



Bachelorarbeit

Radioanalytische Untersuchungen an Moosen aus Tschernobyl Radioanalytical investigations of mosses from Chernobyl

> Felix Christian Kegler Matrikelnummer: 10002285

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

19. September 2019Prüfer: Prof. Dr. Georg Steinhauser

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	1
2	Einleitung 2.1 Grundlagen der Radioaktivität[17]	2 2 3 3 4
3	Methoden	5
	 3.1 Gamma-Spektrometrie	5 7
4	Material und Durchführung	9
	4.1 Probennahme und Aufbereitung der Moose	9
	4.2 Bodenproben und Bioverfügbarkeit	9
	4.3 Aufnahme und Auswertung der Gamma-Spektren	10
	4.3.1 10p-Down-Methode	10
	4.3.2 Nachweis- und Erkennungsgrenzen	12
	4.4 Liquid Scintillation Counting	13
	4.4.1 Probenaufbereitung	13
	4.4.2 Aufnahme und Auswertung des Spektrums	15
	4.4.3 Nachweis- und Bestimmungsgrenzen	16
5	Resultate und Diskussion	20
	5.1 Präsentation der ¹³⁷ Cs-Ergebnisse der Moosproben	20
	5.2 Erkenntnisse aus den ²⁴¹ Am-Aktivitätskonzentrationen	21
	5.3 Analyse der ⁹⁰ Sr-Aktivitätskonzentrationen	23
	5.4 Ergebnisse der Bodenproben mit Diskussion	24 26
	5.6 Evaluation der Methodik	$\frac{20}{27}$
6	Schlussfolgerung und Ausblick	29
7	Quellen	30
8	Danksagung	33
9	Eigenständigkeitserklärung	34
10		~ -
10	Anhange10.1 Ergänzungen zur Gammaspektrometrie	35 35

10.2	Ergänzungen zur Flüssigszintillation	46
10.3	Daten zu Moosarten und Probennahmeorten	50

1 Zusammenfassung

In der vorliegenden Bachelorarbeit werden Moos- und Bodenproben aus der Evakuierungszone um das stillgelegte Kernkraftwerk Tschernobyl auf Radionuklide untersucht. Konkret wird der Gehalt an Cäsium-137 (¹³⁷Cs), Americium-241 (²⁴¹Am) und Strontium-90 (⁹⁰Sr) bestimmt. Dabei kommen die Methoden der Gammaspektrometrie für ¹³⁷Cs und ²⁴¹Am und die Flüssigszintillation für ⁹⁰Sr zum Einsatz. Mit den Ergebnissen der Aktivitätskonzentrationen in den Moosen soll das Absorptionsverhalten verschiedener Moosarten verglichen werden und der Einfluss des Standortes sowie des Bodens untersucht werden. Die Bodenproben ermöglichen Abschätzugen über die Anreicherungsgrade von Radionukliden in den Moosen.

Es wurden ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentrationen zwischen 0,5 und 300 Bq/g gemessen. Americium-241 war in 10 von 25 Proben nachweisbar mit höchstens 0,4 Bq/g. Strontium-90 war in allen 7 untersuchten Proben nachweisbar, jedoch für 3 Proben nicht quantifizierbar. Die höchste ⁹⁰Sr-Aktivitätskonzentration lag bei 12 Bq/g.

Die Messungen zeigen, dass Moose die Radionuklide vornehmlich aus dem Boden aufnehmen, daher spielt direkter Bodenkontakt eine große Rolle. Bei Betrachtung der Moosart ist es lediglich relevant, ob es sich um ein Moos der Familie *Bryaceae* handelt oder nicht. Die Familie der *Bryaceaen* konnte als besonders effektiver Akkumulator für ¹³⁷Cs identifiziert werden. Die Aktivitätskonzentration (in Bq/g) in diesen Moosen steigt im Vergleich zum Sediment um etwa 4 Größenordnungen.

In den Bodenproben von der Insel im Kühlteich waren 3–6 % des vorhandenen Cäsiums bioverfügbar, jedoch kein Americium.

Des Weiteren besteht eine Abhängigkeit zwischen der Radionuklidaufnahme und dem Standort. Am Kühlteich wird Cäsium besonders stark aufgenommen, Americium hingegen gar nicht. Für Cäsium liegt die Abhängigkeit vom Standort vermutlich im pH-Wert der Umgebung begründet, für Americium in den unterschiedlichen Redoxpotentialen.

Moose der Familie *Bryaceae* könnten in Zukunft als Anzeigerpflanzen für die Freisetzung von Radionukliden im austrocknenden Kühlteich verwendet werden.

2 Einleitung

Bei dem Unfall des Kernkraftswerks Tschernobyl im April 1986 wurden große Mengen radioaktiver Stoffe freigesetzt. Besonders betroffen ist die Evakuierungszone rund um das stillgelegte Kraftwerk. Moose, aber auch andere Pflanzen, reichern bestimmte dieser Radionuklide durch ihren Stoffwechsel in sich an. Die Untersuchung von Moosen aus der Evakurierungszone versprechen Erkenntnisse über die Wechselwirkung von Radionukliden mit dem Ökosystem.

2.1 Grundlagen der Radioaktivität[17]

Instabile Kerne wandeln sich durch Emission von Teilchen spontan in andere Kerne um oder gehen über eine elektromagnetische Wechselwirkung in einen energetisch niedrigeren Zustand über. Diesen Prozess nennt man radioaktiven Zerfall.

Die Zerfallswahrscheinlichkeit oder Zerfallskonstante λ eines instabilen Kerns eines bestimmten Nuklids ist unabhängig von makroskopischen Größen. Die Zahl der Zerfälle pro Zeit beschreibt die Aktivität A:

$$A = \frac{dN}{dt} = -\lambda N \tag{1}$$

mit der AnzahlNan Kernen eines Nuklids. Für die zeitliche Entwicklung der AnzahlNgilt das Zerfallsgesetz

$$N = N_0 \exp\left(-\lambda t\right) \tag{2}$$

mit der Zeit t und der Anzahl N_0 an Kernen zur Zeit t = 0. Durch Einsetzten von $N = N_0/2$ in Gleichung (2) und Umstellen nach t erhält man die Halbwertzeit

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda}.\tag{3}$$

Dies ist die Zeit, nach der von anfänglich N_0 Kernen $N_0/2$ noch nicht zerfallen sind.

Zu den wichtigsten Zerfallsarten gehören Alphazerfälle (die Emission eines He-4 Kerns), Betazerfälle (die Emission eines Elektrons oder Positrons) und Gammazerfälle, d.h. der Übergang aus einem angeregten in einen energetisch niedrigeren Zustand unter Emission eines Photons.

2.2 Der Unfall von Tschernobyl

Am 26. April 1986 ereignete sich in Block 4 des Kernkraftwerks Tschernobyl ein Unfall der Stufe 7 auf der International Nuclear and Radiological Event Scale (INES).^[14] Im Vorfeld des Unfalls sollte getestet werden, ob bei einem Stromausfall die Restleistung der sich noch drehenden Turbine ausreicht, um die Stromversorgung bis zur vollen Leistung der Notstromaggregate zu gewährleisten.^[6] Verschiedene Sicherheitseinrichtungen wurden für den Test überbrückt, ein druckdichtes Containment war beim dortigen RBMK-Reaktor (Reaktor Bolschoi Moschnosti Kanalny, Hochleistungs-Reaktor mit Kanälen) nicht vorhanden.^[26] Es kam zu einem Leistungseinbruch durch eine Xenon-Vergiftung. Xenon-135 verringert durch Neutroneneinfang die Neutronenflussdichte. Der Reaktor wurde in einem instabilen Betriebszustand gehalten. Nach Testbeginn stieg die Reaktorleistung drastisch, nachdem kein Xenon-135 mehr für den Einfang zur Verfügung stand.^[26] Der RBMK-Reaktor besitzt einen positiven Dampfblasenkoeffizienten: der Moderator Graphit ist nicht gleichzeitig das Kühlmittel (Wasser). Bei Verdunsten des Wassers werden die Neutronen nicht weniger moderiert. Als Folge stieg die Reaktorleistung durch die steigende Temperatur und umgekehrt^[26]. Die eingeleitete Notabschaltung erhöhte die Leistung zusätzlich, da an den Spitzen der eingefahrenen Absorberstäbe Graphit, also ein Moderator, angebracht war. Dadurch standen mehr Neutronen für die Spaltung zur Verfügung.^[26] Es kam zur Explosion und zu einem Brand. Große Mengen Spaltprodukte und Kernbrennstoff wurden über einen Zeitraum von 10 Tagen freigesetzt.^[6]

2.3 Betrachtete Nuklide

Zu den heute noch besonders relevanten freigesetzten Nukliden zählt das bei der Kernspaltung entstehende und in dieser Arbeit untersuchte ¹³⁷Cs. Es zerfällt über einen Betazerfall mit einer Halbwertzeit von 30 Jahren zu Barium-137m. Dieses zerfällt mit einer Halbwertzeit von 2,55 Minuten und unter Gamma-Emission zum stabilen Ba-137. Durch die Gammaemission der Tochter lässt sich ¹³⁷Cs auch mit einem Detektor für Gammastrahlung nachweisen. Insgesamt wurde eine Aktivität von 85 PBq ¹³⁷Cs in die Umwelt freigesetzt.[25] Cäsium steht im Periodensystem in der ersten Hauptgruppe und ist homolog zum biologisch relevanten Kalium.

Außerdem wird im Rahmen dieser Arbeit ⁹⁰Sr untersucht, das ebenfalls zu den Spaltprodukten gehört. Mit einer Halbwertzeit von 28,9 Jahren zerfällt es über einen Betazerfall zu Yttrium-90 (⁹⁰Y). Yttrium-90 zerfällt mit einer Halbwertzeit von 64,1 Stunden und ebenfalls über einen Betazerfall zum stabilen Zirkonium-90. Da die Halbwertzeit von ⁹⁰Y sehr viel kürzer ist als die von ⁹⁰Sr, wächst bei anfänglich ausschließlich vorhandener ⁹⁰Sr-Aktivität die Aktitvität der Tochter ⁹⁰Y ein, bis beide Aktivitäten etwa gleich groß sind. Nach 14 Tagen erreicht die

⁹⁰Y-Aktivität mehr als 97% der ⁹⁰Sr-Aktivität. Insgesamt wurden beim Unfall in Tschernobyl 10 PBq ⁹⁰Sr freigesetzt.[25] Strontium steht im Periodensystem in der zweiten Hauptgruppe und verhält sich homolog zu Calcium, welches relevant für den Knochenbau ist.[24]

Schließlich wurde beim Unfall von Tschernobyl auch ²⁴¹Am freigesetzt. Dieses ist ein Zerfallsprodukt aus Plutonium-241, das wiederum Aktivierungsprodukt des im Reaktor erbrüteten Plutoniums ist. Der Reaktor in Tschernobyl war nicht nur zur Stromerzeugung, sondern auch zur Erbrütung von Plutonium konzipiert. Das Vorliegen von ²⁴¹Am in der Umwelt zeigt, dass auch Kernbrennstoff freigesetzt wurde und es sich bei den Kontaminationen nicht ausschließlich um Spaltprdoukte handelt. ²⁴¹Am zerfällt über einen Alphazerfall mit einer Halbwertzeit von 432,2 Jahren zu Neptunium-237. Stabile Endprodukt nach weiteren Zerfällen ist erst Thallium-205. Americium-241 emittiert mit einer Wahrscheinlichkeit von 36% beim Zerfall auch ein Photon und lässt sich daher gammaspektrometrisch nachweisen.

2.4 Moose in der Radioökologie

Moose eignen sich besonders gut für die Untersuchung von Radioaktivität in der Umwelt. Im folgenden sollen kurz die Gründe dafür zusammengefasst werden. Moose nehmen Radionuklide, Schwermetalle und giftige organische Stoffe besonders effektiv in sich auf und reichern sie an. [10] Gleichzeitig sind Moose überwiegend resistent gegen diese Stoffe. [10] Damit dienen sie als Bioindikatoren in Fällen von Umweltverschmutzungen. [10] Da Radionuklide in den Moosen konzentrierter vorliegen als in der übrigen Umwelt, ist der Nachweis leichter und länger möglich. Insbesondere gilt dies für Cäsium-137 Kontaminationen nach dem Unfall von Tschernobyl. [10]

Ein wichtiger Grund für die effektive Aufnahme ist das große Verhältnis von Pflanzenoberfläche zu Pflanzenvolumen.^[16] Weitere Gründe liegen in vergleichsweise durchlässigen Oberfläche sowie in den guten Austauscheigenschaften der Zellwände.^[16] Ein weiterer Vorteil von Moosen als Bioindikator ist verglichen mit Algen und höheren Pflanzen die in der Regel höhere Anreicherungskapazität (accumulation capacity).^[16]

3 Methoden

3.1 Gamma-Spektrometrie

Zur Untersuchung von ¹³⁷Cs und ²⁴¹Am wird die Gamma-Spektrometrie mittels eines Halbleiterdetektors aus hochreinem Germanium herangezogen. Dieser wird mit flüssigem Stickstoff gekühlt, um thermische Störungen zu vermeiden. Zunächst wechselwirkt die Gammastrahlung einer auf dem Detektor liegenden Probe mit der Materie des Gammadetektors. Die dabei mobil gewordenen Ladungsträger erzeugen Elektron-Loch-Paare, die dann detektiert werden.

Als relevante Wechselwirkungsmechanismen von Gammastrahlung mit Materie kommen drei Effekte in Frage: der photoelektrische Effekt dominiert für niedrige Photonenenergien (bis ca. einige hundert keV), die Compton-Streuung für mittlere Energien (ca. wenige hundert keV bis einige MeV) und Paarbildung für hohe Energien (ab ca. einigen MeV, siehe jeweils Abb. 1). Weitere Wechselwirkungsmöglichkeiten sind Rayleigh-Streuung und Photonuklearreaktionen, diese spielen bei der Gamma-Spektroskopie nur eine untergeordnete Rolle.[12]

Beim *photoelektrischen Effekt* wird ein gebundenes Elektron durch ein Photon aus einer Schale herausgeschlagen. Mit der Energie des Photons wird die Bindung des Elektrons am Kern überwunden und der Rest als kinetische Energie auf das Elektron übertragen. Als sekundärer Effekt können Röntgenstrahlen oder Auger-Elektronen emittiert werden. Beim photoelektrischen Effekt wird beinahe die gesamte Energie im Detektormaterial absorbiert.^[20]

Im Fall der *Comptonstreuung* streut das Photon an einem Elektron und überträgt einen Teil seiner Energie auf das Elektron. Das Photon hat danach eine geringere Energie als das primäre Photon. Die Energie des gestreuten Photons ist abhängig vom Streuwinkel, daher lassen sich nur noch schwer Rückschlüsse auf die genaue primäre Teilchenenergie ziehen.[12]

Photonen mit mindestens 1022 keV können sich durch das Coulombfeld der Atomkerne in ein *Elektron-Positron-Paar* umwandeln, dessen Ruheenergie 1022 keV beträgt. Unmittelbar anschließend anihiliert das Positron mit einem Elektron und es entstehen zwei Photonen mit je einer Energie von 511 keV. Diese können nun per Comptonstreuung oder photoelektrischem Effekt wechselwirken.[12]

Der Kern des Detektors besteht aus einer in Sperrichtung geschalteten Diode aus hochreinem und teilweise dotiertem Germanium. Durch die drei genannten Wechselwirkungsprozesse werden zunächst Elektronen beschleunigt. Diese können Elektron-Defektelektron-Paare im Leitungsband der Sperrschicht erzeugen und so den Widerstand über die Diode messbar senken. Die Erzeugung der Ladungsträger ist möglich, sofern die Energie der Elektronen mindestens so groß ist wie die



Abbildung 1: Absorptionskoeffizient der einzelnen Wechselwirkungsmechanismen für Germanium. Aus [20].

Bandlücke E_g des Halbleiters (der Abstand vom Valenz- zum Leitungsband im Bändermodell der Festkörperphysik). Im Falle des verwendeten hochreinen Germaniumdetektors beträgt dieser Abstand 0,75 eV. Die mittlere Bildungsenergie für Elektron-Loch-Paare ist unabhängig von der Energie des einfallenden Elektrons. Die Anzahl der erzeugten Paare ist dagegen energieabhängig.[3]

Die Elektronen und Löcher werden durch eine angelegte Spannung zu den Elektroden beschleunigt. Dabei können sie weitere Elektron-Loch-Paare erzeugen. Im Falle des photoelektrischen Effekts ist diese gleich der Energie der Gammastrahlung, im Fall der Comptonwechselwirkung ist sie kleiner und breit gestreut. Über einen angeschlossenen Arbeitswiderstand und einen Impulshöhenanalysator wird ein Zählimpuls für eine bestimmte Energie registriert. Die Zeitauflösung der Detektoren beträgt dabei zwischen 1 µs und 1 ns.[3]

Im Falle der comptongestreuten Elektronen ist die Energie der Elektronen ungleich der der ursprünglichen Gammaphotonen. Es ensteht ein Untergrund im Spektrum, der für die Auswertung in der Regel nicht verwendet wird. Die durch den Photoeffekt entstandenen Elektronen werden im Spektrum durch eine diskrete Energie sichtbar, die der des Gammateilchens entspricht. Die Anzahl der über den Untergrund hinausgehenden gezählten Impulse für einen gaußverteilten Bereich um diese Energie werden für die Auswertung verwendet, da auch die detektierte Energie aufgrund von Eigenschaften der Elektronik und des Detektors gaußverteilt ist. Dieser Bereich wird im Folgenden als Peakfläche bezeichnet.[3]

3.2 Liquid Scintillation Counting

Zur Analyse des ⁹⁰Sr-Gehalts der Probe wird die Flüssigszintillation verwendet. Diese wird auch LSC (*Liquid Scinitillation Counting*) genannt und ist zur Detektion von Betastrahlern geeignet. Die zu untersuchende, flüssige Probe wird mit einem Szintillationscocktail aus Lösungsmittel und Szintillatormolekülen vermischt.

Die von Betaemittern abgegebenen Teilchen regen Elektronen der Lösungsmittelmoleküle an. Diese geben die Energie strahlungslos an Szintillatormoleküle weiter, die sich dann im angeregten Zustand befinden. Beim Übergang zum Grundzustand emittieren die Szintillatormoleküle dann ein Photon (prompte Fluoreszenz).[18]

Die Photonen lösen durch den Photoeffekt Elektronen aus der Photokathode aus. Über eine Reihe von Dynoden werden weitere Elektronen ausgelöst und das Signal so verstärkt. Je mehr Elektronen an der Anode ankommen, desto höher ist der Spannungsimpuls. Jeder Impulshöhe ist eine Energie zugeordnet, für diese Energie wird dann ein Zählimpuls (Count) gespeichert. Das Funktionsprinzip ist in Abb. 2 gezeigt.[20] Bei der LSC müssen Quencheffekte berücksichtigt werden. Beim chemischen Quenchen wird durch Verunreinigungen Energie der Primärteilchen absorbiert, aber nicht an Szintillatormoleküle weitergegeben. Der Farbquench kommt zustande, wenn emittierte Photonen durch Farbstoffe oder Trübungen



Abbildung 2: Schematischer Aufbau eines Szintillationsdetektors. Nach [20].

absorbiert werden. Durch Quench ist die detektierte Energie verschoben, außerdem sinkt die Effizienz der Messung (siehe auch Abb. 3).^[23]

Abhilfe lässt sich dadurch schaffen, dass an drei verschiedenen Seiten des Probengefäßes Detektoren angebracht werden. Normalerweise werden zwei Detektoren parallel verwendet und Quenchkorrekturen sind erforderlich. Diese lassen sich aus der *Triple-to-double Coincidence Ratio* (TDCR) bestimmen. Die TDCR bildet das Verhältnis aus detektierten Impulsen an allen drei Detektoren (ungequencht) zu den detektierten Impulsen an nur zwei Detektoren (gequenscht). Innerhalb der eingestellten Koinzidenzzeit von 35 ns detektierte Impulse werden einem Ereignis zugeordnet.



Abbildung 3: Impulshöhenspektrum von Proben mit unterschiedlichem Quenchgrad. Aus [18].

4 Material und Durchführung

4.1 Probennahme und Aufbereitung der Moose

Im Oktober 2018 wurden 25 Moosproben von Dr. Wolfram Adlassnig und Prof. Dr. Georg Steinhauser in der Evakuierungszone rund um den Unfallort des Reaktors bei Tschernobyl in Papiertütchen gesammelt. Es wurde jeweils nur eine Probe pro Standort und Art genommen, stattdessen soll eine möglichst vielfältige Auswahl an Wuchsformen, systematischen Gruppen und Substraten verglichen werden.[1] Einen Überblick über die Standorte findet sich im Anhang (siehe Abb. 12). Die Proben werden mit TS für Tschernobyl und einer fortlaufenden Nummer bezeichnet. Im April 2019 wurde im Rahmen dieser Arbeit mit der Aufarbeitung begonnen. Zur Einordnung der zu erwartenden ¹³⁷Cs-Aktvitäten wurde zunächst jede Probe in der Papiertüte für 12 Minuten gemessen. Somit können die tatsächlich erforderlichen Messzeiten im Vorfeld der Messung bereits abgeschätzt werden.

Anschließend wurden das Gewicht jeder Probe im luftgetrockneten und im gefriergetrockneten Zustand bestimmt. Die in dieser Arbeit angegebenen Aktivitätskonzentrationen beziehen sich immer auf das Gewicht nach der Gefriertrocknung. Auf eine Homogenisierung wurde aufgrund der geringen Probenmasse und den zu erwartenden Verlusten verzichtet.

Als Geometrie wurde eine Petrischale mit einem Durchmesser von 5,5 cm und einer Höhe von 1,3 cm gewählt. Die Proben wurden darin verteilt, wobei Homogenität und komplette Füllung nicht überall geben war. Die Petrischale wurde mit Parafilm verschlossen und zuletzt eingeschweißt.

4.2 Bodenproben und Bioverfügbarkeit

Drei der Moosproben (TS10, TS11, TS12) wurden auf einer wenige Jahre alten Insel im Kühlteich genommen (Lage: 51° 22' 11,5" N, 30° 08' 37,5" O). Von dieser Insel wurden auch zwei Bodenproben gammaspektrometrisch untersucht. Die Insel wurde nicht systematisch beprobt. Die Proben stammen von Stellen höherer Aktivitätskonzentrationen. Es soll untersucht werden, welcher Zusammenhang zwischen den Aktivitätskonzentrationen im Boden und denen in den Moosen besteht. Dafür wird der Transferfaktor (Boden - Pflanze) oder Konzentrationsfaktor F_v verwendet.[13] Dieser ist definiert als das Verhältnis der Radionuklidkonzentration in der Pflanze zur Radionuklidkonzentration im Boden, jeweils in Bq/kg. Entscheidend ist dabei, welcher Anteil bioverfügbar ist. Dafür wurden die ersten beiden Schritte der Extraktion nach Zeien und Brümmer durchgeführt,[27] allerdings mit 20 g statt 2 g Probenmasse und proportional mehr Extraktionsmitteln. Die Aktivitätskonzentration wurde jeweils in der gesamten Probe und in den beiden Fraktionen bestimmt. Für die gesamte Probe wurde als Geometrie ein Petrischale mit 9 cm Durchmesser und einer Höhe von 1,3 cm gewählt. Für die flüssigen Fraktionen wird ein 11 Polyethylenbehälter verwendet.

Die erste Fraktion besteht aus dem Filtrat nach Zugabe von Ammoniumnitrat (NH₄NO₃)-Lösung der Konzentration 1 $\frac{\text{mol}}{1}$. Die zweite Fraktion besteht aus dem Filtrat nach Zugabe von Ammoniumacetat (NH₄OAc)-Lösung mit einer Konzentration von 1 $\frac{\text{mol}}{1}$. Für diese beiden sogenannten bioverfügbaren Fraktionen kann ebenfalls ein Transferfaktor zwischen Boden und der betrachteten Fraktion bestimmt werden.

Aus dem Forschungspraktikum von Felix Stäger liegen außerdem Daten über die Bodenproben aus dem Versuchsfeld vor. Die Proben TS01, TS02 und TS03 stammen von der Wiese zwischen Versuchsfeld und Straße. Hier wird ebenfalls ein Transferfaktor bestimmt. Über die bioverfügbaren Fraktionn dieser Bodenproben liegen jedoch keine Daten vor.

4.3 Aufnahme und Auswertung der Gamma-Spektren

Die Aufnahme der Spektren (Counts aufgetragen in Abhängigkeit der Energie) erfolgt mit der Software Genie 2000 von Minion Technologies. Als Vorbereitung wird jedem Kanal mithilfe einer Energiekalibrierung die entsprechende Energie zugeordnet. Mit der eingespeicherten Analysesequenz wird für jedes Nuklid die vom Untergrund abweichende Peakfläche und die Unsicherheit der Zählstatistik bestimmt. Die Impulsrate ist der Quotient aus Peakfläche und Messdauer. Im sogenannten Background des verwendeten Detektors finden sich keine über den Nulleffekt hinausgehenden Zählereignisse für die betrachteten Nuklide (¹³⁷Cs und ²⁴¹Am). Für den Background wird eine Messung ohne eingelegte Probe durchgeführt.

4.3.1 Top-Down-Methode

Um aus den Impulsraten die Aktivität der Probe zu ermitteln, ist eine Kalibrierung notwendig. Diese wurde mit der am IRS etablierten "Top-Down-Methode", auch Vahlbruch-Methode genannt, ermittelt. Dafür werden für jede Probe zwei zusätzliche Messungen á 15 Minuten durchgeführt. Ein Flächenstandard (Multiisotopenstandard, Bezeichnung QCY-12) der Größe der Petrischalengrundfläche wird unter die Petrischale (Down-Messung) und anschließend darauf gelegt (Top-Messung). Die Effizienz berechnet sich jeweils für die Top-Messung und die Down-Messung wie folgt:

$$\epsilon = \frac{\imath}{A \cdot p} \tag{4}$$

mit der Impulsrate i, der bekannten Aktivität A des Standards und der Gamma-Emissionswahrscheinlichkeit p und unterscheidet sich je nach Nuklid. Die Effizienz des Detektors ist die Nachweiswahrscheinlichkeit für Gammastrahlung.

Aus diesen Werten lässt sich dann die Effizienz der Probe ermitteln.

$$\epsilon_{Probe-homogen} = \frac{\epsilon_{top} - \epsilon_{bot}}{\ln \epsilon_{top} - \ln \epsilon_{bot}} \tag{5}$$

Die "Top-Down-Methode" basiert auf der Annahme einer homogenen Probe, die insbesondere die Petrischale vollständig ausfüllt. Für die meisten Proben ist diese Annahme deutlich verletzt. Daher wird die Methode wie folgt abgewandelt. Diese Probeneffizienz wird linear gewichtet mit der Füllhöhe h, wobei eine Füllhöhe 1 einer bis nach oben gefüllten Probe entspricht, und ein Füllhöhe 0 einer theoretischen Probe auf Höhe des Down-Standards.

$$\epsilon_{Probe-gewichtet} = h \cdot \epsilon_{Probe-homogen} + (1-h) \cdot \epsilon_{Down} \tag{6}$$

Die Aktivität der Probe ergibt sich aus Gleichung (4) umgestellt nach A mit der Effizienz $\epsilon = \epsilon_{Probe-gewichtet}$.

$$A = \frac{i}{\epsilon \cdot p} \tag{7}$$

Die Aktivitätskonzentration $\frac{A}{m}$ ist schließlich der Quotient aus Aktivität und Probenmasse.

Für die Aktivitätsbestimmung der Bodenproben wird abweichend die Effizienz eines flüssigen Multiisotopenstandards bestimmt. Diese Effizienz entspricht der einer flüssigen Probe mit dem gleichen Volumen.

4.3.2 Abschätzung der Unsicherheit

In die Berechnung der Aktivität fließen folgende Messgrößen ein: die Zählstatistik aus Genie 2000, Zeitmessung, Gammaemissionswahrscheinlichkeit, Aktivität im QCY-12 Standard, Probenmasse und die Füllhöhe h. Die dadurch entstehenden Unsicherheiten müssen berücksichtigt werden.

Bei geringen Peakflächen ist die Unsicherheit der Peakfläche besonders relevant. Bei der Messung wurden die Messzeiten so gewählt, dass der Fehler der Zählstatistik nach Möglichkeit unter 10 % liegt. Die Unsicherheiten der Zeitmessung, Gammaemissionswahrscheinlichkeit sowie der Probenmasse spielen eine untergeordnete Rolle. Die größte Quelle für Unsicherheiten liegt in der Abschätzung der Füllhöhe. Dabei ist die Unsicherheit nicht symmetrisch, da eine Füllhöhe unter 0 oder über 1 nicht möglich ist. Ansonsten ist es plausibel anzunehmen, dass die Füllhöhe um nicht mehr als 0,5 falsch eingeschätzt wird. Eine bessere Abschätzung ist aufgrund der Beschaffenheit der Moose schwer möglich. Außerdem wird eine mögliche Ungleichverteilung der Aktivität innerhalb der Probe mit berücksichtigt. Für die Bodenproben beträgt die Füllhöhe 1.

Alle weiteren Unsicherheiten (etwa die der Effizienzen) ergeben sich aus den oben genannten Unsicherheiten über die Gaußsche Fehlerfortpflanzung. [21] Demnach ergibt sich die absolute Unsicherheit u(G) einer Messgröße G, die von den Variablen, X, Y, Z, \dots abhängt, durch

$$u(G) = \sqrt{\left(\frac{\partial G}{\partial X}\right)^2 + \left(\frac{\partial G}{\partial Y}^2\right) + \left(\frac{\partial G}{\partial Z}^2\right) + \dots}$$
(8)

Die angegebenen Unsicherheiten beziehen sich immer nur auf die gemessene Probe. Da die Proben nur einen Teil der Moospflanze wiedergeben, sind für die Unsicherheiten in Bezug auf die ganze Pflanze oder den gesamten Standort weitere Einflüsse mit einzubeziehen.

4.3.3 Nachweis- und Erkennungsgrenzen

Für die Messung von Gammastrahlung sind die Nachweis- und Erkennungsgrenzen in DIN 11929 normiert.^[7] Die Erkennungsgrenze y^* ist der "Wert eine[r] Messgröße, dessen Überschreiten durch ein ermitteltes Messergebnis für diese Messgröße, die einen physikalischen Effekt quantifiziert, anzeigt, dass der physikalische Effekt vorliegt." Werte unterhalb der Erkennungsgrenze lassen keine Aussage über ein Vorliegen des Effektes zu.^[7]

Die Erkennungsgrenze wird wie folgt berechnet:

$$y^* = k_{1-\alpha}u(0) = k_{0.95}u(A/m) = 1.65\frac{u(A)}{mp\epsilon}$$
(9)

 $k_{1-\alpha}$ ist hierbei der Wert der k-Verteilung für den Vertrauensbereich $1-\alpha$. Gewählt wurde $\alpha = 0.95$.

Die Nachweisgrenze ist der "kleinste[…] wahre[…] Wert der Messgröße, der mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit durch das Messverfahren erkannt wird."[7]

Die Nachweisgrenze wird wie folgt berechnet: [15]

$$y^{\#} = \frac{2y^{*}}{1 - \left(k_{0.95}\left(\frac{u(m)}{m} + \frac{u(p)}{p} + \frac{u(\epsilon)}{\epsilon}\right)\right)}$$
(10)

4.4 Liquid Scintillation Counting

4.4.1 Probenaufbereitung

Für die Analyse des ⁹⁰Sr Gehalts wurden die Proben mit den höchsten ¹³⁷Cs Aktivitätskonzentrationen (TS10, TS11, TS12, TS16, TS17, TS19), sowie eine etwas schwächere Probe (TS13) zum Vergleich ausgewählt. Diese Proben wurden chemisch aufbereitet, um eine Bestimmung des ⁹⁰Sr Gehalts durchzuführen. Die verwendeten Chemikalien finden sich in Tabelle 1. Die dafür nötigen Vorgänge gliedern sich in die Einwaage, Filtern, die Exktraktionschromatografie (in fünf Schritten) und die Vorbereitung des Szintillationscocktails.

Chemikalie	Name	Verwendung	Bemerkung
$HNO_3 8 mol/l$	LOAD	Beladen	aus HNO_3 v. Merck
$HNO_3 \ 3 mol/l$	DINCE	Spülen	aus HNO_3 v. Merck
+ Oxalsäure $0.05 \mathrm{mol/l}$	NINSE	sputen	aus Oxalsäuredihydrat v. Merck
$HNO_3 0,025 \text{ mol/l}$	ELUTE	Eluieren	aus HNO_3 v. Merck
⁸⁵ Cr I ögung	Tracor	Tracor	$3,4 \mathrm{Bq/ml},17.06.2019,$
SI Losung	Tracer	ITACEI	urspr. v. Hartmann Analytic
$S_{m} = 1.9 c_{m}/l$	Tuäron	Tuägon	aus Strontiumchlorid
51 1,2 g/1	ITager	Itager	v. Sigma Aldrich

Tabelle 1: Verwendete Chemikalien für die Flüssigszintillation

Aufschluss: Dafür werden etwa 0,2 g der Probe eingewogen und in ein Mikrowellenaufschlussgefäß gegeben. Dazu kommt eine bekannte Strontium-85 (⁸⁵Sr) Aktivität als Tracer (von engl. *to trace*, verfolgen). Strontium-85 verhält sich chemisch identisch zu ⁹⁰Sr. Aus dem Verhältnis von detektiertem ⁸⁵Sr nach der Aufbereitung zu dem zugegebenem ⁸⁵Sr lässt sich dann die Ausbeute bestimmen. Außerdem wird stabiles Strontium in Form von 1 ml der Trägerlösung zugegeben. Durch Zugabe des Trägers werden die Verluste des Radiostrontiums (z.B. durch Adsorbtion an den Gefäßwänden) verringert. Gleichzeitig gilt es, eine Übersättigung der Lösung zu vermeiden. Schließlich werden noch 5 ml halbkonzentrierte Salpetersäure (HNO₃) hinzugegeben, um die Probe aufzuschließen. Das Röhrchen wird verschlossen und innerhalb von 20 Minuten auf 160 °C in der Mikrowelle erhitzt. Die Temperatur wird dann 30 Minuten gehalten.

Filtern: Der 595 Rundfilter von Schleicher & Schuell, Durchmesser 45mm, wird in einen Büchnertrichter gelegt. Der Auffangbehälter ist eine Saugflasche, in der mit einer Vakuumpumpe ein Unterdruck erzeugt wird. Zunächst wird das Filterpapier mit 2 ml der LOAD-Lösung befeuchtet. Jeweils 1 ml der Probe wird auf das Filterpapier gegeben. Sobald die Lösung vollstänig den Filter passiert hat, wird der Vorgang wiederholt. Zum Schluss wird das Ausgangsröhrchen und anschließend der Filter je 3 mal mit LOAD-Lösung gespült. Der Filter wird für eine spätere Gamma-Messung aufbewahrt. Anschließend wird der Büchnertrichter selbst mit LOAD-Lösung gespült.

Exktraktionschromatografie: Ein Sr-Harz von Triskem dient als Ionentauscher. Je nach Säurekonzentration ändert sich das Verhältnis von denen im Kronenether (4,4'(5')-di-tbutylcyclohexano-18-Krone-6 gelöst in Octanol) gebundenen Ionen zu ungebundenen Ionen, ein Maß für dieses Verhältnis ist k'. In Abb. 4 ist die Abhängigkeit für verschiedene relevante Ionen dargestellt. Sr-Ionen werden bei hoher Säurekonzentration um 1–3 Größenordnungen besser gebunden als andere Alkali- und Erdalkalimetallionen, dies hängt primär vom Ionendurchmesser ab.

Durch eine Vakuumbox kann Lösung aus einem Reservoir durch das Harz gezogen werden. In den einzelnen Schritten werden nacheinander verschiedene Chemikalien dafür angewenet.



Abbildung 4: Charakteristik der Strontiumharzes. Ursprünglich aus [19].

1. Schritt: Vorbereiten:

Es werden 2 ml LOAD-Lösung auf das Harz gegeben, um die Säurekonzentration im Harz einzustellen.

2. Schritt: Beladen:

Die Lösung der zu untersuchenden Probe wird nach und nach in den Spritzenaufsatz pipettiert. Da die Säurekonzentration hoch ist, wird ein großer Anteil Strontiumionen in Kronenethern festgehalten, andere Ionen nur zu einem untergeordneten Anteil.

3. Schritt: Waschen:

Das Ausgangsgefäß der Probe wird 5 mal mit je 1 ml LOAD-Lösung ausgewaschen und diese Lösung ebenfalls auf das Harz gegeben.

4. Schritt: Spülen:

Die Rinse-Lösung wird auf das Harz gegeben. Aufgrund der geringen Säurekonzentration und des Komplexbildners Oxalsäure werden die meisten Ionen von der Säule gespült, während Strontium im Kronenether verbleibt.

5. Schritt: Eluieren:

Die Elute-Lösung wird auf das Harz gegeben und die Fraktion getrennt gesammelt. Durch die erneut geringere Säurekonzentartion sinkt k' und damit der Anteil der in Kronenethern gebundenen Strontiumionen. In der gesammelten Fraktion befindet sich nun der Großteil des Strontiums und somit auch des Radiostrontiums aus der Probe.

Eindampfen: Das Eluat aus Schritt fünf wird in einen Kolben gefüllt, das Gefäß des Eluats mit 3 mal 1 ml Wasser ausgewaschen und dem Kolben hinzugegeben. Als nächstes wird die Lösung mit einem Heizpilz unter dem Abzug auf etwa 1 ml eingedampft und mit 1 ml Wasser verdünnt. Der Vorgang wird 10 mal wiederholt. Bei jedem Schritt wird die Säure verdünnt. Außerdem wird durch den niedriegeren Siedepunkt von Salpetersäure die Konzentration weiter verringert. Am Ende ist die Lösung nahezu neutral und wird auf etwa 1 ml eingedampft. Die Lösung wird in ein LSC-Vial gefüllt. Der Kolben wird in 3 Schritten mit Wasser gespült, sodass das Gesamtvolumen aus Probe und ausgewaschenem Rest 2 ml beträgt.

Vorbereitung der Flüssigszintillation: In das LSC-Vial werden zu den 2 ml wässriger Lösung noch 18 ml Ultima Gold AB Cocktail gegeben und alles gründlich vermischt. Das Vial wird 4 mal 5 Stunden im Gerät Hidex SL 300 untersucht. Die erste der vier Messungen wird verworfen, da die durch Licht und Erschütterungen induzierten Fluoresenzeffekte zunächst abklingen müssen.

4.4.2 Aufnahme und Auswertung des Spektrums

Es folgt die Aufnahme der Szintillationspektren mithilfe der Software Mikrowin 5.58. Die in den Photomultipliern detektierten Photonen werden einem Kanal von 0 bis 1023 zugeordnet. Mithilfe von Vergleichsproben, die als aktiven Bestandteil nur ⁸⁵Sr enthalten, wird das Fenster für den von ⁸⁵Sr verursachten Peak festgelegt (Kanäle 5–281). Ebenso wird mit dem Bereich für ⁹⁰Sr und ⁹⁰Y verfahren (Kanäle 282–880). Eine Messung wird direkt nach der Exktraktionschromatografie

durchgeführt (Erstmessung), eine weitere mindestens 14 Tage später, wenn 90 Y eingewachsen ist (siehe auch Kapitel 2.3). Die Zweitmessung wird zur quantitaiven Bestimmung des 90 Sr-Gehalts verwendet, unter Berücksichtigug der ermittelten Ausbeute durch den 85 Sr Tracer. Zur Qualitätskontrolle wird die Zweitmessung auch mit der Erstmessung verglichen, um zu prüfen, ob die Aktivität im Fenster für 90 Sr und 90 Y sich annährend verdoppelt hat und es sich somit bei der exktrahierten Substanz tatsächlich um 90 Sr handelt.

Zur Aktivitätsbestimmung der Proben wird die Kalibrierreihenmethode nach DIN 38402[9] verwendet. Für ⁸⁵Sr und für ⁹⁰Sr werden je n Standards mit bekannter Aktivität in 2 ml wässriger Lösung und 18 ml Cocktail erstellt. An der Zuordnung Aktivität $x \mapsto Z$ ählrate y wird die Kalibriergerade y = mx + b mit der Steigung m und dem Ordinatenabschnitt b gefittet. Diese Funkionen werden für beide Fenster und beide Standardreihen (⁸⁵Sr und ⁹⁰Sr) aufgestellt, um anhand der Zählraten y im betrachten Fenster auf die Aktivität x schließen zu können. Die ⁹⁰Sr Aktivität wird noch um die Ausbeute korrigiert. Außerdem muss das Ablkingen von ⁸⁵Sr berücksichtigt werden und die Tatsache, dass ⁸⁵Sr für einen Untergrund im Spektrum von ⁹⁰Sr (ab Kanal 282) sorgt und umgekehrt ⁹⁰Sr für einen Untergrund in den niedrigeren Kanälen. Dieser Untergrund durch ⁸⁵Sr im ⁹⁰Sr/⁹⁰Y-Fenster wird als proportional zur Zählrate im ⁸⁵Sr-Fenster angenommen. Für den Untergrund im ⁸⁵Sr-Fenster ergibt sich analog ein solcher Untergrund. Die korrigierte Formeln sehen wie folgt aus:

$$A(^{85}Sr) = \frac{cpm(Ch. ^{85}Sr) - k_1 \cdot cpm(Ch. ^{90}Sr) - b_1}{m_1}$$
(11)

$$A(^{90}\text{Sr}) = \frac{\text{cpm(Ch. }^{90}\text{Sr}) - k_2 \cdot \text{cpm(Ch. }^{85}\text{Sr}) - b_2}{2m_2}$$
(12)

 m_i und b_i sind Steigung und Ordinatenabschnitt aus der jeweiligen Kalibrierreihe. k_1 wird bestimmt aus dem durchschnittlichen Verhältnis $\frac{\text{cpm}(\text{Ch. }^{85}\text{Sr})}{\text{cpm}(\text{Ch. }^{90}\text{Sr})}$ für die ^{90}Sr Standards und beträgt etwa 4,3%. k_2 wird bestimmt aus dem durchschnittlichen Verhältnis $\frac{\text{cpm}(\text{Ch. }^{90}\text{Sr})}{\text{cpm}(\text{Ch. }^{85}\text{Sr})}$ für die ^{85}Sr -Standards und beträgt etwa 13,8%. Für ^{90}Sr muss die Aktivität durch 2 geteilt werden, da etwa die Hälfte der Aktivität von ^{90}Y stammt.

4.4.3 Nachweis- und Bestimmungsgrenzen

Die Berechnung der Nachweis- und Bestimmungsgrenze für die LSC erfolgt nach DIN 32645[8]. Hierbei ist darauf zu achten, dass die Bedeutung der Begriffe Nachweisgrenze erheblich von DIN 11929 abweicht. Die Nachweisgrenze nach DIN 11929 entspricht in etwa der Bestimmungsgrenze in DIN 32645. Zur Vorbereitung der Berechnung der charakteristischen Größen sei die Reststandardabweichung $s_{y,x}$ wie folgt definiert:

$$s_{y,x} := \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} (\hat{y}_i - y_i)^2}{n-2}}.$$
(13)

Dabei sind y_i die Messwerte (counts per minute, cpm), \hat{y}_i der Funktionswert der Kalibriergeraden am Messwert, und n die Anzahl der Standards.

Der Kritische Wert y_k ist der Messwert (in cpm), ab dem mit der Wahrscheinlichkeit $1 - \alpha$ die untersuchte Aktivität in der Analysenprobe größer ist als die Aktivität in der Leerprobe. Er ist wie folgt definiert:

$$y_k := b + s_{y,x} t_{f;\alpha} \sqrt{\frac{1}{M} + \frac{1}{n} + \frac{\bar{x}^2}{Q_x}}.$$
(14)

Dabei ist b der Ordinatenabschnitt der Kalibrierreihe, $t_{f;\alpha}$ das $1 - \alpha$ -Quantil der t-Verteilung mit der Zahl der Freiheitsgrade f und der Fehlerwahrscheinlichkeit α , M die Anzahl der Wiederholmessungen, \bar{x} dem Mittelwert der Standardaktivitäten und Q_x die Summe der Abweichungsquadrate in x.

Die Nachweisgrenze x_{NG} ist die Aktivität, die sich aus dem kritischen Wert durch Einsetzen in die Kalibrierfunktion ergibt.

$$x_{NG} = \frac{y_k - b}{m} \tag{15}$$

Die Bestimmungsgrenze x_{BG} ist die Aktivität, für die die relative Ergebnisunsicherheit den Wert 1/k erreicht. In dieser Arbeit wird k=3 gewählt für eine Ergebnisunsicherheit von etwa 33,3%. Für die Bestimmungsgrenze gilt folgende Schnellschätzung.

$$x_{(BG)} = 1,2kt_{f,\alpha}\sqrt{1+\frac{1}{n}}\frac{s_{x,y}}{m}$$
(16)

Die Vertrauensbereich der errechneten Aktivitäten x berechnen sich nach DIN 38 402 Teil 51[9] wie folgt:

$$VB(x) = \frac{s_{y,x}}{m} t_{f;\alpha} \sqrt{\frac{1}{n} + \frac{1}{M} + \frac{(\hat{y} - \bar{y})^2}{m^2 \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}}.$$
 (17)

17

Dabei sind x_i die zu einem Standard gehörende Aktivität, \bar{x} deren Mittelwert, \hat{y} der Mittelwert der zu diesen Aktivitäten gehörende Werte y auf der Kalibriergeraden, und \bar{y} der Mittelwert der tatsächlichen Messwerte y der Standards.

Probe	Art	Familie	Fundort	Substrat
TS1	Polytrichum juniperinum	Polytrichaceae	Wiese zw. Versuchsfeld und Straße	Sandige Erde (Podsol)
TS2	Polytrichum piliferum	Polytrichaceae	Wiese zw. Versuchsfeld und Straße	Sandige Erde (Podsol)
TS3	Ceratodon purpureus	Dicranaceae	Wiese zw. Versuchsfeld und Straße	Sandige Erde (Podsol)
TS4	Polytrichum piliferum	Polytrichaceae	Dammweg im Kühlteich	Sand
TS5	Polytrichum piliferum	Polytrichaceae	Dammweg im Kühlteich	Sand
TS6	Bryum caespiticium	Bryaceae	Dammweg im Kühlteich	Sand
TS7	Ceratodon purpureus	Dicranaceae	Wald am Westufer des Kühlteichs	Bauschutt
TS8	Homalothecium philippeanum	Brachytheciaceae	Wald am Westufer des Kühlteichs	Bauschutt
TS9	Plagiomnium cuspidatum	Mniaceae	Wald am Westufer des Kühlteichs	Bauschutt
TS10	Bryum imbricatum	Bryaceae	Insel im Kühlteich	Sandiger Schlamm
TS11	Bryum argenteum	Bryaceae	Insel im Kühlteich	Sandiger Schlamm
TS12	Bryum cf. badium	Bryaceae	Insel im Kühlteich	Sandiger Schlamm
TS13	Bryum argenteum	Bryaceae	Parkplatz, Zufahrt zum Kühlteich	Asphalt
TS14	Ceratodon purpureus	Dicranaceae	Parkplatz, Zufahrt zum Kühlteich	Asphalt
TS15	Brachythecium glaveosum	Brachytheciaceae	Straße zw. Kühlteich und Kanal	Schotter, Erde
TS16	Marchantia polymorpha	Marchantiaceae	Südwestufer des Kühlteichs	Muschelschalen
TS17	Bryum \times intermedium	Bryaceae	Südwestufer des Kühlteichs	Muschelschalen
TS18	Pleurozium schreberi	Hypnaceae	Wald westlich des Kühlteichs	Erde (Podsol)
TS19	Dicranum polysetum	Dicranaceae	Wald westlich des Kühlteichs	Erde (Podsol)
TS20	Amblystegium serpens	Amblystegiaceae	Wald westlich des Kühlteichs	Nasse Erde
TS21	Orthotricum speciosum	Orthotrichaceae	Wald am Westufer des Kühlteichs	Robinien-Rinde
TS22	Polytrichum juniperinum	Polytrichaceae	Stadtgebiet von Prípjat	Erde (Hortisol), Kies
TS23	Amblystegium serpens	Amblystegiaceae	Stadtgebiet von Prípjat	Beton
TS24	Tortula calcicolens	Pottiaceae	Stadtgebiet von Prípjat	Asphalt
TS25	Dicranum polysetum	Dicranaceae	Stadtgebiet von Prípjat	Beton

Tabelle 2: Fundorte und Bestimmungen der Moose[1]

5 Resultate und Diskussion

In Tabelle 2 sind Fundort und Bestimmungen der Moose dargestellt. Es folgen Diagramme und Diskussion zu den Aktivitätskonzentrationen der Nuklide ¹³⁷Cs, ²⁴¹Am und ⁹⁰Sr in den Proben.

5.1 Präsentation der ¹³⁷Cs-Ergebnisse der Moosproben



Abbildung 5: Logarithmisch aufgetragene ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentrationen.

Beim Vergleich der ¹³⁷Cs-Aktivitätkonzentrationen in Abb. 5 ergeben sich Abhängigkeiten von Moosart, Standort, Untergrund und damit verbunden dem zu erwartenden pH-Wert.

Moose der Familie Bryaceae weisen besonders hohe Aktivitätskonzentrationen auf (TS6, TS10–13, TS17). Bis auf die Proben TS16 und TS19 besitzen sie eine höhere Aktivitätskonzentration als alle anderen gesammelten Proben. Die Familie besitzt anscheinend eine besonders hohe Akkumulationskapazität.

Moose, deren Substrat dem Wasser des Kühlteichs ausgesetzt war, weisen ebenfalls besonders hohe Aktivitätskonzentrationen auf (TS10, TS11, TS12, TS16, TS17). Seitdem der Kühlteich austrocknet, wird vermehrt Cäsium aus korrodierenden Brennstoffpartikeln freigesetzt, das wiederum an Boden- und Sedimentpartikeln am Ufer adsorbiert. Es wird von Moosen leicht aufgenommen, während es sich in weiterer Entfernung vom Kühlteich schon weiter in Erdschichten verteilt haben kann. Bei den genannten Proben handelt es sich bis auf TS16 um Moose der Familie Bryaceae, daher ist ein verfälschender Einflussfaktor gegeben.

Außerdem besteht der Trend, dass Moose mit Kontakt zum Erdreich vermehrt Cäsium aufnehmen, wogegen Moosen auf Asphalt oder Beton dieses verwehrt bleibt. Zu erkennen ist dies an Moosen der gleichen Art an unterschiedlichen Standorten. TS23 und TS25 haben keinen direkten Bodenkontakt, im Gegensatz zu den Moosen TS20 und TS19. Diese Erkenntnis legt nahe, dass Moose Cäsium überwiegend aus dem Boden aufnehmen und nur untergeordnet aus Luft, Staub oder Niederschlag.

Beim Vergleich von Asphalt und Beton untereinander liegen die Aktivitätskonzentrationen bei Asphalt (TS13, TS14, TS24) höher als bei Beton (TS23, TS25). Eine mögliche Ursache liegt im zu erwartenden pH-Wert. Während Asphalt ein saures Medium ist, hat Beton einen hohen ph-Wert und bindet Cäsium besser, sodass es nicht mehr bioverfügbar ist. Allerdings ist die Aussagekraft aufgrund der verschiedenen Parameter, die gleichzeitig variieren, eingeschränkt. Insbesondere stammt TS13 aus der Familie Bryaceae und weist damit naturgemäß schon eine höhere Aktivitätskonzentration auf.

Alle ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentrationen liegen oberhalb der Nachweisgrenze nach DIN 11929[7]. Die Fehlerbalken sind nicht symmetrisch, siehe dazu Kapitel 4.3.2.

5.2 Erkenntnisse aus den ²⁴¹Am-Aktivitätskonzentrationen

Die beobachteten und in Abb. 6 dargestellten ²⁴¹Am-Aktivitätskonzentrationen hängen ebenfalls entscheidend vom Standort der Moose ab. Ein Grund könnte in unterschiedlichen Arten des Bodenkontaktes liegen. Auf Bauschutt (TS7–TS9) sowie auf Rinde (TS21) ist der Kontakt zum Erdboden abgeschnitten. In diesen Fällen konnte kein Americium vom Boden aufgenommen werden. Auf sandiger Erde und Sand ist der Bodenkontakt eher gut. Auf Beton und Asphalt wird Americium ebenfalls aufgenommen, obwohl kein Kontakt zum Boden vorliegt. Daher ist es vermutlich im Substrat selbst vorhanden.

Ein weiterer Grund für in Moose aufgenommenes Americium können oxidierende Bedingungen sein. Unter oxidierenden Bedingungen wird Americium aus Brennstoffpartikeln eher freigesetzt. Diese Bedingungen liegen etwa dann vor, wenn



Abbildung 6: ²⁴¹Am-Aktivitätskonzentrationen. Für TS4 ist die Nachweisgrenze eingezeichnet.

regelmäßig Kontakt zu Luftsauerstoff besteht. Im Gegensatz dazu liegen im moorigen Umfeld der Moosproben TS18 und TS19 eher reduzierende Bedingungen vor, da hier der Luftsauerstoff abgeschnitten ist.

Im Kühlteich liegen reduzierende Bedingungen vor, daher wird Americium nur langsam freigegeben. Entweder die Brennstoffpartikel selbst lösen sich schlecht auf, oder das gelöste Americium ist nicht bioverfügbar. Dies deckt sich mit dem Fehlen von Americium in den Proben TS10–12, TS16 und TS17. Da seit 2014 kein neues Wasser in den Kühlteich gepumpt wird, [5] trocknet dieser aus, sodass sich vermehrt oxidierende Bedingungen am Rand des Kühlteichs einstellen und Americium schneller freigesetzt werden kann. [4] Dieser Prozess findet offenbar langsamer statt als bei Cäsium, so dass Americium in den Moosen noch nicht nachweisbar ist.

Insgesamt wird Americium anscheinend aufgenommen, wenn Bodenkontakt besteht und oxidierende Bedingungen vorliegen. Analog zu den Diskussionen bei ¹³⁷Cs bedeutet dies, dass die Moose Radionuklide vor allem aus dem Boden aufnehmen.

Für Proben ohne eingezeichneten Balken liegt die ²⁴¹Am-Konzentration unterhalb der Erkennungsgrenze bzw. im Fall von TS04 zwischen Nachweis- und Erkennungsgrenze nach DIN 11929[7]. Die charakteristischen Grenzen sind im Anhang dargestellt.

5.3 Analyse der ⁹⁰Sr-Aktivitätskonzentrationen



Abbildung 7: ⁹⁰Sr-Aktivitätskonzentrationen.

Die Ergebnisse der ⁹⁰Sr-Messungen sind in Abb. 7 dargestellt. Da nicht alle Proben auf ⁹⁰Sr analysiert wurden, ist die Ableitung von Aussagen schwieriger. Es fällt zwar auf, dass die Probe TS19 mit Abstand die höchste Aktivitätskonzentration aufweist. Ob dies am Standort, an der Art oder am Zufall liegt, lässt sich nicht sagen. Auffällig ist, dass bei den Proben TS16 und TS17 eher niedrige ⁹⁰Sr-Aktivitätskonzentrationen vorliegen, obwohl diese auf strontiumreichen Muschelschalen gewachsen sind. Diese Beobachtung legt nahe, dass die dort wachsenden Moose im Gegensatz zu höheren Pflanzen keine Säuren ausscheiden, die den Muschelkalk anlösen und Strontium freisetzen könnten. Auch der pH-Wert des Sees von 7,4–8,4 liefert keine saure Umgebung.[4]

Für die Proben TS10, TS12 und TS16 liegen die Ergebnisse zwischen Nachweis- und Bestimmungsgrenze nach DIN 32645[8]. Da die Traceraktivität zu klein ist, wurde die Ausbeute aus drei weiteren Messungen gemittelt. Die ⁹⁰Sr-Ergebnisse sind daher für einen Vergleich mit Literaturwerten bedingt geeignet. Die Fehlerbalken berücksichtigen nicht die Unsicherheit einer fehlerhaft angenommenen Ausbeute, da dieser schwer quantifizierbar ist.

5.4 Ergebnisse der Bodenproben mit Diskussion

In der folgenden Tabelle 3 sind die Aktivitätskonzentrationen a_p/m der Sedimentproben der Insel im Kühlteich dargestellt. Außerdem wurden die Transferfaktoren zwischen den ersten beiden (bioverfügbaren) Fraktionen nach der Zeien-Brümmer-Extraktion und den Moosen auf der Insel (TS10–TS12) sowie die Transferfaktoren zwischen dem gesamten Sediment und den Moosen berechnet. Bei Americium findet kein Transfer in das Moos statt. Cäsium wird dagegen akkumuliert mit Transferfaktoren von 4 bzw. 8.

Des Weiteren soll ein Vergleich mit den Ergebnissen des Forschungspraktikums von Felix Stäger erfolgen.[22] Im Rahmen des Forschungspraktikums wurden Bodenproben vom Versuchsfeld nahe des Reaktors auf ¹³⁷Cs und ²⁴¹Am untersucht. Die Proben TS01–TS03 stammen von der Wiese zwischen Versuchsfeld und Straße, also nicht vom genau gleichen Ort. Daher können die Ergebnisse des Vergleichs, dargestellt in Tabelle 4, nur Anhaltspunkte liefern. Die bioverfügbaren Fraktionen wurden von Stäger nicht untersucht. Die in dieser Arbeit berechneten Transferfaktoren zwischen Boden und Moos liegen zwischen 0,4 und 0,7 für ¹³⁷Cs und zwischen 0,5 und 0,9 für ²⁴¹Am.

Probe	A/m in Bq/g	A/m in Bq/g
CodimontIngol1	0.8	AIII 0.429
Sedimentinsell	248,2	0,428
SedimentInsel2	18,32	$0,\!394$
Insel1Fraktion1	$0,\!89$	< 0,0002
Insel1Fraktion2	0,096	$<\!0,\!00005$
Insel2Fraktion1	1,03	$<\!0,\!00003$
Insel2Fraktion2	$0,\!08$	0,003
Insel1GesamtBioverfügbar	$0,\!99$	< 0,0003
Insel2GesamtBioverfügbar	1,11	$0,\!05$
Bioverfügbarer Anteil Insel1	0,03	_
Bioverfügbarer Anteil Insel12	$0,\!06$	0,007
Fraktion2/Fraktion1 Insel 1	$0,\!11$	—
Fraktion2/Fraktion1 Insel2	$0,\!08$	—
Transferfaktor		
Insel1 Sediment \rightarrow Moos auf Insel	$4,\!3$	< 0.02
Insel 2 Sediment \rightarrow Moos auf Insel	8	< 0.02
Insel1 bioverf. \rightarrow Moos auf Insel	5100	$<\!11,\!7$
Insel2 bi overf. \rightarrow Moos auf Insel	2400	<1

Tabelle 3: Aktivitätkonzentrationen für Bodenproben von der Insel im Kühlteich, deren Fraktionen und Transferfaktoren zu Moosen, August 2019

A/m	137 Cs (Bq/g)	241 Am (Bq/g)
TS01	5,9	0,2
TS02	3,5	$_{0,1}$
TS03	$5,\!4$	$_{0,2}$
Ø	5	$0,\!2$
Transferfaktor		
TS01	$0,\!7$	$0,\!88$
TS02	$0,\!42$	$0,\!53$
TS03	$0,\!64$	$0,\!83$
Ø	$0,\!59$	0,75

Tabelle 4: Aktivitätskonzentrationen A/m und Transferfaktoren für Moosproben nahe des Versuchsfeldes

Cäsium in den Proben vom See (siehe Tabelle 3) ist sehr gut bioverfügbar. Der bioverfügbare Teil wiederum wird in den Moosen um 3 Größenordnungen erhöht wiedergefunden. Americium ist dagegen nicht bioverfügbar, und liegt in einer gebundenen, möglicherweise noch partikulären Form da. In den nächsten Jahrzehnten ist eine Zunahme des bioverfügbaren Anteils an Americium um den See zu erwarten.[4]

Bei den Proben am Feld (siehe Tabelle 4) lässt sich sowohl bei ¹³⁷Cs als auch bei ²⁴¹Am eine Aufnahme feststellen, allerdings keine Akkumulation. Zu berücksichtigen ist dabei, dass der Standort nur näherungsweise derselbe ist. Außerdem handelt es sich bei TS01–TS03 nicht um Moose der Familie Bryacae, die Cäsium in dieser Arbeit besonders stark akkumuliert haben.

5.5 Statistische Betrachtungen

Im Folgenden werden noch einige von Dr. Wolfram Adlassnig angestellte statistische Überlegungen zur Aufnahme von ¹³⁷Cs und ²⁴¹Am diskutiert.[2] Für ⁹⁰Sr ist die Stichprobe zu klein.

Die <u>Substratgruppen</u> unterscheiden sich bei der Aufnahme von Cäsium signifikant voneinander, nicht jedoch bei der von Americium. Ein vorhandenes <u>Leitgewebe</u> liefert keinen signifikanten Unterschied für die Aufnahme von Cäsium, fördert dagegen die Aufnahme von Americium signifikant.

Die <u>Großgruppe</u> der pleurokarpen Laubmoose nimmt weniger Cäsium auf als die anderen Großgruppen (akrokarpe Laubmoose, thallose Lebermoose). Dies ist sinnvoll, da die pleurokarpen Laubmoose lediglich über den Boden kriechen, ohne viel mit diesem in Kontakt zu kommen.

Der Zusammenhang, dass <u>Bryaceaen</u> im Vergleich zu Nicht-Bryaceaen vermehrt Cäsium akkumulieren, ist signifikant mit p = 0,001. Im Fall von Americium besteht hier keine Korrelation.

Zwischen dem <u>Lebensraum</u> und Cäsium besteht ebenfalls eine signifikante Abhängigkeit (p = 0,002). Dies liegt vor allem daran, dass Cäsium besonders in den Moosen am Kühlteich zu finden ist.

Für Americium besteht ebenfalls eine signifikante Abhängigkeit zwischen Lebensraum und Aktivitätskonzentration, da Americium im Kühlteich sehr viel weniger nachgewiesen wurde. Dies liegt vermutlich an den nassen, reduzierenden Bedingungen im Kühlteich. Allerdings ist unklar, wieso Americium auch im Wald nicht auffindbar ist, obwohl der Boden dort bei der Probennahme (bis auf eine Stelle) nicht staunass war. Mit abnehmender Entfernung zum Reaktor nehmen die Cäsium-Aktivitäskonzentrationen signifikant zu. Ein kausaler Zusammenahng liegt jedoch nicht zugrunde, da die meisten Proben in weiterer Entfernung vom Reaktor am Kühlteich gesammelt wurden. In diesem Bereich gibt es andere Gründe für erhöhte Aktivitätskonzentrationen (s.o.).

5.6 Evaluation der Methodik

Die verwendeten Methoden der Gammaspektrometrie und der Flüssigszintillation basieren auf am Institut für Radioökologie und Strahlenschutz etablierten Methoden. Für die konkrete Anwendung im Rahmen dieser Arbeit gibt es noch Verbesserungsmöglichkeiten.

Im Rahmen der Gammamessungen musste die Füllhöhe abgeschätzt werden, obwohl das Verfahren nur für vollständig mit homogener Probe ausgefüllte Petrischalen geeignet ist. Eine mögliche Lösung wäre eine andere Geometrie (z.B. Bohrloch) oder besser noch eine größere Probennahmemenge.

Im Fall der Flüssigszintillation ist der Einsatz von ⁸⁵Sr als Tracer mit Problemen verbunden. Da ⁸⁵Sr zunächst den Untergrund im ⁹⁰Sr-Fenster zu stark erhöht hat, wurde für folgende Proben die Traceraktivität reduziert. Damit ist eine Ausbeutenbestimmung nur noch über die Flüssigszintillation und nicht mehr über die Gammaspektrometrie möglich. In der Flüssigszintillation sorgt ⁹⁰Sr im Gegensatz zur Gammaspektrometrie allerdings für einen Untergrund im ⁸⁵Sr-Fenster. Beide Fenster bedingen sich also gegenseitig, womit die mit ⁸⁵Sr bestimmte Ausbeute von der ⁹⁰Sr-Aktivität abhängt und umgekehrt und sich beide nicht mehr ohne Näherungen bestimmen lassen. Da bei den meisten Proben die ⁸⁵Sr-Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze liegt, konnte für diese Proben keine Ausbeute bestimmt werden. Die ⁹⁰Sr-Konzentration ist daher mit einer schwer quantifizierbaren Unsicherheit behaftet.

Es könnte im Rahmen zukünftiger Arbeiten Abhilfe schaffen, die ⁸⁵Sr-Aktivität zu erhöhen und die Ausbeute gammasperktometrsich zu bestimmen. Dann sollte nur das ⁹⁰Y-Fenster zur Auswertung heranzuziehen, da der Untergrund durch ⁸⁵Sr in diesem Bereich für Proben höherer Aktivität vernachlässigt werden kann. Für weniger aktive Proben ist der Untergrund mit zu berücksichtigen, lässt sich aber über die bekannte Ausbeute bestimmen. Dieses Verfahren wird von Malte Böhsl und Wolfgang Schulz am IRS angewendet.

Alternativ ist es möglich, die Ausbeute massenspektrometrisch ohne die Verwendung eines Tracers bestimmen. Dieses Verfahren ist aufwendiger, dafür auch für geringere Aktivitätskonzentrationen geeignet. Es wird von Anica Weller und Rebecca Querfeld am IRS angewendet. Ein weiteres Problem bei der Flüssigszintillation war das zu geringe angestrebte Volumen nach dem Eindampfen in Kombination mit einer zu großen Strontiumkonzentration. Durch Übersättigung der Lösung kam es zum Ausfall von Strontium. Ungelöstes bzw. ausgefallenes Strontium ist aber ungeeignet für die Flüssigszintillation. Durch Verdünnung und ggf. Ansäuerung und anschließende Wiederholung des Eindampfens konnte der Stoff wieder in Lösung gebracht werden. Im Fall von TS16 konnte nur ein Volumen von über 2ml erreicht werden, daher wurde nicht die gesamte Probe für die Szintillation verwendet.

Die statistische Aussagekraft der Studie kann verbessert werden, wenn von jedem Probenahmeort mehrere Proben derselben Pflanze analysiert werden, um einen Mittelwert bilden zu können. Außerdem könnte man sich auf eine Art oder ein Substrat beschränken, um die Vergleichbarkeit zu erhöhen. Dieses Vorgehen ist aber unverträglich mit dem Ziel einer größtmöglichen Vielfalt.

6 Schlussfolgerung und Ausblick

Als Kernaussagen dieser Arbeit lassen sich festhalten:

- 1. Moose nehmen Radionuklide vornehmlich aus dem Boden auf und nur untergeordnet aus Luft, Staub oder Niederschlag
- 2. Der Standort hat einen größeren Einfluss auf die Aktivitätskonzentration als die Moosart (Ausnahme: Bryaceaen).
- 3. Moose der Familie Bryaceae akkumulieren Cäsium effektiver als andere Familien.
- 4. Die Aufnahme von Americium hängt zusätzlich davon ab, ob oxidierende oder reduzierende Bedingungen vorliegen.
- 5. Aufgrund der geringen Datenlage für die ⁹⁰Sr Aktivitätskonzentrationen sind Abhängigkeiten hier schwieriger zu begründen.
- 6. Die Bioverfügbarkeit für ¹³⁷Cs aus Sediment ist sehr viel höher als die von ²⁴¹Am. Auch der Transfer zu Moosen ist für ¹³⁷Cs effektiver als für ²⁴¹Am.

Für folgende Forschungsprojekte könnten Moose der Familie Bryaceae eine geeignete Wahl für eine Anzeigerpflanze sein, um damit etwa die Freisetzung von Radionukliden im austrocknenden Kühlteich langfristig zu beobachten. Außerdem wäre es möglich, die Radionuklidaufnahme von Moosen im Labor unter kontrollierten Bedingungen zu untersuchen.

7 Quellen

Literatur

- [1] Wolfram Adlassnig. "Moosbestimmung final". E-Mail. 22.04.2019.
- [2] Wolfram Adlassnig. "Statistik der Ergebnisse für die Moosproben". E-Mail. 30.08.2019.
- [3] Harald Büker. Theorie und Praxis der Halbleiterdetektoren für Kernstrahlung. Technische Physik in Einzeldarstellungen. Berlin: Springer, 1971.
- [4] A. Bulgakov u. a. "Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options". In: *Journal of environmental radioactivity* 100.4 (2009), S. 329–332. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2008.12.012.
- [5] Chernobyl Nuclear Power Plant, Hrsg. Conclusions of the Cooling Pond Decommissioning Project. 05.07.2019. URL: https://chnpp.gov.ua/ en/infocenter/news/5357-conclusions-of-the-cooling-ponddecommissioning-project (besucht am 27.08.2019).
- [6] Deutsches Atomforum eV. "Der Reaktorunfall in Tschernobyl: Unfallursachen Unfallfolgen und deren Bewältigung Sicherung und Entsorgung des Kernkraftwerks Tschernobyl". In: (2011). URL: https://www.kernd.eu/kerndwAssets/docs/service/025reaktorunfall_tschernobyl2011.pdf (besucht am 22.07.2019).
- [7] Deutsches Institut für Normung eV. Bestimmung der charakteristischen Grenzen (Erkennungsgrenze, Nachweisgrenze und Grenzen des Vertrauensbereichs) bei Messungen ionisierender Strahlung (DIN 11929). Berlin, 2011.
- [8] Deutsches Institut für Normung e.V. Chemische Analytik Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze unter Wiederholbedingungen - Begriffe, Verfahren, Auswertung (DIN 32645). Berlin, 2008.
- [9] Deutsches Institut für Normung eV. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DIN 38402 Teil 51): Allgemeine Angaben (Gruppe A). Berlin, 1986.
- S. Dragović, N. Mihailović und B. Gajić. "Quantification of transfer of ²³⁸U, ²²⁶Ra, ²³²Th, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs in mosses of a semi-natural ecosystem". In: Journal of environmental radioactivity 101.2 (2010), S. 159–164. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2009.09.011.
- [11] Fakultät für Mathematik und Physik der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hanover. Prüfungsordnung für den Bachelorstudiengang Physik an der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover. 2018.

- [12] Gordon Gilmore und John D. Hemingway. *Practical gamma-ray spectrometry*. Chichester: Wiley, 1995.
- [13] International Atomic Energy Agency. Handbook of Parameter Values for the Precdiction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments: Technical Reports Series no. 472. Wien, 2010.
- [14] International Atomic Energy Agency. International Nuclear and Radiological Event Scale. o.J. URL: https://www.iaea.org/sites/default/files/ ines.pdf (besucht am 22.07.2019).
- [15] Tobias Kampmeier. "Gamma-spektrometrische Untersuchungen von Sedimentproben aus ehemaligen Uranabbaugebieten (Mulderegion)". Bachelorarbeit. Hannover: Gottfried Wilhelm Leibniz Universität, 2016.
- [16] Bernd A. Markert, Anton M. Breure und Harald G. Zechmeister. Bioindicators & biomonitors: Principles, concepts, and applications. Bd. 6. Trace metals and other contaminants in the environment. Amsterdam und Boston: Elsevier, 2003.
- Theo Mayer-Kuckuk. Kernphysik: Eine Einführung. 7., überarbeitete und erweiterte Auflage. Teubner Studienbücher Physik. Stuttgart: Teubner, 2002.
 DOI: 10.1007/978-3-322-84876-5.
- [18] Siegurd Möbius und Tiana Lalao Möbius. Flüssigszintillation: Stand der Technik und neuere Entwicklungen zur Bestimmung natürlicher Radionuklide. LSC-Handbuch. Eggenstein-Leopoldshafen: Forschungszentrum Karlsruhe, 2008.
- [19] E. Philip Horwitz, Renato Chiarizia und Mark L. Dietz. "A Novel Strontium-Selective Extraction Cromatographic Resin". In: Solvent Extraction and Ion Exchange 10.2 (1992), S. 313–336. DOI: 10.1080/07366299208918107.
- [20] Günter Schatz, Alois Weidinger und Manfred Deicher. Nukleare Festkörperphysik: Kernphysikalische Messmethoden und ihre Anwendungen. 4., überarb. Aufl. Studium. Wiesbaden: Vieweg + Teubner, 2010.
- [21] Rüdiger Scholz. "Analyse und Präsentation von Messdaten". Diss. Gottfried Wilhelm Leibniz Universität, 2013. URL: https://www.praktikumphysik. uni-hannover.de/fileadmin/praktische-physik/AP/Material/Crash_ Messunsicherheit.pdf (besucht am 17.07.2019).
- [22] Felix Stäger. "Gamma-spektrometrische Untersuchungen zum Einfluss bodenlebender Pilzkulturen auf die Radionuklidaufnahme von Kartoffeln in der Sperrzone von Tschernobyl". Forschungsbericht. Leibniz Universität Hannover, 2018.
- [23] Georg Steinhauser. "Decay types an measurement". Vorlesung: Chemie und physikalische Analyse von Radionukliden. Hannover, 30. 10. 2018.

- [24] Georg Steinhauser. "Radionuclides and their radiochemistry". Vorlesung: Chemie und physikalische Analyse von Radionukliden. Hannover, 18. 12. 2018.
- [25] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2008 report to the General Assembly, with scientific annexes : Volume II: Effects. New York: United Nations, 2011.
- [26] Clemens Walther. "Der Reaktor Unfall von Tschernobyl". Vorlesung: Radioökologie in der Umwelt und Strahlungsgefährdung des Menschen. Hannover, 20. 05. 2019.
- [27] Zeien und Brümmer. "Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden". In: Mitteilng. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (1989).

Hinweis zum Deckblatt: Das Logo der Leibniz Universität Hannover stammt von https://www.uni-hannover.de/de/, abgerufen am 29.07.2019. Das Logo des Instituts für Radioökologie und Strahlenschutz wurde intern bereitgestellt.

8 Danksagung

Die Erstellung dieser Abschlussarbeit hätte ich alleine nicht bewerkstelligen können. Bei allen, die zum Gelingen beigetragen haben, möchte ich mich herzlich bedanken. Als Erstes danke ich Herrn Prof. Georg Steinhauser dafür, bei ihm diese Bachelorarbeit anfertigen zu dürfen und für seine umfangreiche Betreuung im Rahmen dieser Arbeit. Herrn Dr. Wolfram Adlassnig danke ich für die Probennahme und gemeinsam mit Frau Dr. Brigitte Schmidt für die Bestimmung der Moose. Herrn Adlassnigs Uberlegungen zu den Messdaten und deren statistische Analyse waren sehr aufschlussreich. Mein weiterer Dank geht an Anica und Rebecca für die Einweisung in die Extraktionschromatografie und in die Messungen mit der Hidex. Gemeinsam mit Dorian und Felix haben sie mich außerdem mit den Arbeitsabläufen in einem Radionuklidlabor sowie der Gammaspektrometrie vertraut gemacht. Alle standen jederzeit bei Fragen zur Verfügung, auch dafür möchte ich mich recht herzlich bedanken. Tobias danke ich für Erstellung der ⁹⁰Sr-Standards sowie für zahlreiche fachliche Diskussionen. Bei Wolfgang möchte ich mich für die Zusammenarbeit bei der Untersuchung der Bodenproben von der Insel im Kühlteich und für zahlreiche Tipps für Messungen von Gammastrahlung bedanken. Außerdem danke ich Tobias, Anica, Rebecca, Tim, Sarah und Steffen für das Korrekturlesen dieser Arbeit. Bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, die jeden Tag den Institutsbetrieb innerhalb und außerhalb der Labore ermöglichen, bedanke ich mich ebenfalls. Vom gesamten Institut wurde ich stets freundlich und zuvorkommend behandelt und weiß die positive Arbeitsatmosphäre und die gemeinsamen Mahlzeiten und Feiern sehr zu schätzen. Schließlich möchte ich mich noch bei meiner Freundin, meiner Familie und meiner Lerngruppe für die Unterstützung während meines Bachelorstudiums bedanken.

9 Eigenständigkeitserklärung

Hiermit versichere ich, Felix Christian Kegler, dass ich die Arbeit selbständig verfasst habe und keine anderen außer den angegebenen Quellen und Hilfmitteln benutzt habe. Weiterhin habe ich alle Stellen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß aus anderen Quellen übernommen wurden, als solche kenntlich gemacht. Diese Arbeit hat in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen.[11]

Hannover, den 19. September 2019 Ort, Datum

Unterschrift

10 Anhänge

10.1 Ergänzungen zur Gammaspektrometrie

- Zählstatistik ¹³⁷Cs, Moose
- \bullet Nachweis- und Erkennungsgrenzen $^{137}\mathrm{Cs},$ Moose
- Zählstatistik ²⁴¹Am, Moose
- Nachweis- und Erkennungsgrenzen ²⁴¹Am, Moose
- \bullet Daten zur Untersuchung der Bodenproben auf $^{137}\mathrm{Cs}$
- \bullet Daten zur Untersuchung der Bodenproben auf $^{241}\mathrm{Am}$
- Charakteristik des verwendeten Detektors

Cs-137

Probe	Area(Probe)	dArea(Probe)	t(probe)	Area(top)	dArea(top)	t(top)	Area(bot)	dArea(bot)	t(bot)	Messdatum
TS01	10080	116,55	61426,12	1390	37,48	932,54	2494	50,37	900,68	18.04.2019
TS02	3892	63,92	61923,47	1363	37,13	981,43	2425	49,7	922,14	17.04.2019
TS03	5089	70,42	16095	2609	51,49	1514	5563	74,73	1825	24.04.2019
TS04	1979	82,52	75189,74	1374	48,34	1064	2354	58,53	900	16.04.2019
TS05	2100	72,41	62960	1414	44,21	976	3237	66,67	1178	06.05.2019
TS06	10410	91,67	63790,43	2103	50,2	1358,9	3741	72,68	1370,6	12.04.2019
TS07	1986	52,64	233187	1902	43,86	1380	4318	65,71	1605	26.04.2019
TS08	1571	43,58	62866	4419	66,51	3100	3129	56,73	1203	24.04.2019
TS09	4540	155,66	232035	10250	115,12	7187	2465	61,21	914	30.04.2019
TS10	17920	138,31	15628	5584	79,86	2165	11320	121,81	3005	23.04.2019
TS11	13300	121,13	19259	2447	54,99	1175	5754	89,3	1722	26.04.2019
TS12	21340	144,01	18297	2542	50,71	1021	4416	66,15	1157	18.04.2019
TS13	13320	122,41	20090,3	1808	51,66	938,08	3205	69,92	1010,87	17.04.2019
TS14	9193	117,29	85578	5448	81,4	3622	3510	69,06	1260	08.05.2019
TS15	3192	85,29	75107	7966	105,69	5503	3521	71,51	1314	08.05.2019
TS16	12940	116,87	7294	5873	81,64	1863	10500	118,39	2418	25.04.2019
TS17	12340	109,78	7400	4695	67,84	1600	4205	64,92	986	25.04.2019
TS18	6119	140,69	326157	3133	65,5	2331,23	4000	74,26	1491	09.05.2019
TS19	2924	63,84	18851	3436	67,42	2214	2428	60,47	890	29.04.2019
TS20	2112	49,97	77862	1905	43,87	1379	2712	53,13	1034	24.04.2019
TS21	3448	68,37	202322	1387	37,28	1082	2743	52,76	1038	16.04.2019
TS22	3078	78,34	74583	2287	54,63	1645	2555	58,82	900	29.04.2019
TS23	1357	39	60495	1864	43,02	1360	2361	49,36	900	25.04.2019
TS24	2649	100,83	190852	2018	52,08	1477	4579	84,94	1699	06.05.2019
TS25	4745	76,12	407670	2211	47,2	1551	2583	51	965	21.04.2019
Blank	1	1	680957	5932	87,47	4356	38570	252,92	14242	27.05.2019

Tag der top/bot- Messung

Trockenmasse in g	Tag der Pobennahme	Fullhöhe	Probe			
0,8591	08.10.2018	1	TS01			
0,4752	08.10.2018	0,5	TS02			
1,5863	08.10.2018	0,75	TS03			
0,2085	08.10.2018	0,25	TS04			
0,122	08.10.2018	0,25	TS05	Daten Standard		
0,3741	08.10.2018	0,25	TS06	für Cs-137		
0,3938	08.10.2018	0,5	TS07	A_0,S	63,3012	in Bq
0,8462	08.10.2018	1	TS08	T1/2	10986,72	in d
1,0172	08.10.2018	1	TS09	lamda	6,30895E-05	in 1/d
0,1125	09.10.2018	0,25	TS10	р	0,851	
0,484	09.10.2018	0,5	TS11	urel(A_0,S)	0,023	
0,1805	09.10.2018	0,25	TS12	u(p)	0,002	
2,1837	10.10.2018	0,5	TS13			
0,805	10.10.2018	0,25	TS14	u(t)	0,5	
0,5146	10.10.2018	0,75	TS15			
0,2562	10.10.2018	0,5	TS16	kalibriert am	01.05.2016	
0,1414	10.10.2018	0,3	TS17			
0,1779	10.10.2018	0,75	TS18	Art	Flächenstandard	
0,2589	10.10.2018	0,5	TS19			
0,2472	10.10.2018	0,5	TS20	hergestellt aus	Multiisotopen-	
0,6185	11.10.2018	0,75	TS21		standard	
0,3441	11.10.2018	0,5	TS22		QCY-12	
0,6929	11.10.2018	0,75	TS23			
0,0668	11.10.2018	0,1	TS24	u(Trockenmasse)	0,0002	
0,4342	11.10.2018	1	TS25			
			Blank			
		0 = gapz upter	1			

0=ganz unten 1=bis oben

_		
_		
_		

Cs-137					
Probe	Aktivitätskonzentration in Bq/g	u(a_p/m)+	u(a_p/m)-	Erkennungsgrenze in Bq/g	Nachweisgrenze in Bq/g
	am Probennahmetag				
TS01	6,03	2,38	0,16	1,14E-01	4,02E-01
TS02	3,56	0,62	0,62	9,53E-02	2,08E-01
TS03	5,47	1,47	0,57	1,23E-01	3,09E-01
TS04	3,14	0,22	0,44	2,14E-01	4,50E-01
TS05	6,46	0,41	0,83	3,62E-01	7,58E-01
TS06	10,9	0,6	1,3	1,56E-01	3,25E-01
TS07	0,56	0,10	0,10	2,41E-02	5,26E-02
TS08	0,92	0,32	0,03	4,14E-02	1,26E-01
TS09	0,58	0,22	0,02	3,26E-02	1,07E-01
TS10	248	13	29	3,12E+00	6,49E+00
TS11	37,1	6,3	6,3	5,50E-01	1,20E+00
TS12	157	9,06	20,64	1,73E+00	3,63E+00
TS13	8,40	1,54	1,54	1,26E-01	2,78E-01
TS14	3,19	0,17	0,39	6,63E-02	1,38E-01
TS15	2,32	0,60	0,24	1,01E-01	2,47E-01
TS16	185	31	31	2,72E+00	5,90E+00
TS17	297	20	38	4,31E+00	9,04E+00
TS18	3,00	0,85	0,33	1,12E-01	2,89E-01
TS19	15,9	2,6	2,6	5,67E-01	1,22E+00
TS20	2,92	0,50	0,50	1,12E-01	2,44E-01
TS21	0,80	0,24	0,09	2,60E-02	6,87E-02
TS22	3,00	0,57	0,57	1,24E-01	2,76E-01
TS23	0,93	0,25	0,10	4,36E-02	1,09E-01
TS24	4,77	0,23	0,70	2,96E-01	6,27E-01
TS25	0.81	0.30	0.02	2.13E-02	6.82E-02

gewichtet mit Füllhöhe

L										
	Area(Probe)	dArea(Probe)	t(probe)	Area(top)	dArea(top)	t(top)	Area(bot)	dArea(bot)	t(bot)	Messdatum
	823,5	36,4	61426,12	1227	34,16	932,54	2468	49,33	900,68	18.04.2019
	350,6	29,59	61923,47	1431	36,18	981,43	2621	50,03	922,14	17.04.2019
	440,5	25,79	16095	2184	45,41	1514	5336	71,56	1825	24.04.2019
	219,1	71,98	75189,74	1528	51,85	1064	2516	79,67	900	16.04.2019
	208,2	25,85	62960	1424	53,1	976	3239	96,05	1178	06.05.2019
	926,1	43,42	63790,43	1939	65,03	1358,9	3950	106,32	1370,6	12.04.2019
	1	1	233187	2064	62,14	1380	4467	112,63	1605	26.04.2019
	1	1	62866	4610	95,68	3100	3400	92,43	1203	24.04.2019
	1	1	232035	1042	161,44	7187	2483	84,06	914	30.04.2019
	1	1	15628	2931	84,81	2165	8411	156,61	3005	23.04.2019
	1	1	19259	1670	61,61	1175	4812	121,04	1722	26.04.2019
	1	1	18297	1476	55,73	1021	3237	89,35	1157	18.04.2019
	1014	72,22	20090,3	1366	51,42	938,08	2866	88,77	1010,87	17.04.2019
	339,5	73,52	85578	5408	105,17	3622	3567	95,97	1260	08.05.2019
	66,31	68,09	75107	7920	139,14	5503	3709	101,81	1314	08.05.2019
	1	1	7294	2644	80,9	1863	6906	141,49	2418	25.04.2019
	1	1	7400	2272	76,43	1600	2947	87,31	986	25.04.2019
	1	1	326157	3294	87,98	2331,23	4224	103,52	1491	09.05.2019
	1	1	18851	3316	81,28	2214	2556	81,69	890	29.04.2019
	1	1	77862	1953	63,15	1379	2863	87,14	1034	24.04.2019
	1	1	202322	1477	52,13	1082	2851	92,08	1038	16.04.2019
	1	1	74583	2344	71,76	1645	2514	83,05	900	29.04.2019
	128,6	21,22	60495	2085	44,02	1360	2363	49,13	900	25.04.2019
	382,9	38,42	190852	2191	64,2	1477	4790	113,73	1699	06.05.2019
	194,2	50,89	407670	2648	50	1551	2648	50	965	21.04.2019
	1	1	680957	6229	116,97	4356	39900	357,68	14242	27.05.2019

Am-241 Probe

TS01 TS02 TS03 TS04 TS05 TS06 TS07 TS08 TS09 TS10 TS11 TS12 TS13 TS14 TS15 TS16 TS17 TS18 TS19 TS20 TS21 TS22 TS23 TS24 TS25 Blank

Trockenmasse: wie bei Cs-137

Tag der top/bot-Messung

1 kein Peak durch Genie 2000 gefunden

40

Am-241				
Probe				
1501				
TS02				
TS03				
TS04				
TS05	sehr kleiner Peak	Daten Standard		
TS06	Peak fit schlecht	für Am-241		
TS07		A_0,S	29,4678	in Bq
TS08		T1/2	157861,05	d
TS09		lamda	4,39087E-06	
TS10		р	0,359	
TS11		urel(A_0,S)	0,031	
TS12		u(p)	0,004	
TS13				
TS14		u(t)	0,5	
TS15	kein Peak sichtbar			
TS16		kalibriert am	01.05.2016	
TS17				
TS18		Art	Flächenstandard	
TS19				
TS20		hergestellt aus	Multiisotopen-	
TS21			standard	
TS22			QCY-12	
TS23				
TS24	Peak fit schlecht	u(Trockenmasse	0,0002	
TS25				
Blank				

Am-241					
Probe	Aktivitätskonzentration in Bq/g	u(a_p/m)+	u(a_p/m)-	Erkennungsgrenze in Bq/g	Nachweisgrenze in Bq/g
	zum Probennahmezeitpunkt	Unsicherheit	Unsicherheit		
TS01	0,238	0,106	0,013	1,73E-02	3,53E-02
TS02	0,143	0,028	0,028	1,98E-02	3,99E-02
TS03	0,223	0,067	0,029	2,15E-02	4,35E-02
TS04	0,158	0,053	0,056	8,53E-02	1,71E-01
TS05	0,310	0,043	0,056	6,34E-02	1,27E-01
TS06	0,428	0,034	0,063	3,30E-02	6,63E-02
TS07		0,000	0,000	2,17E-04	4,36E-04
TS08		0,000	0,000	4,36E-04	8,86E-04
TS09		0,000	0,000	2,34E-04	5,12E-04
TS10		0,006	0,006	1,06E-02	2,13E-02
TS11		0,001	0,001	2,15E-03	4,32E-03
TS12		0,003	0,003	5,61E-03	1,13E-02
TS13	0,283	0,057	0,057	3,32E-02	6,67E-02
TS14	0,055	0,012	0,014	1,95E-02	3,92E-02
TS15	0,022	0,024	0,023	3,80E-02	7,67E-02
TS16		0,007	0,007	1,05E-02	2,12E-02
TS17		0,010	0,010	1,70E-02	3,41E-02
TS18		0,000	0,000	3,72E-04	7,53E-04
TS19		0,002	0,002	3,98E-03	8,00E-03
TS20		0,001	0,001	1,05E-03	2,11E-03
TS21		0,000	0,000	1,78E-04	3,60E-04
TS22		0,000	0,000	7,81E-04	1,57E-03
TS23	0,041	0,012	0,008	1,13E-02	2,26E-02
TS24	0,321	0,034	0,055	5,32E-02	1,07E-01
TS25	0,015	0,006	0,004	6,37E-03	1,29E-02

gewichtet mit Füllhöhe

Untersuchung der Bodenproben auf Cs-137

Probe	Area(Probe)	dArea(Probe)	t(probe)	Area(top)	dArea(top)	t(top)	Area(bot)	dArea(bot)	t(bot)
SedimentInsel1	5587000	2368,32	248636,43	52880	266,47	1858,38	60270	312,07	1812,14
SedimentInsel2	5418000	2295,37	343848,21	38950	236,82	1801,01	48850	287,53	1801,13
Insel1Fraktion1	10730	122,98	79106,09		Flüssigstandard ve	erwendet			
Insel1Fraktion2	5083	64,83	347898,43		Flüssigstandard ve	erwendet			
Insel2Fraktion1	83060	342,73	532288,06		Flüssigstandard ve	erwendet			
Insel2Fraktion2	8416	186,34	681865		Flüssigstandard ve	erwendet			
Flüssigstandard	20920	231,66	8966,34						

Probe	Aktivitätskonz.	Unsicherheit	Unsicherheit	Erkennungs-	Nachweisgrenze	Messdatum	Trockenmasse
	Bq/g	nach oben	nach unten	grenze in Bq/g	Bq/g		g
SedimentInsel1	34,75	0,72	0,72	0,024	0,048	12.07.2019	24,83
SedimentInsel2	18,64	0,38	0,38	0,013	0,026	12.07.2019	31,81
Insel1Fraktion1	0,89	0,14	0,14	0,017	0,036	30.07.2019	20,05
Insel1Fraktion2	0,10	0,02	0,02	0,002	0,004	05.08.2019	20,05
Insel2Fraktion1	1,03	0,16	0,16	0,007	0,015	29.07.2019	19,99
Insel2Fraktion2	0.08	0.01	0.01	0.003	0.006	13.08.2019	19.99

am Probennahmetag Probennahme am 10.10.2018 (alle)

Flüssigstandard		
A_0,S Flüssig	310,08	in Bq
kalibriert am	13.02.2019	

Probe	Area(Probe)	dArea(Probe)	t(probe)	Area(top)	dArea(top)	t(top)	Area(bot)	dArea(bot)	t(bot)
SedimentInsel1	153900	578,32	248636,43	9970	236,42	1858,38	21890	151,81	1812,14
SedimentInsel2	237900	1880,26	343848,21	8384	224,96	1801,01	22660	153,29	1801,13
Insel1Fraktion1	1	1	79106,09		Flüssigstandard v	verwendet			
Insel1Fraktion2	1	1	347898,43		Flüssigstandard v	verwendet			
Insel2Fraktion1	1	1	532288,06		Flüssigstandard v	verwendet			
Insel2Fraktion2	431,6	69,67	681865		Flüssigstandard v	verwendet			
Flüssigstandard	13660	147,06	8966,34						

Untersuchung der Bodenproben auf Am-241

Probe	Aktivitätskonz.	Unsicherheit	Unsicherheit	Erkennungs-	Nachweisgrenze	Messdatum	Trockenmasse
	Bq/g	nach oben	nach unten	grenze in Bq/g	Bq/g		g
SedimentInsel1	0,428	0,012	0,012	0,0027	0,0053	12.07.2019	24,83
SedimentInsel2	0,394	0,012	0,012	0,0051	0,0103	12.07.2019	31,81
Insel1Fraktion1				8,9E-05	1,8E-04	30.07.2019	20,05
Insel1Fraktion2				2,0E-05	4,1E-05	05.08.2019	20,05
Insel2Fraktion1				1,3E-05	2,7E-05	29.07.2019	19,99
Insel2Fraktion2	0,002	1,35813E-06	1,35813E-06	7,2E-04	1,4E-03	13.08.2019	19,99

am Probennahmetag

Probennahme am 10.10.2018 (alle)

1 kein Peak durch Genie 2000 gefunden

Flüssigstandard		
A_0,S Flüssig	130,72	in Bq
kalibriert am	13.02.2019	

Untersuchung der Bodenproben

Daten Standard für Cs-137			Daten Standard für Am-241		
A_0,S	310,5	in Bq	A_0,S	130,7	in Bq
T1/2	10986,72	in d	T1/2	157861,05	in d
lambda	6,30895E-05	in 1/d	lambda	4,39087E-06	in 1/d
р	0,851		р	0,359	
urel(A_0,S)	0,023		urel(A_0,S)	0,031	
u(p)	0,002		u(p)	0,004	
u(t)	0,5		u(t)	0,5	
kalibriert am	15.02.2019		kalibriert am	15.02.2019	
Art	Flächenstandard		Art	Flächenstandard	
hergestellt aus	Multiisotopen- standard QCY-12		hergestellt aus	Multiisotopen- standard QCY-12	

No. des Detektors	6		
		Auflösung	
Тур	р		
	koaxial	Kontrolle am	25.10.1999
Firma	Canberra	Relative Efficiency [%]	35,0 (30)
Serien-Nr	Х	FWHM [keV]	
		1330	1,78 (1,8)
Modell-Nr	GX3018	122	0,852 (0,875)
		59,5	-
Betriebsspannung	+ 4500 V	5,9	-
		FWTM [keV]	
Kristall		1330	3,32
Durchmesser [mm]	60	122	-
Höhe [mm]	53,5	59,5	-
Totschicht [µm]			
		Peak-to-Compton	64,3:1 (58:1)
Fenster		(Co-60)	· 、 、 /
Material	Carbon-Epoxy		
Dicke [mm]	r y		
d Fenster - Kristall [mm]	5		
	3		

Charakteristik des verwendeten Gammadetektors

10.2 Ergänzungen zur Flüssigszintillation

- Nachweisgrenze ⁹⁰Sr
- \bullet Kalibrationsgeraden mit $^{85} \mathrm{Sr}$ Standards
- Kalibrations geraden mit ⁹⁰Sr Standards
- Rohdaten für die $^{90}\mathrm{Sr}$ Bestimmung in den Moosen

Nachweis- und Bestimmungsgrenze nach DIN 32645: Nachweisgrenze: 0,0071 Bq $^{90}{\rm Sr}$ Bestimmungsgrenze: 0,0365 Bq $^{90}{\rm Sr}$



Abbildung 8: Kalibrationsgerade $^{85}\mathrm{Sr},$ Kanäle 5–281



Abbildung 9: Kalibrationsgerade ⁸⁵Sr, Kanäle 282–880



Abbildung 10: Kalibrationsgerade $^{90}\mathrm{Sr},$ Kanäle 5–281



Abbildung 11: Kalibrationsgerade $^{90}\mathrm{Sr},$ Kanäle 282–880

Rohdaten Sr-90 Bestimmung

Probe	Ch. 5-281	Ch. 282-880	A(Sr-85) Spike	Moos	Sr-85 Aktivität	Ausbeute	Sr-90 Aktivität	Sr-90 Aktivität	Verhältnis
	cpm-Ø	cpm-Ø	Bq, am Messtag	g	am Messtag		Ausbeutekorrigiert	Bq/g	Zweit-/Erstm.
BlankA	14,3	15,5	0,089	0	0,088	0,987	-0,0081	NA	NA
BlankB	12,9	15,7	0,077	0	0,053	0,683	-0,0101	NA	NA
TS10	14,1	28,5	0,081	0,0893	0,069	0,849	0,0292	0,385	1,30
TS17	10,7	37,7	0,058	0,08946	-0,028	0,84	0,0679	0,759	1,35
TS11	135,8	66,4	2,26	0,16801	3,118	0,84	0,1068	0,636	1,21
TS19	30,5	470	0,041	0,12626	0,001	0,84	1,5328	12,14	1,69
TS12	8,3	28,9	0,026	0,10126	-0,078	0,84	0,0389	0,385	0,43
TS13	12,3	86,9	0,056	0,09252	-0,039	0,84	0,2348	2,537	1,55
TS16	8,2	25,9	0,054	0,09252	-0,076	0,56	0,0431	0,466	1,22
TS10 WDH	9,4	29,4	0,053	0,0893	-0,051	0,84	0,0402	0,45	1,35
TS12 WDH	7,9	28,8	0,022	0,10126	-0,087	0,84	0,0386	0,381	1,03

Zur Quantitiven Bestimmung wird die Zweitmessung verwendet.

(cpm-Ø im Ch. 282-880 in der Zweitmessung)/(cpm-Ø+ im Ch. 282-880 in der Erstmessung)

Ausbeute extrapoliert aus bestimmbaren Ausbeuten

Zur Sr-90 Bestimmung wurde die Wiederholungsmessung verwendet.

extrapolierte Ausbeute, wegen zu großem Volumen

wurde nur etwa 2/3 der Probe im Cocktail gemessen



10.3 Daten zu Moosarten und Probennahmeorten

Abbildung 12: Karte der Probennahmeorte der Moose. In Rot sind Moose der Familie Bryaceae eingezeichnet, sonstige in Blau. Quelle Kartenmaterial: Google Maps. Quelle Koordinaten:[1].

10.3 Daten zu Moosarten und Probennahmeorten

Bestimmungen und Standorte der Moose. Aus [1].

Probe	Art	Familie ¹	Großgruppe	Leitgewebe ²	Kommentar
TS- 01	Polytrichum juniperinum	Polytrichaceae	Akrokarpe Laubmoose	+	Blätter mit Lamellen
TS- 02	Polytrichum piliferum	Polytrichaceae	Akrokarpe Laubmoose	+	Blätter mit Lamellen
TS- 03	Ceratodon purpureus	Dicranaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	
TS- 04	Polytrichum piliferum	Polytrichaceae	Akrokarpe Laubmoose	+	Blätter mit Lamellen
TS- 05	Polytrichum piliferum	Polytrichaceae	Akrokarpe Laubmoose	+	Blätter mit Lamellen
TS- 06	Bryum caespiticium	Bryaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	
TS- 07	Ceratodon purpureus	Dicranaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	
TS- 08	Homalothecium philippeanum	Brachytheciaceae	Pleurokarpe Laubmoose	-	
TS- 09	Plagiomnium cuspidatum	Mniaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	
TS-10	Bryum imbricatum	Bryaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	
TS- 11	Bryum argenteum	Bryaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	
TS- 12	Bryum cf. badium	Bryaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	Artbestimmung unsicher
TS- 13	Bryum argenteum	Bryaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	
TS- 14	Ceratodon purpureus	Dicranaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	
TS- 15	Brachythecium glaveosum	Brachytheciaceae	Pleurokarpe Laubmoose	-	
TS- 16	Marchantia polymorpha	Marchantiaceae	Thallose Lebermoose	-	
TS- 17	Bryum × intermedium	Bryaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	Hybrid, 2. Elternart unbekannt
TS- 18	Pleurozium schreberi	Hypnaceae	Pleurokarpe Laubmoose	-	
TS- 19	Dicranum polysetum	Dicranaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	Ausgeprägter Rhizoidenfilz
TS- 20	Amblystegium serpens	Amblystegiaceae	Pleurokarpe Laubmoose	-	
TS- 21	Orthotricum speciosum	Orthotrichaceae	Akrokarpe Laubmoose	-	
TS- 22	Polytrichum juniperinum	Polytrichaceae	Akrokarpe Laubmoose	+	Blätter mit Lamellen
TS- 23	Amblystegium serpens	Amblystegiaceae	Pleurokarpe Laubmoose	-	
TS- 24	Tortula calcicolens	Pottiaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	
TS- 25	Dicranum polysetum	Dicranaceae	Akrokarpe Laubmoose	±	Ausgeprägter Rhizoidenfilz

¹ Systematik nach: Nebel & Philippi (2000): Die Moose Baden-Würtembergs, 3 Bd., Eugen Ulmer, Stuttgart

² + ähnlich Höheren Pflanzen, ± reduziert, – fehlend

³ Smith & Beresford (2005): Chernobyl. Catastrophe and Consequences. Springer, Chichester

Probe	Fundort	Breite	Länge
TS- 01	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wiese zwischen Versuchsfeld und Straße	51° 20' 54,5" N	30° 07' 40,9" O
TS- 02	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wiese zwischen Versuchsfeld und Straße	51° 20' 54,5" N	30° 07' 40,9" O
TS- 03	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wiese zwischen Versuchsfeld und Straße	51° 20' 54,5" N	30° 07' 40,9" O
TS- 04	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Dammweg im Kühlteich	51° 22' 24,9" N	30° 08' 36,3" O
TS- 05	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Dammweg im Kühlteich	51° 22' 24,3" N	30° 08' 36,3" O
TS-06	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Dammweg im Kühlteich	51°22' 23,4" N	30° 08' 37,7" O
TS- 07	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wald am Westufer des Kühlteichs	51° 22' 28,0" N	30° 08' 26,5" O
TS- 08	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wald am Westufer des Kühlteichs	51° 22' 28,0" N	30° 08' 26,5" O
TS- 09	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wald am Westufer des Kühlteichs	51° 22' 28,0" N	30° 08' 26,5" O
TS-10	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, wenige Jahre alte Insel im Kühlteich	51° 22' 11,5" N	30° 08' 26,5" O
TS- 11	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, wenige Jahre alte Insel im Kühlteich	51° 22' 11,5" N	30° 08' 37,5" O
TS-12	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, wenige Jahre alte Insel im Kühlteich	51° 22' 11,5" N	30° 08' 37,5" O
TS- 13	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Parkplatz an der Zufahrt zum Kühlteich	51° 22' 25,1" N	30° 08' 19,3" O
TS- 14	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Parkplatz an der Zufahrt zum Kühlteich	51° 22' 25,1" N	30° 08' 19,3" O
TS- 15	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Straße zwischen Kühlteich und Kanal	51° 22' 26,0" N	30° 08' 19,3" O
TS-16	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Südwestufer des Kühlteichs	51° 20' 12,1" N	30° 09' 08,1" O
TS- 17	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Südwestufer des Kühlteichs	51° 20' 12,1" N	30° 09' 57,8" O
TS- 18	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wald westlich des Kühlteichs	51° 22' 06,9" N	30° 08' 05,7" O
TS- 19	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wald westlich des Kühlteichs	51° 22' 06,9" N	30° 08' 05,7" O
TS- 20	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wald westlich des Kühlteichs	51° 22' 07,2" N	30° 08' 05,7" O
TS- 21	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Wald am Westufer des Kühlteichs	51° 22' 27,0" N	30° 08' 05,3" O
TS- 22	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Stadtgebiet von Prípjat	51° 24' 16,9" N	30° 03' 13,2" O
TS- 23	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Stadtgebiet von Prípjat	51° 24' 08,0" N	30° 03' 13,2" O
TS- 24	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Stadtgebiet von Prípjat	51° 24' 27,4" N	30° 02' 31,6" O
TS- 25	Ukraine, Oblast Kiew, Sperrgebiet Tschernobyl, Stadtgebiet von Prípjat	51° 24' 26,7" N	30° 03' 53,8" O

10 Anhänge

Bestimmungen und Standorte der Moose. Aus [1].

Probe	Höhe	Entfernung Reaktor	Fallout 1986 ³ (⁹⁰ Sr)
TS- 01	?? (etwa 120 m)	4,9 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 02	?? (etwa 120 m)	4,9 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 03	?? (etwa 120 m)	4,9 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 04	99 m ü.d.M.	3,6 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 05	100 m ü.d.M.	3,6 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 06	100 m ü.d.M.	3,6 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 07	104 m ü.d.M.	3,4 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 08	104 m ü.d.M.	3,4 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 09	104 m ü.d.M.	3,4 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 10	97 m ü.d.M.	3,8 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 11	97 m ü.d.M.	3,8 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 12	97 m ü.d.M.	3,8 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 13	106 m ü.d.M.	3,3 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 14	106 m ü.d.M.	3,3 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 15	107 m ü.d.M.	3,1 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 16	96 m ü.d.M.	7,5 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 17	96 m ü.d.M.	7,5 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 18	121 m ü.d.M.	3,4 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 19	122 m ü.d.M.	3,4 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 20	120 m ü.d.M.	3,4 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 21	110 m ü.d.M.	3,4 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 22	120 m ü.d.M.	3,6 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 23	120 m ü.d.M.	4,2 km	200 - 2.000 kBq/m ²
TS- 24	116 m ü.d.M.	3,1 km	2.000 - 20.000 kBq/m ²
TS- 25	116 m ü.d.M.	3,1 km	$2.000 - 20.000 \text{ kBg/m}^2$

Probe

Standort

- **TS- 01**Lückiger Magerrasen**TS- 02**Lückiger Magerrasen
- TS-03 Lückiger Magerrasen
- TS-04 Sandweg, v.a. Moose und Sedum
- TS- 05 Sandweg, v.a. Moose und Sedum
- TS-06 Sandweg, v.a. Moose und Sedum
- TS-07 Laubmischwald mit Populus tremula und Robinia pseudacacia
- TS-08 Laubmischwald mit Populus tremula und Robinia pseudacacia
- TS-09 Laubmischwald mit Populus tremula und Robinia pseudacacia
- TS-10 Niedriges, dichtes Gebüsch aus Populus tremula, Salix sp., Typha sp., Epilobium sp.
- TS-11 Niedriges, dichtes Gebüsch aus Populus tremula, Salix sp., Typha sp., Epilobium sp.
- TS-12 Niedriges, dichtes Gebüsch aus Populus tremula, Salix sp., Typha sp., Epilobium sp.
- TS-13 Vollsonniger, bis auf ausgedehnte Moosrasen vegatationsfreier Parkplatz
- TS-14 Vollsonniger, bis auf ausgedehnte Moosrasen vegatationsfreier Parkplatz
- TS-15 Straßenbankett in Laubmischwald mit Populus tremula, Quercus sp. und Robinia pseudacacia
- TS-16 Lockeres Gebüsch mit Epilobium sp., Salix sp. und Populus tremula am vor weniger Jahren trockengefallenen Ufer
- TS-17 Lockeres Gebüsch mit Epilobium sp., Salix sp. und Populus tremula am vor weniger Jahren trockengefallenen Ufer
- TS-18 Lichter Wald mit überwiegend Pinus sylvestris und etwas Robinia pseudacacia
- TS-19 Lichter Wald mit überwiegend Pinus sylvestris und etwas Robinia pseudacacia
- TS- 20 Sumpfwiese, vernässte Niederung am Waldrand
- TS-21 Laubmischwald mit Populus tremula und Robinia pseudacacia. Schattig. Auf der Westseite von Robinia pseudacacia, > 1 m über dem Boden
- TS-22 Ehemaliger Garten im Hof einer Hochhaussiedlung
- TS- 23 Fabrikshalle mit löchrigem Dach, großflächig am Boden unter undichten Stellen
- TS-24 Platz in Prípjat, ausgedehnte Moosrasen am Straßenbelag
- TS-25 Betonpoller mit dichtem Moosbewuchs

Bestimmungen und Standorte der Moose. Aus [1].

Probe	Substrat	Sonnenexposition	Datum	Leg.	Det.
TS- 01	Sandige Erde (Podsol)	Vollsonnig	08.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 02	Sandige Erde (Podsol)	Vollsonnig	08.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 03	Sandige Erde (Podsol)	Vollsonnig	08.10.2018	Wolfram Adlassnig	Wolfram Adlassnig
TS- 04	Sand	Vollsonnig	08.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 05	Sand	Vollsonnig	08.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 06	Sand	Vollsonnig	08.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 07	Bauschutt	Schattig	08.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 08	Bauschutt	Schattig	08.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 09	Bauschutt	Schattig	08.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 10	Sandiger Schlamm	Schattig	09.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 11	Sandiger Schlamm	Schattig	09.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 12	Sandiger Schlamm	Schattig	09.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 13	Asphalt	Vollsonnig	10.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 14	Asphalt	Vollsonnig	10.10.2018	Wolfram Adlassnig	Wolfram Adlassnig
TS- 15	Schotter, Erde	Halbschattig	10.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 16	Muschelschalen (vielleicht Sr-reich)	Halbschattig	10.10.2018	Wolfram Adlassnig	Wolfram Adlassnig
TS- 17	Muschelschalen (vielleicht Sr-reich)	Halbschattig	10.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 18	Erde (Podsol)	Halbschattig	10.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 19	Erde (Podsol)	Halbschattig	10.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 20	Nasse Erde	Sonnig	10.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 21	Robinien-Rinde	Schattig	11.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 22	Erde (Hortisol) mit Kies	Sonnig	11.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 23	Beton	Schattig	11.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 24	Asphalt	Vollsonnig	11.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt
TS- 25	Beton	Vollsonnig	11.10.2018	Wolfram Adlassnig	Brigitte Schmidt