringer als bei Probe 1. Außerdem fällt auf, dass bei dieser Probe im Gegensatz zu Probe 1 die Nuklide der ^{232}Th -Reihe unter der Aktivität von ^{210}Pb liegen. Bei Probe 1 lagen diese Aktivitäten sehr nah beieinander.

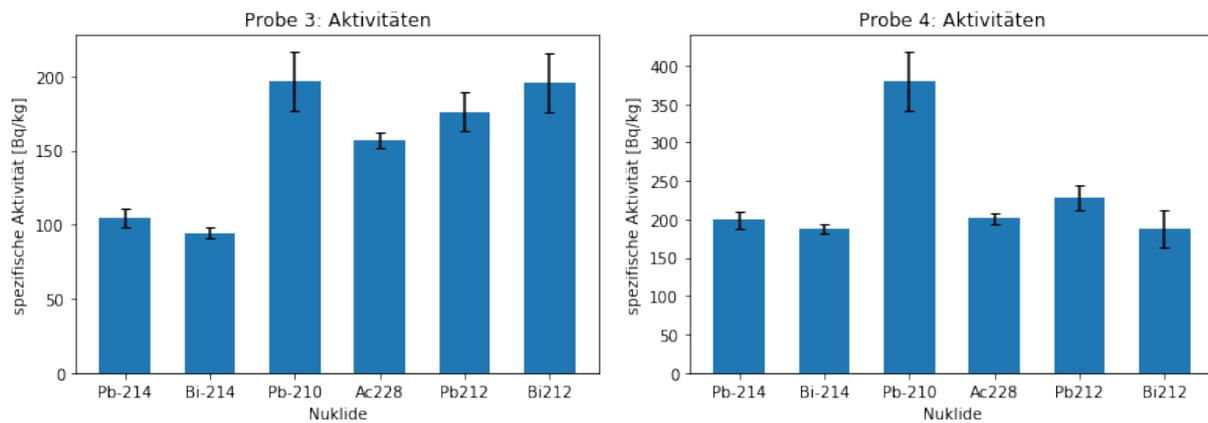


Abb. 19: spezifische Aktivitäten der Proben 3 und 4 für die ausgewerteten Nuklide.

Die Verhältnisse für Probe 3 sehen ähnlich aus wie bei den ersten zwei Proben, allerdings liegt das $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Verhältnis nun nur mit doppelten Fehlergrenzen im Gleichgewicht. Die Aktivitäten liegen in der selben Größenordnung wie die ersten beiden Proben, jedoch leicht unter denen von Probe 2. Die $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Aktivitäten sind wieder in etwa so groß wie die ^{210}Pb Aktivität.

Bei Probe 4 sind sowohl das $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ als auch das $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Verhältnis unter Beachtung der Fehlergrenzen wieder im Gleichgewicht. Die Aktivitäten von ^{214}Pb , ^{214}Bi und ^{210}Pb sind doppelt so hoch wie bei Probe 3, die Aktivitäten von ^{228}Ac , ^{212}Pb und ^{212}Bi sind mit etwa 200 Bq/kg annähernd gleich hoch.

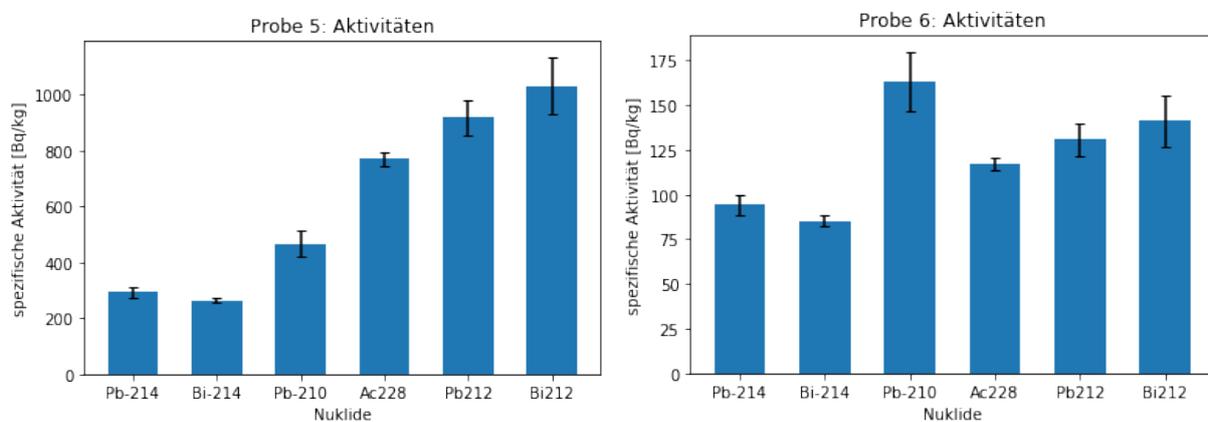


Abb. 20: spezifische Aktivitäten der Proben 5 und 6 für die ausgewerteten Nuklide.

Das $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Verhältnis liegt für Probe 5 wieder mit doppelten Fehlergrenzen im Gleichgewicht. Für das $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Verhältnis kann mit einfachen Fehlergrenzen ein Gleichgewicht festgestellt werden. Auffällig bei dieser Probe ist, dass die Aktivitäten der Nuklide ^{228}Ac , ^{212}Pb und ^{212}Bi deutlich über denen der anderen Nuklide liegen. Mit bis zu 1000 Bq/kg liegt dies fast doppelt so hoch wie die spezifische Aktivität von ^{210}Pb . Dies sind die höchsten spezifischen Aktivitäten mit Ausnahme der Proben 9 und 10.

Probe 6 zeigt wieder Aktivitäten im niedrigeren Bereich. Die Verhältnisse können auch hier als Gleichgewichte eingeordnet werden. Das $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Verhältnis mit doppelten

Fehlergrenzen und das $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Verhältnis mit einfachen. In dieser Probe ist wieder ^{210}Pb das Nuklid mit höchster Aktivität, mit den Nukliden der ^{232}Th wieder darunter.

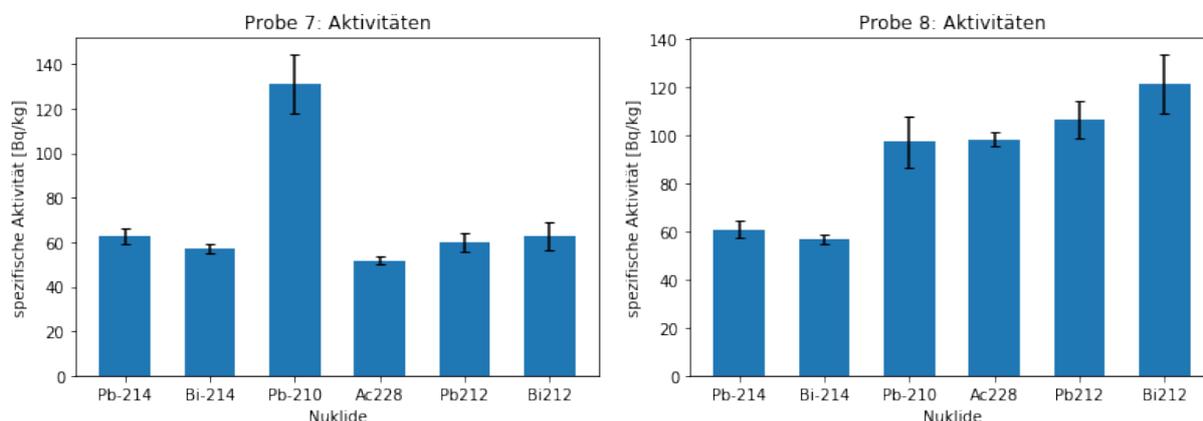


Abb. 21: spezifische Aktivitäten der Proben 7 und 8 für die ausgewerteten Nuklide.

Auch Probe 7 zeigt sehr niedrige Aktivitäten im Vergleich zu den anderen Bodenproben. Es können auch hier Gleichgewichte gefunden werden, sowohl das $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Verhältnis als auch das ^{212}Pb und ^{212}Bi unter Berücksichtigung einfacher Fehlergrenzen. Das Nuklid ^{210}Pb hat die höchste spezifische Aktivität, alle anderen Nuklide liegen um Aktivitäten um die 60 Bq/kg herum.

Probe 8 zeigt die niedrigsten Aktivitäten aller untersuchten Bodenproben. Sowohl das $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ als auch das $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Verhältnis liegt mit einfachen Fehlergrenzen im Gleichgewicht. Auffällig ist wieder, dass die Aktivitäten der ^{232}Th - Reihe leicht über denen der anderen Nuklide liegen.

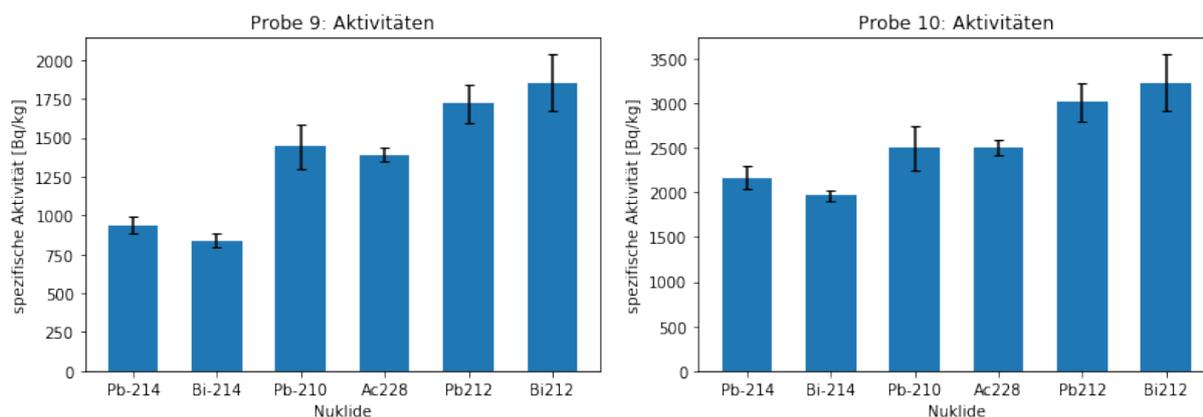


Abb. 22: spezifische Aktivitäten der Proben 9 und 10 für die ausgewerteten Nuklide.

Bei Probe 9 ergeben sich deutlich höhere Aktivitäten als bei den vorherigen Proben. Im Vergleich zur Probe 8, welche die niedrigsten Aktivitäten zeigt, sind die Aktivitäten hier um den Faktor 15 höher. Es finden sich wieder Gleichgewichte, das $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Verhältnis unter Berücksichtigung doppelter Fehlergrenzen, das $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Verhältnis unter einfacher. Auch hier liegen die spezifischen Aktivitäten der Nuklide der ^{232}Th -Reihe wieder über denen von ^{210}Pb .

Probe 10 zeigt die höchsten Aktivitäten aller untersuchten Bodenproben. Die Aktivitäten sind im Vergleich zu Probe 9 noch ein Mal in etwa um den Faktor 1,5 erhöht. Auch hier finden sich Gleichgewichte. Das $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Verhältnis liegt unter Berücksichtigung doppelter Fehlergrenzen und das $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Verhältnis unter Berücksichtigung von einfachen Fehlergrenzen im Gleichgewicht. Auch hier liegen die spezifischen Aktivitäten der ^{232}Th -Reihe über denen der ^{238}U -Reihe.

Die erhöhte ^{210}Pb Aktivität im Vergleich zum $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Gleichgewicht ist dadurch zu erklären, dass hier *supported* und *unsupported lead* vorliegen. Die Aktivität, die wir durch das Gleichgewicht erwarten, ist nur auf das *supported lead* zurückzuführen, da dies das Blei ist, welches durch den Zerfall von ^{238}U im Boden nachgebildet wird. Es ist aber noch *unsupported lead* vorhanden, welches nicht aus dem ^{238}U aus dem Boden stammt, sondern durch die Atmosphäre dort deponiert wurde. Mit voranschreitender Zeit der Messung würden wir erwarten, dass die ^{210}Pb Aktivität sich denen von ^{214}Pb und ^{214}Bi anpasst, da das *unsupported lead* nicht im Boden nachgebildet wird.

Dies erklärt die erhöhte ^{210}Pb Aktivität und ermöglicht es, den Anteil an *unsupported lead* zu berechnen. Die Ergebnisse dieser Berechnung können in Tabelle 13 im Anhang gefunden werden.

Zusätzlich wurden die spezifischen ^{40}K Aktivitäten untersucht. Die Ergebnisse hierzu können in Tabelle 6 gefunden werden. Wie auch bei den anderen untersuchten Nukliden, ist die Aktivität bei Probe 10 am höchsten. Es fällt allerdings auf, dass die ^{40}K Aktivität der Proben sonst nicht unbedingt mit den anderen Aktivitäten korreliert. So liegen die Aktivitäten der anderen untersuchten Nuklide für Proben 7 und 8 recht nah beieinander, während die spezifische ^{40}K Aktivität von Probe 7 in etwa doppelt so hoch ist wie die von Probe 8. Dies ist zu erwarten, da ^{40}K kein Teil der natürlichen Zerfallsreihen ist und somit in keinem Gleichgewicht mit den anderen untersuchten Nukliden steht.

Probe	spezifische ^{40}K Aktivität [Bq/kg]
1	$165,99 \pm 17,56$
2	$200,02 \pm 20,90$
3	$355,74 \pm 36,12$
4	$327,65 \pm 33,18$
5	$459,65 \pm 46,57$
6	$62,80 \pm 8,19$
7	$146,81 \pm 15,36$
8	$75,83 \pm 10,29$
9	$176,49 \pm 18,87$
10	$666,08 \pm 67,07$

Tab. 6: Spezifische ^{40}K Aktivitäten der Bodenproben.

5.5 Unsicherheitsabschätzung

Für die Berechnung der Unsicherheiten in diesem Abschnitt wurden einige Annahmen getroffen.

Bei der Bestimmung der Effizienz wurde sichergestellt, dass die Abweichung der mit dem Jäckel-Westmeier-Fit berechneten Effizienzen zu den logarithmischen Mittelwerten unter

10% liegen. Aus diesem Grund wird die Unsicherheit der Effizienz auf diesen Wert geschätzt.

Die Fehlerwerte der Net Peak Area, welche direkt vom Detektor ausgegeben wurden, wurden mittels Gaußscher Fehlerfortpflanzung verwendet, um die CPS Unsicherheit zu erhalten. Die Unsicherheiten der Emissionswahrscheinlichkeiten wurden vernachlässigt. Alle weiteren Unsicherheiten folgen mittels Gaußscher Fehlerfortpflanzung nach DIN 1319-3 [Nor96]:

$$u_x = \sqrt{\left(\frac{dx}{da} \cdot u(a)\right)^2 + \left(\frac{dx}{db} \cdot u(b)\right)^2 + \dots} \quad (5.5)$$

Bei dieser Formel ist u_x die Unsicherheit der Größe x , welche von mit Fehlern belasteten Variablen a und b abhängt. Die Variablen a und b sind dabei unabhängig voneinander.

5.6 Einordnung zur lokalen Hintergrundstrahlung

Der globale Durchschnitt für die spezifischen Aktivitäten von ^{40}K , ^{238}U und ^{232}Th liegen bei jeweils 400 Bq/kg, 35 Bq/kg und 30 Bq/kg [Nat00]. Die hier gemessenen Werte der ^{238}U - und ^{232}Th -Reihen liegen für alle Proben darüber. Für die ^{40}K Aktivität liegen nur Proben 5 und 10 über dem Durchschnitt von 400 Bq/kg. Die erhöhte Aktivität war zu erwarten, da es sich bei den untersuchten Proben der Durchschnittsbestimmung nicht um Tailing Proben handelt. Außerdem ist zu bemerken, dass Nigeria keines der Länder in dieser Bestimmung war. In [Nat00] wurden für diesen Teil nur zwei afrikanische Länder, Ägypten und Algerien, berücksichtigt. Auch die durchschnittlichen spezifischen Aktivitäten dieser Länder liegen nach dem Report deutlich unter den hier gemessenen, mit Ausnahme von ^{40}K . Trotzdem lässt sich hier sagen, dass alle in dieser Arbeit untersuchten Proben eine erhöhte spezifische Aktivität im Vergleich zum weltweiten Durchschnitt im Boden haben.

	^{40}K [Bq/kg]	^{238}U [Bq/kg]	^{232}Th [Bq/kg]
Durchschnitt	263,71 ± 189,56	387,28 ± 589,16	707,70 ± 990,65
Range	62,80- 666,08	56,77- 2206,11	60,03- 3244,47

Tab. 7: Durchschnitt der jeweiligen spezifischen Aktivitäten der gemessenen Bodenproben

In einer Studie [Aja09] wurden Bodenproben aus den oberen Erdschichten in 38 verschiedenen Städten im südwestlichen Teil von Nigeria vermessen. Dabei wurden spezifische Aktivitäten für ^{40}K , ^{226}Ra und ^{232}Th zwischen jeweils 34,9 bis 1358,6 Bq/kg, 9,3 bis 198,1 Bq/kg und 5,4 bis 502,4 Bq/kg gemessen. Die in dieser Arbeit gemessenen Werte für ^{40}K liegen in dieser Range. Für die anderen beiden Nuklide werden diese Bereiche bei Proben 5, 9 und 10 deutlich überschritten. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei den untersuchten Proben in [Aja09] nicht um Tailing Proben handelt.

In [Oke21] wurden Proben aus Kaolin Bergbaugebieten in Umuahia im Süden von Nigeria gemessen. Auch bei diesen Messungen zeigten sich deutlich geringere Werte für die Aktivitäten von ^{238}U und ^{232}Th . Die Werte lagen dabei im Durchschnitt bei $68,53 \pm 2,11$ Bq/kg und $38,44 \pm 2,45$ Bq/kg. Der Durchschnitt für ^{40}K liegt mit $149,25 \pm 3,65$ Bq/kg unter der hier bestimmten Durchschnitt, aber in der gleichen Größenordnung. Auch bei dieser Quelle ist zu beachten, dass es sich nicht um Tailing-Material, sondern um Bodenproben verschiedener Tiefe vor der Extraktion des Kaolins handelt.

Eine weitere Untersuchung wurde in [AG24] gemacht, wo landwirtschaftlicher Boden und Pflanzenproben aus dem Zinnabbaugebiet um Ririwai untersucht wurde, welches etwa 150km nördlich von Jos liegt. Auch hier liegen die gefundenen Aktivitäten mit $64.6 \pm 29.5 \text{ Bq/kg}$ für ^{226}Ra , $72.03 \pm 28.73 \text{ Bq/kg}$ für ^{232}Th und $680.59 \pm 324.30 \text{ Bq/kg}$ für die beiden Zerfallsreihen deutlich unter den gefundenen Werten und für ^{40}K im selben Bereich.

Auf der anderen Seite gibt es eine Studie welche ebenfalls Tailingmaterial aus Bisichi vermessen hat und deutlich höhere durchschnittliche Aktivitäten gefunden hat [Aro+09]. Bei dieser wurden Werte im niedrigen Kilobecquerelbereich pro Kilogramm gefunden. Die Durchschnittswerte hier liegen, wie in Tabelle 7 für alle betrachteten Proben im Bereich von einigen Hundert Becquerel pro Kilogramm. Die Werte für ^{238}U , ^{210}Pb und ^{232}Th liegen für Probe 10, die Probe mit den höchsten in dieser Arbeit gemessenen Aktivitäten, bei jeweils etwa 2 kBq/kg, 2,5 kBq/kg und 3 kBq/kg. Die Werte dieser Nuklide in [Aro+09] liegen bei etwa 22, 7,3 und 30 kBq/kg. Hier ist allerdings wieder eine unterschiedliche Probennahme als mögliche Ursachen für die Abweichungen zu nennen. Die Proben in [Aro+09] wurden alle aus einer Tiefe von 10cm genommen, während die Tiefe der hier gemessenen Proben nicht angegeben ist. Außerdem wurde in der Studie eine größere Probenmenge verwendet, da von jedem Ort mindestens 5 Proben genommen wurden. In dieser Arbeit wurden einzelne Proben von verschiedenen Orten vermessen.

Auch wenn diese Werte höher liegen, sind sie dennoch in der selben Größenordnung wie die hier vermessenen Proben höherer Aktivität. Dies war zu erwarten, da in beiden Fällen Proben aus Bisichi untersucht wurden.

Es kann also festgehalten werden, dass die Extraktion des Zinns einen erheblichen Einfluss auf die spezifische Aktivität der ^{232}Th - und ^{238}U -Reihe zu haben scheint. Der Maximalwert der ^{232}Th -Reihe ist um den Faktor 100 gegenüber dem globalen Durchschnittswert für ^{232}Th im Boden erhöht. Einige Proben zeigen auch im Vergleich zu Bodenproben aus dem südwesten des Landes erhöhte Aktivitäten [Aja09]. Eine andere Studie aus der selben Region zeigte sogar noch höhere Aktivitäten [Aro+09]. Die gemessenen Werte sind dementsprechend im Rahmen der Aktivitäten in der Literatur.

6 Gammaspektrometrische Messung der Pflanzenproben

6.1 Auswahl und Probenvorbereitung

Zur Probenvorbereitung wurden die Pflanzenproben getrocknet und gemörsert. Anschließend wurden sie wie die Bodenproben in Petrischalen verpackt. Da sehr viel niedrigere Aktivitäten erwartet werden, wurden jeweils zwei Petrischalen übereinander gestapelt, verklebt und eingeschweißt. Es wurde jeweils eine Probe der Pflanzen Mais, Gemüse, Kohl und Tomate vermessen.

6.2 Effizienzbestimmung

Die Pflanzenproben wurden mit Gammadetektor 5 des IRS vermessen. Da ein anderer Detektor als bei den Bodenproben verwendet wurde und die Proben eine andere Symmetrie und Dichte haben, muss eine weitere Effizienzbestimmung durchgeführt werden. Dabei wird das selbe Verfahren verwendet wie bei den Bodenproben. Es wird der selbe Standard verwendet.

Es werden außerdem wieder zwei der Proben mit dem *Top-Down-Verfahren* vermessen, um festzustellen ob die Näherung für beiden Proben passt. In Abbildung 23 können die logarithmischen Mittelwerte für die Effizienz und die Näherung durch den Jäckel-Westmeier-Fit für die Gemüse- und Kohlprobe gefunden werden. Da ersichtlich ist, dass der Fit beide Proben gleich gut annähert, wird der Fit wieder für alle Pflanzenproben übernommen.

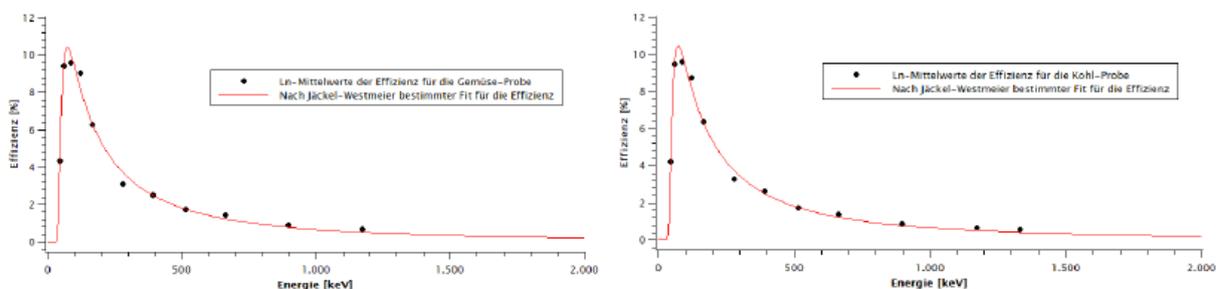


Abb. 23: Effizienzbestimmung mit Jäckel-Westmeier-Fit für die Gemüse- (links) und Kohlprobe (rechts). Die im Fit bestimmten Parameter sind im Anhang unter Tabelle 19 zu finden.

6.3 Auswertung der Gammaspektroskopie

Die Maisprobe konnte trotz einer recht langen Messzeit von 3,5 Wochen nicht ausgewertet werden, da die Peaks nicht über der Nachweisgrenze lagen.

Es wurde ein Peak definiert, wenn die Counts per second der Probe, abzüglich der des Untergrunds, über 0,001 lagen und zusätzlich höher als 5 mal die Unsicherheit sind. Somit war eine Unterscheidung vom Untergrund nicht möglich.

Die Nachweisgrenze wird nach [Kan14] mittels DIN11929 definiert. Die Definition ist danach wie folgt:

"Die Nachweisgrenze $y^\#$ ist der kleinste wahre Wert der Messgröße, für den bei Anwendung der Entscheidungsregel nach Abschnitt 2.4.1 die Wahrscheinlichkeit dafür, fälschlich anzunehmen, dass der physikalische Effekt nicht vorliegt (Fehler 2. Art), höchstens gleich der vorzugebenden Wahrscheinlichkeit β ist. Die Nachweisgrenze $y^\#$ wird als kleinste Lösung der Gleichung:

$$y^\# = y^* + k_{1-\beta} * \tilde{u}(y^\#) \quad (6.1)$$

festgelegt".

Die Messung der Gemüseprobe lag über dieser Nachweisgrenze und konnte somit ausgewertet werden. Wie in Abbildung 24 ersichtlich ist, sind die $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ und $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Verhältnisse unter Berücksichtigung der Fehlergrenzen im Gleichgewicht. Die spezifische ^{210}Pb Aktivität liegt wieder deutlich über der des $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Gleichgewichts. Die ^{228}Ac Aktivität liegt über der des $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Gleichgewichts.

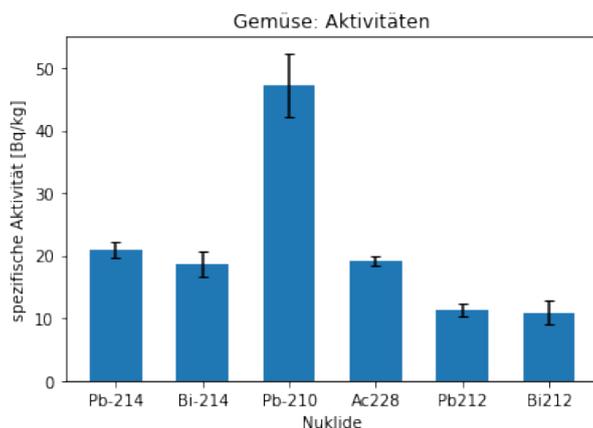


Abb. 24: spezifische Aktivitäten der ausgewerteten Nuklide bei der Gemüse-Probe aus Bukuru

Die Messung der Kohlprobe war ebenfalls möglich, jedoch konnten nicht alle Nuklide ausgewertet werden. Für ^{212}Bi konnte keine Aktivität bestimmt werden, da der relevante Peak unter der Nachweisgrenze liegt. Demnach kann auch keine Aussage über das $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ Gleichgewicht getroffen werden. Für ^{214}Pb und ^{214}Bi kann allerdings wieder festgestellt werden, dass sie unter Beachtung einfacher Fehlergrenzen im Gleichgewicht liegen. Die spezifische Aktivität von ^{210}Pb liegt wieder deutlich über denen von ^{214}Pb und ^{214}Bi und die Aktivität von ^{228}Ac liegt wie bei der Gemüseprobe wieder leicht über der von ^{212}Pb . Auch hier ist die erhöhte ^{210}Pb Aktivität auf das *unsupported lead* zurückzuführen, welches durch den Boden auch in die Pflanzen gelangt.

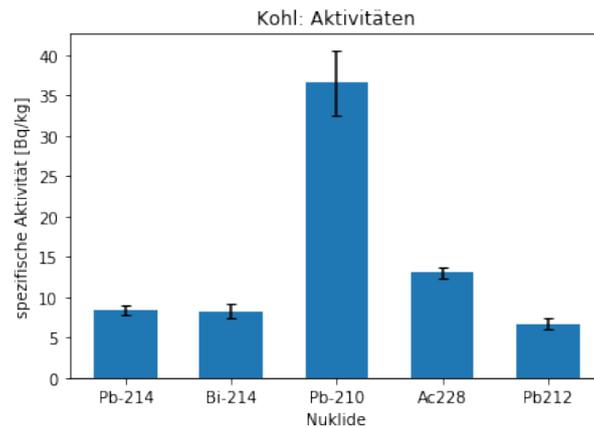


Abb. 25: spezifische Aktivitäten der ausgewerteten Nuklide bei der Kohl-Probe von der Rayfield-Farm

Die Messung der Tomatenprobe lag wieder unter der Nachweisgrenze und es konnte somit keine Auswertung der Ergebnisse erfolgen.

Zusätzlich wurde wieder die spezifische ^{40}K Aktivität der Proben bestimmt. Die Ergebnisse dieser Messung sind in der folgenden Tabelle zu finden:

Probe	Spez. Akt. [Bq/kg]	Unsicherheit [Bq/kg]
Gemüse	1000,02	100,80
Kohl	2243,50	224,92

Tab. 8: Berechnete ^{40}K Aktivität der auswertbaren Pflanzenproben.

6.4 Einordnung der Ergebnisse

Um einschätzen zu können, ob die Aktivitäten der hier vermessenen Lebensmittel in einem sicheren Bereich liegen, müssen Referenzwerte herbeigeführt werden. Die IAEA hat solche Referenzwerte für Lebensmittel und Trinkwasser [IAE16]. Diese sind in Abbildung 26 zu sehen. Die Werte stammen aus [Nat00]. Da dort im Allgemeinen die Trockenmasse vermessen wurde, wird davon ausgegangen, dass auch diese Werte sich darauf beziehen. In [IAE16] wird bemerkt, dass die Werte für Lebensmittel je nach landwirtschaftlichen Verhältnissen stark variieren können. Die hier vermessenen Proben liegen alle mehrere Größenordnungen über diesen Referenzwerten, wodurch sie auch unter Berücksichtigung dieser Variationen als erhöht einzustufen sind.

TABLE 8. REFERENCE VALUES¹⁰ FOR CONCENTRATIONS OF RADIONUCLIDES IN THE URANIUM AND THORIUM SERIES IN FOODS AND DRINKING WATER [12]

Product	Concentration (Bq/kg) × 10 ⁻³								
	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	²²⁸ Ra	²²⁸ Th	²³⁵ U
Milk products	1	0.5	5	15	15	0.3	5	0.3	0.05
Meat products	2	2	15	80	60	1	10	1	0.05
Grain products	20	10	80	50	60	3	60	3	1
Leafy vegetables	20	20	50	80	100	15	40	15	1
Roots and fruits	3	0.5	30	30	40	0.5	20	0.5	0.1
Fish products	30	10	100	200	2 000	10	ND*	100	ND*
Drinking water	1	0.1	0.5	10	5	0.05	0.5	0.05	0.04

* ND indicates that no published data are available.

Abb. 26: Referenzwerte der IAEA für Lebensmittel und Trinkwasser [IAE16]

In [Ade+19] wurde eine Untersuchung von Gemüse aus der Region Lagos durchgeführt. Die dabei gefundenen Aktivitäten der Trockenmasse liegen für ²²⁶Ra und ²³²Th in der gleichen Größenordnung wie die in dieser Arbeit gemessenen Pflanzenproben. Die spezifische ⁴⁰K Aktivität in [Ade+19] liegt allerdings deutlich unter den hier gemessenen.

Table 3. Mean specific activity (dry mass) from all sampled vegetables.

Vegetable	Activity concentration (Bq/kg) dry mass		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Lagos Spinach	14.45 ± 3.87	2.80 ± 0.47	623.84 ± 47.45
African Spinach	11.55 ± 3.13	2.73 ± 0.62	647.77 ± 41.91
Jews Mallow	17.20 ± 5.65	2.20 ± 0.65	446.37 ± 38.61
Spring Onion	22.99 ± 5.96	2.52 ± 0.62	416.63 ± 30.85

Abb. 27: Spezifische Aktivität der Trockenmasse von Gemüseproben aus Lagos. Tabelle übernommen aus [Ade+19]

In [Ade+19] werden die Aktivitäten welche in Abbildung 27 zu sehen sind in Relation mit der jährlichen Verzehrrate gesetzt. Dies führt nach [Ade+19] zu einem erhöhten Krebsrisiko. Auch hier kann eine ähnliche Einschätzung getroffen werden, indem diese erhöhte Krebsrate bestimmt wird. Nach [VV19] berechnet sich die *effektive Folgedosis* nach Ingestion einer Aktivität wie folgt:

$$E_g = g_{g,E} \cdot A_g \tag{6.2}$$

Dabei steht E_g für die effektive Folgedosis, $g_{g,E}$ für den *Ingestions-Dosiskoeffizienten* und

A_g für die augenommene Aktivität. In [VV19] sind außerdem Literaturwerte für den Ingestions-Dosiskoeffizienten für verschiedene Nuklide bei bestimmten Organen angegeben. Die hier relevanten Werte sind:

Nuklid	$g_{g,E}$ [Sv/Bq]	Organ
^{40}K	$6,2 \cdot 10^{-9}$	unterer Dickdarm
^{214}Bi	$1,1 \cdot 10^{-10}$	Magen
^{210}Pb	$6,8 \cdot 10^{-7}$	Knochenoberfläche
^{212}Pb	$5,9 \cdot 10^{-9}$	Knochenoberfläche
^{212}Bi	$2,6 \cdot 10^{-10}$	Magen

Tab. 9: Aus [VV19] übernommene Literaturwerte für den Ingestions-Dosiskoeffizienten

Mit den Werten aus Tabelle 9 und den mit Gammaspektroskopie bestimmten Aktivitäten lässt sich nun die effektive Folgedosis bestimmen:

Probe	Nuklid	E_g [Sv/kg]
Gemüse	^{40}K	$6,2 \cdot 10^{-6}$
	^{214}Bi	$2,1 \cdot 10^{-9}$
	^{210}Pb	$3,2 \cdot 10^{-5}$
	^{212}Pb	$6,7 \cdot 10^{-8}$
	^{212}Bi	$2,8 \cdot 10^{-9}$
Kohl	^{40}K	$1,4 \cdot 10^{-5}$
	^{214}Bi	$9,0 \cdot 10^{-10}$
	^{210}Pb	$2,5 \cdot 10^{-5}$
	^{212}Pb	$4,0 \cdot 10^{-8}$
	^{212}Bi	-

Tab. 10: Berechnete Werte für die effektive Folgedosis

Um nun bestimmen zu können, ob dies zu einem erhöhten Krebsrisiko führt, muss herangezogen werden, wie viel von diesen Lebensmitteln durchschnittlich konsumiert wird. Nach [Aro+09] liegen die jährlichen Konsumierungsraten für Kohl bei 5 kg pro Jahr und für Blattgemüse bei 60 kg pro Jahr. Das *Excess Life Cancer Risk* wird nach [Ade+19] durch folgende Formel berechnet:

$$ELCR = ADE \cdot RF \cdot DL \quad (6.3)$$

ADE steht hierbei für die *annual effective dose*, also der effektiven Jahresdosis und RF für *fatal cancer risk*, dem fatalen Krebsrisiko, welches auf 0,05 für die Bevölkerung abgeschätzt wird. Die Abkürzung DL steht für *duration of life*, also die Lebensdauer. Diese wurde in [Ade+19] auf 70 Jahre geschätzt. Diese Annahme wird auch hier getroffen.

Die effektive Jahresdosis wird berechnet, in dem die Werte der effektiven Folgedosis mit der jährlichen Konsumrate verrechnet werden. Auf diese Art werden folgende Werte die Gesamt-ELCR Werte der ausgewerteten Proben gefunden:

Probe	Gesamt ELCR [10^{-3}]
Gemüse	8,07
Kohl	0,68

Tab. 11: Berechnete Werte für das Excess Life Cancer Risk

Besonders der Wert für die Gemüse-Probe ist als erhöht einzustufen, allerdings ist hier zu vermerken, dass keine Angabe vorliegt, um welche Arten von Gemüse es sich genau handelt. Die Jahreskonsumrate übersteigt deshalb vermutlich den tatsächlichen Konsum, da es sich bei dieser um den jährlichen Konsum von Blattgemüse im Allgemeinen handelt. Hinzu kommt, dass bei der Kohlprobe das Nuklid ^{212}Bi nicht ausgewertet werden konnte. Deshalb fließt dieses nicht in die Summe der effektiven Folgedosis mit ein und führt zu einem niedrigeren ELCR-Wert. Nach [Can24] liegen ELCR-Werte über 10^{-4} , also ein zusätzlicher Krebsfall bei 10 000 Menschen, in einem potentiell bedenklichen Bereich.

Bei diesen Ergebnissen ist anzumerken, dass die Folgedosis in der Regel bereits auf 50 Jahre berechnet wird [Str24]. Deswegen kommt es bei der Multiplikation mit der Lebensdauer zu einer Überschätzung der Expositionsdauer. Außerdem ist zu bemerken, dass durch die Zubereitung der Lebensmittel die tatsächlich aufgenommene Aktivität variieren kann [Nat00]. Hinzu kommt, dass die Konsumraten der Lebensmittel sich auf die Frischmassen beziehen und nicht, wie hier gemessen, auf die Trockenmassen.

7 Weitere Diskussion der Ergebnisse

7.1 Aktivität im Vergleich zu Probenahmeorten

Die spezifischen Aktivitäten der gemessenen Bodenproben variieren stark mit dem jeweiligen Probenahmeort und der Art der Abbaustätte, von welcher diese genommen wurden. So finden sich die höchsten Aktivitäten bei den Proben 9 und 10, welche am selben Ort entnommen werden. Dass ähnlich hohe Aktivitäten gemessen wurden, war also zu erwarten. Bei beiden Proben handelt es sich um Rückstände nach der Zinnextraktion. Dies deutet darauf hin, dass das Entfernen des Zinns zur Produktion von TENORM führt.

Eine weitere Auffälligkeit ist, dass Probe 5 deutlich höhere Aktivitäten in der Thorium-Reihe aufweist im Vergleich zu den Proben 1 bis 4 und 6 bis 8. Bei Probe 5 handelt es sich um neuere Rückstände aus einer aktiven Zinnmine. Proben 1 und 8 stammen aus inaktiven Abbaustätten, was die geringeren Aktivitäten dieser erklärt. Bei Proben 2 bis 4 und 6 und 7 handelt es sich um Proben bei welchen nicht bekannt ist, wann sie an der Ablagestätte abgelegt wurden.

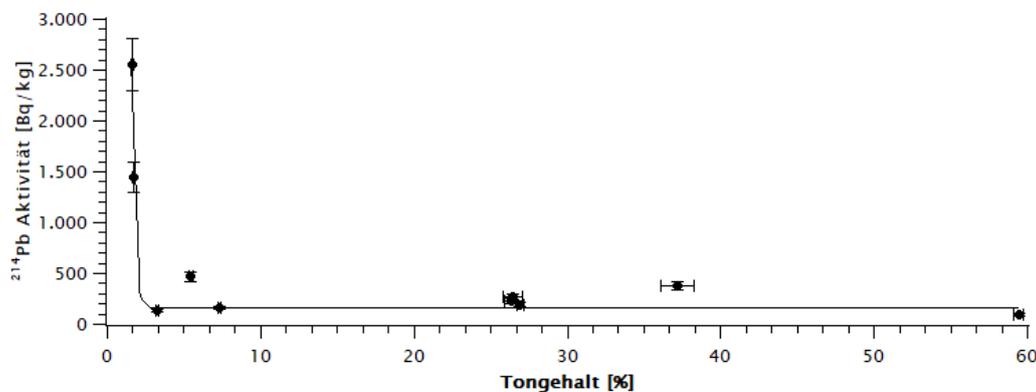
7.2 Aktivität im Zusammenhang mit Tongehalt

In Hinblick auf die Korngrößenanalyse kann untersucht werden, ob die Aktivität mit einer bestimmten Beschaffenheit des Bodens zusammenhängt. Dafür wird in der folgenden Tabelle der Tongehalt mit der ^{210}Pb Aktivität der Proben verglichen. ^{210}Pb wurde dabei gewählt, da es bei den meisten Proben das Nuklid höchster Aktivität war und bei den Proben, bei denen dies nicht der Fall war, nah an der höchsten Aktivität der untersuchten Nuklide liegt.

Probe	Tongehalt [%]	Aktivität [Bq/kg]
1	26,42 ± 0,61	264,58 ± 26,82
2	26,32 ± 0,39	228,23 ± 23,21
3	26,92 ± 0,20	194,84 ± 20,10
4	37,14 ± 1,08	380,54 ± 38,24
5	5,45 ± 0,10	466,41 ± 47,19
6	7,30 ± 0,10	163,19 ± 16,76
7	3,25 ± 0,10	131,23 ± 13,41
8	59,42 ± 0,33	97,17 ± 10,59
9	1,71 ± 0,10	1443,95 ± 144,68
10	1,59 ± 0,10	2549,87 ± 255,25

Tab. 12: Tongehalt und ^{210}Pb Aktivität der Bodenproben.

In diesem Bericht kommt es zu einer Korrelation niedriger Tongehalte mit höherer spezifischer ^{210}Pb Aktivität. Bei den niedrigen Aktivitäten kommt es zu wenigen Ausreißern dieser Korrelation. Der Verlauf folgt annähernd (R^2 -Wert des Fits ist 0,54) einem exponentiellen Zerfall. Eine mögliche Erklärung für den Verlauf ist, dass die Konzentration von Radionukliden in Sand oder Schluff deutlich höher ist als in Ton. Dies ist dadurch bedingt, dass Sand durch die kleinere Oberfläche eine geringere Absorptionsfähigkeit hat [Ahm19]. Es ist allerdings auch zu bemerken, dass der exponentielle Abfall nur durch die Punkte der Proben 9 und 10 gegeben ist. Da diese aus einem Gewinnungsunternehmen stammen, kann auch die verschiedene Aufbearbeitung eine Erklärung hierfür sein.

Abb. 28: Korrelation zwischen Tongehalt und ^{214}Pb Aktivität. Fit: $(157,47 \pm 28,58) + (1,12 \cdot 10^7 \pm 1,08 \cdot 10^8) \cdot \exp(-x/(0,19 \pm 0,21))$.

7.3 Unsupported Lead

Wie bereits in der Auswertung der Gammaskpektrometrie gesagt, lässt sich der Anteil des *unsupported lead* nun berechnen. Dies wird durchgeführt, indem der Überschuss an ^{210}Pb Aktivität zum $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ Gleichgewicht bestimmt wird und dessen Anteil an der gesamten ^{210}Pb Aktivität bestimmt wird. Daraus ergeben sich die folgenden Anteile:

Probe	unsupported lead Anteil [%]
1	44,48 ± 10,80
2	48,28 ± 10,58
3	49,40 ± 10,94
4	49,17 ± 10,31
5	40,17 ± 11,07
6	44,94 ± 11,06
7	54,29 ± 10,72
8	39,48 ± 11,44
9	38,45 ± 11,13
10	23,98 ± 17,91

Tab. 13: Anteil von Unsupported lead von der gesamten ^{210}Pb Aktivität.

7.4 pH-Wert im Vergleich zur ^{210}Pb Aktivität

Da bei der Korngrößenanalyse auch der pH-Wert der Proben bestimmt wurde kann hier dessen Verhältnis zur Aktivität der Proben angeschaut werden. Für die Aktivität wurde wieder das Nuklid ^{210}Pb gewählt, aus den selben Gründen wie zuvor.

Probe	pH-Wert	Aktivität [Bq/kg]
1	4,80	264,58 ± 26,82
2	4,30	228,23 ± 23,21
3	4,29	194,84 ± 20,10
4	4,13	380,54 ± 38,24
5	4,81	466,41 ± 47,19
6	5,23	163,19 ± 16,76
7	5,30	131,23 ± 13,41
8	3,39	97,17 ± 10,59
9	6,60	1443,95 ± 144,68
10	6,80	2549,87 ± 255,25

Tab. 14: pH-Werte der Proben im Vergleich zur ^{210}Pb Aktivität.

Aus Tabelle 14 lässt sich eine Korrelation zwischen hohen Aktivitäten und hohem pH-Wert erkennen. Auch hier gibt es Ausnahmen im niedrigen Bereich. Diese Korrelation folgt einem exponentiellen Anstieg mit einem R^2 -Wert von 0,53. Der Verlauf könnte dadurch begründet sein, dass Radionuklide bei geringeren pH-Werten eine höhere Mobilität haben [SS16]. Dies führt dazu, dass Radionuklide in sauren Böden ausgewaschen werden und in niedrigere Erdschichten wandern. Aufgrund der geringen Datenpunktzahl und vielen Einflussfaktoren kann hierzu allerdings keine qualitative oder quantitative Bestätigung gegeben werden. Auch hier wird der exponentielle Anstieg durch die Punkte der Proben 9 und 10 gegeben, weswegen dieser Verlauf auch wieder auf die unterschiedliche Aufbearbeitung der Proben zurückzuführen sein könnte.

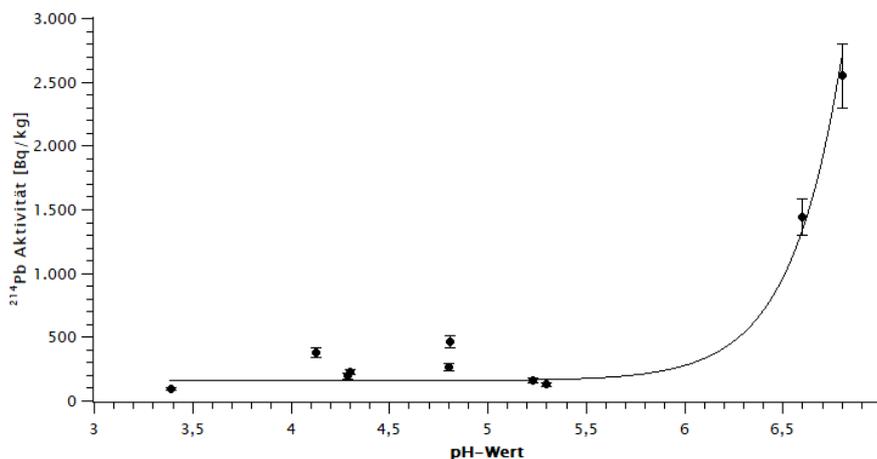


Abb. 29: pH-Werte der Proben im Vergleich zur ^{210}Pb Aktivität. Fit: $(154,81 \pm 31,75) + (1,31 \cdot 10^{-8} \pm 2,70 \cdot 10^{-7}) \cdot \exp(x/(0,26 \pm 0,21))$.

7.5 ^{228}Ac Aktivität im Vergleich zu ^{212}Pb Aktivität

Für alle gemessenen Bodenproben liegt die spezifische ^{228}Ac Aktivität leicht unter der ^{212}Pb Aktivität. In der folgenden Tabelle sind diese Verhältnisse aufgetragen:

Probe	$^{228}\text{Ac}/^{212}\text{Pb}$
1	$0,83 \pm 0,06$
2	$0,89 \pm 0,07$
3	$0,89 \pm 0,07$
4	$0,88 \pm 0,07$
5	$0,84 \pm 0,07$
6	$0,90 \pm 0,07$
7	$0,89 \pm 0,07$
8	$0,92 \pm 0,07$
9	$0,81 \pm 0,06$
10	$0,82 \pm 0,06$

Tab. 15: $^{228}\text{Ac}/^{212}\text{Pb}$ Aktivitätsverhältnis der Bodenproben.

Unter Betrachtung der Fehlergrenzen liegen diese Verhältnisse sehr nah am Gleichgewicht.

7.6 Massenverluste bei der Korngrößenanalyse im Vergleich zum Sandanteil

In der untenstehenden Tabelle wurde der Anteil der Massenverluste in Relation zur Gesamtmasse der Proben berechnet. Vergleicht man diese Verluste mit den Ergebnissen der Korngrößenanalyse in Tabelle 4, so fällt auf, dass die niedrigsten Verluste in Sandböden auftreten.

Probe	Anteil der verlorenen Masse an der Gesamtmasse [%]
1	18,45
2	12,40
3	5,29
4	22,33
5	1,12
6	1,44
7	0,16
8	5,52
9	1,21
10	3,35

Tab. 16: Masseverluste von Beginn bis Ende der Messung

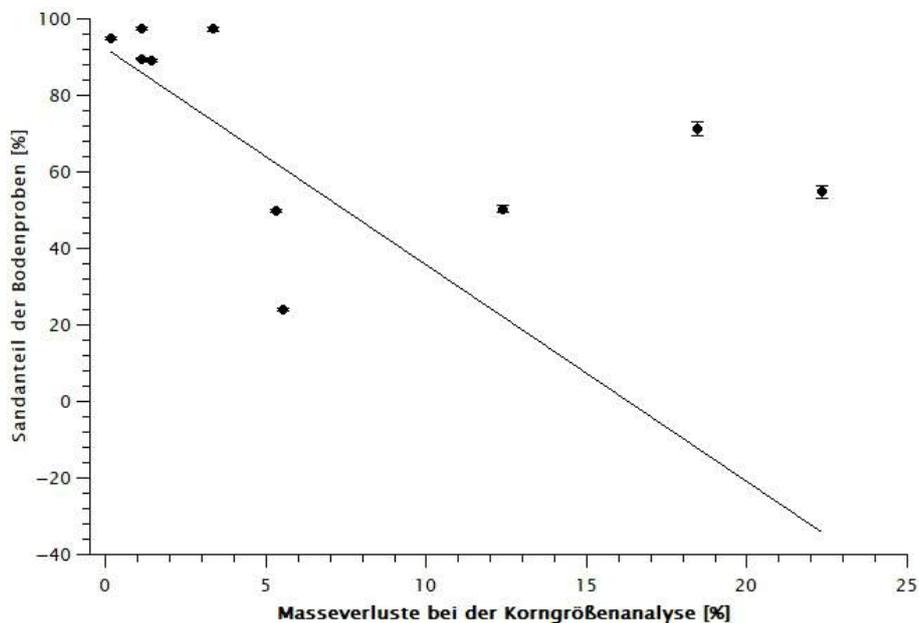


Abb. 30: Sandanteil der Bodenproben in Abhängigkeit der Masseverluste bei der Korngrößenanalyse. Regressionsgerade mit $R^2 = 0,44$ und Fitparametern: $(-5,66 \pm 2,28) \cdot x + (92,18 \pm 9,64)$

In Abbildung 30 ist der Sandanteil der Proben gegen die Masseverluste der Korngrößenanalyse aufgetragen. Die negative Korrelation wird durch eine Regressionsgrade verdeutlicht. Da die Masseverluste mit dem Organikanteil der Proben zusammenhängen, lässt diese Korrelation darauf schließen, dass die Organik besser in Ton und Schluff bindet, als in Sand. Dies hängt damit zusammen, dass sandige Böden nur eingeschränkt für landwirtschaftliche Nutzung geeignet sind, während ton- und schluffhaltige Böden sich deutlich besser eignen [eV24]. Durch die geringe Anzahl an Datenpunkten ist eine quantitative Aussage allerdings nicht möglich.

8 Zusammenfassung

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Zinnabbau in Bisichi deutlich zur Produktion von TENORM beiträgt. Die Aktivitäten der ^{232}Th Reihe sind um Faktoren von 2 bis 100 gegenüber dem globalen Durchschnitt für Böden erhöht [Nat00]. Bei den Nukliden der ^{238}U - Reihe ergeben sich Faktoren von etwa 2 bis 63 mal über dem weltweiten Durchschnitt. Die Aktivitäten für ^{40}K liegen als einziges betrachtetes Nuklid in der Größenordnung der globalen Durchschnittswerte.

Für die Pflanzen lässt sich sagen, dass obwohl einige Proben aufgrund von Aktivitäten unter der Nachweisgrenze nicht ausgewertet werden konnten, gegenüber den Referenzwerten der IAEA [IAE16] erhöhte Werte gefunden wurden. Diese erhöhten Aktivitäten führen zu einem erhöhten Krebsrisiko in der Region.

Da sowohl Boden, als auch Pflanzenproben erhöhte Aktivitäten zeigen, liegt ein Zusammenhang dieser nahe. Demnach hat der Zinnabbau in Bisichi und Umgebung einen Einfluss auf die Produkte der Landwirtschaft und somit auf die Bevölkerung, die diese konsumieren. Dies stellt einen zusätzlichen Expositionspfad neben der Inhalation über Radonfolgeprodukte der Arbeiter im Bergbau dar.

9 Anhang

Nukl.	E	$T_{1/2}$	$\gamma/(s \cdot g)$	U	g in Lös.	Dilution	date	g St.	γ/s
	keV	d		[%]	g			g	
^{210}Pb	46,54	8093,94	3,61E+03	1,4	0,97	0,01045	19.02.24	5,22	1,97E+02
^{241}Am	60	157850,09	2,25E+03	4	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	1,23E+02
^{109}Cd	88	462,6	1,06E+03	5	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	5,78E+01
^{57}Co	122	271,79	9,06E+02	3	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	4,94E+01
^{139}Ce	166	137,64	1,16E+03	3	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	6,33E+01
^{203}Hg	279	46,595	3,74E+03	5	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	2,04E+02
^{113}Sn	392	115,09	3,42E+03	5	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	1,87E+02
^{85}Sr	514	64,849	6,82E+03	3	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	3,72E+02
^{137}Cs	662	11019,59	4,06E+03	3	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	2,21E+02
^{88}Y	898	106,63	1,07E+04	3	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	5,84E+02
^{60}Co	1173	1925,60	5,74E+03	3	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	3,13E+02
^{60}Co	1333	1925,60	5,74E+03	3	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	3,13E+02
^{88}Y	1836	106,63	1,13E+04	3	2,148	0,01045	01.12.23	5,22	6,16E+02

Tab. 17: Werte des zur Effizienzbestimmung verwendeten Standards. Dabei steht E für die Energie, $T_{1/2}$ für die Halbwertszeit, s für Sekunde, g für Gramm, U für die Unsicherheit, Lös. für Lösung und St. für den Standard.

Parameter	Ermittelter Wert im Fit
A_1	23,01
A_2	0,41
A_3	-0,11
A_4	-22,46
A_5	7,39
A_6	-0,06

Tab. 18: Gefundene Werte für die Parameter des Jäckel-Westmeier-Fits für die Effizienz der Bodenproben.

Parameter	Ermittelter Wert im Fit
A_1	22,10
A_2	0,99
A_3	-0,19
A_4	-22,45
A_5	7,27
A_6	-0,05

Tab. 19: Gefundene Werte für die Parameter des Jäckel-Westmeier-Fits für die Effizienz der Pflanzenproben.

spez. Akt. der Proben [Bq/kg]	1	2	3	4	5
^{214}Pb	153,60±9,09	122,41± 7,20	104,83±6,22	199,26 ± 11,65	293,67±18,06
^{214}Bi	140,17±4,56	113,67±3,98	94,35±3,53	187,63 ± 5,90	264,46±9,22
^{210}Pb	264,56±26,82	228,23±23,21	196,84±20,10	380,54 ± 38,24	466,41±47,18
^{228}Ac	222,99±6,46	150,35±4,47	157,05±4,87	200,96 ± 6,26	770,50±24,07
^{212}Pb	270,27±16,79	169,47±12,13	176,30±12,62	228,51 ± 16,27	917,64±65,13
^{212}Bi	279,81±15,00	190,28±19,25	195,95±19,82	187,63 ± 25,00	1031,96±103,41
spez. Akt. der Proben [Bq/kg]	6	7	8	9	10
^{214}Pb	94,36±5,55	62,73±3,67	60,95±3,63	937,84±55,68	2206,11±129,34
^{214}Bi	85,33±2,94	57,24±2,01	56,77±2,20	839,52±41,32	1670,62±100,31
^{210}Pb	163,19±16,76	131,23±13,41	97,26±10,59	1443,95±144,68	2549,87±255,25
^{228}Ac	103,06±2,49	56,27±1,36	103,56±2,49	1393,39±31,79	2544,15±60,85
^{212}Pb	130,65±9,39	60,03±4,38	106,86±7,79	1720,00±121,90	3063,65±216,97
^{212}Bi	141,11±14,34	62,84±6,49	121,47±12,46	1855,06±185,67	3244,47±324,60

Tab. 20: Spezifische Aktivitäten der Bodenproben für die ausgewerteten Nuklide.

spez. Akt. der Proben [Bq/kg]	Gemüse	Kohl
^{214}Pb	20,99±1,27	8,40±0,55
^{214}Bi	18,68±1,93	8,20±0,89
^{210}Pb	47,27±5,06	36,59±4,01
^{228}Ac	19,20±0,82	13,05±0,64
^{212}Pb	11,39±0,97	6,71± 0,69
^{212}Bi	10,93±1,99	-

Tab. 21: Spezifische Aktivitäten der Pflanzenproben für die ausgewerteten Nuklide.

10 Literaturangaben

Literatur

- [Ade+19] Margaret B. Adedokun u. a. „Natural radioactivity contents in commonly consumed leafy vegetables cultivated through surface water irrigation in Lagos state, Nigeria“. In: *Journal of Radiation Research and Applied Sciences* 12.1 (2019), S. 147–156. ISSN: 1687-8507. DOI: <https://doi.org/10.1080/16878507.2019.1618084>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1687850721000200>.
- [AG24] Aznan Fazli Ismail Abdu Nasiru Muhammad und Nuraddeen Nasiru Garba. „Natural radioactivity in food crops and soil and estimation of the concomitant dose from tin mining areas in Nigeria“. In: *Journal of Taibah University for Science* 18.1 (2024), S. 2366507. DOI: [10.1080/16583655.2024.2366507](https://doi.org/10.1080/16583655.2024.2366507). eprint: <https://doi.org/10.1080/16583655.2024.2366507>. URL: <https://doi.org/10.1080/16583655.2024.2366507>.
- [Ahm19] Ahmad, Al-Ghouti, AlSadig, Abu-Dieyeh. „Vertical distribution and radiological risk assessment of ^{137}Cs and natural radionuclides in soil samples“. In: *Scientific Reports* 9.1 (2019). DOI: [10.1038/s41598-019-48500-x](https://doi.org/10.1038/s41598-019-48500-x).
- [Aja09] Oladele Samuel Ajayi. „Measurement of activity concentrations of ^{40}K , ^{226}Ra and ^{232}Th for assessment of radiation hazards from soils of the southwestern region of Nigeria“. In: *Radiation and Environmental Biophysics* 48 (2009), S. 323–332.
- [Ale90] Michael J. Alexander. „Reclamation after Tin Mining on the Jos Plateau Nigeria“. In: *The Geographical Journal* 156.1 (1990), S. 44–50. ISSN: 00167398, 14754959. URL: <http://www.jstor.org/stable/635435> (besucht am 29. 08. 2024).
- [Arn18] Arnold;Debertin;Heckel;Kanisch;Wershofen;Wilhelm. *Fundamentals of gamma spectrometry*. 2018.
- [Aro+09] AM Arogunjo u. a. „Uranium and thorium in soils, mineral sands, water and food samples in a tin mining area in Nigeria with elevated activity“. In: *Journal of environmental radioactivity* 100.3 (2009), S. 232–240.
- [BC14] F. Barlas Simsek und M.N. Cagatay. „Geochronology of lake sediments using ^{210}Pb with double energetic window method by LSC: An application to Lake Van“. In: *Applied Radiation and Isotopes* 93 (2014). LSC 2013: Advances in Liquid Scintillation Spectrometry, S. 126–133. ISSN: 0969-8043. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2014.01.028>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0969804314000426>.
- [Bun22] Bundesamt für Strahlenschutz. *Was ist ionisierende Strahlung?* 2022. URL: https://www.bfs.de/DE/themen/ion/einfuehrung/einfuehrung_node.html.
- [Bun23] Bundesamt für Strahlenschutz. *Vergleich des Fallouts durch oberirdische Kernwaffentests, den Reaktorunfall in Tschornobyl und den Reaktorunfall in Fukushima*. 2023. URL: <https://www.bfs.de/DE/themen/ion/notfallschutz/notfall/fukushima/fallout-vergleich.html>.

- [Can24] Carex Canada. *Methods for Lifetime Excess Cancer Risk Estimates Environmental exposures*. 2024. URL: https://www.carexcanada.ca/LECR%20Methods_Final.pdf.
- [DC14] Ashutosh Dash und Rubel Chakravarty. „Pivotal role of separation chemistry in the development of radionuclide generators to meet clinical demands“. In: *RSC Advances* 4.81 (2014), S. 42779–42803.
- [Dem16] Wolfgang Demtröder. *Experimentalphysik 3: Atome, Moleküle und Festkörper*. Springer-Verlag, 2016.
- [Dem17] Wolfgang Demtröder. *Experimentalphysik 4 : Kern-, Teilchen- und Astrophysik*. Berlin: Springer Spektrum; 2017. ISBN: 9783662528846. DOI: [10.1007/978-3-662-52884-6](https://doi.org/10.1007/978-3-662-52884-6). URL: <https://www.tib.eu/de/suchen/id/TIBKAT%3A1656621231>.
- [DHI24] DHI LAB. *Dating of Sediments using Lead-210*. 2024. URL: <https://c14.dhigroup.com/productdescriptions/lead210dating>.
- [eV24] information.medien.agrar e.V. *AgriLexikon-Boden*. 2024. URL: <https://www.ima-agrar.de/wissen/agrilexikon/boden>.
- [For24] Ministry of Foreign Affairs. *Nigeria Natural Resources*. 2024. URL: <https://foreignaffairs.gov.ng/nigeria/natural-resources/>.
- [GYI21] Vashti Gbolagun, Bizuum Godwill Yadok und Manasseh Terwase Iortyer. „TIN DISCOVERY AND CONSEQUENCE“. In: *Academia Letters* (2021), S. 2.
- [Hor08] Karl Heinrich Hartge; Rainer Horn. *Die physikalische Untersuchung von Böden*. Stuttgart, Germany: Schweizerbart Science Publishers, Dez. 2008. ISBN: 9783510652464. URL: http://www.schweizerbart.de/publications/detail/isbn/9783510652464/Hartge%5C_Horn%5C_Die%5C_physikalische%5C_Untersuc.
- [IAE16] IAEA. *Criteria for Radionuclide Activity Concentrations for Food and Drinking Water*. TECDOC Series 1788. Vienna: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2016. ISBN: 978-92-0-103816-6. URL: <https://www.iaea.org/publications/11061/criteria-for-radionuclide-activity-concentrations-for-food-and-drinking-water>.
- [IAE24] IAEA. *Naturally occurring radioactive material*. 2024. URL: <https://www.iaea.org/topics/radiation-safety-norm>.
- [Jai22] Vimal Kumar Jain. *Solid state physics*. Cham: Springer; 2022. ISBN: 9783030960179. DOI: [10.1007/978-3-030-96017-9](https://doi.org/10.1007/978-3-030-96017-9). URL: <https://www.tib.eu/de/suchen/id/TIBKAT%3A1818569000>.
- [JWP87] B. Jäckel, W. Westmeier und P. Patzelt. „On the photopeak efficiency of germanium gamma-ray detectors“. In: *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment* 261.3 (1987), S. 543–548. ISSN: 0168-9002. DOI: [https://doi.org/10.1016/0168-9002\(87\)90367-6](https://doi.org/10.1016/0168-9002(87)90367-6). URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0168900287903676>.
- [Kan14] G Kanisch. *Teil A: Grundlagen*. 2014. URL: https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Strahlenschutz/erk_nachweisgr_iso_01.pdf.

- [Kri23] Hanno Krieger. „Natürliche und künstliche Radioaktivität“. In: *Grundlagen der Strahlungsphysik und des Strahlenschutzes*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2023, S. 159–178. ISBN: 978-3-662-67610-3. DOI: [10.1007/978-3-662-67610-3_5](https://doi.org/10.1007/978-3-662-67610-3_5). URL: https://doi.org/10.1007/978-3-662-67610-3_5.
- [Min20] Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg. *Radioaktivität und ionisierende Strahlung*. 2020. URL: <https://um.baden-wuerttemberg.de/de/umwelt-natur/kernenergie/strahlenschutz/informationen-zum-strahlenschutz/radioaktivitaet-und-ionisierende-strahlung>.
- [Nat00] United Nations. „Sources and effects of ionizing radiation“. In: *UNSCEAR Report* (2000).
- [Nat24] Natur Erforschen. *Bodenkörnigkeit und Bodenart*. 2024. URL: <https://www.natur-erforschen.net/unterrichtsprojekte/waldboden/bodenart.html>.
- [Nor73] Deutsches Institut für Normung e. V. *DIN 19683-2:1973-04*. 1973. URL: <https://www.dinmedia.de/en/standard/din-19683-2/647712>.
- [Nor96] Deutsches Institut für Normung e. V. *DIN 1319-3, Grundlagen der Meßtechnik - Teil 3: Auswertung von Messungen einer einzelnen Meßgröße, Meßunsicherheit*. 1996. URL: <https://www.din.de/de/mitwirken/normenausschuesse/natg/veroeffentlichungen/wdc-beuth:din21:2742975>.
- [Nuc24] Nucleonica. *Nucleonica web driven nuclear science*. 2024. URL: <https://nucleonica.com/index.aspx>.
- [Nwa23] Justice Nwafor. *Decades After Mining Ceased, Communities in Plateau State, Nigeria, Still Suffer Environmental Impacts—Part 1*. 2023. URL: <https://earthjournalism.net/stories/decades-after-mining-ceased-communities-in-plateau-state-nigeria-still-suffer-environmental>.
- [Oke21] E. O. Echeweozo; I. S. Okeke. „Activity Concentrations and Distribution of 40K, 232Th, and 238U with Respect to Depth and Associated Radiation Risks in Three Kaolin Mining Sites in Umuahia, Nigeria“. In: *Chemistry Africa* 4 (2021), S. 915–921.
- [Pit] Pittauerová, Hettwig, Fischer. „Supported lead in Pb-210 chronology“. In: Poster der Universität Bremen, Institute of Environmental Physics.
- [Pla21] Government of Plateau State of Nigeria. *Plateau State*. 2021. URL: <https://www.plateaustate.gov.ng/plateau/at-a-glance>.
- [Pre86] Michael Prest. „The collapse of the international tin agreement“. In: *IDS Bulletin* 17.4 (1986), S. 1–8.
- [Sic24a] Bundesamt für die Sicherheit der nuklearen Entsorgung. *Die Nuklearkatastrophe von Tschernobyl*. 2024. URL: <https://www.base.bund.de/DE/themen/kt/unfaelle/tschernobyl/unfall.html>.
- [Sic24b] Bundesamt für die Sicherheit der nuklearen Entsorgung. *Fukushima am 11. März 2011: Der katastrophale Unfall und seine Folgen*. 2024. URL: https://www.base.bund.de/DE/themen/kt/unfaelle/fukushima/fukushima_node.html.

- [Soc24] Society for Mining, Metallurgy and Exploration. *What are Tailings*. 2024. URL: <https://www.smenet.org/What-We-Do/Technical-Briefings/What-are-Tailings>.
- [SŠ16] Ivana Smičiklas und Marija Šljivić-Ivanović. „Radioactive Contamination of the Soil: Assessments of Pollutants Mobility with Implication to Remediation Strategies“. In: *Soil Contamination*. Hrsg. von Marcelo L. Larramendy und Sonia Soloneski. Rijeka: IntechOpen, 2016. Kap. 13. DOI: [10.5772/64735](https://doi.org/10.5772/64735). URL: <https://doi.org/10.5772/64735>.
- [Sta+20] Karl Stahr u. a. *Bodenkunde und Standortlehre*. Bd. 2967. UTB 2967. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, 2020. DOI: [10.36198/9783838553450](https://doi.org/10.36198/9783838553450). URL: <https://www.tib.eu/de/suchen/id/TIBKAT>.
- [Sto96] Werner Stolz. „Natürlich radioaktive Nuklide“. In: *Radioaktivität: Grundlagen · Messung · Anwendungen*. Wiesbaden: Vieweg+Teubner Verlag, 1996, S. 52–55. ISBN: 978-3-663-11228-0. DOI: [10.1007/978-3-663-11228-0_3](https://doi.org/10.1007/978-3-663-11228-0_3). URL: https://doi.org/10.1007/978-3-663-11228-0_3.
- [Str19] Bundesamt für Strahlenschutz. *Grundsätze des Strahlenschutzes*. 2019. URL: <https://www.bfs.de/DE/themen/ion/strahlenschutz/einfuehrung/grundsaeetze/grundsaeetze.html>.
- [Str24] Bundesamt für Strahlenschutz. *Folgedosis*. 2024. URL: <https://www.bfs.de/SharedDocs/Glossareintraege/DE/F/folgedosis.html>.
- [Tec24] Karlsruher Institut für Technologie. *Natürliche Strahlenbelastung durch Radon*. 2024. URL: <https://www.sum.kit.edu/radon-informationen.php>.
- [Uni04] United States Environmental Protection Agency. *Radioactive Equilibrium*. 2004. URL: <https://web.archive.org/web/20040321220209/http://www.epa.gov/radiation/understand/equilibrium.htm#secular>.
- [Uni24] United States Environmental Protection Agency. *Radioactive Fallout From Nuclear Weapons Testing*. 2024. URL: <https://www.epa.gov/radtown/radioactive-fallout-nuclear-weapons-testing>.
- [VV19] Hans-Gerrit Vogt und Jan-Willem Vahlbruch. *Grundzüge des praktischen Strahlenschutzes*. München: Hanser; 2019. ISBN: 9783446459823. DOI: [10.3139/9783446459823](https://doi.org/10.3139/9783446459823). URL: <https://www.tib.eu/de/suchen/id/TIBKAT%3A1666025976>.
- [Wan+15] Cheng Wang u. a. „An invisible soil acidification: Critical role of soil carbonate and its impact on heavy metal bioavailability“. In: *Scientific reports* 5 (Aug. 2015), S. 12735. DOI: [10.1038/srep12735](https://doi.org/10.1038/srep12735).
- [Wei+21] Yan Wei u. a. „Quantification of photocatalytically-generated hydrogen peroxide in the presence of organic electron donors: Interference and reliability considerations“. In: *Chemosphere* 279 (2021), S. 130556. ISSN: 0045-6535. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130556>. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653521010274>.
- [Wor20] World Nuclear Association. *Naturally-Occurring Radioactive Materials (NORM)*. 2020. URL: <https://world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/radiation-and-health/naturally-occurring-radioactive-materials-norm>.