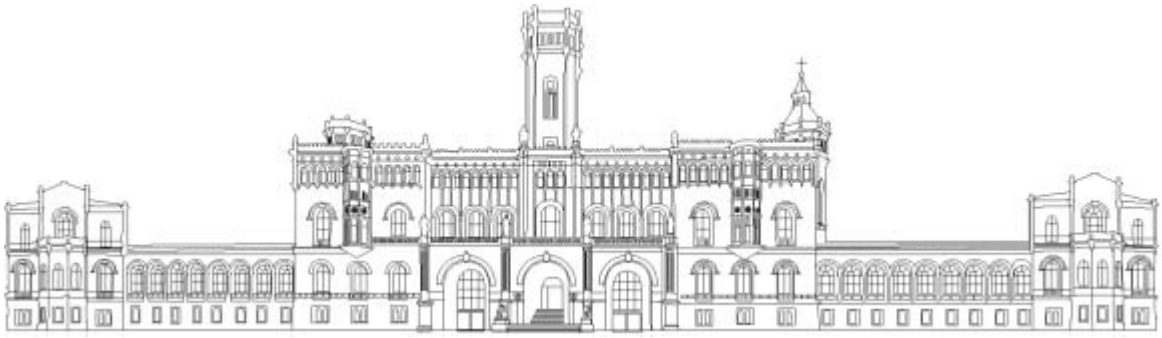


Aspekte der Radionukliddynamik in der aquatischen Umwelt des Tschernobyl-Kühlteichs

Masterarbeit

Eingereicht von

Tobias Blenke

Zur Erlangung des akademischen Grades

Master of Science

Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover

Fakultät für Mathematik und Physik

Institut für Radioökologie und Strahlenschutz

Erstprüfer: Prof. Dr. Georg Steinhauser

Zweitprüfer: Prof. Dr. Clemens Walther

Matrikelnummer: 3148090

Hannover, den 18.12.2020

Das Design der Titelseite wurde modifiziert aus der Quelle (Bredel, 2019) übernommen.

Inhaltsverzeichnis

Eigenständigkeitserklärung VII
1 Zusammenfassung 1
2 Einleitung 3
3 Theoretischer Hintergrund 5
3.1 Charakteristika von Radionukliden und Strahlung 5
3.1.1 Radioaktive Gleichgewichte 6
3.1.2 Wechselwirkungen von ionisierender Strahlung mit Materie 7
3.2 Das Krenkraftwerk von Tschernobyl 11
3.2.1 Der Reaktorunfall in Tschernobyl 1986 14
3.3 Abschlussbericht der IAEA 17
3.4 Relevante Radionuklide 18
3.4.1 Kalium-40 18
3.4.2 Natururan 18
3.4.3 Uran-235 19
3.4.4 Kobalt-60 20
3.4.5 Strontium-90 21
3.4.6 Cäsium-137 22
3.4.7 Americium-241 23
3.5 Biologische Umweltaspekte 25
3.5.1 Die Muschelspezies im Kühlteich 25
3.5.2 Unterschiede von Raub- und Friedfischen 26
4 Verwendetes Material 27
4.1 Probenherkunft und Proben 27
4.1.1 Benennung der Proben 29
4.2 Probenvorbereitung 30
4.2.1 Veraschung der Fischproben 30
4.2.2 Säuberung der Muschelschalen 30
5 Methoden 31
5.1 Gammaspektrometrie 31
5.1.1 Aufbau der verwendeten Gammadetektoren 31
5.1.2 Top-Down-Methode 32
5.1.3 Erklärung der Jäckel-Westmeier-Funktion 34

5.2 Extraktionschromatographische Abtrennung von ^{90}Sr 36
5.2.1 Aufbereitung für die Flüssigszintillationsmessung 36
5.2.2 Bestimmung der Wiederfindungsraten des ^{90}Sr 37
5.2.3 Funktionsweise eines Flüssigszintillationsdetektors 37
5.2.4 Aufbau eines optischen Emissionsspektroskops 38
5.3 Aufbau eines Triple-Quadrupol-ICP-Massenspektrometers 40
5.3.1 Laserablation mit einem Massenspektrometer 41
6 Ergebnisse 42
6.1 Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Fischen 42
6.2 Aktivitätskonzentrationen in Muschelschalen und Sediment ... 44
6.3 Komplette Spektrumsanalyse 46
6.4 Massenanteil von ^{238}U in Fischfilet 47
6.5 Strontium-Trennung 48
6.5.1 Ausbeutenbestimmung des Sr-Harzes 48
6.5.2 Aktivitätskonzentration von ^{90}Sr in Fischen 49
6.6 Vorversuche zur Laserablation von Muschelschalen 51
6.6.1 Laserablation von Muschelschalen 51
7 Diskussion 53
7.1 Aktivitätskonzentrationen in Fischen 53
7.1.1 Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Fischen eines Jahres . 53
7.1.2 Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs und ^{90}Sr in Fischfilets ... 54
7.1.3 Aktivitätskonzentration in Raubfischen 55
7.2 Verteilung von Radionukliden in Muschelschalen 58
7.2.1 Aktivitätskonzentration in Muschelschalen 59
7.3 Uran in Fischfilets 61
7.4 Verhältnis von ^{90}Sr/^{137}Cs in Filet und Unterkiefern 62
7.5 Einfluss und Aktivitätskonzentrationen des Wassers 63
8 Ausblick 65
Danksagung 67
Anhang i
Tabellenverzeichnis xxiv
Formelverzeichnis xxvi
Abbildungsverzeichnis xxvii

Bibliographie xxix

Eigenständigkeitserklärung

Hiermit versichere ich, Tobias Blenke, dass ich die vorliegende Abschlussarbeit mit dem Titel:

„Aspekte der Radionukliddynamik in der aquatischen Umwelt des Tschernobyl-Kühlteichs"

selbstständig und ohne unzulässige fremde Hilfe eigenständig erarbeitet habe. Es wurden keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet. Alle Stellen der Arbeit, die sinngemäß oder 1wörtlich aus anderen Quellen stammen, sind als solche kenntlich gemacht. Tabellen und Quellen sind, wenn sie nicht mit einer Quelle gekennzeichnet sind, selbst erstellt.

Die Arbeit wurde in dieser oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegt.

Ort, Datum, Unterschrift

1 Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurden die Folgen der Absenkung des Wasserspiegels des künstlichen Kühlteichs des Kernkraftwerks in Tschernobyl für die Aktivitätskonzentrationen in der aquatischen Umwelt überwacht. Dafür wurden im Oktober 2018 und Oktober 2019 verschiedene Gewebearten (Unterkiefer, Filet, Leber) von diversen Fischspezies (Karausche, Karpfen, Zander und Wels) und Muscheln (*Dreissena*) beprobt und zur weiteren Untersuchung nach Hannover gebracht. Die Analysemethoden bestanden primär aus der Gammaspektrometrie für eine Übersichtsmessung mit Fokus auf ^{137}Cs und einer Extraktionschromatographie für ^{90}Sr.

Die Ergebnisse der Analysen der Proben von 2018 zeigten, dass Raubfische (Zander, Wels) durchschnittlich höhere Aktivitätskonzentrationen für ^{137}Cs aufweisen als Friedfische (Karausche, Karpfen). Darüber hinaus konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede in den ^{90}Sr – Konzentrationen zwischen den Spezies aufgrund der geringen Probenanzahl festgestellt werden. Aus Untersuchungen der Unterkiefer der Raubfische von 2018 und 2019 geht kein klarer Trend der ^{90}Sr - und ^{137}Cs - Konzentration hervor. Für die Muschelproben ergaben sich große Unterschiede für ^{241}Am - und ^{137}Cs - Konzentrationen in Proben mit verschiedenem Abstand zum ursprünglichen Wasserspiegel. Die zugrundeliegenden Hypothesen für die Ursachen konnten nicht abschließend getestet werden. Die erste Hypothese besagt, dass die Konzentration mit sinkendem Wasserstand steigt. In der zweiten Hypothese resultiert die Konzentration in den Muscheln aus der Konzentration im Sediment auf dem die Muschel liegt.

Insgesamt wurde in dieser Arbeit keine signifikante Änderung der Aktivitätskonzentration in verschiedenen Fischgeweben aus 2018 zum Folgejahr 2019 oder den Vorjahren festgestellt.

2 Einleitung

Jeder Gegenstand besteht aus vielen verschiedenen Atomen verschiedener Elemente, was die griechischen Philosophen Leukipp und Demokrit schon um 450 bis 370 vor Christus postulierten (Kayser, 2003). Später wurde festgestellt, dass sich Atome des gleichen Elements in ihrer Neutronenanzahl voneinander unterscheiden können (Nobel Media, 2020). Diese Kategorien gleicher Neutronen- und Protonenanzahlen werden als Nuklide bezeichnet. Von diesen gibt es weit über 1000 verschiedene, wobei nur ein kleiner Anteil stabil ist und nicht mit der Zeit in ein anderes Nuklid zerfällt (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018).

Bei einem solchen Zerfall wird Energie frei, die genutzt werden kann. Der induzierte Zerfall, auch Spaltung genannt, setzt noch größere Mengen an Energie frei. Unter anderem kann diese unter Verlust in andere Energieformen übergeführt werden. Eine weit verbreitete Methode ist die Umwandlung über thermische und mechanische Energie zu elektrischer Energie, welche in Kernkraftwerken durchgeführt wird (Wagner, 2017).

Eines der bekanntesten Kernkraftwerke befand sich in der Nähe der Stadt Tschernobyl, Ukraine, und wurde nach Vladimir Ilyich Lenin benannt. Im Jahre 1986 ereignete sich dort ein Unfall der Stufe 7 auf der Bewertungsskala INES (International Nuclear and Radiological Event Scale) der Internationalen Atomenergie-Organisation (IAEA). Dabei wurden große Mengen an radioaktivem Material in die Umwelt freigesetzt, inklusive des Kühlteichs (IAEA, 2017). Die Abschaltung des letzten Reaktorblockes des Kernkraftwerkes erfolgte erst im Dezember 2000, sodass der Kühlteich bis dahin noch aktiv Verwendung fand (BMU, 2010).

Der Kühlteich ist ein künstlicher See, der Wasser durch Versickern und Verdunsten verliert. Dieser Verlust wurde durch Pumpen ausgeglichen,

die Wasser aus benachbarten Flüssen in den Teich transportierten. Diese Kosten für dessen Erhalt und weitere Risiken mit einem hohen Grundwasserspiegel auf dem Reaktorgelände resultierten 2014 in der Außerbetriebnahme des Kühlteichs und der Pumpen. Im Oktober 2014 begann die Absenkung des Wasserspiegels mit Abschalten der Pumpen (ChNPP, 2019).

Im Oktober 2018 wurde eine Exkursion zum Kühlteich unternommen, um die Auswirkungen des zurückgehenden Wasserstandes zu untersuchen. Als Proben wurden dafür verschiedene Fische (Karausche, Karpfen, Zander und Wels), Böden, Muscheln und Wasser gesammelt. Im Rahmen dieser Arbeit werden diese Proben auf verschiedene Weisen analysiert.

3 Theoretischer Hintergrund

3.1 Charakteristika von Radionukliden und Strahlung

Als Radionuklid werden Nuklide definiert, die unter einer statistischen Neuanordnung des Kernes ionisierende Strahlung aussenden. Die dabei neu entstandenen Nuklide heißen Tochternuklide und die zerfallenen Mutternuklide (Atwood, 2010). Von diesen Neuanordnungen, auch Zerfall genannt, existieren verschiedene Arten. Die wichtigsten sind der α-, β- und γ-Zerfall, wobei der γ-Zerfall meist eine Folge der beiden anderen Zerfälle ist. In Formel 1 sind ebendiese dargestellt. Dabei werden neue Teilchen freigesetzt, die auch als Strahlung des zugehörigen Zerfalls betitelt werden. Bei einem β^--Zerfall wird nur das freigewordene Elektron oder Positron als β^+-Strahlung benannt. Im Gegensatz zu chemischen Reaktionen ist der Energieumsatz bei Zerfällen 10^6 mal größer (Riedel & Janiak, 2007).

$$
\begin{aligned}
\alpha &: \quad {}^{A}_{Z}X \rightarrow {}^{A-4}_{Z-2}Y + {}^{4}_{2}He \\
\beta^- &: \quad {}^{A}_{Z}X \rightarrow {}^{A}_{Z+1}Y + {}^{0}_{-1}e^- + \bar{\upsilon}_e \\
\beta^+ &: \quad {}^{A}_{Z}X \rightarrow {}^{A}_{Z-1}Y + {}^{0}_{1}e^+ + \upsilon_e \\
\gamma &: \quad {}^{A\ m}_{Z}X \rightarrow {}^{A}_{Z}X + \gamma
\end{aligned}
$$

Formel 1: Die wichtigsten Zerfallsarten *(Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)*.

Mathematisch lässt sich ein Zerfall wie in Formel 2 folgt beschreiben. Jedem Radionuklid wird ein Wert λ zugeordnet, mit dem sich aus der Stoffmenge *N* auf die Anzahl der Zerfälle und dementsprechend die Änderung der Stoffmenge, Aktivität *A*, schließen lässt.

$$A(t) = -\frac{\partial N(t)}{\partial t}$$
$$A(t) = \lambda \cdot N(t)$$
$$\rightarrow \lambda \cdot N(t) = -\frac{\partial N(t)}{\partial t}$$

Formel 2: Definition der Aktivität *(Demtröder, 2017)*.

Zudem kann durch Lösung der obigen Differentialgleichung aus einer bekannten Stoffmenge N_0 die nach einer Zeit t verbliebene Stoffmenge N(t) bestimmt werden.

$$N(t) = N_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t}$$
oder
$$N(t) = N_0 \cdot 2^{-\frac{t}{t_{1/2}}}$$

Formel 3: Die Zerfallsgleichung.

Eine weitere radionuklidspezifische Konstante, die Halbwertszeit $t_{1/2}$, ergibt sich in Formel 3 mit Basis 2 statt e. Dies ist die Zeit nach der lediglich noch die Hälfte der anfänglichen Menge an Radionukliden vorhanden ist (Atwood, 2010).

Die Werte für Halbwertszeiten variieren stark nach Nuklid mit Werten ab 10^{-24}s von ^{4}Li (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018) bis $1{,}8 \cdot 10^{22}$a von ^{124}Xe (Aprile, 2019). Die Radionuklide, die bei der Entstehung der Erde existierten und immer noch bestehen, heißen primordial (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018).

3.1.1 Radioaktive Gleichgewichte

Wenn zusätzlich zum Mutternuklid das Tochternuklid zerfällt, ergeben sich die Gleichungen in Formel 4.

$$N_1(t) = N_{1,0} \cdot e^{-\lambda_1 \cdot t}$$
$$N_2(t) = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1} \cdot N_{1,0} \cdot (e^{-\lambda_1 \cdot t} - e^{-\lambda_2 \cdot t})$$

Formel 4: Zerfallsgleichungen für einen Zerfall mit radioaktivem Tochternuklid.

Für verschiedene Verhältnisse der Zerfallskonstanten λ_1 und λ_2 ergeben sich drei Gleichgewichte, die im Nachfolgenden genauer beschrieben werden.

Im säkularen Gleichgewicht besitzt die Mutter eine deutlich größere Halbwertszeit als die Tochter und somit eine deutlich kleinere Zerfallskonstante ($\lambda_1 << \lambda_2$). Dies resultiert nach einer kurzen Anfangsphase in ein konstantes Verhältnis der Stoffmengen und einer gleichen konstanten Aktivität. Somit verdoppelt sich die Aktivität im Vergleich zur Anfangsaktivität in Zeitskalen der Halbwertszeiten der Tochter. (Atwood, 2010)

Das transiente Gleichgewicht zeichnet sich dadurch aus, dass auch hier die Halbwertszeit der Mutter leicht größer ist als die der Tochter ($\lambda_1 < \lambda_2$). Das Ergebnis ist ein konstantes Verhältnis der Aktivitäten, die mit der Zeit absinken. (Atwood, 2010)

Der dritte Fall ($\lambda_1 > \lambda_2$ und $\lambda_1 >> \lambda_2$) ergibt kein Verhältnis, weshalb verschiedene Szenarien möglich sind. (Atwood, 2010)

Eine mathematische Beschreibung der Gleichgewichte befindet sich im Anhang in Formel 14, Formel 15 und Formel 16.

3.1.2 Wechselwirkungen von ionisierender Strahlung mit Materie

Es gibt eine Vielzahl von verschiedenen Wechselwirkungen von ionisierender Strahlungen mit Materie, die je nach Strahlungsart mit unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten auftreten. Die für diese Arbeit wichtigsten Wechselwirkungen sind

- Die Interaktion mit dem Feld des Kerns, die zur Emission von Strahlung führt,
- Die elastischen Stöße mit Elektronen der Atomhülle und Streuung an diesen oder dem Atomkern, die in Anregung oder Ionisation resultieren
- Die inelastischen Stöße mit einem Atomkern, die zur Anregung des Kerns und anschließenden Emission von Strahlung oder Teilchen führt. (Demtröder, 2017)

Die in dieser Arbeit behandelten Strahlungsarten sind γ- und β^--Strahlung, weshalb ein besonderes Augenmerk auf deren Wechselwirkung gelegt wird.

Bei Bewegung eines Elektrons durch Materie wird es durch das Coulomb-Feld der Kerne abgelenkt und ändert die Flugbahn in eine andere Richtung. Da somit ein geladenes Teilchen beschleunigt wird, liegt in grober Näherung ein Hertz'scher Dipol vor und es entsteht elektromagnetische Strahlung. Je nach Abstand des Elektrons vom Kern ändert sich die Stärke der Ablenkung und folglich die Wellenlänge des entstehenden Photons. Es ergibt sich ein kontinuierliches Spektrum mit maximaler Energie. Diese Strahlung wird auch Bremsstrahlung genannt und gehört zur Röntgenstrahlung. Des Weiteren können durch elastische Stöße von Elektronen mit Hüllelektronen ebendiese angeregt oder ausgelöst werden. Wenn ein Hüllenelektron ausgelöst und der frei gewordene Platz durch ein anderes Hüllenelektron aus einer energetisch ungünstigeren Schale eingenommen wird, entsteht ein für diesen Übergang charakteristisches Photon. Solche Photonen werden auch charakteristische Röntgenstrahlung genannt. (Demtröder, 2017)

Die Auslösung eines Hüllenelektrons kann auch durch Aufnahme der kompletten Energie eines Photons entstehen (siehe b in Abbildung 1). Die frei werdende Röntgenstrahlung ist auch hier gegeben, weshalb es auch charakteristische Linien ohne Bremsstrahlung gibt. Das Herauslösen des Elektrons wird äußerer Photoeffekt genannt.

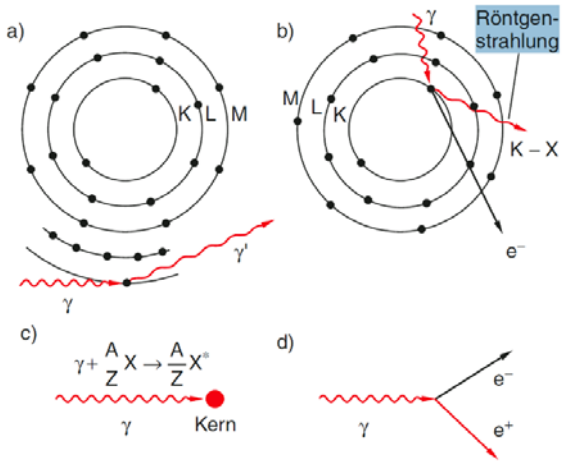


Abbildung 1: Wechselwirkungen von Photonen mit Materie, Aus (Demtröder, 2017).

Der innere Photoeffekt tritt auf, wenn die Energie des Photons an Elektronen weitergegeben wird, die dann vom Valenz- ins Leitungsband übergehen. Es entstehen somit Elektronen-Lochpaare, die die Leitfähigkeit steigern. (Demtröder, 2017)

Eine weitere auftretende Interaktion zwischen Hüllenelektronen und einfallenden Photonen ist die inelastische Streuung an den äußersten Elektronen (siehe a in Abbildung 1). Ein Photon stößt mit einem Elektron zusammen und gibt einen Teil seiner Energie ab. Das dann gestreute Photon besitzt weniger Energie und somit eine größere Wellenlänge. Dies wird Compton-Effekt genannt. (Demtröder, 2017)

Ein Photon, welches mit einem ruhenden Kern zusammenstößt, kann ebendiesen anregen (siehe c in Abbildung 1). Dabei ist zu beachten, dass die Energie des einfallenden Photons minimal größer sein muss als die des Übergangs, da der Kern den Impuls erhält und nicht mehr in Ruhe ist. Ein solcher inelastischer Stoß mit dem Kern heißt Kern-Photoeffekt. Bei Zerfall dieses angeregten Zustands wird wiederum ein Photon frei. (Demtröder, 2017)

Wie auch Elektronen, können Photonen mit dem Feld des Kerns interagieren. Dabei benötigt das Photon eine Mindestenergie äquivalent zur doppelten Ruhemasse eines Elektrons von 1,022 MeV. Aus einem Photon entstehen ein Elektron und das dazugehörige Antiteilchen, das Positron. Dieser Vorgang wird Paarbildung genannt. (Leo, 1994)

Zu den drei dominanten Wechselwirkungen gehören der Photoeffekt, der Compton-Effekt und die Paarbildung. Für verschiedene Energien und verschiedene Kernladungszahlen dominiert jeweils ein anderer Effekt. (Demtröder, 2017) So dominiert in einem Halbleiter aus Germanium mit einem Z von 32 im Energiebereich bis 0,2 MeV der Photoeffekt (siehe Abbildung 2).

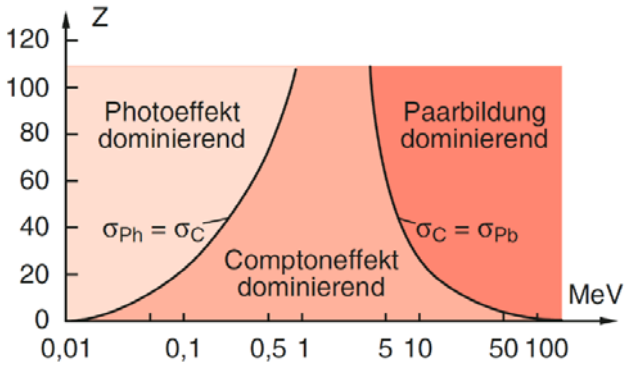


Abbildung 2: Dominante Wechselwirkung von Photonen verschiedener Energien mit Materie verschiedener Ordnungszahl (Demtröder, 2017).

Im Kontrast zu den mathematischen Eigenschaften der Zerfalls- und Strahlungsarten unterscheiden sich die physikalischen Eigenschaften der Reichweite und der Durchdringungsfähigkeit. Die α-Strahlung gibt ihre gesamte Energie schon nach 4 cm und die β-Strahlung nach 4 m in Luft ab. Bei einem Menschen gelangen diese Strahlungen nur in die obersten Hautschichten und können diese beschädigen. Die γ-Strahlung kann lediglich abgeschwächt werden durch Material mit hohen Dichten, weshalb eine solche Strahlung den menschlichen Organismus komplett durchdringen kann. (Riedel & Janiak, 2007)

3.2 Das Krenkraftwerk von Tschernobyl

Der Bau des ersten Kernkraftwerks Чернобыльская АЭС им. В. И. Ленина (Kernkraftwerk Vladimir Ilyich Lenin), im Gebiet der heutigen Ukraine begann am 15. August 1972. Die Befüllung des künstlichen Kühlteiches startete erst 4 Jahre später im Oktober 1976. Seine maximale Größe erreichte er nach der Erweiterung 1981 auf 22,9 km². Weitere Daten befinden sich in Tabelle 1. (IAEA, 2017)

Tabelle 1: Daten des Kühlteichs *(IAEA, 2019)*.

Länge km	Mittlere Breite km	Wasserlevel in Betrieb m über NN	Oberfläche in Betrieb km^2	Volumen m^3	Mittlere Tiefe m
11,5	2,2	111	22,9	$1{,}51 \cdot 10^8$	6,6

Aufgrund der Größe und der erhöhten Lage des Teiches über der Umgebung und dem Fluss Prypjat ergab sich ein stetiger Strom des Wassers aus dem Kühlteich, der in Abbildung 3 verdeutlicht wird.

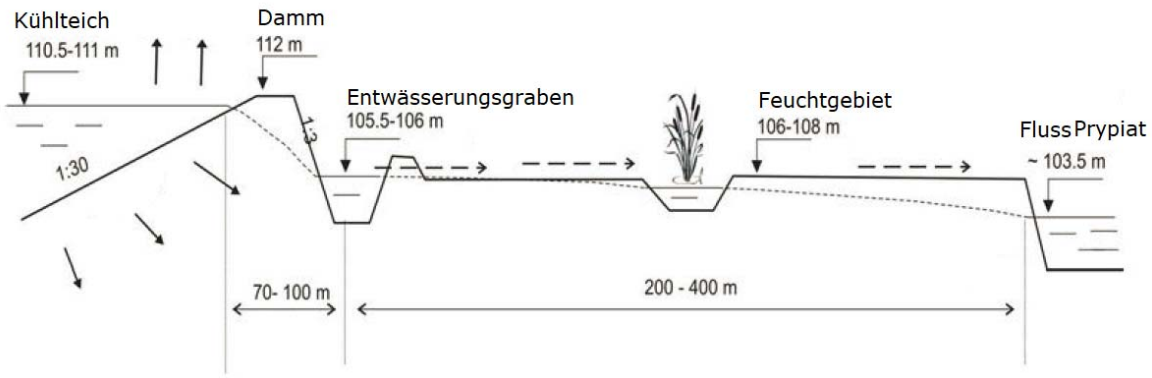


Abbildung 3: Schematischer Querschnitt des Kühlteichs in Richtung des Flusses, modifiziert übernommen aus *(IAEA, 2019)*.

In Abbildung 3 sind die Wege des Wassers aus dem Kühlteich mit Pfeilen gekennzeichnet. Die dominanten Effekte sind das Versickern im Boden, das Verdunsten in die Luft und ein langsames Durchsickern durch den

Damm in den Entwässerungsgraben, in die Feuchtgebiete und letztendlich in den Fluss Prypjat. Um diese Verluste auszugleichen wurden Pumpen verwendet, die Wasser aus dem Fluss Prypjat in den Teich überführten. (ChNPP, 2020)

Der erste Reaktor erreichte bereits zwei Monate vor seinem Plan am 24. Mai 1978 die geplante Auslastung. Die weiteren Blöcke folgten in den Jahren darauf. Der Reaktorblock 4 war der zuletzt fertig gestellte und erreichte am 28. März 1984 seine Leistung von 1000 MW. Die weiteren Reaktorblöcke 5 und 6 befanden sich zu der Zeit im Aufbau. (ChNPP, 2020)

Bei allen Reaktoren handelt es sich jeweils um RBMK (russisch: reactor bolshoy moshchnosty kanalny für Siedewasser-Druckröhrenreaktor), Reaktoren. Diese gehören zur Kategorie Leichtwasser-Graphit-Reaktoren. (World Nuclear Association, 2019)

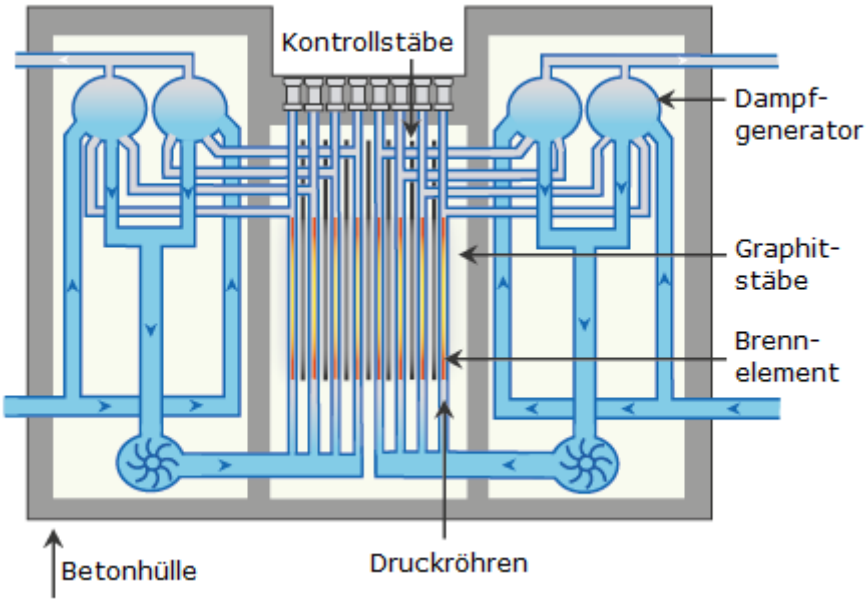


Abbildung 4: Aufbau eines RMBK Reaktors, Modifizier übernommen aus *(World Nuclear Association, 2019)*.

Charakteristisch für diesen Typ ist die Verwendung von Graphit als Moderator und der modulare Aufbau, sodass die Brennstäbe während des Betriebs getauscht werden können. Das leichte Wasser wurde als

Kühlmittel, Neutronenabsorber und zur Energieumwandlung verwendet. Der durch Aufheizen entstehende Wasserdampf wurde in verschiedenen Kreisläufen zum Antreiben von Turbinen genutzt.

Der Wasserdampf weißt schlechtere Eigenschaften für das Kühlen der Brennstäbe und den Neutroneneinfang als flüssiges Wasser auf. Folglich resultiert aus Dampfblasen zwischen den Brennstäben ein Ansteigen des Neutronenstroms. Die daraus resultierende Zunahme der Leistung mit steigender Dampfblasenzahl wird durch den Dampfblasenkoeffizienten beschrieben. (World Nuclear Association, 2019)

3.2.1 Der Reaktorunfall in Tschernobyl 1986

Am 25. April war die Durchführung eines Pflichttests in Reaktorblock 4 geplant. Dieser Test sollte zeigen, ob die verbleibende Rotation der Turbinen ausreicht um für den heruntergefahrenen Reaktor unter anderem die Kühlung aufrecht zu erhalten bis die Notstromaggregate in Betrieb sind. Dafür wurde tagsüber schrittweise die Leistung des Reaktors reduziert, um danach den Test durchzuführen. Am 26. April 1986 um 01:23:04 wurde die Energiezufuhr der Kühlung auf die Turbinen durch Schließung der Turbinenschnellschlussventile umgestellt. (ChNPP, 2020b)

Dies sorgte für einen Anstieg der Temperatur. Das als Kühlmittel verwendete Wasser bildete Blasen, sodass die Neutronenabsorption reduziert wurde. Nach einem Leistungsrückgang in einem Reaktor nahm das ^{135}Xe mit einer Halbwertszeit von 9,14 h (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018) eine besondere Rolle ein, das einen hohen Wirkungsquerschnitts für den Einfang von thermischen Neutronen hat. Im Zuge der „Xenonvergiftung" eines Reaktors wird durch Zerfall seiner Mutter ^{135}I mit 6,61 h (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018) mehr ^{135}Xe nachproduziert, als bei geringer Neutronenflussdichte abgebrannt werden kann. Die Reaktivität des Reaktors (und damit die Leistung) sinkt. Durch das Anfahren des Reaktors durch Herausziehen der Steuerstäbe erhöhte sich die langsam Neutronenflussdichte und damit der Abbrand des ^{135}Xe, bis die Leistung des Reaktors bedingt durch den fortgeschrittenen ^{135}Xe-Abbrand schließlich schlagartig anstieg. Als Gegenreaktion wurden die Steuerstäbe in den Reaktor eingefahren. Da diese einen Graphit-Kopf besaßen, wurde Wasser verdrängt und gleichzeitig die Moderation erhöht. Es folgte um 01:23:43 der schlagartige Anstieg der Leistung die Explosion des Reaktors. (IAEA, 2020b) Der Reaktor wurde zerstört und große Mengen des radioaktiven Kernmaterials (>5% des Inventars) in die Umwelt und Atmosphäre freigesetzt (World Nuclear Association, 2020b).

Die direkte Explosion tötete zwei Arbeiter. Von den direkt anrückenden Hilfskräften starben weitere 28 innerhalb weniger Monate an Folgeschäden. Die weiteren Schutzmaßnahmen wurden in den Folgemonaten und -jahren von ungefähr 600.000 Helfern errichtet. (IAEA, 2020b)

Trotz der andauernden Sanierungsmaßnahmen und der Konstruktion eines Schutzmantels um den Reaktorblock 4 wurde ein halbes Jahr nach dem Unfall der Reaktorblock 1 am 1. Oktober 1986 neu gestartet. Einen Monat später am 5. November folgte Block 2 und am 4. Dezember 1987 Block 3. Dementsprechend wurde der Kühlteich weiterhin verwendet. Die Reaktoren 1 und 2 liefen noch für zehn bzw. fünf Jahre, bevor sie abgeschaltet wurden. Der Reaktorblock 3 lief am längsten und wurde am 15. Dezember 2000 abgeschaltet. Nach dem Auskühlen wurde der Kühlteich nicht mehr benötigt, weshalb er 2014 stillgelegt wurde und die Pumpen abgeschaltet wurden. (ChNPP, 2020) Ein Überblick über wesentliche Ereignisse ist in Tabelle 2 zu finden.

Tabelle 2: Zeitliche Daten zum Betrieb des Kühlteichs, modifiziert übernommen aus *(IAEA, 2019)*.

Datum	Event
1976 August 15	Befüllung des Kühlteichs (auf 12,7 km^2)
1978	Inbetriebnahme der ersten Blöcke
1981	Vergrößerung des Kühlteichs auf 22,9 km^2
1986 April 26	Tschernobyl Unfall (Block 4)
1991 Oktober 11	Außerbetriebnahme Block 2
1996 November 30	Außerbetriebnahme Block 1
2000 Dezember 15	Außerbetriebnahme Block 3
2013	Konstruktion eines kleinen Wasserreservoirs für technische Anwendungen und als Löschwasserteich
2014 Mai	Stilllegung des Kühlteichs und Abschaltung der Pumpen Beginn des Absenkens des Wasserspiegels
2014-2017	Untersuchung der Stilllegung des Kühlteichs durch die IAEA
2018 Oktober	1. Probennahme
2019 Oktober	2. Probennahme

3.3 Abschlussbericht der IAEA

Im Rahmen der Absenkung des Kühlteichs startete die IAEA eine größere Untersuchung mit dem Titel „Environmental Impact Assessment of the Drawdown of the Chernobyl NPP Cooling Pond as a Basis for Its Decommissioning and Remediation" zu den Folgen der Absenkung des Wasserspiegels im Kühlteich des Kraftwerks. Der Bericht der IAEA erschien 2019 nach der Probennahme im Rahmen dieser Masterarbeit. (IAEA, 2019)

Der Bericht der IAEA beinhaltet Aktivitäten in den Böden, Pflanzen, Fischen und Gewässern für verschiedene Radionuklide. Unter anderem wurden die Nuklide ^{90}Sr und ^{137}Cs thematisiert. (IAEA, 2019)

Für diese Arbeit dient der Bericht der IAEA als Vergleichspunkt für die vorangegangenen Jahre.

3.4 Relevante Radionuklide

In der Umwelt kommen einige Radionuklide natürlich vor und viele weitere werden im Kernreaktor gebildet (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). In dieser Arbeit wird dementsprechend nur ein Teil all dieser betrachtet.

3.4.1 Kalium-40

Mit einer Halbwertszeit von $1{,}28 \cdot 10^9$a ist ^{40}K ein primordiales Radionuklid mit zwei möglichen β-Zerfällen. Der Anteil am gesamten Kaliumvorkommen liegt bei 0,0117 % (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018).

$$89\%\ \beta^-: \quad {}^{40}_{19}\mathrm{K} \rightarrow {}^{40}_{20}\mathrm{Ca} + {}^{0}_{-1}\mathrm{e}^- + \bar{\upsilon}_e$$
$$11\%\ \beta^+: \quad {}^{40}_{19}\mathrm{K} \rightarrow {}^{40}_{18}\mathrm{Ar} + {}^{0}_{1}\mathrm{e}^+ + \upsilon_e + \gamma$$

Formel 5: Zerfall des ^{40}K *(Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)*.

Sowohl in der Erdkruste als auch in den Ozeanen ist Kalium als ein häufiges Element zu finden. Des Weiteren ist es ein essentielles Element für den Menschen und weitere Lebewesen. Folglich ist ^{40}K in vielen biologischen Proben mittels der Gammalinie bei 1461 keV messbar. Insbesondere ist Kalium ein essentieller Mineralstoff in unter anderem Muskelgewebe (Atwood, 2010).

3.4.2 Natururan

Das Element mit der höchsten Ordnungszahl, welches seit Entstehung der Erde vorliegt, ist Uran. Obwohl nur instabile Isotope existieren, liegen einige davon natürlich vor. Mit ausreichend langen

Halbwertszeiten liegen ^{235}U (0,72 % des gesamten Urans) und ^{238}U (99,27 %) als primordiale Nuklide vor und als Zerfallsprodukt des Zerfalls von ^{238}U (siehe Formel 6) auch ^{234}U (0,0055 %). (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)

$$^{238}_{92}U \xrightarrow{\alpha\ 4{,}468\cdot10^{8}\ a} {}^{234}_{90}Th \xrightarrow{\beta^-\ 24{,}1\ d} {}^{234}_{91}Pa \xrightarrow{\beta^-\ 6{,}7\ h} {}^{234}_{92}U$$

Formel 6: Entstehung von ^{234}U aus ^{238}U *(Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)*.

Weitere Isotope können als Spuren vorliegen. In der Natur kommt Uran als Bestandteil von verschiedenen Erzen vor (Atwood, 2010).

In vielen Kernkraftwerken wird angereichertes Uran verwendet. Dies besitzt einen erhöhten von ^{235}U Anteil (World Nuclear Association, 2019).

3.4.3 Uran-235

Ein weiterer Kernprozess ist die neutroneninduzierte Spaltung, welche die Grundlage für Kernreaktoren ist. Dabei wird ein Neutron auf einen schweren Kern geschossen, der daraufhin unter Bildung von (im Regelfall zwei) Spaltprodukten gespalten wird.

Der Ziel-Kern wird mit thermische Neutronen bestrahlt. Nimmt der zu spaltende Kern eins auf, entsteht zunächst ein kurzlebiger Compoundkern. Dieser Zustand hoher Energie kann durch Spaltung in verschiedene Kernbruchstücke oder Emission eines Gammaphotons in einer (n,γ)-Reaktion abgebaut werden. Unter anderem werden große Mengen an Energie und weitere Neutronen freigesetzt, die eine Kettenreaktion auslösen und weitere Atome spalten können. Die Produkte, die bei einer Spaltung entstehen können, sind in Abbildung 5 dargestellt.

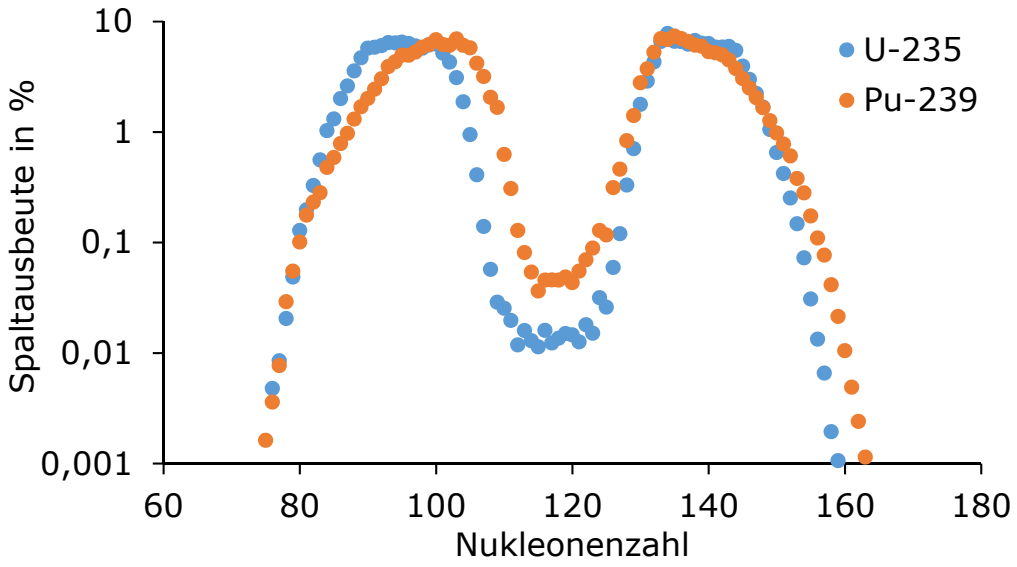


Abbildung 5: Spaltausbeuten bei der Spaltung von ^{235}U und ^{239}Pu mit thermischen Neutronen, Erstellt mit Daten aus *(Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)*.

Auffällig sind die beiden Maxima bei Nukleonenzahlen um 95 und 135 für ^{235}U. Der Grund dafür ist, dass die Maxima in der Nähe der magischen Zahlen für die Neutronenanzahl bei 50 und 82 liegen (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). Die magischen Zahlen beschreiben Protonen- und Neutronenanzahlen, die eine besonders hohe Stabilität besitzen.

Des Weiteren zerfällt ^{235}U mit einem α-Zerfall, wobei zusätzlich γ- Strahlung mit verschiedenen Energien freigesetzt wird. Diese lassen sich mittels Gammaspektrometrie detektieren und wegen des Vorkommens mehrerer Energien eindeutig zuordnen.

3.4.4 Kobalt-60

Mögliche Kernreaktionen unter Bildung von ^{60}Co sind in Formel 7 dargestellt, wobei die erste genannte Reaktion als relevanteste zu betrachten ist.

$$^{59}_{27}Co(n,\gamma)^{60}_{27}Co$$
$$^{60}_{28}Ni(n,p)^{60}_{27}Co$$
$$^{63}_{29}Cu(n,\alpha)^{60}_{27}Co$$

Formel 7: Neutronenaktivierung verschiedener Nuklide, Übernommen aus *(Atwood, 2010)*.

Aus der Spaltung von ^{235}U entstehen mit geringer Ausbeute auch Nuklide mit 60 Nukleonen. Da in dieser Isobaren ^{60}Fe mit einer Halbwertszeit von $2{,}62 \cdot 10^6$ a liegt, ist der durch Kernspaltung entstandene Anteil von ^{60}Co vernachlässigbar (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). In Kernreaktoren ist die dominierende Quelle die Reaktion $^{63}Cu(n,\alpha)^{60}Co$ (Atwood, 2010).

Obwohl die anfängliche Freisetzung beim Unfall 1986 in Tschernobyl überwiegend die Spaltprodukte freisetzte, konnten in der 30 km Sperrzone 1993 noch bis zu 245 Bq ^{60}Co pro 1 kg Boden (Trockengewicht) gemessen werden (Atwood, 2010). Die Halbwertszeit von ^{60}Co beträgt lediglich 5,2712 a, weshalb seit dem Unfall bis zum heutigen Zeitpunkt (2020) schon mehr als 6,45 Halbwertszeiten abliefen. Dementsprechend ist die Aktivität auf 1,14 % des ursprünglichen Wertes abgefallen.

3.4.5 Strontium-90

Im ersten Maximum der Spaltausbeuten von unter anderem ^{235}U befindet sich die Isobare 90, welche eine relativ hohe Spaltausbeute für ^{235}U von 5,73 % besitzt. Auf dieser Isobaren liegt ^{90}Sr, welches nach einer Halbwertszeit von 28,9 a über ^{90}Y zu ^{90}Zr zerfällt (siehe Formel *8*). (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)

$$^{90}_{38}Sr \xrightarrow{28{,}9\ a} {}^{90}_{39}Y + {}^{0}_{-1}e^{-} + \bar{\upsilon}_e$$
$$^{90}_{39}Y \xrightarrow{64{,}0416\ h} {}^{90}_{40}Zr + {}^{0}_{-1}e^{-} + \bar{\upsilon}_e(+\gamma)$$

Formel 8: Zerfall von ^{90}Sr über ^{90}Y zu ^{90}Zr *(Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)*.

Generell verfügt Strontium über vier stabile und weit mehr radioaktive Isotope. Die Halbwertszeiten der durch Kernspaltung entstehenden Radioisotope mit Ausnahme von ^{90}Sr sind kleiner als 50,563 d von ^{89}Sr (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). Unter Berücksichtigung der Halbwertszeiten und der seitdem Unfall in Tschernobyl vergangenen Zeit liegt das Augenmerk auf ^{90}Sr.

Aufgrund der chemischen Ähnlichkeit als Erdalkalimetall von Strontium zu Calcium ist es für die biologischen Systeme relevant und kann über die Nahrungskette in den menschlichen Organismus gelangen. Das Calciumcarbonat ($CaCO_3$) ist wichtig für den Aufbau von Exoskletten von unter anderem Muscheln. Das Hydroxylapatit ($Ca_5OH(PO_4)_3$) ist ein wesentlicher mineralischer Bestandteil von Endoskletten bei Wirbeltieren. Das Strontium wird bei Aufnahme an diese Stellen in den Organismus eingebaut (Binnewies, et al., 2016). Bei den betrachteten Fischen sind die Stellen Kieferknochen, Gräten und Schuppen.

3.4.6 Cäsium-137

Aufgrund der hohen thermischen Spaltausbeute von ^{235}U für die Isobare 137 (6,57 %) spielt das Spaltprodukt ^{137}Cs eine wichtige Rolle. Mit seiner Halbwertszeit von 30,08 a ist es das langlebigste dieser Isobaren bis zum stabilem ^{137}Ba. (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). Abgesehen von der zu vernachlässigen Spontanspaltung, liegt dieses Nuklid nicht natürlich vor. Es entsteht lediglich bei nuklearen Waffentests und in Kernreaktoren.

Als Alkalimetall verhält sich ^{137}Cs ähnlich zu Kalium, welches ein essentielles Element ist. Folglich wird es vom menschlichen Körper aufgenommen und analog verstoffwechselt (Holleman, Wiberg, & Wiberg, 2017).

Aufgrund des transienten Gleichwichts zwischen ^{137}Cs und des Tochternuklids ^{137}Ba wird in dieser Arbeit der Photopeak der Tochter bei 662 keV direkt dem Mutternuklid zugeordnet.

3.4.7 Americium-241

Das Nuklid mit der größten Nukleonenzahl, welches seit Entstehung des Sonnensystems existiert, ist ^{238}U mit einer Halbwertszeit von $4{,}468 \cdot 10^9$ a. Dementsprechend werden alle Elemente mit höheren Ordnungszahlen, auch Transurane genannt, künstlich erstellt. Unter Neutronenbeschuss fängt ^{238}U ein freies Neutron ein; es entsteht ^{239}U, welches nach einer Halbwertszeit von wenigen Minuten zu ^{239}Np und danach mit einer Halbwertszeit von wenigen Tagen zu ^{239}Pu zerfällt. Über weitere Neutroneneinfänge und Zerfälle entsteht ^{241}Am. (Riedel & Janiak, 2007) Der genaue Weg ist in Formel 9 dargestellt.

$$^{238}_{92}U + ^{1}_{0}n \rightarrow ^{239}_{92}U$$
$$^{239}_{92}U \xrightarrow{\beta^- \ 23{,}45 \text{ min}} ^{239}_{93}Np \xrightarrow{\beta^- \ 2{,}356 \text{ d}} ^{239}_{94}Pu$$
$$^{239}_{94}Pu + ^{1}_{0}n \rightarrow ^{240}_{94}Pu$$
$$^{240}_{94}Pu + ^{1}_{0}n \rightarrow ^{241}_{94}Pu$$
$$^{241}_{94}Pu \xrightarrow{\beta^- 14{,}325 \text{ a}} ^{241}_{93}Am$$
$$^{241}_{93}Am \xrightarrow{\alpha \ 432{,}6 \text{ a}} ^{237}_{91}Np + \gamma$$

Formel 9: Neutroneneinfang des ^{238}U zu ^{241}Am und dessen Zerfall *(Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)*.

Beim α-Zerfall des ^{241}Am wird nicht nur ein α-Teilchen frei, sondern auch γ-Strahlung. Mit einer Energie von 59,6 keV ist eine Identifikation über Gammaspektrometrie möglich (Atwood, 2010).

Americium gehört wie Uran zu den Actiniden. Gelangen diese über die Biosphäre in den menschlichen Organismus oder andere Lebewesen, werden diese in den Knochen, der Leber und anderem Gewebe angesammelt. (Atwood, 2010).

3.5 Biologische Umweltaspekte

Das Kernkraftwerk in Tschernobyl und der Kühlteich liegen nur 20 km vom mittleren Bereich des Dnjepr, einem der größten Flüsse Europas, entfernt und befindet sich im Dnjeprbecken. Außerdem gehört es zur Zone des Waldsteppengebiets. Dieser Bereich zeichnet sich durch kontinentales Klima mit ausgeprägten Jahreszeiten aus. Das Zusammenspiel von Waldsteppengebiet mit dem Klima resultiert zusätzlich in einem fruchtbaren Boden (Gebhardt, Glaser, & Lentz, 2013).
Im Kühlteich des Kernkraftwerks leben verschiedene Fischspezies. Deren Zusammensetzung verändert sich jedoch mit der Laufzeit des Kraftwerks, weil unter anderem ortsfremde Spezies ausgesetzt worden sind. (Protasov, et al., 2017).

Der Großteil der Fische gelangte über den Prypjat Fluss in den Kühlteich, wobei verschiedene Arten an Karpfen und Welsen im Jahre 1983 für die Zucht ausgesetzt wurden. (IAEA, 2019)

3.5.1 Die Muschelspezies im Kühlteich

Im Bereich der Weichtiere machen die Muscheln im Kühlteich rund 50 % - 70 % der Masse aus. Die dominante Gattung ist dabei die *Dreissena*, die auch in dieser Arbeit untersucht wird. (IAEA, 2019)

Eine solche Muschel kann bis zu 30 mm lang werden (Buckler & Shcherbina, 2006). Die Lebenserwartung beträgt bis zu 10 Jahre (Schill, 2020).

Im Bereich der Muscheln wurden zusätzlich Veränderungen in der Vielfalt der Spezies festgestellt. Ein Beispiel dafür ist das Eindringen der Zebramuschel in dieses Ökosystem (Protasov, et al., 2017).

3.5.2 Unterschiede von Raub- und Friedfischen

Die betrachteten Spezies sind Zander, Wels, Karpfen und Karauschen. Sie unterscheiden sich besonders durch ihre Ernährung. Da es sich bei den Welsen und Zander um Raubfische handelt, ernähren sich diese auch von den kleineren Fischen. Die Ernährung des Zanders ist rein karnivor (Fishbase, 2020) und die Welses omnivor (Fishbase, 2019). Dementsprechend gehören auch Zander zur möglichen Nahrung der Welse. Eine Besonderheit der Welse ist, dass sie kurze Strecken an Land überwinden und temporär Luft atmen können. Insgesamt stellt der Wels die Spitze der Nahrungskette im Kühlteich dar (IAEA, 2019). Karpfen und Karauschen gelten als Friedfische und ernähren sich von Pflanzen, Plankton, Würmer und Mollusken, unter anderem Muscheln (Schill, 2020).

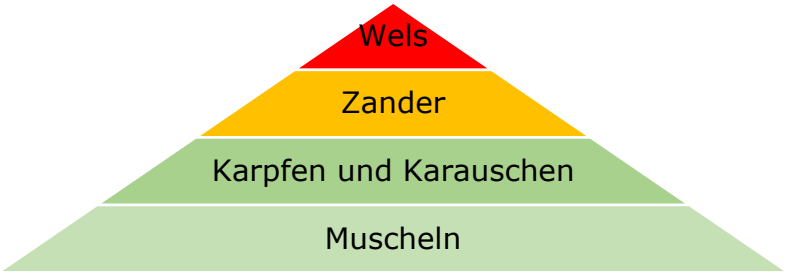


Abbildung 6: Nahrungspyramide der betrachteten Spezies.

4 Verwendetes Material

4.1 Probenherkunft und Proben

Im Oktober 2018 (08.–12.10.2018) gab es eine Forschungsreise nach Tschernobyl zur Beprobung der aquatischen Umwelt. In Abbildung 7 sind die Orte der Probennahme mit blauen Pfeilen gekennzeichnet. Mit roten Pfeilen ist die Fließrichtung des warmen Wassers aus dem Kernkraftwerk (KKW), als es noch in Betrieb war, in den Kühlteich gekennzeichnet. Die ersten Orte der Probennahme befanden sich direkt am Ausfluss. An Ort 1 wurden auf dem Damm eine Probenreihe von Muschelschalen und eine Sedimentprobe genommen. Die Muschelschalen wurden auf einer Linie in jeweils gleichen Abständen voneinander genommen. Die Sedimentprobe lag auf der gleichen Linie und mit gleichem Abstand zur letzten Muschelprobe. An Ort 2 wurden Karpfen, Karauschen, Zander und Welse gefangen.

Für eine weitere Probe wurde zu Ort 3 gewechselt. Dieser dritte Ort befindet sich in größerer Entfernung zu Ort 1 und 2 und zum Ausgangskanal des heißen Kühlwassers.

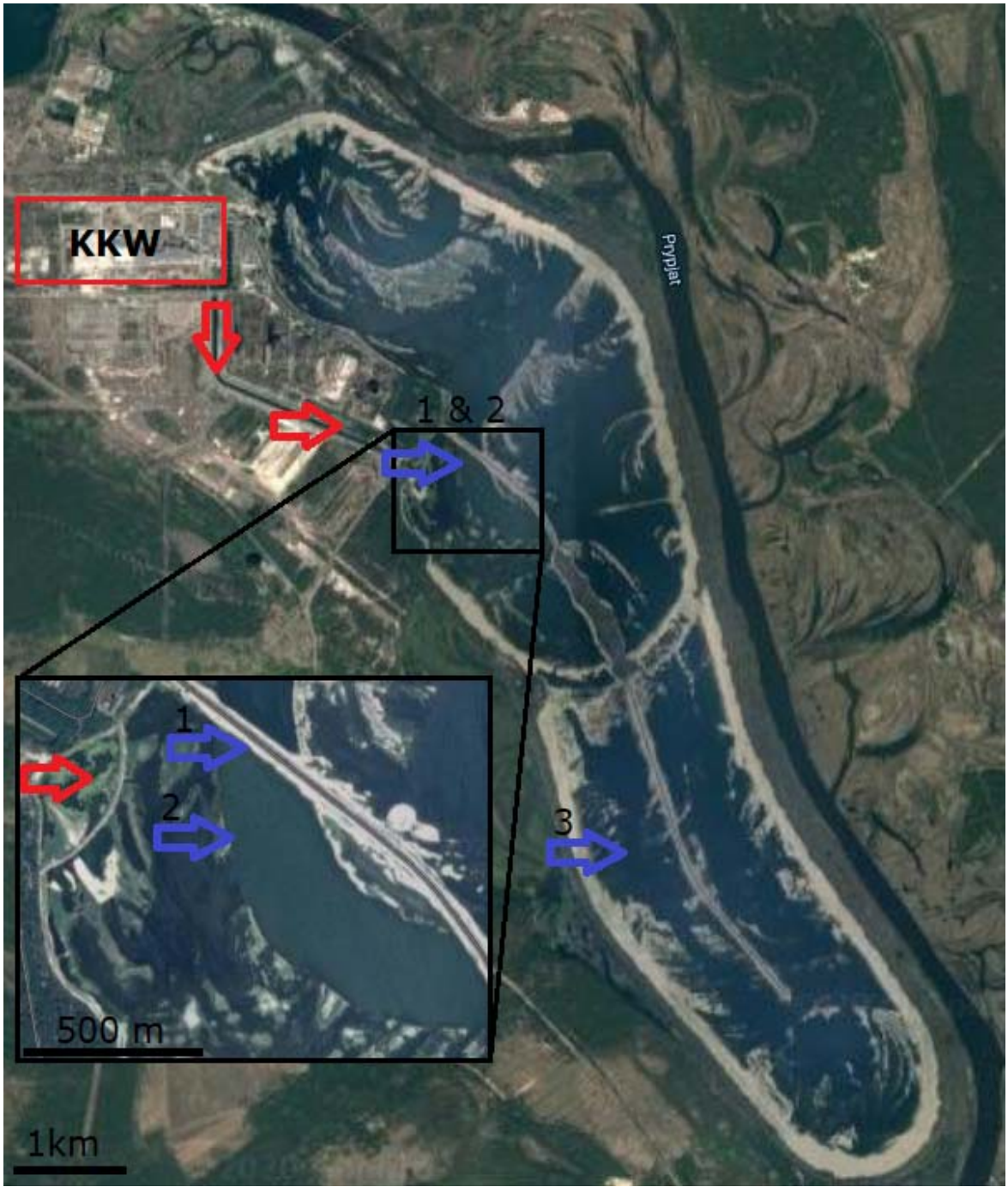


Abbildung 7: Karte der Orte der die Probennahmen, Rote Pfeile: Fließrichtung des heißen Wassers, Blaue Pfeile: Orte der Probennahme. *(Google Maps, 2020)*.

Aufgrund der Fischgröße wurden nicht die kompletten Fische verwendet, sondern nur bestimmte Gewebe (Filet, Leber und Unterkiefer). Ein Bild von beprobtem Gewebe befindet sich im Anhang in Abbildung 28. Des Weiteren wurden Teile entnommen, falls sie Besonderheiten aufweisen

(z.B. eine Entzündung einer Leber im Anhang in Abbildung 27). Eine Auflistung der Fischproben befindet sich in Tabelle 3.

Tabelle 3: Menge der Fischproben.

Spezies	Anzahl der Fische	Gewebeproben
Wels	3	3·3+1 = 10
Zander	6	3·6 = 18
Karpfen	7	3·7 = 21
Karauschen	9	1·9 = 9
Gesamt	25	58

Es wurden somit insgesamt 58 Fischproben weiterverarbeitet. Des Weiteren wurde an fünf Stellen Muscheln genommen und eine Sedimentprobe. Insgesamt liegen folglich 64 Proben zur Analyse vor. Eine Liste aller Proben findet sich im Anhang in Tabelle 18 bis Tabelle 21.

4.1.1 Benennung der Proben

Die Bezeichnung der Proben ist in zwei verschiedene Kategorien aufgeteilt. Die Proben-Benennung mit zwei Zeichen wird für Spezies verwendet bei denen nur ein Gewebetyp beprobt wurde. Es ergibt sich ein Schema aus der Bezeichnung des Fisches und der Nummer des Fisches (fünfte Karausche = K5). Bei einer Beschriftung mit drei Zeichen gibt es eine Zusätzliche Bezeichnung für den Gewebetyp. Für die Unterkiefer wurde ein JB (Jaw bone), für die Filets ein F und für die Leber ein L angehängt (dritter Wels Unterkiefer = C3JB). Für Proben aus 2019 wird ein zusätzliches b angefügt. (drittes Wels Filet aus 2019 = C3Fb)

4.2 Probenvorbereitung

Die Bodenprobe wurde gesiebt und danach in passende Behältnisse für Messungen überführt. Die Fisch- und Muschelproben benötigten weitere Vorbereitungen.

4.2.1 Veraschung der Fischproben

Da es sich um biologische Proben handelt, wurden diese noch in Tschernobyl bearbeitet. Um auf das frische Gewicht der Gewebeproben zurückzuschließen, wurde zuerst die Masse bestimmt. Danach wurden sie zerkleinert, über Nacht bei 300 °C verkohlt und in passende Transportbehältnisse überführt. In Hannover wurden diese nochmal bei 450 °C verascht, sodass nur noch zwischen 0,8 % und 18 % der frischen Masse übrigblieb. Als Endprodukt ergaben sich meist ein graues bis schwarzes Pulver. Bei den Unterkieferproben lagen noch größere Stücke vor, die nachträglich mit Stößel pulverisiert wurden.

4.2.2 Säuberung der Muschelschalen

Die Muschelschalen wurden direkt in die Transportbehältnisse überführt, weshalb unter anderem Erde an den Muscheln haftete. In Hannover wurden die Muscheln zuerst mit Wasser gewaschen und danach im Ultraschallbad gereinigt. Als letzter Schritt wurde jede Muschelschale einzeln abgeputzt, um noch anhaftende Fremdkörper oder Weichgewebe zu entfernen. Im Verlauf des Säuberns hellten sich die Schalen auf.

5 Methoden

Die verwendeten Methoden und Geräte richten sich nach den aktuellen Standards in der Wissenschaft und den örtlichen Möglichkeiten (Stand 2020). Die Listen aller verwendeten Geräte und Chemikalien befinden sich im Anhang in Tabelle 24 und Tabelle 26.

5.1 Gammaspektrometrie

Bei Gammastrahlung handelt es sich um nuklidspezifische Photonen. Für die eindeutige Zuordnung der Strahlung zu einem Nuklid wird ein energie-spezifischer Photonendetektor verwendet.

5.1.1 Aufbau der verwendeten Gammadetektoren

Bei den verwendeten Gammaspektrometern handelt es sich um Halbleiterdetektoren, die jeweils aus einem Halbleiter-Ge-Kristall und einem Vielkanalanalysator besteht.

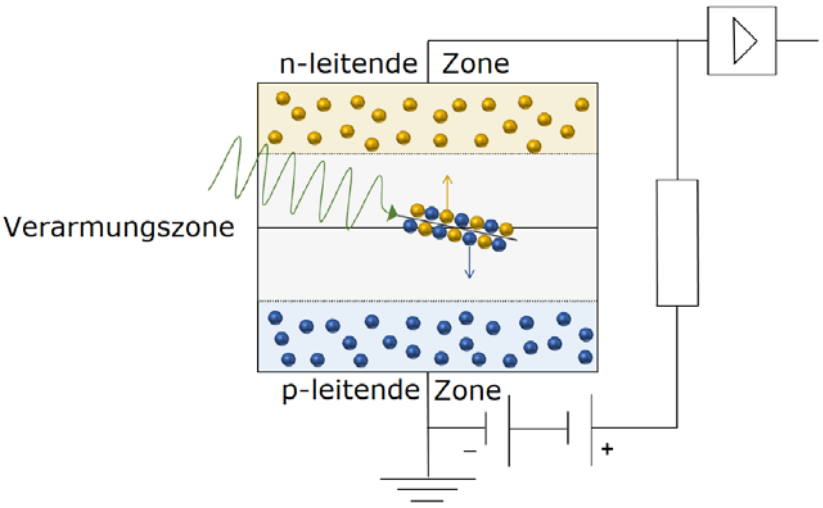


Abbildung 8: Aufbau eines Halbleiterdetektors, Übernommen aus *(Vogt & Schultz, 2011)*.

In einem Halbleiter-Kristall mit einem p-dotierten und n-dotierten Bereich entsteht bei Betrieb in Sperrrichtung eine Verarmungszone. Diese dient als Detektorvolumen. Ein Photon erzeugt in diesem Bereich einen freien Ladungsträger, der in eine Kaskade an Ladungsträgern proportional zur Energie des Photons resultiert. Diese Kaskade wird im Vielkanalanalysator über Pulsstärke einem Kanal zugeordnet. Diese Kanäle werden kalibriert und Energien zugeordnet. Insgesamt kann mit einem solchen Aufbau die Photonenanzahl und derer Energie bestimmt werden. (Vogt & Schultz, 2011)

Die Charakteristika der verwendeten Detektoren befinden sich im Anhang in Tabelle 25.

5.1.2 Top-Down-Methode

Das Ziel der Top-Down-Methode nach J.-W. Vahlbruch ist eine Bestimmung der Effizienz einer homogenen Probe. Das Grundprinzip besteht aus drei Messungen pro Probe.

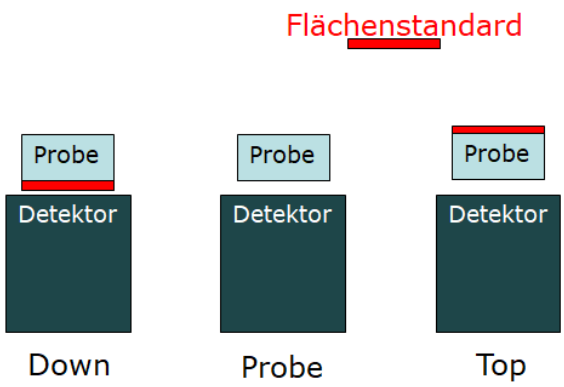


Abbildung 9: Übersicht der Top-Down-Methode.

Zum einen wird die Probe alleine gemessen, die im weiteren Proben-Messung genannt wird. Für die anderen wird ein Flächenstandard (ein Filter der Größe der Grundfläche des Probenbehälters mit bekannter Aktivität) benötigt. Dieser wird einmal unter der Probe, Down-Messung, und einmal über der Probe, Top-Messung, gelegt und gemessen.

Bei einer solchen Messung ergeben sich folgende Werte (Formel 10).

t_x Messzeit der Top, Down und Proben Messung
$C_{x,i}$ Detektionen des Peaks i

Formel 10: Definition der Messwerte der Top-Down-Methode.

Zuerst werden aus den Detektionen und der zugehörigen Emissionswahrscheinlichkeit $p(E_i)$ die zugehörigen Aktivitäten berechnet, aus denen sich die Effizienzen ergeben.

$$A_{x,i} = \frac{C_{x,i}}{t_x \cdot p(E_i)}$$

$$\varepsilon_{Top,i} = \frac{A_{Top,i} - A_{Probe,i}}{A_{Theorie,i}}$$

$$\varepsilon_{Down,i} = \frac{A_{Down,i} - A_{Probe,i}}{A_{Theorie,i}}$$

$$\varepsilon_{Vahlbruch,i} = \frac{\varepsilon_{Down} - \varepsilon_{Top}}{\ln(\varepsilon_{Down}) - \ln(\varepsilon_{Top})}$$

Formel 11: Bestimmung der Effizienz nach Top-Down-Methode.

Aus der vorangehenden Formel 11 wird deutlich, dass jeder Peak aus dem Hintergrund sich aus den Effizienzen kürzt, da er sowohl in Top-/Down-Messung als auch in Proben-Messung vorhanden ist.

Mit der nun bekannten Linieneffizienz wird die Aktivität der Proben bestimmt (Formel 12).

$$\varepsilon_{Vahlbruch,i} = \frac{A_{Probe,i}}{A_{TD,i}}$$

$$\downarrow$$

$$A_{TD,i} = \frac{A_{Probe,i}}{\varepsilon_{Vahlbruch,i}}$$

Formel 12: Bestimmung der Aktivität nach Top-Down-Methode.

Zur Vereinfachung der Rechnungen wird in Formel 11 mit der Emissionswahrscheinlichkeit gekürzt, sodass mit den Photonen pro Sekunde gerechnet wird. Dies hat keine Auswirkungen auf die Endergebnisse.

5.1.3 Erklärung der Jäckel-Westmeier-Funktion

Zur Bestimmung der Effizienz eines Detektors kann die Jäckel-Westmeier-Funktion in Formel 13 verwendet werden. Diese beschreibt die Effizienz für alle Energien, wobei nur eine kleine Anzahl an Linieneffizienzen benötigt wird.

$$\varepsilon_{JW}(E) = e^{(a_1+a_2\cdot\ln(E)+a_3\cdot\ln(E)^2)\cdot\frac{2}{\pi}\cdot\arctan\left(e^{a_4+a_5\cdot\ln(E)+a_6\cdot\ln(E)^3}\right)-25}$$

Formel 13: Die Jäckel-Westmeier-Funktion zur Effizienzbestimmung.

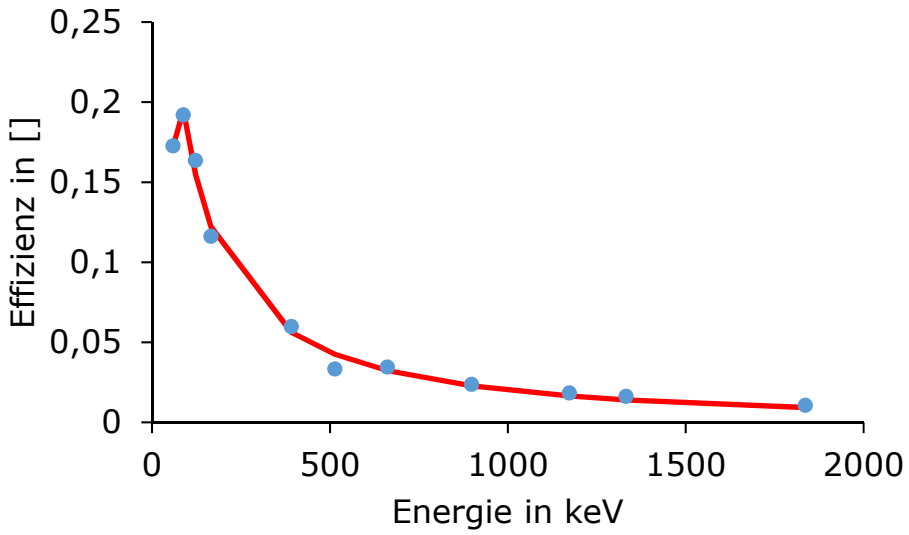


Abbildung 10: Beispielskizze für eine Jäckel-Westmeier-Funktion.

In der Abbildung 10 sind in Blau die Linieneffizienzen für verschiedene Energien eingetragen, diese wurden über einzelne Photopeaks von unter anderem ^{137}Cs bestimmt. Der Punkt für 514 keV weist die größte Abweichung von der in Rot dargestelltem Jäckel-Westmeier-Funktion auf. Dies liegt an dem erhöhten Hintergrund und der daraus folgenden Unsicherheit des Annihilationspeaks bei 511 keV. Es wird außerdem deutlich, dass die Effizienz von der Energie abhängt und somit nicht überall gleich ist.

Die Methode wird nicht benötigt, wenn der verwendete Standard, über den die Effizienz bestimmt wird, das zu untersuchende Nuklid oder ein

anderes Nuklid mit nahezu gleicher Energiesignatur enthält. Es wird nur die Effizienz der Linie bestimmt und nicht die des ganzen Spektrums. Eine Berechnung ebendieser Linieneffizienz ist über die Top-Down-Methode möglich.

5.2 Extraktionschromatographische Abtrennung von ^{90}Sr

Die extraktionschromatographische Abtrennung von ^{90}Sr erfolgt über ein Harz (siehe Abbildung 11). Das Harz wird zuerst mit der Probe beladen, danach gewaschen und als letzten Schritt eluiert.

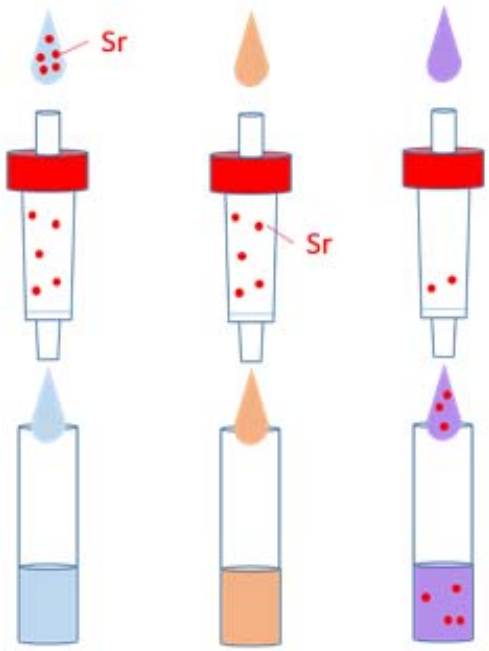


Abbildung 11: Schema einer Strontium Trennung *(Weller, Querfeld, Köhler, & Steinhauser, 2019)*.

5.2.1 Aufbereitung für die Flüssigszintillationsmessung

Die vorbereitete Asche wird mit 8 M Salpetersäure in die Gefäße für die Mikrowelle gefüllt und in dieser aufgeschlossen. Anschließend werden die Proben gefiltert.

Die verflüssigten Proben werden in extraktionschromatographische Harze überführt. In diesen werden Sr^{2+}-Ionen (gemeinsam mit zwei Nitrationen) selektiv in einem Kronenetherkomplex gebunden. Eine Verringerung der Nitrat-Konzentration in der Harzkartusche sorgt dafür, dass die Sr^{2+}-Ionen aus dem Harz eluiert werden. Dies wird durch Zugabe von geringer konzentrierter Salpetersäure mit 0,025 M erreicht. Danach wird die Probe eingedampft. Als letzten Schritt wird ein Szintillationscocktail hinzugefügt und die Proben in das Flüssigszinitllations-Messgerät gestellt.

Eine Übersicht über das Verfahren befindet sich im Anhang in Tabelle 28 und Tabelle 29.

5.2.2 Bestimmung der Wiederfindungsraten des ^{90}Sr

Um die Effizienz der Abtrennung zu überwachen, wird die Wiederfindungsrate für Sr^{2+} bestimmt. Dafür wurden verschiedene Methoden verwendet.

Zum einen wurde für einige Proben in der Vorbereitung eine definierte Menge ^{85}Sr als Radiotracer hinzugefügt, dessen Menge nach der Extraktion im Flüssigszintillationsdetektor bestimmt wird. Die Wiederfindungsrate des ^{85}Sr wird als gleich der von ^{90}Sr angenommen.

Zum anderen kann ein Aliquot vor und nach der Extraktion verwendet werden, um die Strontium-Gehalte mittels optischer Emissionsspektrometrie (OES) zu bestimmen. Über die Konzentrationen kann dann die Ausbeute berechnet werden.

In dieser Arbeit wurden die ersten Proben mit ^{85}Sr versetzt und gemessen. Aufgrund der Diskrepanz zwischen der Tracer-Aktivität und Analyt-Aktivität wurde danach die Methode mittels der OES gewählt. Es wurde das Verfahren über die optische Emissionsspektrometrie aus (Weller, Querfeld, Köhler, & Steinhauser, 2019) verwendet.

5.2.3 Funktionsweise eines Flüssigszintillationsdetektors

Die im Szintillator freigesetzten Photonen treten aus der Probe und treffen auf einen Photomultiplier, dessen Aufbau in Abbildung 12 zu sehen ist. Das eintreffende Photon löst aus der Photokathode, die aus einem photosensitivem Material besteht, über den Photoeffekt Elektronen heraus. Diese werden durch eine erste Elektrode fokussiert und auf eine zweite Elektrode beschleunigt, auf der eine vergrößerte Anzahl an Elektronen ausgelöst werden. Diese werden wiederum von einer dritten Elektrode, die ein erhöhtes positives Potential besitzt, beschleunigt und angezogen. Der Zusammenschluss vieler Elektroden

hintereinander mit steigendem positiven Potential heißt Photoelektronen-Vervielfacher. Eine einzelne Elektrode des Aufbaus wird als Dynode bezeichnet. Die letzte Elektrode ist eine Anode, die aus den an der Kaskade an Elektroden entstandenen Elektronen einen Strompuls erzeugt. (Hamatsu Photonics K. K., 2007)

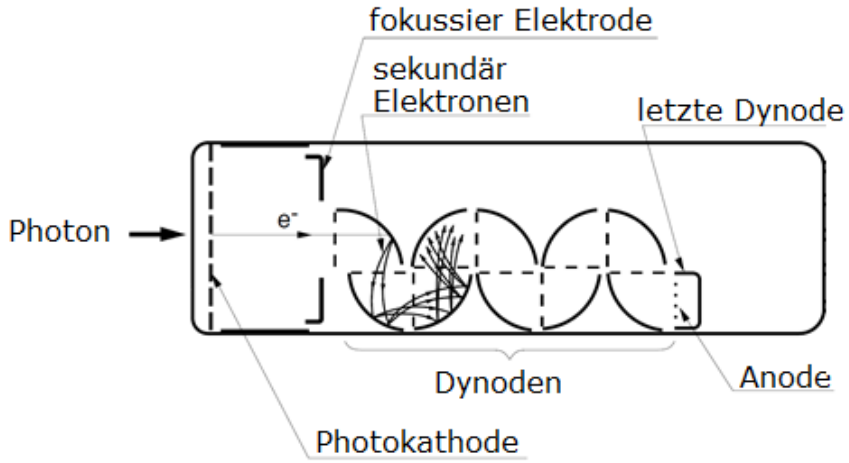


Abbildung 12: Aufbau eines Photomultipliers, modifiziert übernommen aus *(Hamatsu Photonics K. K., 2007)*.

Das verwendete Messgerät, Hidex 300 SL, besteht aus einer um die Probe rotationssymmetrischen Anordnung dreier Photomultiplier. Die von den Photomultipliern ausgegebenen Signale werden verstärkt, bevor ein konstanter Anteil, der zum Hintergrund gehört, unterdrückt wird. Aus diesen drei verschiedenen Signalen werden verschiedene Koinzidenz-Signale und deren Summen ermittelt, um unter Anderem zufällig eintreffende Strahlung in einem der Photomultiplier zu unterdrücken.

5.2.4 Aufbau eines optischen Emissionsspektroskops

Für die Wiederfindungsrate wird mit einem optischen Emissionsspektroskop mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES) die Konzentration der Aliquote bestimmt. Dafür werden die Atome einer

Probe in einen angeregten Zustand gebracht. Bei Abregung wird das emittierte Licht detektiert.

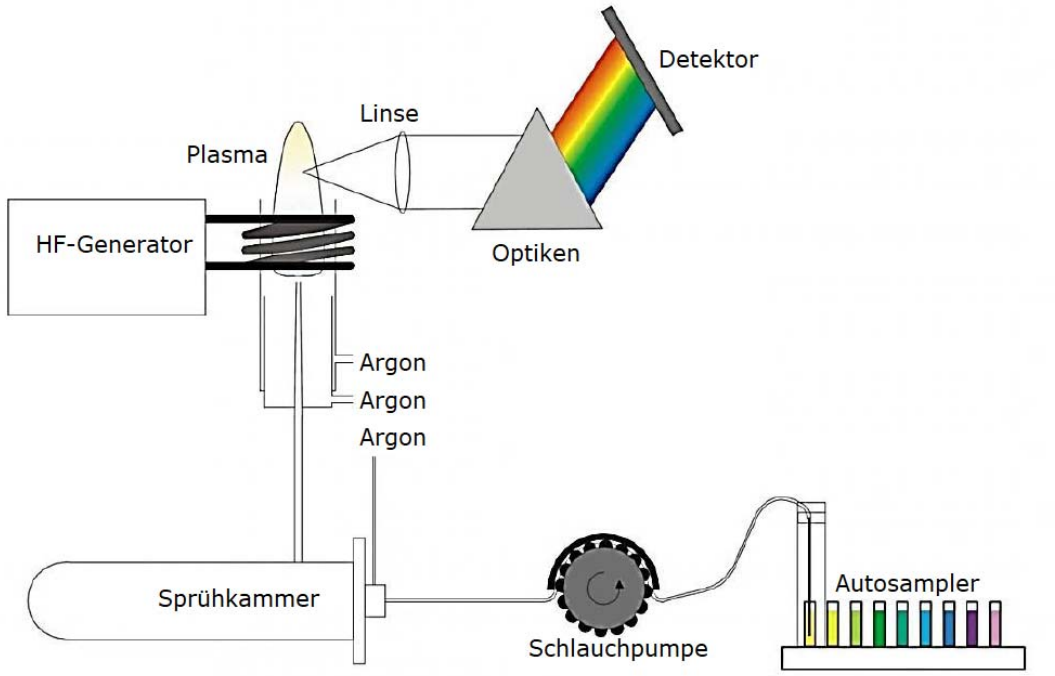


Abbildung 13: Schematischer Aufbau einer ICP-OES, modifiziert übernommen aus *(Wolfgang, 2012)*.

Bei einem ICP-OES, wie in Abbildung 13, wird mit einer Schlauchpumpe die Probe aus dem Autosampler in die Sprühkammer überführt. Dabei wird Argon als Zerstäuber- und Trägergas verwendet. Die Probe wird zerstäubt, sodass ein feines Aerosol entsteht. Die größeren Tröpfchen werden aufgrund ihrer Größe in der Sprühkammer abgeschieden, sodass eine Rückflussrate von 96% vorliegt. Im nächsten Schritt wird das Aerosol über den Probenkanal in ein Argon-Plasma überführt. Zusätzlich wird Argon als Kühlgas des Plasmas verwendet. Dort laufen Atomisierungs-, Anregungs- und Ionisationsprozesse ab. Der dominante Effekt ist die Ionisation, sodass nur ein kleiner Anteil angeregte Atome sind. Für Alkali – und Erdalkali- Metalle, wie Strontium, liegt dieser bei 0,1%.

(Marquardt, Spektrometerserie iCAP 6000 - Anwenderhandbuch , 2010)

Bei Abregung entsteht ein Emissionsprofil, welches über verschiedene Optiken (Monochromator, Polychromator oder Echelle-Optik) aufgespalten wird. In Abbildung 13 sind diese durch ein Prisma dargestellt. Danach wird das aufgespaltene Licht mittels Halbleiterdetektoren detektiert. Da die Emissionslinien elementspezifisch sind, werden die Linien den Elementen zugeordnet. (Marquardt, Basiswissen der ICP-Spektrometrie, 2012)

Mit Hilfe einer Standardreihe konnten die gemessenen Proben quantifiziert und einer Konzentration zugeordnet werden.

5.3 Aufbau eines Triple-Quadrupol-ICP-Massenspektrometers

Im Gegensatz zur ICP-OES werden bei einem Massenspektrometer mit induktivgekoppeltem Plasma (ICP-MS) Ionen zur Analyse genutzt. Die einzelnen Ionen werden durch unterschiedliche Masse-zu-Ladungs-Verhältnisse voneinander separiert und detektiert. Das verwendete Gerät enthält einen Triple-Quadrupol, welcher lediglich als einfacher Quadrupol genutzt wird.

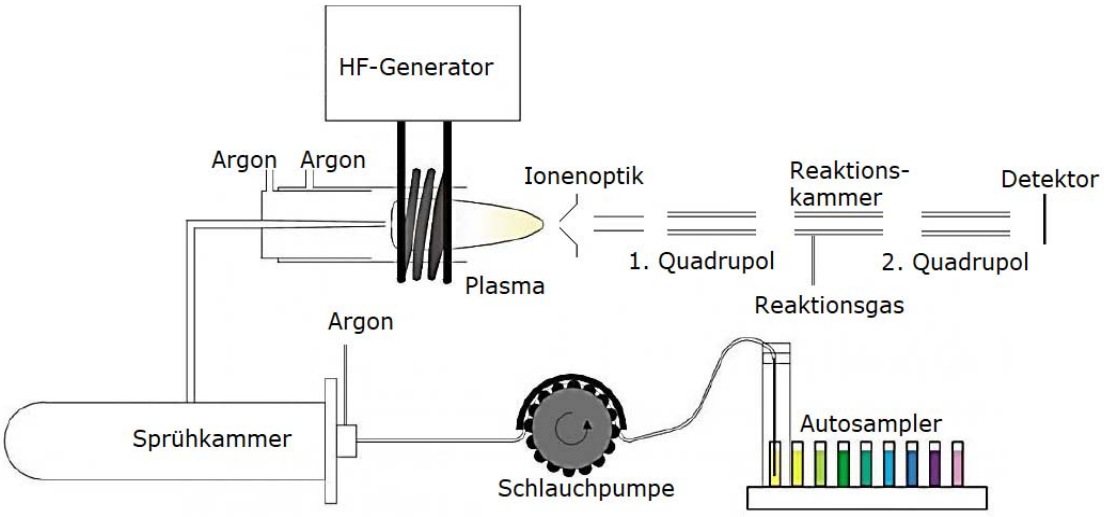


Abbildung 14: Schematischer Aufbau eines Triple Quadrupol-ICP-Massenspektrometers, modifiziert übernommen aus *(Wolfgang, 2012)*.

Wie in Abbildung 14 dargestellt, werden die Proben mit dem Autosampler aufgenommen, über die Schlauchpumpe in die Sprühkammer transportiert und dort zu einem Aerosol zerstäubt. Das Aerosol wird in das Plasma überführt und dort zu großen Teilen ionisiert. Über Ionenoptiken werden diese Ionen in einen Quadrupol überführt. Dieser fungiert als Schmalbandfilter. An die vier parallel und symmetrisch ausgerichteten Stäbe ist eine Gleich- und eine Wechselspannung angelegt. Die Wechselspannung rotiert und ist jeweils nur an zwei gegenüberliegende Pole angeschlossen. Dies resultiert in einer spiralförmigen Bahn für die Ionen eines bestimmten Masse-zu-Ladungs-Verhältnisses. Andere Ionen besitzen keine stabile Bahn und erreichen das Ende des Quadrupols nicht. Mit einem Detektor am Ende des Quadrupols wird dann die Menge der Ionen mit spiralförmiger Bahn bestimmt. Über eine Standardreihe erfolgten die Quantifizierung und die Ermittlung der Konzentration in der Probe.

5.3.1 Laserablation mit einem Massenspektrometer

An Stelle der Sprühkammer und des Autosamplers in Abbildung 14 wird für die Laserablation ein Laser eingebaut.

Der Laser schießt auf einen kleinen Spot eines Festkörpers und trägt dabei einen Anteil der Oberfläche ab. Dabei werden feinste Partikel von der Oberfläche gelöst und mit einem Trägergas (in diesem Fall Helium) ins Plasma des Massenspektrometers überführt. Daraus werden dann, wie in Kapitel 5.3 beschrieben, die Bestandteile der Probe bestimmt. Eine komplette Beschreibung der Oberfläche wird erreicht in dem der Laser ein definiertes Gebiet abfährt und überall Teile der Oberfläche abträgt (TOFWERK, 2020).

6 Ergebnisse

6.1 Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Fischen

Die Aktivitätskonzentration wurde mit einem Gamma-Detektor gemessen. Zur Auswertung der Spektren der veraschten Fischproben wurde Genie2000 verwendet. Das angewendete Verfahren zur Effizienzbestimmung war die Top-Down-Methode. Für die Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Proben wurde die Aktivitätskonzentration auf das Gewicht vor der ersten Veraschung in Tschernobyl bezogen. Als Bezugsdatum für Aktivitäten wurde jeweils das Fangdatum verwendet. Die Nachweisgrenzen wurden mit den DIN 11929 und DIN 32645 (Stand 2008) bestimmt und die Fehler mit der Gaußschen Fehlerfortpflanzung berechnet.

Für einen Überblick sind in Tabelle 4 die gemittelten Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs nach Gewebe und Spezies sortiert.

Tabelle 4: Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs in Fischgewebe von 2018.

Gewebe	Spezies	Probenanzahl	Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Bq/g
Filet	Karauschen	9	1,5 ± 0,3
	Karpfen	7	1,0 ± 0,3
	Zander	6	5,3 ± 1,2
	Wels	3	6,2 ± 2,6
Leber	Karpfen	7	1,0 ± 0,3
	Zander	6	6,0 ± 3,2
	Wels	3	2,9 ± 1,2
Unterkiefer	Karpfen	7	0,5 ± 0,2
	Zander	6	1,8 ± 0,3
	Wels	3	0,6 ± 0,3

Die Unterkiefer zeigen bei den Welsen eine deutliche geringere Aktivitätskonzentration auf als Leber und Filet. Aufgrund der kleinen Statistik von drei Fischen überschneiden sich für Leber und Filet die Werte mit ihren Standardabweichungen.

Die Unterkiefer weisen auch für die Zander eine deutlich geringere Aktivitätskonzentration auf als die anderen beiden Gewebearten. Die Wertebereiche für Filet und Leber überschneiden sich auch für die Zander, wobei der Wert für Leber in diesem Fall leicht höher ist als der Filet-Wert.

Der Mittelwert für den Unterkiefer ist für die Karpfen kleiner als die Mittelwerte der anderen Gewebearten. Die Filet- und Leber-Werte sind gleich.

Die Filets zeigen für Zander und Welse deutlich höhere Werte auf als für Karpfen und Karauschen. Dieses Verhalten wird auch für die Leber deutlich. Im Unterkiefer weist lediglich der Zander im Vergleich zum Karpfen und Wels einen erhöhten Wert auf.

6.2 Aktivitätskonzentrationen in Muschelschalen und Sediment

Die Muschelschalen und Sedimentproben wurden auf einem Gamma-Spektrometer gemessen. Für die Auswertung wurde mit Genie 2000 und die Top-Down-Methode verwendet. Der Ort der Probennahme ist in Abbildung 7 auf Seite 28zu erkennen. Die Proben wurden auf dem Damm in der Mitte des Kühlteichs genommen.

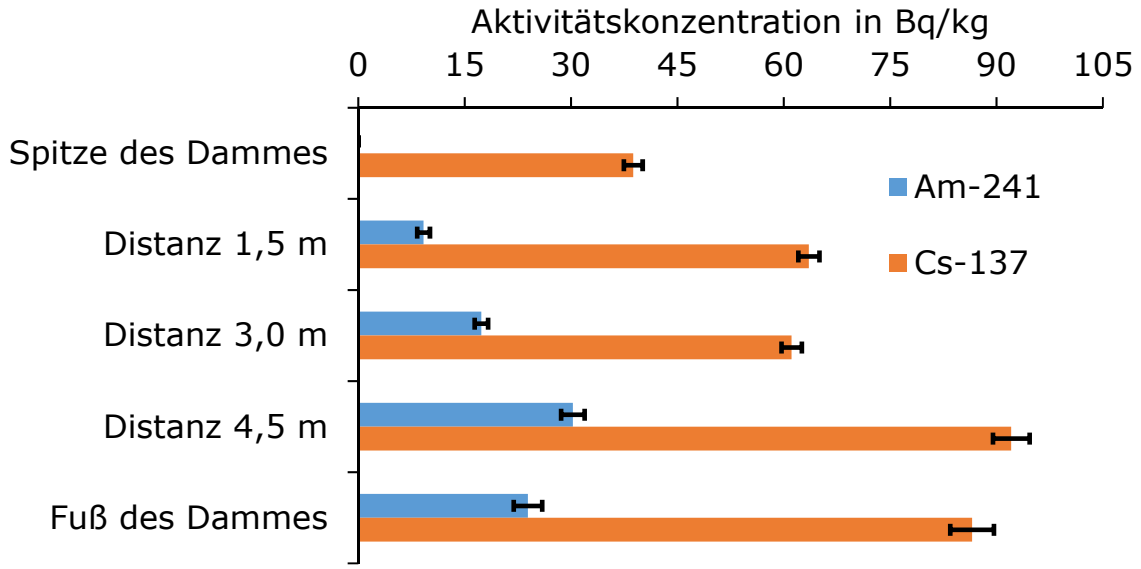


Abbildung 15: Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs und ^{241}Am in Muschelschalen.

Die Probe 1 wurde an der Spitze des Dammes genommen. Die weiteren Proben lagen im gleichmäßigen Abstand bis zum Fuße des Dammes. Ein Ansteigen der Aktivitätskonzentrationen von Probe 1 zu Probe 4 ist zu erkennen. Bei Probe 5 überschneidet sich der Wert und seine Unsicherheit für die ^{137}Cs - Konzentration mit dem der Probe 4. Nur die ^{241}Am - Konzentration von Probe 4 ist höher als die von Probe 5.

Aufgrund des Rückganges des Wasserspiegels lagen die Muscheln nicht mehr an der Grenze zum Wasser und zwischen Wasser und Muscheln reichten einige Meter Sand. Für einen weiteren Vergleichspunkt wurde exemplarisch noch eine Sedimentprobe im gleichen Abstand hinter Probe 5 genommen. Das Sediment wurde als Ganzes analysiert und

danach in verschiedene Korngrößen unterteilt und nochmal gammaspektrometrisch gemessen. Die Ergebnisse der Messung sind in Tabelle 5 aufgetragen.

Tabelle 5: Aktivitätskonzentrationen im Sediment.

Fraktion Mit Korngrößen	^{137}Cs in Bq/kg	^{241}Am in Bq/kg
Gesamt	906 ± 1,7	0,90 ± 0,20
> 200 µm	763 ± 1,0	1,42 ± 0,11
63 µm -200 µm	2871 ± 21	7,0 ± 1,7
< 63 µm	38700 ± 770	407 ± 81

Das Fraktionieren des Sediments in dieser Arbeit dient als Voranalyse zur Abschlussarbeiten von Tim Ramaker und Anica Weller, weshalb es in der Diskussion nicht weiter betrachtet wird.

6.3 Komplette Spektrumsanalyse

Um zu prüfen, dass keine weiteren Nuklide in der Gammaspektrometrie übersehen wurden, wurde ein komplettes Spektrum analysiert und dessen einzelne Peak einer Herkunft zugeordnet. Als Probe wurde exemplarisch die Leber eines Welses gewählt, da diese eine hohe Aktivität aufweist und in Voranalysen die meisten Peaks zeigte. Die Messzeit betrug rund 21 Tage (=1801263,399 s) Eine komplette Liste liegt im Anhang in Tabelle *30*.

Tabelle 6: Auszug aus der kompletten Peak-Zuordnung in Tabelle 30.

Nr.	Energie in keV	CPS in 1/s	Hintergrund CPS in 1/s	Zuordnung
4	32	3,3582	0	Röntgenlinie Cs
15	186	0,0374	0,0001	Rückstreupeak ^{137}Cs
21	476	0,0348	0	Comptonkante ^{137}Cs
22	512	0,0170	0,0171	Annihilationspeak
26	662	11,6918	0	Photopeak ^{137}Cs
43	1174	0,0014	0	^{60}Co und ^{137}Cs+Annihilationspeak
47	1333	0,0008	0	Photopeak ^{60}Co
52	1462	0,0618	0,0348	Photopeak ^{40}K

Aus Tabelle 6 wird deutlich, dass die Aktivität ausreichend hoch ist, dass sowohl Rückstreupeak als auch die Comptonkante des ^{137}Cs zu sehen sind. Des Weiteren ergibt sich bei 1173 keV der ^{60}Co Peak. Bei 1332 keV liegt ein weiterer Peak des ^{60}Co mit vergleichbarer Emissionswahrscheinlichkeit. Dieser ist deutlich kleiner. Dies liegt an der Überlappung des 1173 keV Photopeak mit dem Summationspeak von 662 keV von ^{137}Cs und dem Annihilationspeak bei 511 keV. Eine

Bestimmung der Aktivität des ^{60}Co erfolgte dementsprechend über dem Peak bei 1332 keV.

Die weiteren im Spektrum zu sehenden Peaks gehören entweder dem Hintergrund an oder waren Teil einer primordialen Zerfallskette. Insbesondere sind Töchternuklide von ^{238}U und ^{232}Th zu sehen.

6.4 Massenanteil von ^{238}U in Fischfilet

Um einen Überblick über die Massenanteile von ^{238}U im Gewebe zu bekommen, wurden Fischfilets jeder Sorte im Massenspektrometer analysiert. Dafür wurden die aufgeschlossenen Proben verwendet. Ein Anteil von diesen wurde verdünnt und mit einer Natururan-Standard-Reihe zusammen gemessen. Die Kalibrationsgerade für ^{238}U findet sich im Anhang in Abbildung 30. Die Daten sind in Tabelle 7 gezeigt.

Tabelle 7: Anteil von ^{238}U in Fischfilets.

Probe	^{238}U-Anteil in Fischfilets in ng/g
Karausche 3	0,41 ± 0,01
Zander 2	0,99 ± 0,01
Karpfen 5	1,93 ± 0,04
Wels 3	2,87 ± 0,01
Mittelwert	1,5 ± 1,1

Die ermittelten Werte liegen in der gleichen Größenordnung und zeigen keine weiteren Besonderheiten.

6.5 Strontium-Trennung

Die Aktivitätskonzentrationen von ^{90}Sr wurden mit einer Hidex 300 SL gemessen und die Auswertung der Daten wurde mit MikroWin 300 SL durchgeführt. Außerdem wurden verschiedene Methoden zur Ausbeutenbestimmung des Sr-Harzes verwendet.

Eine Strontium-Trennung wurde von mindestens einem Fisch pro Spezies gemacht. Dabei wurde jeder Gewebetyp separat untersucht. Ein Fokus wurde dabei auf die Unterkiefer gelegt, sodass jeweils drei Wels- und drei Zander-Unterkiefer untersucht wurden. Für einen Vergleich wurden ebenso Proben von 2019 verwendet. Eine Auflistung der Proben findet sich in Tabelle 8.

Tabelle 8: Proben für die Strontium-Trennung.

Proben aus 2018		Proben aus 2019	
Tier	Gewebe	Tier	Gewebe
Karausche 1, 2, 4	Filet		
Karpfen 5	Filet, Leber, Unterkiefer		
Zander 1, 6	Leber, Unterkiefer	Zander 1, 2, 3	Unterkiefer
Zander 2	Filet, Leber, Unterkiefer		
Wels 1, 2, 3	Filet, Leber, Unterkiefer	Wels 1, 2, 3	Unterkiefer

6.5.1 Ausbeutenbestimmung des Sr-Harzes

Die ^{85}Sr-Methode zur Ausbeutenbestimmung zeigte keine ausreichenden Ergebnisse, weshalb das Verfahren gewechselt wurde. Mit der Ausbeutenbestimmung über die OES-Methode ergaben sich nachfolgende Werte in Tabelle 9.

Vor und nach der Trennung wurde jeweils ein Aliquot genommen. Diese wurden verdünnt und mit einem Strontium-Standard (Kalibrierung im Anhang in Abbildung 31 und Abbildung 32) zusammen gemessen. Daraus ergaben sich Konzentrationen nach und vor der Trennung, womit die Ausbeute berechnet wurde. Es wurden die Ausbeuten von allen Proben bestimmt für die auch eine Strontium-Trennung gemacht wurde.

Tabelle 9: Ausbeuten über die OES-Methode von Unterkieferproben der Strontium-Trennung.

Unterkiefer von	Ausbeute in %	Unterkiefer von	Ausbeute in %
Karpfen 5	75,1 ± 8,1	Zander 1b	79,6 ± 8,0
Zander 1	79,2 ± 7,4	Zander 2b	65,8 ± 8,8
Zander 2	81,7 ± 3,8	Zander 3b	72,7 ± 8,4
Zander 6	80,4 ± 5,6	Wels 1b	69, ± 12
Wels 1	75,7 ± 6,9	Wels 2b	96 ± 12
Wels 2	82 ± 10	Wels 3b	83 ± 15
Wels 3	78,6 ± 8,5	Mittelwert	78,3 ± 7,0

Die berechneten Ausbeuten befinden sich in einem Bereich von 65,8 % bis 95,7 %. Für die Proben, die mit ^{85}Sr gemessen wurden, wurde der Mittelwert und der dazugehörige Fehler als Ausbeute angenommen. Im speziellen sind dies die Filetproben, da diese zuerst bearbeitet wurden.

6.5.2 Aktivitätskonzentration von ^{90}Sr in Fischen

Mit den Daten aus der Flüssigszintillationszählung und der Ausbeutenbestimmung ergeben sich die Werte im Anhang in Tabelle 23. Einzelne hohe Aktivitätskonzentrationen resultieren in große Unsicherheiten der Mittelwerte. Die gemittelten Werte befinden sich in Tabelle 10.

Tabelle 10: Vergleich der Aktivitätskonzentrationen von ^{90}Sr Fischen von verschiedenen Jahren.

Gewebe	Spezies	Probenanzahl	Jahr	Aktivitätskonzentration von ^{90}Sr in mBq/g
Filet	Karausche	3	2018	400 ± 290
	Karpfen	1	2018	65,5 ± 5,9
	Zander	1	2018	31,4 ± 2,8
	Wels	3	2018	4,2 ± 1,1
Leber	Karpfen	1	2018	< 1,1
	Zander	3	2018	< 2
	Wels	3	2018	< 0,8
Unterkiefer	Karpfen	1	2018	608 ± 65
	Zander	3	2018	436 ± 23
	Zander	3	2019	620 ± 360
	Wels	3	2018	480 ± 340
	Wels	3	2019	317 ± 90

Die Aktivitätskonzentrationen der Fischfilets verteilen sich über mehrere Größenordnungen. Während die Karauschen einen Mittelwert von 400 mBq/g aufweisen, zeigen die Welse nur Konzentrationen um 4,2 mBq/g auf. Die Größe der Unsicherheiten resultiert primär aus den Unsicherheiten der Ausbeutenbestimmung.

Die Aktivitätskonzentrationen im Lebergewebe lagen unter den Nachweisgrenzen.

Die Unterkiefer zeigen deutlich höher Aktivitätskonzentrationen als die der Filets mit Ausnahme der Karauschen, deren Werte im gleichen Wertebereich liegen.

Für die Welse sinkt der Mittelwert von einem zum nächsten Jahr. Im Gegensatz dazu steigt der Wert für die Zander.

6.6 Vorversuche zur Laserablation von Muschelschalen

Da es sich bei den Muscheln um eine gewölbte Oberfläche handelt wurden in dieser Arbeit erste Vorversuche durchgeführt um die Muscheln möglichst passend abzubilden.

Die Muscheln wurden dafür gereinigt und in den Probenträger gelegt. Als Versuchsobjekt wurden möglichst gerade Teilstücke einer Muschel gewählt.

Es ergeben sich die Bilder in Abbildung 16. Das obere Bild ist ein Bild des Stückes der Muschelschale und das untere eine Ionenverteilung (m/z = 137).

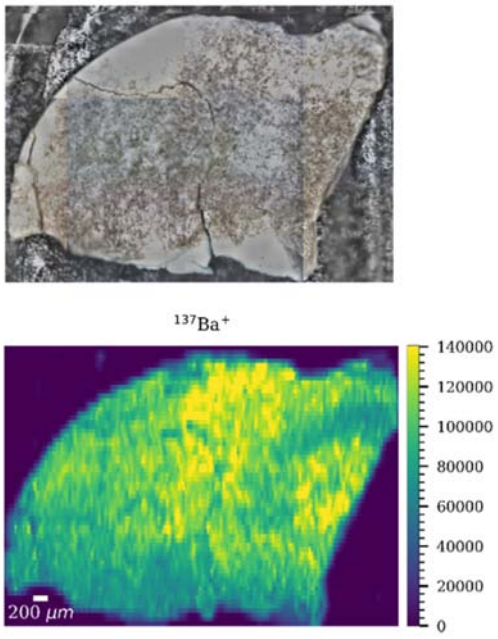
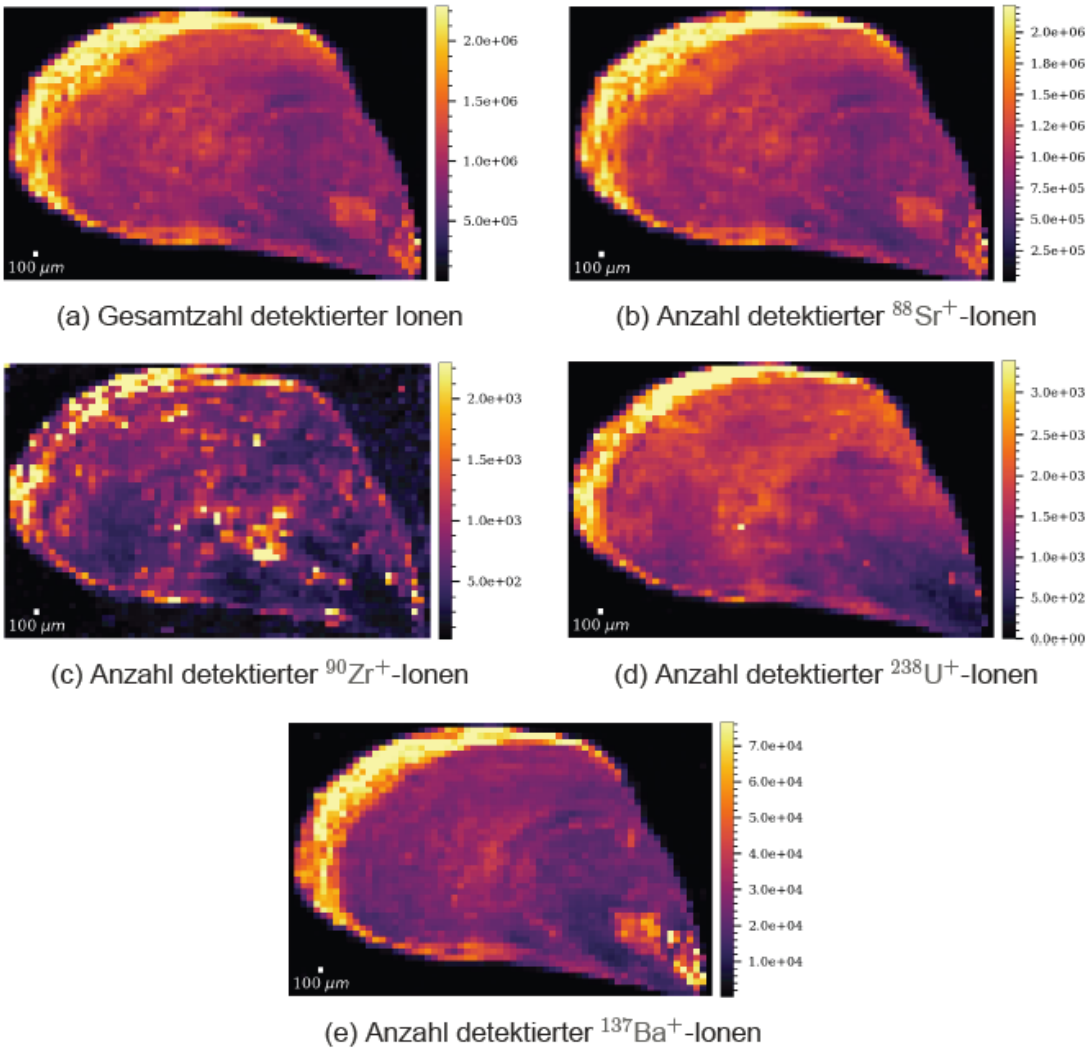


Abbildung 16: Bild (oben) und Ionenverteilung der Isobaren 137 (unten) auf einer Muschelschale.

6.6.1 Laserablation von Muschelschalen

In der Bachelorarbeit von Sascha Sprott (2020) wurde die Laserablation für ganze Muschelschalen durchgeführt. Es wurden dabei Proben von der Spitze des Dammes und vom Fuße des Dammes verwendet. Die angegebenen Nuklide stehen stellvertretende für ihre Isobare. In Abbildung 17 (und Abbildung 33 im Anhang) ist eine Muschelschale zu sehen.



(a) Gesamtzahl detektierter Ionen

(b) Anzahl detektierter $^{88}Sr^{+}$-Ionen

(c) Anzahl detektierter $^{90}Zr^{+}$-Ionen

(d) Anzahl detektierter $^{238}U^{+}$-Ionen

(e) Anzahl detektierter $^{137}Ba^{+}$-Ionen

Abbildung 17: Verteilung ausgewählter Nuklide auf der Oberfläche einer Muschel (MA1) von der Spitze des Dammes *(Sprott, 2020)*.

Die Abbildung 33 und Abbildung 17 zeigen gute Reproduzierbarkeit im Verteilungsmuster der Ionen in der Muschelschale. Dementsprechend ergaben sich kein Unterschied zwischen Muschelschalen von verschiedenen Höhen des Dammes.

Es ist zu sehen, dass die Muschelschalen an der Kante des Wachstums erhöhte Detektionen von Ionen bis 10^6 aufweisen (siehe a in Abbildung 17). Dies ähnelt dem Bild des ^{88}Sr. Die Bilder der weiteren Isobare weisen ähnliche Verteilungen auf, wobei deutlich geringere CPS bis 10^4 gemessen wurden.

7 Diskussion

Für die Diskussion werden die Daten aus der Arbeit von Sascha Sprott und dem IAEA Abschlussbericht verwendet. Mit * werden die Daten aus der Arbeit von Herrn Sprott gekennzeichnet.

7.1 Aktivitätskonzentrationen in Fischen

Im Folgenden werden die Durchschnittswerte der Aktivitätskonzentrationen von ^{90}Sr und ^{137}Cs der verschiedenen Jahre und verschiedenen Spezies gegenübergestellt.

7.1.1 Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Fischen eines Jahres

Die Mittelwerte der Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs der Proben aus dem Jahr 2018 sind in Abbildung 18 abgebildet.

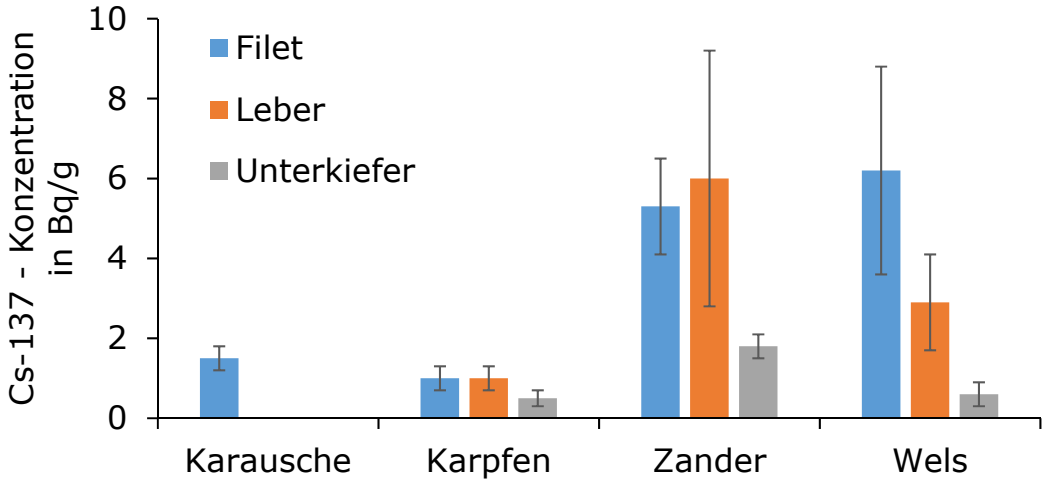


Abbildung 18: Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Fischen.

Die Werte für Friedfischen (Karausche und Karpfen) zeigen für jedes Gewebe geringere Aktivitätskonzentrationen als die Raubfische (Zander und Wels). Ein solches Verhalten wurde auch schon in anderen Studien

festgestellt (IAEA, 2019). Dementsprechende wurde für die zweite Probennahme im Jahr 2019 beschlossen nur Raubfische zu analysieren.

7.1.2 Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs und ^{90}Sr in Fischfilets

Die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Fischfilets spannt einen Bereich von 0,76 Bq/g bis 9,2 Bq/g auf, was deutlich über dem erlaubten Grenzwert von 0,15 Bq/g in der Ukraine liegt (IAEA, 2019).

Für einen genaueren Vergleich wird Abbildung 19 verwendet. Die Daten ^{137}Cs - und ^{90}Sr - Konzentrationen einzelner Fische werden abgebildet.

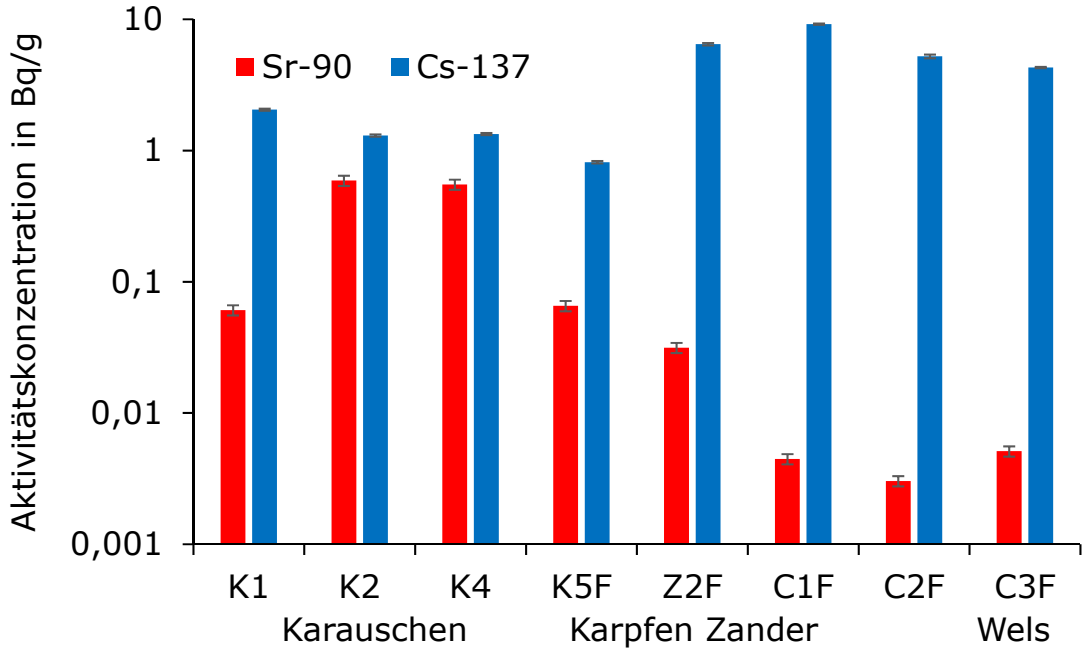


Abbildung 19: Konzentration von ^{90}Sr und ^{137}Cs in Fischfilets.

Für die ^{137}Cs - Konzentration kann festgestellt werden, dass die Raubfische höhere Werte aufweisen als die Friedfische. Im Gegensatz dazu stehen die Daten für ^{90}Sr: Hier überschreiten die in Karauschen gefundenen Werte die der anderen Fischarten deutlich.

Von 1997 bis 2005 wurde ein über die Jahre konstanter Bereich von 0,027 Bq/g bis 0,68 Bq/g für ^{90}Sr ermittelt und von 2006 bis 2011 ein

Bereich von 0,086 Bq/g bis 0,245 Bq/g (IAEA, 2019). Die in dieser Arbeit bestimmten Werte liegen in diesem Intervall mit Ausnahme der Welse, die darunter liegen mit Werten bis zu 0,0051 Bq/g. Des Weiteren überschritten von 2006 bis 2011 die meisten Fischfilets aus dem Kühlteich den ukrainischen Grenzwert von 0,035 Bq/g (IAEA, 2019). Diese Grenze wird von den Friedfischen übertroffen. Da nur ein Messwert für die Zander vorliegt, kann keine Aussage getroffen werden.

Ein Grund für den großen Unterschied zwischen den Karauschen und Welsen könnte in der Größe der Fische liegen. Die Karauschen sind deutlich kleiner und bei der Probennahme wurden Teile der Schuppen und Gräten mitverarbeitet. Da Schuppen und Knochen Calcium enthalten und dementsprechend Strontium angereichert sind, können diese in erhöhte Konzentrationen von ^{90}Sr resultieren. Für die Werte von Karpfen und Zander im Vergleich zu den Welsen kann das Gleiche gelten, wobei eine genaue Aussage aufgrund der geringen Statistik nicht möglich ist.

7.1.3 Aktivitätskonzentration in Raubfischen

Die Durchschnittswerte für ^{137}Cs-Konzentrationen in Lebern von Zander und Wels sind in Tabelle 11.

Tabelle 11: Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Lebern von Raubfischen.

Spezies	Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Lebern von Raubfischen in Bq/g	
	Aus 2018	Aus 2019
Zander	6,0 ± 3,2	1,9* ± 1,3
Wels	2,9 ± 1,2	2,1* ± 0,9

Für das Jahr 2018 ergaben sich höhere Werte als für das Jahr 2019. Aufgrund der hohen Unsicherheiten überschneiden sich die Bereiche der

Standardabweichungen, sodass keine klare Aussage getroffen werden kann.

Für die Filets befinden sich die Daten in Tabelle 12.

Tabelle 12: Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs in Filets von Raubfischen.

Spezies	Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Filets von Raubfischen in Bq/g	
	Aus 2018	Aus 2019
Zander	5,3 ± 1,2	3,2* ± 0,9
Wels	6,2 ± 2,6	5,9* ± 2,2

Die Aktivitäten der Filetproben von Zander und Wels des Jahres 2018 sind leicht höher als die des Jahres 2019. Die Unsicherheiten resultieren auch in diesem Fall für keine klare Unterscheidung zwischen den Jahren.

Für die Jahre 2006 bis 2011 lagen die Werte für ^{137}Cs für Filets verschiedener Spezies in einem Bereich von 0,93 Bq/g bis zu 10,5 Bq/g, wobei der Mittelwert bei 3,95 Bq/g lag. Dieser Mittelwert ergibt sich aus Fried- und Raubfischen. Des Weiteren war kein Ansteigen oder Absinken der Aktivitätskonzentrationen von 2006 bis 2011 zu sehen (IAEA, 2019). Dementsprechend ergibt sich keine signifikante Veränderung der Aktivitätskonzentration aufgrund der Außerbetriebnahme des Kühlteichs im Jahre 2000. Der Zeitraum beinhaltet nicht die Außerbetriebnahme der Pumpen.

Die ermittelten Werte in Tabelle 11 und Tabelle 12 passen in den Bereich der Jahre 2006 bis 2011 hinein und überschneiden mit den Unsicherheiten in vielen Fällen den Mittelwert. Folglich ist kein klarer Trend zu erkennen.

Für die Unterkiefer befinden sich die Aktivitätskonzentrationen der verschiedenen Jahre und Radionuklide in Tabelle 13 und Tabelle 14.

Tabelle 13: Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Unterkiefern von Raubfischen.

Spezies	Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Unterkiefern von Raubfischen in Bq/g	
	Aus 2018	Aus 2019
Zander	1,8 ± 0,3	2,9* ± 1,4
Wels	0,6 ± 0,3	0,7* ± 0,4

Sowohl für die Unterkiefer der Welse als auch für die der Zander ergibt sich ein leichter Anstieg der ^{137}Cs-Aktivitätskonzentration. Durch die Hohen Unsicherheiten überschneiden sich die Werte mit ihren Standardabweichungen. Folglich kann keine klare Aussage getroffen werden.

Tabelle 14: Aktivitätskonzentration von ^{90}Sr in Unterkiefern von Raubfischen.

Spezies	Aktivitätskonzentration von ^{90}Sr in Unterkiefern von Raubfischen in Bq/g	
	Aus 2018	Aus 2019
Zander	0,44 ± 0,02	0,62 ± 0,34
Wels	0,48 ± 0,34	0,32 ± 0,09

Die Werte der Zander zeigen einen Anstieg auf, wobei die Welse in ihrer ^{90}Sr-Konzentration sinken. Aus den großen Unsicherheiten geht eine Ununterscheidbarkeit zwischen den Jahren hervor. Die gemessenen Werte liegen im oberen Bereich der Filets von 1997 bis 2005 des IAEA Berichts von 0,027 Bq/g bis 0,68 Bq/g (IAEA, 2019), da Strontium in Unterkiefern stärker angereichert wird als im Muskelgewebe.

7.2 Verteilung von Radionukliden in Muschelschalen

Die Muschelschalen sind von der Muschelart *Dreissena* mit einer Lebensdauer von bis zu 10 Jahren (Schill, 2020). Dementsprechend ist es nicht möglich, den Reaktorunfall und die Absenkung des Wasserspiegels in rezenten Muschelschalen zu beobachten. Die Orte der Probennahme der Muschelschalen zeigen Abbildung 21 und Abbildung 20. Des Weiteren ist in den Wachstumsbereichen der Muschelschalen einen erhöhten Anteil der Isobare 137 zu erkennen.

Da beide Proben eine klare Kante im Wachstumsbereich zeigen, wird eine gleiche Quelle für dieses Verhalten vermutet.

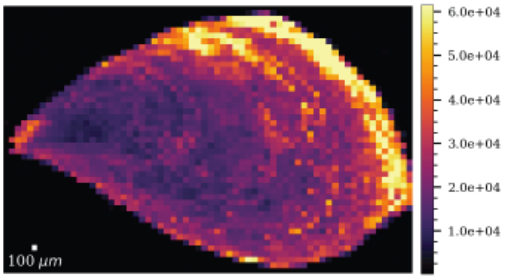


Abbildung 21: Verteilung von ^{137}Ba auf einer Muschelschale (MA5), aus *(Sprott, 2020)*.

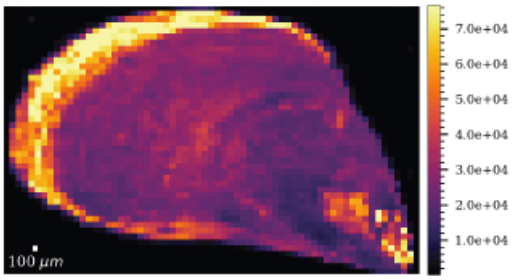


Abbildung 20: Verteilung von ^{137}Ba auf einer Muschelschale (MA1), aus *(Sprott, 2020)*.

7.2.1 Aktivitätskonzentration in Muschelschalen

Die Orte der Muschelschalen sind in Abbildung 22 dargestellt. Die Proben des Jahres 2018 sind blau markiert und von 2019 in grün. Diese drei Probenreihen liegen in der Nähe voneinander, weisen aber andere ^{137}Cs Inventare in den Böden auf.

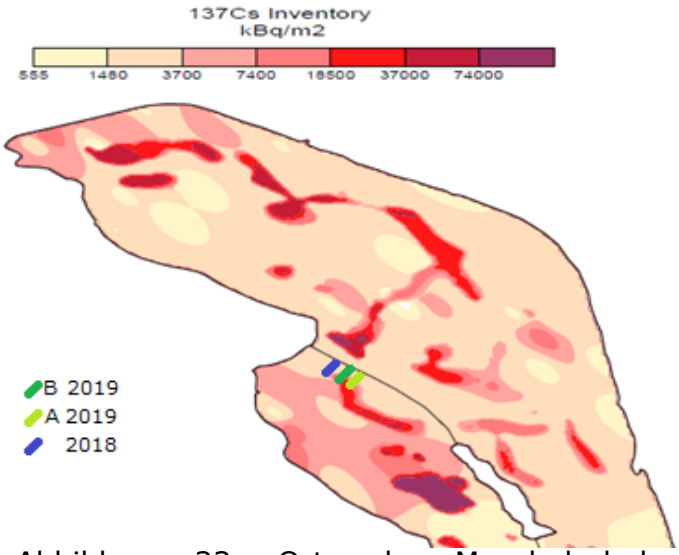


Abbildung 22: Orte der Muschelschalen, modifiziert übernommen aus *(IAEA, 2019)*.

Für die Probennahme in 2018 steigen die Werte für die ^{137}Cs – und ^{241}Am - Konzentration mit sinkendem Abstand zum Wasserspiegel. Dies ist in Abbildung 15 dargestellt. Es wird die Hypothese aufgestellt, dass die Konzentration in den Muscheln aufgrund des sinkenden Wasserspiegels steigt. Das Absenken könnte für eine Freilegung von radioaktiven Partikeln im Kühlteich sorgen, die bis dato im anoxischen Schlamm konserviert worden waren. Durch Zutritt von Luftsauerstoff, Regen und Wetter könnten diese UO_2-Partikel oxidiert und als Uranylionen aufgelöst werden. Eine Erhöhung des Radionuklidinventars in der Hydrosphäre und der aquatischen Biosphäre (Fische, Muscheln) wäre die Folge.

Für einen Vergleich wurde in der zweiten Probennahme 2019 zwei weitere Messreihen zu den Muscheln aufgenommen. Diese sind in Abbildung 23 und Abbildung 24 zu finden. Die Probenreihen A und B bestanden jeweils aus 6 Stellen.

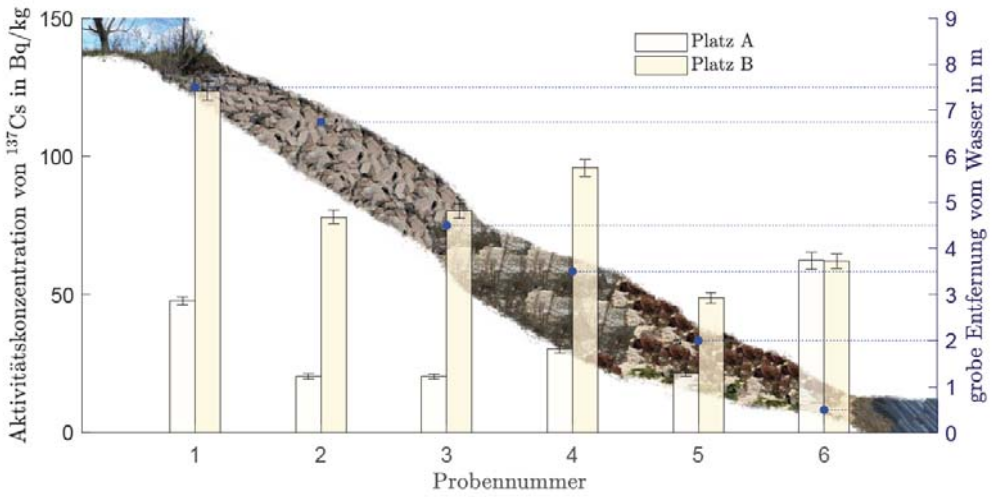


Abbildung 23: Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Muschelschalen vom Damm in der Mitte des Kühlteichs der zweiten Probennahme, Aus *(Sprott, 2020)*.

Für die Reihe A ist kein genereller Anstieg zuerkennen. Der erste Messpunkt ist stark erhöht. Die weiteren Punkte zeigen geringere Aktivitäten. Es ist ein Absenken in zwei Stufen vorhanden. (Stufe 1: 2-5, Stufe 2: 5-6). Die Reihe B zeigt ein anderes Verhalten. Die Proben dieser Reihe weisen mit Ausnahme des letzten Punktes geringere Aktivitätskonzentrationen auf.

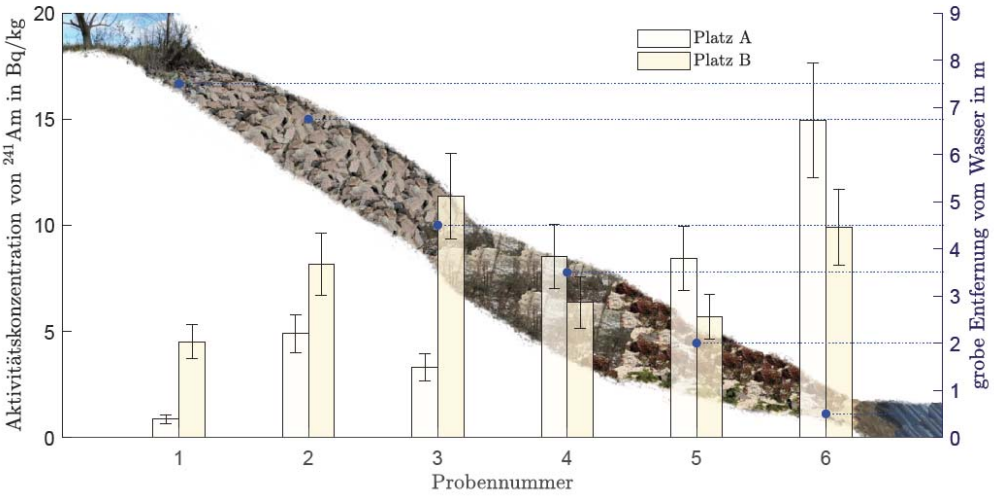


Abbildung 24: Aktivitätskonzentration von ^{241}Am in Muschelschalen vom Damm in der Mitte des Kühlteichs der zweiten Probennahme, Aus *(Sprott, 2020)*.

Der Verlauf der Aktivitätskonzentrationen in Abbildung 23 und Abbildung 24 weisen geringe Ähnlichkeiten auf. In Abbildung 24 liegt für Probenreihe A in grober Näherung ein Anstieg vor, wobei jeweils Probe 3 unter Probe 2 und Probe 5 unter Probe 4 liegt. Bei Reihe B werden zwei ähnliche Stufen deutlich. Von Probe 1 bis 3 steigt es an und von Probe 4 bis 6, Probe 3 liegt über Probe 6. Es ergibt sich kein generelles Verhalten.

Im Vergleich zu den Aktivitätskonzentrationen in den Muschelschalen der ersten Probennahme zeigen die der zweiten Probennahme ein anderes Verhalten auf. Folglich kann die Vermutung der steigenden Konzentration durch Senken des Wasserspiegels nicht unterstützt werden.

Ein Vergleich der Aktivitätskonzentrationen in Abbildung 22 des ^{137}Cs mit dem Inventar im Boden weist Ähnlichkeiten auf. Für eine genauere Beurteilung dieses Verhaltens werden weitere Muschelproben benötigt, auch von anderen Orten aus dem Gebiet des Kühlteichs.

7.3 Uran in Fischfilets

Für die Fischfilets aus dem Kühlteich wurde ermittelt, dass der Anteil an ^{238}U an der gesamten Masse bei 1,5 ± 1,1 ng/g liegt. Zum Vergleich dazu werden Uran-Massenanteile von Lebensmitteln aus verschiedenen Quellen verwendet, da ^{238}U einen Anteil von 99,27 % des natürlich vorkommenden Urans ausmacht (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). Für Fischfilets aus der Ostsee liegen die Uran Konzentrationen bei 0,22 ng/g bis 0,42 ng/g (Szefer & Szefer, 1990). In Deutschland wurden von 2000 bis 2008 Proben genommen und es ergab sich ein gemittelter Massenanteil des Urans von 0,6 ng/g für Fischprodukte. Für Produkte wie Müsli lag der Wert bei 2,77 ng/g (European Food Safety Authority, 2009).

Der ermittelte Wert liegt mit seiner Unsicherheit im Bereich des Urananteils von Fischen aus der Ostsee und überschneidet den gemittelten Wert für Deutschland. Der Urananteil in Fischen aus dem Kühlteich ist leicht erhöht, wobei der Mittelwert für Müsli darüber liegt. Folglich wurde ein Urananteil gemessen, der für Lebensmittel keine Besonderheit darstellt. Dementsprechend resultiert der Ort der Probennahme (dem Kühlteich) nicht in einer signifikanten Erhöhung des Urananteils in Fischfilet.

7.4 Verhältnis von $^{90}Sr/^{137}Cs$ in Filet und Unterkiefern

Aus den Aktivitätskonzentrationen in den Filets und den Unterkiefern werden Verhältnisse gebildet. Diese befinden sich in Tabelle 15.

Tabelle 15: Verhältnisse der Aktivitätskonzentrationen $^{90}Sr/^{137}Cs$ in Filet und Unterkiefern.

Probe	Verhältnis von $^{90}Sr/^{137}Cs$ im Filet	Verhältnis von $^{90}Sr/^{137}Cs$ im Unterkiefer
Karpfen 5	0,080 ± 0,007	1,5 ± 0,2
Zander 2	0,0049 ± 0,0004	0,20 ± 0,01
Wels 1	0,00049 ± 0,00004	0,61 ± 0,06
Wels 2	0,00058 ± 0,00006	1,0 ± 0,1
Wels 3	0,0012 ± 0,0001	0,66 ± 0,07

In den Filets ergeben sich Verhältnisse von $^{90}Sr/^{137}Cs$ zwischen 0,00049 und 0,08. Im Gegensatz dazu ergibt sich für die Welse ein minimales Verhältnis von 0,2. Dementsprechend reichern die Unterkiefer ^{90}Sr stärker an und die Filets ^{137}Cs.

7.5 Einfluss und Aktivitätskonzentrationen des Wassers

Im Rahmen der Studie von (Querfeld, Schulz, Neubohn, & Steinhauser, 2018) wurden 2017(16.-17.05.2017) verschiedene Wasserproben aus dem Kühlteich und seiner Umgebung genommen und auf die Radionuklide ^{137}Cs und ^{90}Sr untersucht. Die Aktivitätskonzentrationen des Kühlteichs befinden sich in Tabelle 16.

Tabelle 16: Koordinaten und Aktivitätskonzentrationen von verschiedenen Wasserproben *(Querfeld, Schulz, Neubohn, & Steinhauser, 2018)*.

	Koordinaten		Aktivitätskonzentrationen in Bq/kg			
	N	E	^{90}Sr	u(^{90}Sr)	^{137}Cs	u(^{137}Cs)
Kühlteich	51°22‘24“	30°08‘19“	0,8	0,1	1,3	0,3
Kanal zum Kühlteich	51°22‘23“	30°07‘57“	4,1	0,1	8	2

Die ^{137}Cs - Aktivitätskonzentration im 2017 schließt sich an die Daten des IAEA Berichts für Wasser in Abbildung 25 an. Für die Zeit von 2000 bis 2013 wurde ein Wertebereich von 1 Bq/L bis 3 Bq/L festgestellt, der abhängig vom Monat variiert (IAEA, 2019). Die Abschaltung der Wasserpumpen in 2014 zeigte keine Auswirkungen zur Veränderung.

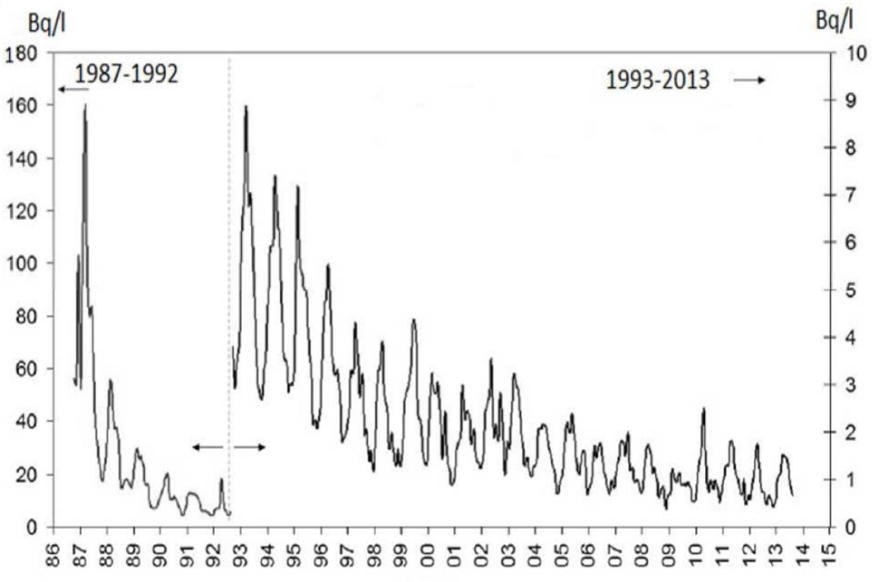


Abbildung 25: Monatliche ^{137}Cs - Aktivitätskonzentration im Kühlteich von 1986 - 2013, *(IAEA, 2019)*.

In einem Bericht von (Pavlenko & Steinhauser, 2020) wurde festgestellte, dass die Aktivitätskonzentration im Wasser eine untergeordnete Rolle für die Aktivität der Fische trägt. In der Studie wurden Barsche aus einem Gewässer mit einer ^{137}Cs – Konzentration um 23000 Bq/L für sechs Monate in ein Gewässer mit 8,7 Bq/L ausgesetzt und es wurden keine signifikanten Veränderungen festgestellt.

Es kann daraus geschlossen werden, dass der Kontaminationsgrad eines Fisches primär von der Kontamination seiner Nahrung diktiert wird. In Folgeuntersuchungen sollte jedoch auch der Transferfaktor von Wasser zu Fisch in die Studie einbezogen werden.

8 Ausblick

Die bisherigen Werte für die Aktivitätskonzentrationen in verschiedenen Fischgeweben zeigten keine Veränderung von ^{90}Sr und ^{137}Cs zu den Vorjahren oder zum Folgejahr. In vielen Fällen resultierte dies aus den großen Standardabweichungen der Werte. Um diese zu verkleinern werden mehr Fische einer Spezies benötigt. In den bisherigen Daten zeigte der Zander weitgehend die höchsten Daten. Außerdem ist er ein Speisefisch, weshalb er für die Nahrung des Menschen relevant ist. Aus diesen Gründen wird für weitere Probenahmen empfohlen diesen Fisch zu priorisieren.

Für Muschelschalen zeigten die Probereihen aus 2019 ein anderes Verhalten als die Probereihe aus 2018. Um die Hypothese des Anstiegs der Aktivitätskonzentration mit sinkendem Wasserspiegel zu testen, wird empfohlen lebende Muscheln zu beproben. Für die Hypothese der starken Ortsabhängigkeit werden Proben von verschiedenen Bereichen des Kühlteichs benötigt.

Insgesamt wurde mit dieser Arbeit eine Grundlage geschaffen auf die weiteren Beprobungen aufbauen können, die einen Fokus auf lebendige Muscheln und Zandern legen könnten. Auch der Transferfaktor von Wasser zu fisch sollte in künftigen Studien einbezogen werden.

Danksagung

Zu aller erst möchte ich bei Herrn Professor Georg Steinhauser bedanken. Danke für die Betreuung und auch, dass immer ein offenes Ohr für mich da war.

Ich danke auch Professor Clemens Walther, dass er die Rolle des Zweitprüfers übernommen hat.

Ich möchte mich auch bei dem Professor – Lenz - Stiftung bedanken, dass sie die Probennahme finanziert haben.

Danke auch an Anna, Jannik, Ina, Dorian, Felix und Loreen für das Korrekturlesen meiner Arbeit.

Die ganze Laborarbeit wäre mir alleine nicht möglich gewesen, weshalb ich mich bei Dorian Zok bedanken möchte. Du hast mir bei allem geholfen und mir immer zu Rat gestanden, sowohl im Büro als auch im Labor.

Ich möchte mich auch bei Felix Stäger und Anica Weller bedanken, die mich im Labor unterstützt und viel erklärt haben.

Nicht zu vergessen ist Sascha Sprott, der Proben des zweiten Jahres bearbeitet hat.

Ich bedanke mich auch bei meiner Familie, die mich immer unterstützt, ein offenes Ohr für mich hat und immer für mich da ist.

Allen aus meinem Freundeskreis, die ich bisher noch nicht genannt habe, möchte ich auch noch danken.

Außerdem möchte ich mich bei allen Leuten bedanken, die ich noch irgendwie vergessen habe.

Ich möchte auch dem gesamten Institut für Radioökologie und Strahlenschutz danken. Danke für eine schöne Zeit!

Anhang

Radioaktives Gleichgewicht

Die mathematischen Berechnungen zu den Gleichgewichten finden sich in den nachfolgenden Formeln. Die getroffenen Annahmen sind an den Pfeilen notiert.

$$
\begin{aligned}
N_2(t) &= \frac{\lambda_1}{\lambda_2-\lambda_1}\cdot N_{1,0}\cdot\left(e^{-\lambda_1\cdot t}-e^{-\lambda_2\cdot t}\right)\\
N_2(t) &= \frac{\lambda_1}{\lambda_2-\lambda_1}\cdot N_{1,0}\cdot e^{-\lambda_1\cdot t}\cdot\left(1-e^{-(\lambda_2-\lambda_1)\cdot t}\right)\\
&\xrightarrow{\lambda_2\gg\lambda_1} \quad e^{-(\lambda_2-\lambda_1)\cdot t}\approx 0\ ,\ \frac{\lambda_1}{\lambda_2-\lambda_1}\approx\frac{\lambda_1}{\lambda_2}\\
N_2(t) &= \frac{\lambda_1}{\lambda_2}\cdot N_{1,0}\cdot e^{-\lambda_1\cdot t}=\frac{\lambda_1}{\lambda_2}\cdot N_1(t)\\
A_2(t) &= \lambda_2\cdot\frac{\lambda_1}{\lambda_2}\cdot N_1(t)=\lambda_1\cdot N_1(t)=A_1(t)
\end{aligned}
$$

Formel 14: Säkulares Gleichgewicht.

$$
\begin{aligned}
&\xrightarrow{\lambda_2>\lambda_1} \quad e^{-(\lambda_2-\lambda_1)\cdot t}\approx 0\\
N_2(t) &= \frac{\lambda_1}{\lambda_2-\lambda_1}\cdot N_1(t)
\end{aligned}
$$

Formel 15: Transiente Gleichgewicht.

$$
\begin{aligned}
A_1(t) &= \lambda_1\cdot N_{1,0}\cdot e^{-\lambda_1\cdot t}\\
A_2(t) &= \lambda_2\cdot\frac{\lambda_1}{\lambda_2-\lambda_1}\cdot N_{1,0}\cdot e^{-\lambda_1\cdot t}\cdot\left(1-e^{-(\lambda_2-\lambda_1)\cdot t}\right)
\end{aligned}
$$

Formel 16: Fehlendes Gleichgewicht.

Es wird deutlich, dass die Formeln jeweils nur für bestimmte Zeitintervalle gelten. Die Formeln gelten nicht für deutlich kürzere Zeiten als die kleinste der betrachteten Halbwertszeiten und auch nicht für längere Zeiten als die längste der betrachteten Halbwertszeiten.

Zeitkorrektur

Die Aktivität eines jeden Nuklids nimmt mit der Zeit ab. Dies resultiert in einer Veränderung der Aktivität im Laufe eine Messung (siehe Formel 17).

$$A = \lambda \cdot N \cdot e^{-\lambda \cdot t}$$

A_0 Aktivität zu Messbeginn

$$A_0 = \lambda \cdot N$$

t_M Dauer der Messung

N_M Akkumulierte Anzahl an Zerfällen in t_M

$$N_M = \int_0^{t_M} \lambda \cdot N \cdot e^{-\lambda \cdot t}\, dt$$

$$= \left[-N \cdot e^{-\lambda \cdot t}\right]_0^{t_M} = N \cdot e^{\lambda \cdot 0} - N \cdot e^{-\lambda \cdot t_M}$$

$$N_M = N \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot t_M})$$

$$\frac{N_M \cdot \lambda}{(1 - e^{-\lambda \cdot t_M})} = N \cdot \lambda$$

$$A_0 = \frac{N_M \cdot \lambda}{(1 - e^{-\lambda \cdot t_M})}$$

Formel 17: Mathematische Formel zur Aktivitätsbestimmung.

Für die in dieser Arbeit behandelte Nuklide ist die Dauer der Messung im Vergleich zur Halbwertszeit der betrachteten Nuklide sehr klein (30,08a>>14d), weshalb eine Annäherung möglich ist.

$$e^{-\lambda \cdot t_M} \xrightarrow{\text{Taylor-Reihe}} 1 - \lambda \cdot t_M \pm \cdots$$

$$1 - e^{-\lambda \cdot t_M} = \lambda \cdot t_M$$

$$\frac{N_M \cdot \lambda}{(1 - e^{-\lambda \cdot t_M})} = \frac{N_M \cdot \lambda}{\lambda \cdot t_M} = \frac{N_M}{t_M}$$

$$\rightarrow A = \frac{N_M}{t_M}$$

Formel 18: Näherungsformel der Aktivität aus einem Messung.

In dieser Arbeit wird für die Berechnung der Aktivitäten die Näherung aus Formel 18 verwendet.

Mittelwert und Standardabweichung

Um aus einer Messreihe einer Größe den wahren Wert zu bestimmen bestehen diverse Mittelungsvorschriften. In dieser Arbeit wird der arithmetische und der logarithmische Mittelwert verwendet.

$$\langle G_{arithmetisch} \rangle = \frac{G_1 + G_2 + \ldots + G_N}{N} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} G_i$$

$$\langle G_{logarithmisch} \rangle = \frac{G_1 - G_2}{\ln\left(\frac{G_1}{G_2}\right)}$$

Formel 19: Arithmetischer und Logarithmischer Mittelwert *(Merziger, Mühlbach, Wille, & Wirth, 2014)*.

Der logarithmische Mittelwert wird nur aus zwei positiven oder zwei negativen Werten bestimmt, da der negative Logarithmus bei unterschiedlichen Vorzeichen ein nicht physikalisches Ergebnis liefern würde($\ln(-1) = \ln\left(e^{i\pi}\right) = i\pi$).

Wenn in dieser Arbeit von Mittelung oder Mittelwert gesprochen wird, ist eine der obigen Vorschriften gemeint. Die zugehörige Standardabweichung findet sich in Formel 20 und Formel 21.

Die angegebenen Werte besitzen Unsicherheiten und Abweichungen. Um diese zu bestimmen wird die Standardabweichung als Maß verwendet.

$$\sigma = \sqrt{\sum_{i=1}^{n} \frac{(X_i - \bar{X})^2}{n-1}}$$

Formel 20: Standardabweichung einer Stichprobe.

Die in Formel 20 angegebene Formel gibt die Streuung der Gesamtheit an, wenn nur eine Stichprobe analysiert wird.

$$\sigma = \sqrt{\sum_{i=1}^{n} \frac{(X_i - \bar{X})^2}{n}}$$

Formel 21: Standardabweichung einer Gesamtheit.

Bei einer Untersuchung einer Gesamtheit wird die in Formel 21 beschriebene Formel verwendet. Diese unterscheidet sich nur in einem -1 unterm Bruch (Merziger, Mühlbach, Wille, & Wirth, 2014).

In dieser Arbeit werden primär Fischproben untersucht. Dementsprechend handelt es sich um eine Stichprobe aller Fische des Kühlteichs. Es wird die Standardabweichung einer Stichprobe verwendet.

Probenvorbereitung

Tabelle 17: Veraschungsprogramme.

Ort	Stufe	Temperatur	Dauer
Tschernobyl	Aufheizen und Halten	300°C	Nacht
Hannover	Aufheizen	350°C	2h
	Halten	350°C	2h
	Aufheizen	420°C	2h
	Halten	420°C	12h
	Gesamt	350-420°C	18h

Abbildung 26: Muschelschalen nach der Säuberung in einer Petrischale.

Daten aller Proben

Der Ort der Probennahme war für alle Fische der Gleiche. Die Koordinaten lauten N51°22‘11‘ E30°08‘39“. Nur Wels 3 lag N51°20‘12“ E30°09‘60“.

Tabelle 18: Übersicht über die Friedfische - Teil 1.

Probenname	Spezies	Gewebe	Fisch-Gewicht	Fischlänge	Geschlecht
-	-	-	kg	cm	m/f
K1	Karausche	Filet	0,98	-	-
K2	Karausche	Filet	0,132	-	-
K3	Karausche	Filet	0,173	-	-
K4	Karausche	Filet	0,330	-	-
K5	Karausche	Filet	0,227	-	-
K6	Karausche	Filet	0,211	-	-
K7	Karausche	Filet	0,043	-	-
K8	Karausche	Filet	0,040	-	-
K9	Karausche	Filet	0,041	-	-
K1F	Karpfen	Filet	1	44	m
K1L	Karpfen	Leber	1	44	m
K1JB	Karpfen	Unterkiefer	1	44	m
K2F	Karpfen	Filet	1,05	42	m
K2L	Karpfen	Leber	1,05	42	m
K2JB	Karpfen	Unterkiefer	1,05	42	m
K3F	Karpfen	Filet	0,9	43	m
K3L	Karpfen	Leber	0,9	43	m
K3JB	Karpfen	Unterkiefer	0,9	43	m
K4F	Karpfen	Filet	1,6	50	f
K4L	Karpfen	Leber	1,6	50	f
K4JB	Karpfen	Unterkiefer	1,6	50	f
K5F	Karpfen	Filet	1,15	42	f
K5L	Karpfen	Leber	1,15	42	f
K5JB	Karpfen	Unterkiefer	1,15	42	f
K6F	Karpfen	Filet	0,7	36	m
K6L	Karpfen	Leber	0,7	36	m
K6JB	Karpfen	Unterkiefer	0,7	36	m
K7F	Karpfen	Filet	0,6	34	m
K7L	Karpfen	Leber	0,6	34	m
K7JB	Karpfen	Unterkiefer	0,6	34	m

Tabelle 19: Übersicht über die Friedfische - Teil 2.

	Frisches Gewicht	Nach 1. Veraschung	Verwendet	Nach 2. Veraschung	Verhältnis Nass/Veraschung2
-	g	g	g	g	%
K1	80,3	15,6	15,34	2,27	14,8
K2	25,2	3,8	3,79	0,88	23,3
K3	40,8	8,9	8,70	2,01	23,1
K4	54	9,0	8,95	3,25	36,3
K5	49	7,6	7,74	2,62	33,8
K6	30,3	5,2	5,23	1,87	35,8
K7	14,1	2,1	1,96	0,67	34,3
K8	13,8	1,8	1,80	0,53	29,4
K9	17,5	2,4	2,38	0,76	31,8
K1F	95,1	20,2	17,56	1,36	7,75
K1L	5,1	1,7	0,73	0,080	10,9
K1JB	4,6	1,9	0,84	0,39	45,9
K2F	80,6	14,3	11,26	0,69	6,14
K2L	4,9	1,8	0,73	0,062	8,57
K2JB	7,1	2,1	1,18	0,51	43,0
K3F	80,4	11,8	10,39	1,04	10,1
K3L	6,7	1,1	0,92	0,084	9,15
K3JB	7,7	1,1	2,14	0,48	22,4
K4F	114,6	17,9	16,95	1,13	6,64
K4L	14	1,9	1,78	0,17	9,43
K4JB	8,5	1,4	1,51	0,72	47,7
K5F	88,1	13,2	11,81	1,19	10,1
K5L	10	1,3	1,40	0,28	20,6
K5JB	3,2	0,6	0,63	0,33	52,5
K6F	62	9,6	9,38	0,87	9,26
K6L	6,4	0,7	0,85	0,070	8,21
K6JB	2,3	0,1	0,33	0,13	38,8
K7F	55,9	9,1	8,90	0,82	9,27
K7L	5,3	0,7	0,59	0,089	15,2
K7JB	3,2	0,6	0,59	0,28	47,0

Tabelle 20: Übersicht über die Raubfische - Teil 1.

Probenname -	Spezies -	Gewebetyp -	Fischgewicht kg	Fischlänge cm	Geschlecht m/f
Z1F	Zander	Filet	2,8	70	f
Z1L	Zander	Leber	2,8	70	f
Z1JB	Zander	Unterkiefer	2,8	70	f
Z2F	Zander	Filet	2,9	68	f
Z2L	Zander	Leber	2,9	68	f
Z2JB	Zander	Unterkiefer	2,9	68	f
Z3F	Zander	Filet	1,1	51	m
Z3L	Zander	Leber	1,1	51	m
Z3JB	Zander	Unterkiefer	1,1	51	m
Z4F	Zander	Filet	2	60	f
Z4L	Zander	Leber	2	60	f
Z4JB	Zander	Unterkiefer	2	60	f
Z5F	Zander	Filet	2,65	66	f
Z5L	Zander	Leber	2,65	66	f
Z5JB	Zander	Unterkiefer	2,65	66	f
Z6F	Zander	Filet	1,95	58	m
Z6L	Zander	Leber	1,95	58	m
Z6JB	Zander	Unterkiefer	1,95	58	-
C1F	Wels	Filet	32	183	-
C1L	Wels	Leber	32	183	-
C1JB	Wels	Unterkiefer	32	183	-
C2F	Wels	Filet	12,5	138	-
C2L	Wels	Leber	12,5	138	-
C2JB	Wels	Unterkiefer	12,5	138	-
C3F	Wels	Filet	29	165	-
C3L	Wels	Leber	29	165	-
C3JB	Wels	Unterkiefer	29	165	-
C3T	Wels	Entzündung	29	165	-

Tabelle 21: Übersicht über die Raubfische - Teil 2.

	Frisches Gewicht	Nach 1. Veraschung	Verwendet	Nach 2. Veraschung	Verhältnis Nass/Veraschung2
-	g	g	g	g	%
Z1F	165,6	23,9	20,16	4,57	3,28
Z1L	42,1	7,4	5,28	0,78	2,60
Z1JB	35,2	10,9	9,19	6,15	20,7
Z2F	198,7	26,2	21,71	3,55	2,16
Z2L	20,7	6,9	4,45	0,68	5,13
Z2JB	36,8	11,0	9,02	5,89	19,5
Z3F	70,4	11,2	6,89	1,15	2,66
Z3L	12,3	2,0	1,25	0,22	2,91
Z3JB	13,7	4,0	3,25	2,18	19,6
Z4F	60,3	7,2	5,84	2,16	4,41
Z4L	34	4,4	3,40	0,61	2,32
Z4JB	27,4	7,6	6,61	4,34	18,2
Z5F	84,6	10,5	8,65	3,08	4,42
Z5L	42,8	5,9	5,09	1,67	4,53
Z5JB	37,1	9,7	8,79	5,60	16,7
Z6F	72,7	15,5	13,58	1,20	1,88
Z6L	29,5	5,2	4,24	0,44	1,84
Z6JB	28,1	9,5	7,82	4,47	19,4
C1F	341,9	37,8	3,47	0,82	2,62
C1L	224,2	33,1	25,59	3,02	1,75
C1JB	319,1	62,2	7,80	6,08	15,2
C2F	1260,4	122	6,33	0,83	1,26
C2L	86,9	12,2	10,44	1,59	2,14
C2JB	328,3	57,1	6,93	5,39	13,5
C3F	626,6	59,4	3,17	0,31	0,92
C3L	331,3	33,1	27,34	8,96	3,27
C3JB	432,2	65,1	5,80	4,51	11,7
C3T	1093,1	105,7	2,35	0,24	0,98

Tabelle 22: Übersicht der ^{137}Cs-Konzentrationen in den Fischen.

-	^{137}Cs Bq/g	u(^{137}Cs) Bq/g		^{137}Cs Bq/g	u(^{137}Cs) Bq/g
K1	2,047	0,038	Z1F	6,87	0,14
K2	1,301	0,028	Z1L	5,257	0,059
K3	1,223	0,027	Z1JB	1,754	0,041
K4	1,335	0,024	Z2F	6,46	0,14
K5	1,440	0,036	Z2L	12,43	0,14
K6	1,167	0,026	Z2JB	2,067	0,031
K7	1,642	0,061	Z3F	4,188	0,069
K8	1,732	0,061	Z3L	3,908	0,045
K9	1,456	0,015	Z3JB	1,154	0,031
K1F	0,897	0,013	Z4F	5,409	0,087
K1L	0,962	0,020	Z4L	5,490	0,063
K1JB	0,702	0,017	Z4JB	2,037	0,030
K2F	0,768	0,018	Z5F	5,097	0,070
K2L	0,992	0,021	Z5L	4,408	0,050
K2JB	0,815	0,023	Z5JB	1,705	0,026
K3F	1,441	0,027	Z6F	3,894	0,063
K3L	0,551	0,010	Z6L	4,642	0,051
K3JB	0,323	0,009	Z6JB	1,992	0,049
K4F	0,774	0,015	C1F	9,19	0,11
K4L	0,429	0,011	C1L	3,942	0,064
K4JB	0,295	0,005	C1JB	0,658	0,011
K5F	0,814	0,018	C2F	5,22	0,17
K5L	0,541	0,017	C2L	2,986	0,035
K5JB	0,413	0,011	C2JB	0,854	0,024
K6F	1,027	0,023	C3F	4,289	0,047
K6L	0,357	0,007	C3L	1,640	0,024
K6JB	0,117	0,003	C3JB	0,288	0,006
K7F	1,285	0,039	C3T	1,831	0,020
K7L	0,781	0,010			
K7JB	0,501	0,010			

Tabelle 23: Übersicht der ^{90}Sr Konzentration in den Fischen.

-	Jahr	Ausbeuten %	u(Ausbeute) %	^{90}Sr mBq/g	u(^{90}Sr) mBq/g
K1	2018	78,3*	7	60,8	5,4
K2		78,3*	7	590	53
K4		78,3*	7	551	49
K5F		78,3*	7	65,5	5,9
K5L		78,3*	7	< 1,1	
K5JB		75,1	8,1	608	65
Z1L		78,3*	7	< 0,6	
Z1JB		79,2	7,4	459	43
Z2F		78,3*	7	31,4	2,8
Z2L		78,3*	7	< 2,0	
Z2JB		81,7	3,8	414	19
Z6L		78,3*	7	< 0,5	
Z6JB		80,4	5,6	433	30
C1F		78,3*	7	4,46	0,40
C1L		78,3*	7	< 0,7	
C1JB		75,7	6,9	398	36
C2F		78,3*	7	3,03	0,27
C2L		78,3*	7	< 0,8	
C2JB		81,5	10,2	854	107
C3F		78,3*	7	5,11	0,46
C3L		78,3*	7	< 0,7	
C3JB		78,6	8,5	190	21
Z1JBb	2019	79,6	8,0	321	32
Z2JBb		65,8	8,8	509	68
Z3JBb		72,7	8,4	1020	120
C1JBb		69,3	12,4	421	75
C2JBb		95,7	12,2	260	47
C3JBb		82,5	14,8	270	48

Ausbeuten mit * sind Mittelwerte der anderen Ausbeuten.

Chemikalienliste

Die verwendeten Chemikalien waren alle von analytischer Qualität oder reiner.

Tabelle 24: Liste der verwendeten Chemikalien.

Name	Summenformel	Hersteller	Zusatz
Oxalsäure	$C_2H_2O_4$	Sigma-Aldrich	-
Salpetersäure	HNO_3	VWR Chemicals	69%
Sr-Resin	-	Eichrom Technologies	-
Strontiumnitrat	$Sr(NO_3)_2$	Merck	-
Ultima Gold AB	-	PerkinElmer	-
Uranium ICP standard	$UO_2(NO_3)_2$	Certipur	10 mg/l U
Wasser	H_2O	Milli-Q system	18,2MΩ·cm
xQCY-13	-	Eckert & Ziegler	Standard

Messgeräte

Tabelle 25: Charakteristika der Germanium-Detektoren.

Name	1	2	4	5	6
Detektor					
Typ	P	n	n	n	p
Ausrichtung	Koaxial	koaxial	koaxial	planar	koaxial
Geometrie	Bohrloch	Zylinder	Zylinder	Zylinder	Zylinder
Firma	Intertechnique	Ortec	Canberra	Canberra	Canberra
Serien-Nr	P	34-TN2 0508A	b 95691	b 97611	x
Modell-Nr	52150	GMX-30200-P	GR2818	GL2820R	GX3018
Betriebs-spannung	+ 2000 V	-2000	- 5000 V	- 3000 V	+ 4500 V
Kristall					
Durchmesser [mm]	49,5	59,9	53,0	60,0	60,0
Höhe [mm]	40,2	53,5	59,5	20,0	53,5
V [cm³]	77,4	150,8	131,3	56,5	151,3
Rel.Efficiency [%]	12,8	33,1	28,3	23,1	35

Tabelle 26: Geräteliste aller verwendeter Messgeräte.

Geräte	Hersteller	Bezeichnung	Verwendung
γ-Detektoren	siehe Tabelle 25	siehe Tabelle 25	^{137}Cs, ^{241}Am Detektion
LSC	Hidex	Hidex 300 SL	^{90}Sr Detektion
ICP-OES	Thermo	ICAP 6000	Sr- Wiederfindungsrate
ICP-QQQ-MS	Agilent	G3665A 8900	Uran -Verhältnisse
LA-ICP-MS	Teledyne mit Agilent	LSX-213 G2+ mit G3665A 8900	Muschelschalen

Top-Down-Standard Zertifikat

Der verwendete Standard für die Top-Down-Methode wurde aus einem Multi-Element-Standard erstellt. Die Kalibrierung dieser Lösung erfolgte am 01.02.2019. Davon wurden 5,11g homogen auf ein Filterpapier in Petrischalen Größe gebracht.

Tabelle 27: Bestandteile des Multielementstandards xQCY-13.

Energie in keV	Nuklid	Halbwertszeit in d	p in %	a in Bq/g	γ in 1/(g·s)	Unsicherheit in %
60	^{241}Am	158109,24	36,0	1040	374,4	3,1
88	^{109}Cd	453,36	3,63	14600	530,0	2,5
122	^{57}Co	270,02	85,6	571	488,8	2,3
166	^{139}Ce	137,5	79,9	725	579,3	2,3
279	^{203}Hg	46,59	81,5	2100	1712	2,3
392	^{113}Sn	115,10	64,9	2760	1791	2,3
514	^{85}Sr	64,73	98,4	3430	3375	2,3
662	^{137}Cs	10987,96	85,1	2470	2102	2,3
898	^{88}Y	106,60	94,0	5720	5377	2,3
1173	^{60}Co	1924,65	99,86	2950	2946	2,3
1333	^{60}Co	1924,65	99,98	2950	2949	2,3
1836	^{88}Y	106,60	99,4	5720	5686	2,3

Strontium-Trennung

Die Strontium-Trennung erfolgte jeweils nach dem gleichen Schema.

Tabelle 28: Übersicht des Trennungsgangs für das Sr-Harz.

Schritt	Lösung	Menge
1. Konditionieren	8 M HNO_3	5x 1 ml
2. Beladen	Probe in 8 M HNO_3	10x 1 ml
3. Reinigen des Zentrifugen Röhrchens	8 M HNO_3	5x 1 ml
4. Waschen	3 M HNO_3 mit 0,05M Oxalsäure	10x 1 ml
5. Elution	0,025 M HNO_3	10x 1 ml

Tabelle 29: Übersicht von Probe zum LSC-Vial.

Schritt	Verfahren	Zusatz
1. Auflösen	Mikrowellenaufschluss	0,3 g bis 1 g Probe in 10 ml 8 M HNO_3
2. Trennungsgang	Sr-Trennung nach Tabelle 28	-
3. Eindampfen	Eindampfen in einem Rundkolben	Auf 0,5 ml Eindampfen und 10x 1 ml H_2O hinzugeben
4. Abschluss	Umfüllen in LSC-Vial	Mit 1,5 ml H_2O auffüllen und 18 ml LSC-Cocktail hinzugeben

Gesamtes Spektrum von C1L

In der Abbildung 29 ist ein Spektrum der Probe C1L und in Tabelle 30 die Zuordnung der Peaks zu ihrem Ursprung. In der Zuordnung wurden die Element-Abkürzungen für die Röntgenlinien verwendet und die Nuklide für Gammalinien. Ist eine eindeutige Zuordnung der Röntgenlinien nicht möglich, wird „X-Ray" geschrieben. Für Peaks, die im gleichen Bereich im Hintergrund auftauchen, wurden mit „Hintergrund" gekennzeichnet. Die Grenze für ein sinnvolles Auswerten eines Peaks bei mehr als 1000 Counts für einen Peak und weniger als 10% Abweichung liegen in dieser Messung bei einer CPS von 0,0006 1/s ± 0,0001 1/s. Unterschreitet ein Peak diesen Wert wurde er mit „Artefakt" gekennzeichnet, falls er nicht aus dem Hintergrund stammt.

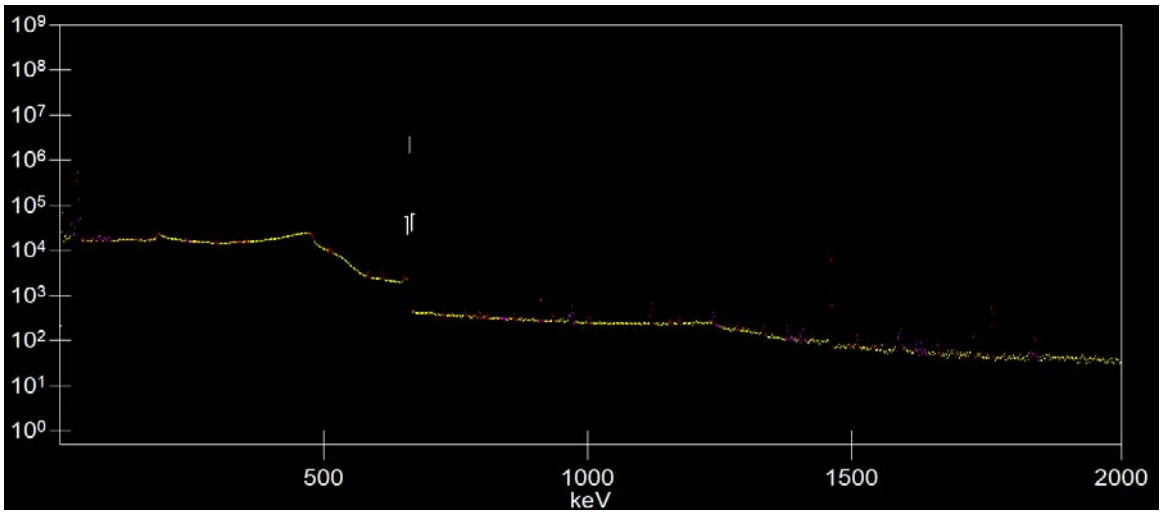


Abbildung 29: Bild des Spektrums der Probe C1L über 1801263,399 s.

Tabelle 30: Auflistung und Zuordnung aller Peaks im Spektrum der Probe C1L.

Nr.	Energie in keV	Probe in 1/s		Hintergrund in 1/s		Zuordnung
		CPS	u(CPS)	CPS	u(CPS)	
1	22	0,1380	0,0005	0,0000	0,0000	X-Ray
2	27	0,0280	0,0004	0,0000	0,0000	X-Ray
3	30	0,0969	0,0004	0,0000	0,0000	X-Ray
4	32	3,3582	0,0014	0,0000	0,0000	Cs
5	37	0,8294	0,0008	0,0000	0,0000	Cs

6	47	0,0103	0,0004	0,0099	0,0002	Hintergrund
7	64	0,0167	0,0004	0,0017	0,0002	X-Ray
8	73	0,0171	0,0003	0,0011	0,0002	Pb
9	75	0,0314	0,0004	0,0209	0,0002	Pb
10	85	0,0193	0,0003	0,0121	0,0002	Pb
11	88	0,0061	0,0003	0,0047	0,0002	Pb
12	93	0,0223	0,0004	0,0239	0,0002	Hintergrund
13	144	0,0032	0,0004	0,0023	0,0002	^{212}Bi
14	164	0,0014	0,0003	0,0013	0,0002	Hintergrund
15	186	0,0374	0,0005	0,0124	0,0002	Rückstreupeak ^{137}Cs
16	239	0,0086	0,0004	0,0095	0,0002	Hintergrund
17	243	0,0020	0,0003	0,0024	0,0001	Hintergrund
18	296	0,0049	0,0004	0,0049	0,0001	Hintergrund
19	339	0,0023	0,0003	0,0021	0,0001	Hintergrund
20	353	0,0099	0,0004	0,0090	0,0001	^{214}Pb
21	476	0,0348	0,0005	0,0000	0,0000	Comptonkante ^{137}Cs
22	512	0,0170	0,0003	0,0171	0,0001	Annihilationspeak
23	584	0,0054	0,0002	0,0053	0,0001	Hintergrund
24	610	0,0108	0,0002	0,0106	0,0001	Hintergrund
25	652	0,0043	0,0002	0,0000	0,0000	X-Ray Escape ^{137}Cs
26	662	11,691	0,0025	0,0000	0,0000	^{137}Cs
27	728	0,0014	0,0001	0,0015	0,0001	Hintergrund
28	769	0,0013	0,0001	0,0014	0,0001	Hintergrund
29	787	0,0006	0,0001	0,0004	0,0001	Hintergrund
30	796	0,0009	0,0001	0,0007	0,0001	Hintergrund
31	808	0,0004	0,0001	0,0000	0,0000	Artefakt
32	836	0,0002	0,0001	0,0003	0,0001	Hintergrund
33	841	0,0002	0,0000	0,0000	0,0000	Artefakt
34	862	0,0009	0,0001	0,0007	0,0001	Hintergrund
35	905	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	Artefakt
36	912	0,0048	0,0001	0,0049	0,0001	Hintergrund
37	935	0,0009	0,0001	0,0009	0,0001	Hintergrund
38	966	0,0009	0,0001	0,0012	0,0001	Hintergrund
39	970	0,0031	0,0001	0,0031	0,0001	Hintergrund
40	1002	0,0010	0,0001	0,0010	0,0001	Hintergrund
41	1121	0,0039	0,0001	0,0039	0,0001	Hintergrund
42	1156	0,0006	0,0001	0,0004	0,0001	Hintergrund
43	1174	0,0014	0,0001	0,0000	0,0000	^{60}Co und ^{137}Cs+ Annihilationspeak
44	1239	0,0019	0,0001	0,0017	0,0001	Hintergrund
45	1248	0,0002	0,0000	0,0000	0,0000	Artefakt
46	1282	0,0003	0,0000	0,0005	0,0000	Hintergrund
47	1333	0,0008	0,0000	0,0000	0,0000	^{60}Co
48	1379	0,0011	0,0000	0,0013	0,0000	Hintergrund
49	1386	0,0002	0,0000	0,0003	0,0000	Hintergrund
50	1402	0,0004	0,0000	0,0003	0,0000	Hintergrund

51	1409	0,0007	0,0000	0,0006	0,0000	Hintergrund
52	1462	0,0618	0,0002	0,0348	0,0002	^{40}K
53	1497	0,0002	0,0000	0,0002	0,0000	Hintergrund
54	1510	0,0006	0,0000	0,0005	0,0000	Hintergrund
55	1539	0,0001	0,0000	0,0002	0,0000	Hintergrund
56	1589	0,0005	0,0000	0,0005	0,0000	Hintergrund
57	1594	0,0010	0,0000	0,0009	0,0000	Hintergrund
58	1622	0,0002	0,0000	0,0003	0,0000	Hintergrund
59	1632	0,0003	0,0000	0,0003	0,0000	Hintergrund
60	1639	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	Hintergrund
61	1662	0,0002	0,0000	0,0002	0,0000	Hintergrund
62	1695	0,0001	0,0000	0,0000	0,0000	Artefakt
63	1731	0,0008	0,0000	0,0008	0,0000	Hintergrund
64	1766	0,0048	0,0001	0,0046	0,0001	Hintergrund
64	1839	0,0001	0,0000	0,0001	0,0000	Hintergrund
65	1848	0,0006	0,0000	0,0006	0,0000	Hintergrund

Urangehalt in Fischen

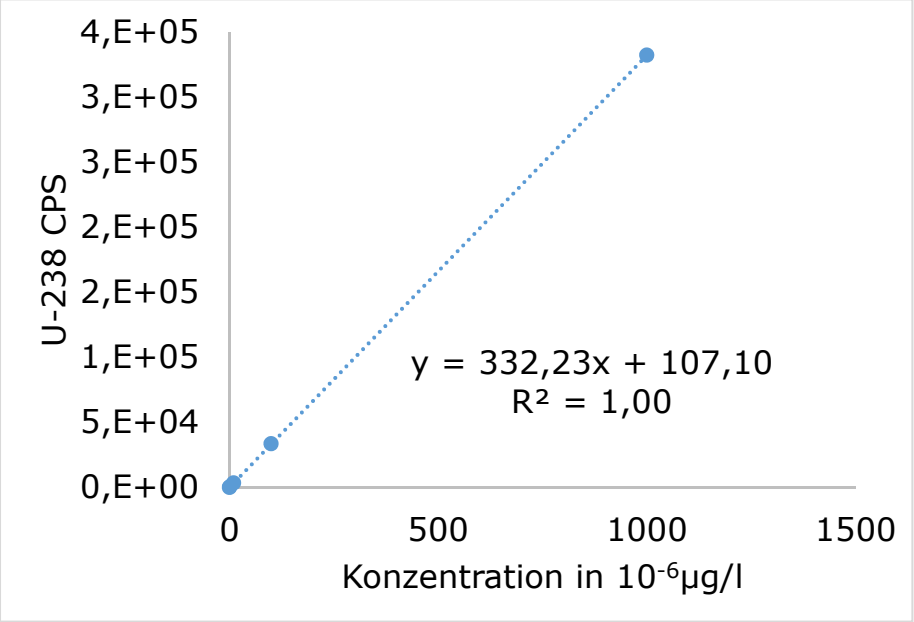


Abbildung 30: Kalibrierung für die ^{238}U Konzentration in Fischfilet.

Ausbeutenbestimmung des Sr-Harzes

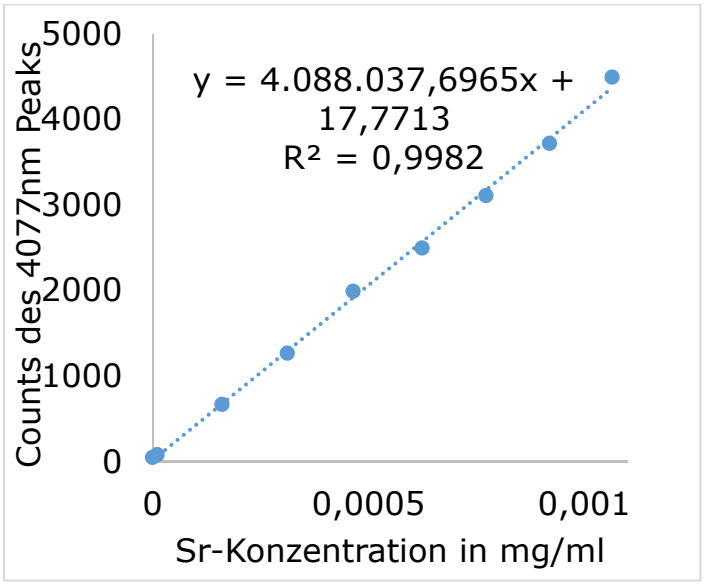


Abbildung 31: Kalibrierung der OES-Messung 1.

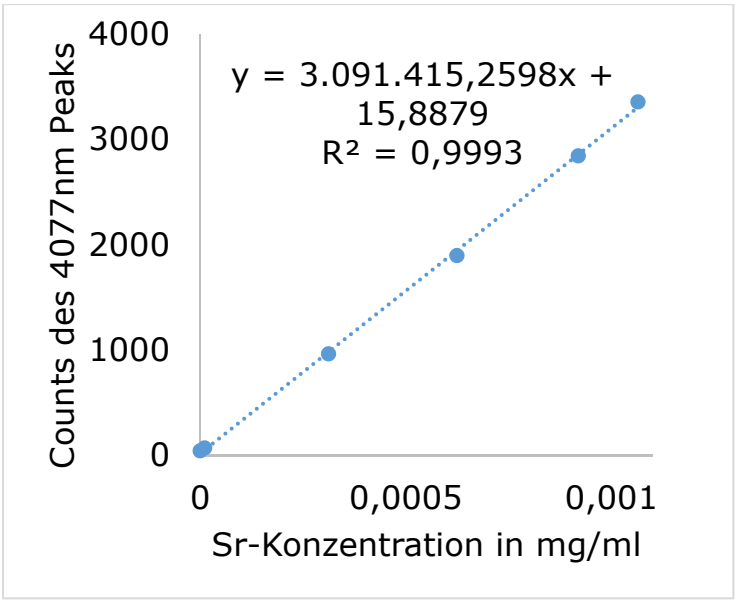


Abbildung 32: Kalibrierung der OES-Messung 2.

Verteilung auf Muschelschalen

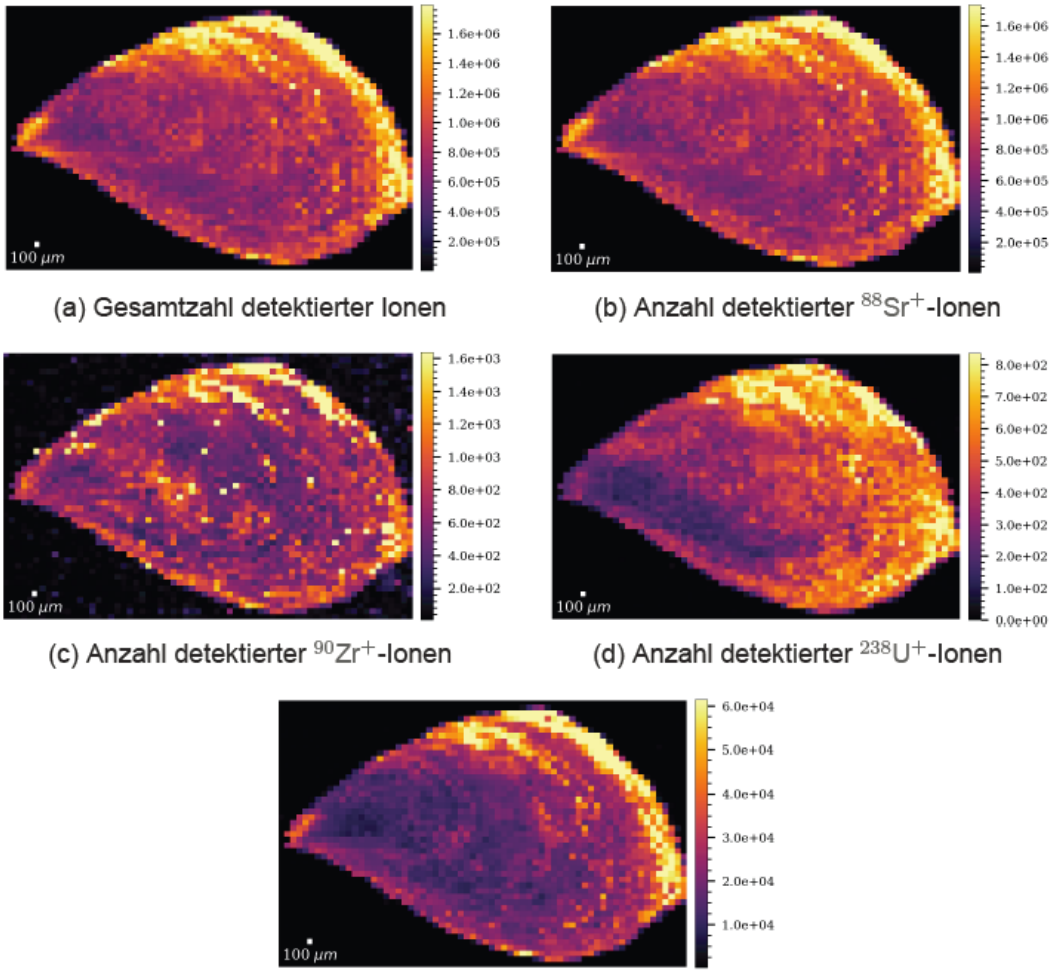


Abbildung 33: Verteilung ausgewählter Nuklide auf der Oberfläche einer Muschelschale(MA5), aus *(Sprott, 2020)*.

^{137}Cs-Inventar des Bodens

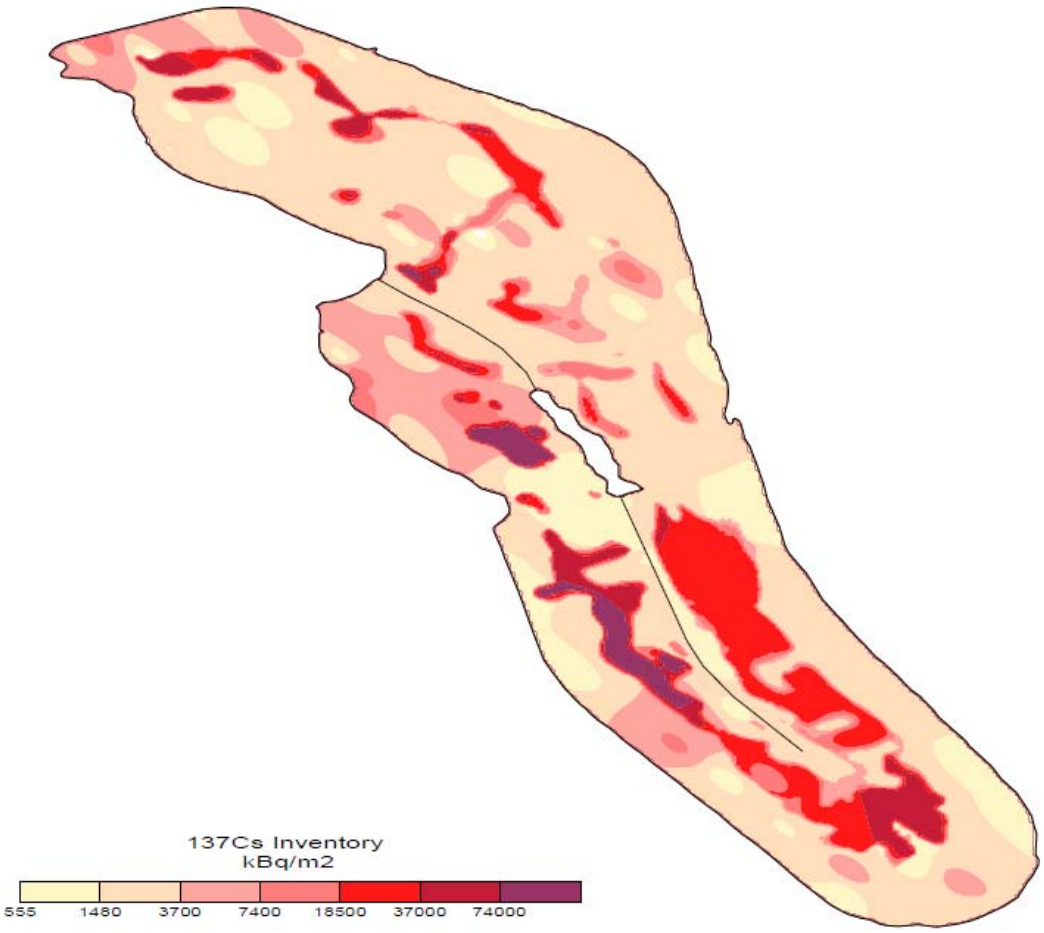


Abbildung 34: ^{137}Cs Inventar des Bodens des Kühlteichs aus *(IAEA, 2019)*.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Daten des Kühlteichs (IAEA, 2019). 11
Tabelle 2: Zeitliche Daten zum Betrieb des Kühlteichs, modifiziert übernommen aus (IAEA, 2019). 16
Tabelle 3: Menge der Fischproben. 29
Tabelle 4: Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs in Fischgewebe von 2018. 42
Tabelle 5: Aktivitätskonzentrationen im Sediment. 45
Tabelle 6: Auszug aus der kompletten Peak-Zuordnung in 46
Tabelle 7: Anteil von ^{238}U in Fischfilets. 47
Tabelle 8: Proben für die Strontium-Trennung. 48
Tabelle 9: Ausbeuten über die OES-Methode von Unterkieferproben der Strontium-Trennung. 49
Tabelle 10: Vergleich der Aktivitätskonzentrationen von ^{90}Sr Fischen von verschiedenen Jahren. 50
Tabelle 11: Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Lebern von Raubfischen. 55
Tabelle 12: Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs in Filets von Raubfischen. 56
Tabelle 13: Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Unterkiefern von Raubfischen. 57
Tabelle 14: Aktivitätskonzentration von ^{90}Sr in Unterkiefern von Raubfischen. 57
Tabelle 15: Verhältnisse der Aktivitätskonzentrationen ^{90}Sr/^{137}Cs in Filet und Unterkiefern. 62
Tabelle 16: Koordinaten und Aktivitätskonzentrationen von verschiedenen Wasserproben (Querfeld, Schulz, Neubohn, & Steinhauser, 2018). 63
Tabelle 17: Veraschungsprogramme. v
Tabelle 18: Übersicht über die Friedfische - Teil 1. vii
Tabelle 19: Übersicht über die Friedfische - Teil 2. viii
Tabelle 20: Übersicht über die Raubfische - Teil 1. ix
Tabelle 21: Übersicht über die Raubfische - Teil 2. x
Tabelle 22: Übersicht der ^{137}Cs-Konzentrationen in den Fischen. xi
Tabelle 23: Übersicht der ^{90}Sr Konzentration in den Fischen. xii
Tabelle 24: Liste der verwendeten Chemikalien. xiii
Tabelle 25: Charakteristika der Germanium-Detektoren. xiv
Tabelle 26: Geräteliste aller verwendeter Messgeräte. xiv
Tabelle 27: Bestandteile des Multielementstandards xQCY-13 xv
Tabelle 28: Übersicht des Trennungsgangs für das Sr-Harz. xvi
Tabelle 29: Übersicht von Probe zum LSC-Vial xvi

Tabelle 30: Auflistung und Zuordnung aller Peaks im Spektrum der Probe C1L. xvii

Formelverzeichnis

Formel 1: Die wichtigsten Zerfallsarten (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). 5
Formel 2: Definition der Aktivität (Demtröder, 2017). 6
Formel 3: Die Zerfallsgleichung. 6
Formel 4: Zerfallsgleichungen für einen Zerfall mit radioaktivem Tochternuklid. 7
Formel 5: Zerfall des ^{40}K (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). 18
Formel 6: Entstehung von ^{234}U aus ^{238}U (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)..... 19
Formel 7: Neutronenaktivierung verschiedener Nuklide, Übernommen aus (Atwood, 2010). 21
Formel 8: Zerfall von ^{90}Sr über ^{90}Y zu ^{90}Zr (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018)..... 22
Formel 9: Neutroneneinfang des ^{238}U zu ^{241}Am und dessen Zerfall (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). 23
Formel 10: Definition der Messwerte der Top-Down-Methode. 33
Formel 11: Bestimmung der Effizienz nach Top-Down-Methode. 33
Formel 12: Bestimmung der Aktivität nach Top-Down-Methode. 33
Formel 13: Die Jäckel-Westmeier-Funktion zur Effizienzbestimmung. 34
Formel 14: Säkulares Gleichgewicht..... i
Formel 15: Transiente Gleichgewicht..... i
Formel 16: Fehlendes Gleichgewicht. i
Formel 17: Mathematische Formel zur Aktivitätsbestimmung. ii
Formel 18: Näherungsformel der Aktivität aus einem Messung. ii
Formel 19: Arithmetischer und Logarithmischer Mittelwert (Merziger, Mühlbach, Wille, & Wirth, 2014). iii
Formel 20: Standardabweichung einer Stichprobe..... iii
Formel 21: Standardabweichung einer Gesamtheit. iv

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Wechselwirkungen von Photonen mit Materie, Aus (Demtröder, 2017). 9
Abbildung 2: Dominante Wechselwirkung von Photonen verschiedener Energien mit Materie verschiedener Ordnungszahl (Demtröder, 2017). 10
Abbildung 3: Schematischer Querschnitt des Kühlteichs in Richtung des Flusses, modifiziert übernommen aus (IAEA, 2019). 11
Abbildung 4: Aufbau eines RMBK Reaktors, Modifizier übernommen aus (World Nuclear Association, 2019). 12
Abbildung 5: Spaltausbeuten bei der Spaltung von ^{235}U und ^{239}Pu mit thermischen Neutronen, Erstellt mit Daten aus (Magill, Pfennig, Dreher, & Sóti, 2018). 20
Abbildung 6: Nahrungspyramide der betrachteten Spezies. 26
Abbildung 7: Karte der Orte der die Probennahmen, Rote Pfeile: Fließrichtung des heißen Wassers, Blaue Pfeile: Orte der Probennahme. (Google Maps, 2020). 28
Abbildung 8: Aufbau eines Halbleiterdetektors, Übernommen aus (Vogt & Schultz, 2011). 31
Abbildung 9: Übersicht der Top-Down-Methode. 32
Abbildung 10: Beispielskizze für eine Jäckel-Westmeier-Funktion. 34
Abbildung 11: Schema einer Strontium Trennung (Weller, Querfeld, Köhler, & Steinhauser, 2019). 36
Abbildung 12: Aufbau eines Photomultipliers, modifiziert übernommen aus (Hamatsu Photonics K. K., 2007). 38
Abbildung 13: Schematischer Aufbau einer ICP-OES, modifiziert übernommen aus (Wolfgang, 2012). 39
Abbildung 14: Schematischer Aufbau eines Triple Quadrupol-ICP-Massenspektrometers, modifiziert übernommen aus (Wolfgang, 2012). 40
Abbildung 15: Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs und ^{241}Am in Muschelschalen. 44
Abbildung 16: Bild (oben) und Ionenverteilung der Isobaren 137 (unten) auf einer Muschelschale. 51
Abbildung 17: Verteilung ausgewählter Nuklide auf der Oberfläche einer Muschel (MA1) von der Spitze des Dammes (Sprott, 2020). 52
Abbildung 18: Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Fischen. 53
Abbildung 19: Konzentration von ^{90}Sr und ^{137}Cs in Fischfilets. 54
Abbildung 20: Verteilung von ^{137}Ba auf einer Muschelschale (MA1), aus (Sprott, 2020). 58
Abbildung 21: Verteilung von ^{137}Ba auf einer Muschelschale (MA5), aus (Sprott, 2020). 58

Abbildung 22: Orte der Muschelschalen, modifiziert übernommen aus (IAEA, 2019). 59
Abbildung 23: Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Muschelschalen vom Damm in der Mitte des Kühlteichs der zweiten Probennahme, Aus (Sprott, 2020). 60
Abbildung 24: Aktivitätskonzentration von ^{241}Am in Muschelschalen vom Damm in der Mitte des Kühlteichs der zweiten Probennahme, Aus (Sprott, 2020). 60
Abbildung 25: Monatliche ^{137}Cs - Aktivitätskonzentration im Kühlteich von 1986 - 2013, (IAEA, 2019). 64
Abbildung 26: Muschelschalen nach der Säuberung in einer Petrischale. v
Abbildung 27: Bilder der Entzündung einer Leber(links) und die Leber (rechts) eines Welses. vi
Abbildung 28: Gewebeproben eines Zanders, Von links nach rechts: Herz, Leber, Unterkiefer, Filet. vi
Abbildung 29: Bild des Spektrums der Probe C1L über 1801263,399 s. xvii
Abbildung 30: Kalibrierung für die ^{238}U Konzentration in Fischfilet. xx
Abbildung 31: Kalibrierung der OES-Messung 1. xxi
Abbildung 32: Kalibrierung der OES-Messung 2. xxi
Abbildung 33: Verteilung ausgewählter Nuklide auf der Oberfläche einer Muschelschale(MA5), aus (Sprott, 2020). xxii
Abbildung 34: ^{137}Cs Inventar des Bodens des Kühlteichs aus (IAEA, 2019). xxiii

Bibliographie

Aprile, E. e. (24. April 2019). *nature.* Abgerufen am 17. September 2019 von https://www.nature.com/articles/s41586-019-1124-4.pdf

Atwood, D. A. (2010). *Radionuclides in the Enviroment.* Chichester: John Wiley & Sons Inc.

Binnewies, M., Finze, M., Jäckel, M., Schmidt, P., Willner, H., & Rayner-Canham, G. (2016). *Allgemeine und Anorganische Chemie.* Berlin: Springer-Verlag GmbH.

BMU. (1. April 2010). *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit*. Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://www.bmu.de/themen/atomenergie-strahlenschutz/nukleare-sicherheit/tschernobyl-und-die-folgen/

Bredel, M. (2019). *ikt.uni-hannover.de.* Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://www.ikt.uni-hannover.de/studium_templates.html

Broda, R. (16. Januar 2003). A review of the triple-to-double coincidence ratio (TDCR) method for standardizing radionuclides. *Applied Radiation and Isotopes*, S. 585-594.

Broda, R., Casette, P., & Kossert, K. (2. August 2007). Radionuclide metrology using liquid scintillationcounting. *Metrologia*(44), S. 36.

Buckler, D., & Shcherbina, G. (2006). Distribution and ecology of Dreissena polymorpha (pallas) and Dreissena bugensis (andrusov) in the upper Volga basin. *Journal of ASTM International*. Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://pubs.er.usgs.gov/publication/70028488

ChNPP. (2019). *chnpp.gov.ua*. Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://chnpp.gov.ua/en/184-projects/current-projects/506-2011-06-23-13-31-55-44506

ChNPP. (2020). *chnpp.gov.ua*. Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://chnpp.gov.ua/en/about/history-of-the-chnpp

ChNPP. (2020b). *chnpp.gov.ua*. Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://chnpp.gov.ua/en/about/history-of-the-chnpp/accident-of-1986

Demtröder, W. (2017). *Experimentalphysik 4.* Berlin Heidelberg: Springer-Verlag GmbH.

European Food Safety Authority. (25. März 2009). Uranium in foodstuffs, in particular mineral water. *The EFSA Journal*, S. 1-59. Von https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2903/j.efsa.2009.1018 abgerufen

Fishbase. (2019). *fishbase.de.* Abgerufen am 16. Dezember 2020 von https://fishbase.de/Summary/SpeciesSummary.php?ID=1934&AT=wels

Fishbase. (2020). *fishbase.de.* Abgerufen am 16. Dezember 2020 von https://www.fishbase.de/Summary/SpeciesSummary.php?ID=3515&AT=zander

Gebhardt, H., Glaser, R., & Lentz, S. (2013). *Europa - eine Geographie.* Berlin Heidelberg: Springer Verlag. Von https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2F978-3-8274-2720-5.pdf abgerufen

Google Maps. (09. Dezember 2020). *google.com*. Von https://www.google.com/maps/@51.3653357,30.1444332,370m/data=!3m1!1e3 abgerufen

Hamatsu Photonics K. K. (2007). *Photomultiplier Tubes.* Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://www.hamamatsu.com/resources/pdf/etd/PMT_handbook_v3aE.pdf

Holleman, A., Wiberg, E., & Wiberg, N. (2017). *Anorganische Chemie.* Berlin/Boston: Walter de Gruyter.

IAEA. (27. Juli 2017). *iaea.org*. Von https://www.iaea.org/newscenter/news/fukushima-nuclear-accident-update-log-15 abgerufen

IAEA. (Oktober 2019). *www-pub.iaea.org.* Abgerufen am 8. Dezember 2020 von https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1886web.pdf

IAEA. (2020b). *iaea.org*. Von https://www.iaea.org/newscenter/focus/chernobyl/faqs abgerufen

J. E. Till, H. A. (2008). *Radiological Risk Assessment and Environmental Analysis.* Oxford: Oxford University Press.

K. Danzer, H. H.-U. (2001). *Chemometrik: Grundlagen und Anwendungen.* Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

Kayser, R. (20. März 2003). *Welt der Physik*. Abgerufen am 23. August 2018 von https://www.weltderphysik.de/gebiet/teilchen/atome-und-molekuele/geschichte/atomentdeckung/

Leo, W. R. (1994). *Techniques for Nuclear and Particle Physics Experiments.* New York: Springer-Verlag GmbH.

M. Schreiner, K. K. (1998). *Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten Band 4 .* Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

Magill, J., Pfennig, G., Dreher, R., & Sóti, Z. (2018). *Karlsruher Nuklidkarte.* Karlsruhe: Nucleonica GmbH.

Marquardt, D. (2010). *Spektrometerserie iCAP 6000 - Anwenderhandbuch* (Bd. 1). Dreieich: Thermo fisher Scientific.

Marquardt, D. (2012). *Basiswissen der ICP-Spektrometrie.* Dreieich: Thermo Fisher Scientific.

Merziger, G., Mühlbach, G., Wille, D., & Wirth, t. (2014). *Formeln + Hilfen - Höhere Mathematik.* Hannover: Binomi.

Nobel Media. (2020). *nobelprize.org*. Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://www.nobelprize.org/prizes/chemistry/1921/soddy/facts/

Pavlenko, V., & Steinhauser, G. (2020). *Metabolism of the environmentally relevent radionuclie Cs-137 in European perch (Perca fluviatilis).* Hannover.

Protasov, A. A., Sylaieva, A. A., Novoselova, T. N., Gromova, Y. F., Morozovskaya, I. A., & Stepanova, T. I. (18. September 2017). Nuclear Power Plant Technoecosystem: 18 Years of Hydrobiological Observation. *Journal of Siberian Federal University*, S. 459-484.

Querfeld, R., Schulz, W., Neubohn, J., & Steinhauser, G. (27. Juli 2018). Anthropogenic radionuclides in water samples from the Chernobyl exclusion zone. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* , S. 423-428.

Riedel, E., & Janiak, C. (2007). *Anorganische Chemie.* Berlin: Walter de Gruyter GmbH & Co. Kg .

Schill, R. (2020). *neobiota.info.* Abgerufen am 17. Dezember 2020 von neobiota.info/pdf/Dreissena.pdf

Sprott, S. (2020). *Radioanalytische Untersuchung zur Kontamination des aquatischen Ökosystems des Kühlteichs in Tschernobyl.* Hannover.

Szefer, P., & Szefer, K. F. (März 1990). Uranium and thorium in muscle tissue of fish taken from the southern Baltic. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, S. 31-38.

TOFWERK. (2020). *tofwerk.com.* Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://www.tofwerk.com/laser-ablation-icp-msi-maging/

Urenco. (24. Januar 2020). *urenco.com*. Abgerufen am 13. Dezember 2020 von https://urenco.com/global-operations/urenco-deutschland

Vogt, H.-G., & Schultz, H. (2011). *Grundzüge des praktischen Strahlenschutzes.* Carl Hanser Verlag München Wien.

Wagner, H.-F. (23. August 2017). *Welt der Physik*. Von https://www.weltderphysik.de/gebiet/technik/energie/kernenergie/aufbau/ abgerufen

Weller, A., Querfeld, R., Köhler, F., & Steinhauser, G. (27. März 2019). Aspects of quality assurance of strontium-selective resins under non-routine conditions: old resins, delayed elution. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, S. 467-474.

Wolfgang, M. (2012). Diplomarbeit: Entwicklung und Charakterisierung eines geschlossenen, axialen optischen Interface für die ICP-OES-Spektrometrie. Graz. Abgerufen am 17. Dezember 2020 von https://diglib.tugraz.at/download.php?id=576a764072aa2&location=browse

World Nuclear Association. (Juli 2019). *world-nuclear.org*. Abgerufen am 10. Dezember 2020 von https://www.world-nuclear.org/information-library/nuclear-fuel-cycle/nuclear-power-reactors/appendices/rbmk-reactors.aspx

World Nuclear Association. (2020b). *world-nuclear.org*. Abgerufen am 10. Dezember 2020 von https://www.world-nuclear.org/information-library/safety-and-security/safety-of-plants/chernobyl-accident.aspx