

Institut für Radioökologie und Strahlenschutz

Kurzbericht: Messung von C-14 und H-3 in Umweltarchiven aus der Umgebung der Schachtanlage Asse II

Projektleiter: Prof. Dr. C. Walther

Bearbeitende: K. Richert, Dr. W. Schulz, Dr. S. Bister, Prof. Dr. S. Szidat

Stand: 20.02.2024

Institut für Radioökologie und Strahlenschutz
Leibniz Universität Hannover
Herrenhäuser Straße 2
30419 Hannover
Deutschland

Kurzzusammenfassung

Im Rahmen von Untersuchungen durch die Bürgermessstelle in Remlingen wurden in einer Probenahmekampagne im November 2022 Umweltproben in der unmittelbaren Nähe zur Schachanlage Asse-II genommen und im Rahmen einer Bachelorarbeit [1] auf die Radionuklide Tritium (H-3) und Kohlenstoff-14 (C-14) untersucht. In den drei auf Tritium untersuchten Stillgewässern (Teiche), lagen die verlässlich bestimmten Tritium-Gehalte unterhalb der errechneten Nachweisgrenze von $1,6 \text{ Bq L}^{-1}$. Sie lagen damit in einem aus Modellrechnungen für die Emissionswerte erwarteten Bereich, der sich vom vorhandenen Untergrund nicht messbar abhebt. Anhand von Jahresringen einer Rotbuche aus der Umgebung wurde zudem der Verlauf des Kohlenstoff-14-Gehalts in der Umgebung mittels Beschleuniger-Massenspektrometrie chronologisiert, wobei sich der Effekt der oberflächlichen Kernwaffentests der Atomkräfte aus den sechziger Jahren deutlich nachweisen ließ. Über diesen hinaus konnte keine signifikante Erhöhung festgestellt werden, die sich mit dem Betrieb der Asse-Anlage korrelieren ließe und gegenüber Vergleichswerten aus der nördlichen Hemisphäre abhebt. Modellrechnungen weisen auch hier auf eine in der beprobten Entfernung bereits zu große Verdünnung hin, so dass Emissionen in der vom Betreiber dokumentierten Höhe in den gemessenen Bäumen nicht vom Hintergrund durch den Bombenfallout unterscheidbar sind.

Einleitung

Als kerntechnische Anlage gibt das Bergwerk Asse-II gemäß Betreiberbericht [2] über einen 11 Meter hohen Diffusor jährlich unter Anderem ca. 12 GBq Tritium (H-3; GBq = Giga-Becquerel = 1000000000 Zerfälle pro Sekunde), sowie ca. 0,85 GBq Kohlenstoff-14 (C-14) an die unmittelbare Umwelt ab. Für Anwohnerinnen und Anwohner stellt sich daher die Frage, in welchem Ausmaß dieser Radionuklideintrag in ihre Umwelt in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft zu einer Erhöhung des Untergrundes an Radioaktivität und daher mittelbar zu einem zusätzlichen Gesundheitsrisiko beiträgt. Derlei Untersuchungen werden routinemäßig durch den Betreiber der Schachanlage durchgeführt und durch die Aufsichtsbehörde kontrolliert, wobei sich Probenahme und Analytik der offiziell betrauten Stellen am Stand von Wissenschaft und Technik sowie der Richtlinie für Emissionen und Immissionen [3] orientieren. Im Rahmen des transdisziplinären Arbeitens im Projekt TRANSENS [12] gingen die hier durchgeführten Arbeiten jedoch von einer anderen Prämisse bezüglich geeigneter Probenauswahl aus, indem zusätzlich bewusst Wissensbestände und Erfahrungswerte der Bevölkerung vor Ort aufgenommen und in die Wahl von Probenahmeort und Nuklidvektor mit einbezogen wurden. So wurden im November 2022 gemeinsam mit Bürgerinnen und Bürgern der Bürgerinitiative aufpASSEn e.V. [13] ausgewählte Umweltarchive beprobt und anschließend auf Tritium und Kohlenstoff-14 untersucht. Die Probenahmeorte sind in Tabelle 1 und Abbildung 1 zusammengefasst. Die zugrunde gelegten Windverhältnisse stammen von der Firma meteoblue [11] und sind in Abbildung 1 dargestellt.

Tabelle 1: Koordinaten der Probenahmeorte. *Winddaten gemäß Quelle [11].

Standort	Breitengrad [°]	Längengrad [°]	Entfernung zum Diffusor [m]	Windrichtung (aus)	Tage im Jahr in Windrichtung*
1: Schwarzkiefer	52,136507	10,666715	803	SSE	15
2: Rotbuche	52,133854	10,693773	1660	WSW	50
3: Oberer Teich	52,128612	10,684482	954	West	49
4: Unterer Teich	52,128946	10,685955	1050	West	49
5: Skoda Teich	52,136812	10,663394	956	SE	15

Für die Untersuchung von Tritium wurden drei Stillgewässer ausgewählt. Zur Bestimmung von Kohlenstoff-14 in der Umwelt wurden zwei Baumscheiben (Schwarzkiefer und Rotbuche) beprobt.

Parallel zur Durchführung der Messungen wurden Ausbreitungsrechnungen basierend auf dem Gauß-Fahnenmodell durchgeführt, um die Plausibilität der gemessenen Ergebnisse zu überprüfen und zugleich den Nuklideintrag in die Umwelt modellhaft abzuschätzen.

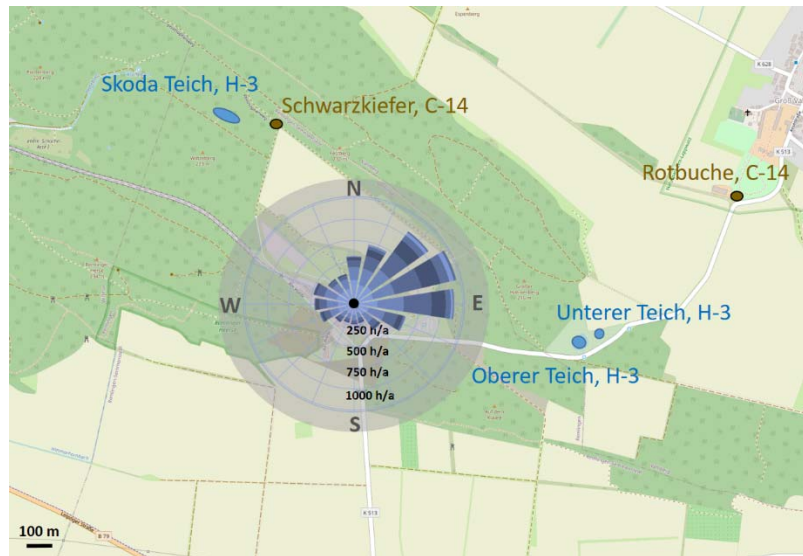


Abbildung 1: Links: Lage der Probenahmeorte um die Schachthanlage Asse II. 1: Schwarzkiefer, 2: Rotbuche; 3: Oberer Teich; 4: Unterer Teich; 5: Skoda Teich. Rechts: Windstunden an der Asse in Abhängigkeit von Richtung und Geschwindigkeit, gemittelt über 30 Jahre. Quelle www.meteoblue.com [11]. Erratum: In einer früheren Version des Berichtes wurde die Position des Skoda Teiches fälschlicherweise an anderer Stelle im Wald markiert und für die Berechnung herangezogen.

Ausbreitungsrechnungen mittels Gauß-Fahnenmodell und allgemeiner Verwaltungsvorschrift (AVV)

Im Folgenden wird die modellhafte Berechnung des Radionuklideintrags in die Umwelt dargestellt. Hierbei ist anzumerken, dass sich sowohl Kohlenstoff-14, als auch Tritium (H-3) in der Umwelt nach einem Eintrag in den Boden weiterverteilen und somit ständig verdünnt werden. Dies gilt insbesondere für das Tritium, welches sich vorwiegend als HTO (tritiumhaltiges Wasser) im dynamischen Gleichgewicht zwischen Organismen und den Umweltkompartimenten Boden, Wasser und Luft befindet, während nur ein kleiner Teil in Form von biogenem Wasserstoff für längere Zeiträume in Organismen vor Ort gebunden bleibt. In etwas geringerem Ausmaß gilt dies auch für Kohlenstoff-14. Für dieses stellen allerdings alte Bäume geeignete Langzeitarchive dar, da diese während Ihres Lebenszyklus kontinuierlich Kohlenstoff einbauen. Dieses steht auch Jahrzehnte nach der Aufnahme des Kohlenstoffes noch zur Analyse der damalig herrschenden Kohlenstoff-14-Belastung in der Atmosphäre zur Verfügung. Die hier durchgeführten Berechnungen stellen insofern nur einen Anhaltspunkt für die möglicherweise auffindbare Größenordnung von eingetragener Radioaktivität an den entsprechenden Probenahmepunkten dar.

Tritium (H-3)

Für die Abschätzung eines möglichen Eintrags von Tritium in die drei beprobten Stillgewässer wurde eine Ausbreitungsrechnung nach dem Gauß-Fahnenmodell angewandt. Die Berechnungen wurden mittels der Software HotSpot (National Atmospheric Release Advisory Centers /Lawrence Livermore National Laboratory; V3.1.2) durchgeführt.

Als Quellterm dienten Ableitungswerte aus dem Jahr 2020 ($4,6 \text{ Bq m}^{-3}$ bei einer Fortluftmenge von $2,7 \cdot 10^9 \text{ m}^3$). Die verwendeten Eingangsparameter finden sich in Tabelle 2.

Tabelle 2: Parameter zur Simulation der Ausbreitung der Tritium-Abluftfahne aus der Schachtanlage Asse II. Der Quellterm beschreibt die Gesamtmenge an emittierter Radioaktivität die der Simulation zu Grunde gelegt wird.

Parameter	Wert
Quellterm	$1,215 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$
Effektive Emissionshöhe	11 m
Windgeschwindigkeit	Gestaffelt (Tab. 2)
Rezeptor Höhe	1,5 m
Windrichtung oberer + unterer Teich	278°
Windrichtung Skoda Teich	145°
Rainout Koeffizient	$2 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$

Unter den gegebenen Simulationsbedingungen ergibt sich für die jährliche Gesamtemission von Tritium die in Abbildung 2 dargestellte Verteilung der Immissionen in Abhängigkeit zur Entfernung des Diffusors:

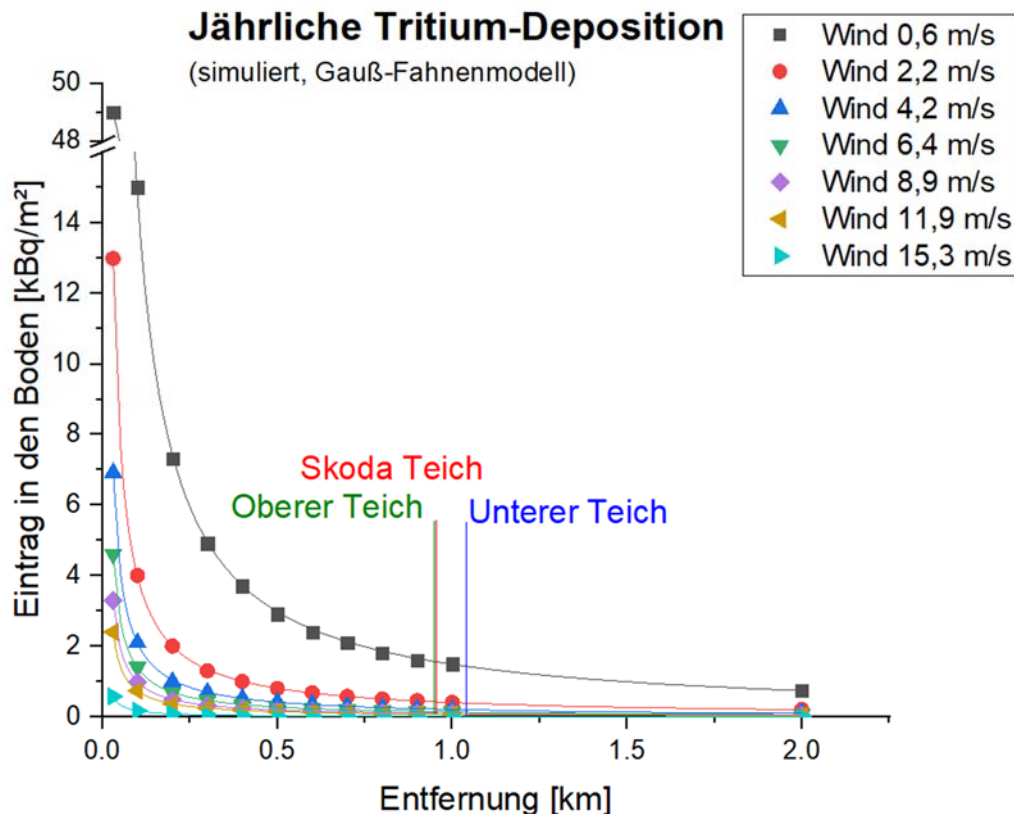


Abbildung 2: Jährliche Tritium-Deposition in den Boden in Abhängigkeit von Entfernung zum Diffusor und Windgeschwindigkeit, simuliert mittels Gauß-Fahnenmodell. Erratum: In einer früheren Version dieses Berichtes wurde die Entfernung des Skoda-Teiches vom Emittenten falsch angegeben (siehe Abb. 1).

Unter Annahme einer Gewässertiefe von ca. 1 m ergeben sich hieraus Immissionen in Bq L^{-1} für die drei beprobten Gewässer (Tabelle 3). Neben den in Tabelle 1 und Abbildung 1 angegebenen Windverhältnissen wird noch der rein hypothetische Fall berechnet, dass – unter der gegebenen relativen Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten – an 365 Tagen pro Jahr der Wind in Richtung des Gewässers weht. Diese letzte Annahme ist bewusst so konservativ, dass sie nicht auftreten kann, dient aber hier als „worst case“ Überlegung.

Der unter diesen Annahmen modellierte Eintrag der Asse auf die Stillgewässer liegt unter realistischen Annahmen der Windverhältnisse im Bereich von 0,016-0,036 Bq L⁻¹ pro Jahr. Bei konservativen Annahmen liegt er für den Skoda Teich im Bereich von bis zu 0,4 Bq L⁻¹ pro Jahr (siehe Tabelle 3).

Hierbei ist aber zu beachten, dass sich der größte Teil des Tritiums im Austausch mit der Umgebung befindet, weshalb über das Jahr hinweg mit einer zusätzlichen Verdünnung zu rechnen ist. Geht man davon aus, dass sich Tritium in den Gewässern nicht anreichert, ergeben die gemachten Berechnungen eine obere Abschätzung der erreichbaren Erhöhung der Aktivitätskonzentrationen in den Gewässern durch den Emittenten.

Tabelle 3: Berechnete (jährliche) Immissionswerte von Tritium in den beprobten Teichen in Abhängigkeit der Windverhältnisse (oben) sowie (unten) die gewichtete Summe der Immissionen nach Häufigkeit des Auftretens im Jahr (realistisch). Die konservative Berechnung in der letzten Zeile beruht auf der Annahme, dass der Wind 365 Tage im Jahr mit dem gegebenen Geschwindigkeitsprofil in Richtung des jeweiligen Teiches weht.

Windgeschwindigkeit [m s ⁻¹]	Tage Wind pro Jahr	Oberer Teich [Bq L ⁻¹ a ⁻¹]	Unterer Teich [Bq L ⁻¹ a ⁻¹]	Tage Wind pro Jahr	Skoda Teich [Bq L ⁻¹ a ⁻¹]
0,6	2	1,56	1,42	1	1,56
2,2	9	0,43	0,39	7	0,43
4,2	13	0,22	0,2	5	0,22
6,4	14	0,15	0,13	2	0,15
8,9	7	0,11	0,1	0	0,11
11,9	3	0,08	0,07	0	0,08
15,3	1	0,02	0,02	0	0,02
Gew. Summe pro Jahr	(realistisch)	0,036	0,032		0,016
Gew. Summe pro Jahr	(konservativ)	0,265	0,239		0,398

Kohlenstoff-14 (C-14)

Die Aufnahme von in der Abluftfahne enthaltenem Kohlenstoff-14 durch Bäume findet zum Großteil (ca. 98 %) über den CO₂-Austausch der Blätter und nur zu einem sehr geringen Anteil über die Aufnahme durch Boden und Wurzel statt. Daher ist für die Abschätzung der Immission von Kohlenstoff-14 nicht der Eintrag in den Boden der entscheidende Bewertungsmaßstab für eine Abschätzung des Nuklideintrags in die Pflanze, sondern die (gemittelte) Aktivitätskonzentration $C_{C-14}(x)$ von Kohlenstoff-14 in der Luft im Abstand x von der Quelle.

Diese lässt sich gemäß AGO Hinweispapier „Retrospektive Ermittlung von Ableitungen aus der Schachanlage Asse II“ [4], anhand der Verwaltungsvorschrift zu §47 Strahlenschutzverordnung (AVV) [5] mit folgender Formel berechnen.

$$C_{(C-14)}(x) = \chi_i(x)' \cdot A$$

Wobei $\chi_i(x)'$ den Langzeitausbreitungsfaktor (in s m⁻³) für eine 100 % Häufigkeit der Windrichtung beschreibt, welcher abhängig von der Quelledistanz und Emissionshöhe für einen 30° Sektor gilt. A beschreibt die Quellstärke (in Bq s⁻¹), welche sich aus den Jahresemissionen (in Bq), geteilt durch die Anzahl der Sekunden eines Jahres (3,15·10⁷ s) errechnet. Der Langzeitausbreitungsfaktor lässt sich der Abbildung 6 des AGO-Hinweispapieres [4] entnehmen und beträgt für die Entfernung der Rotbuche

$\chi_i(1600m) = 3 \cdot 10^{-6} \text{ s m}^{-3}$, sowie für die Entfernung der Schwarzkiefer $\chi_i(800m) = 9 \cdot 10^{-6} \text{ s m}^{-3}$ wobei aufgrund der Datenlage der AVV eine Emissionshöhe von 20 m angenommen wurde. Bezieht man, analog zur Vorschrift des Hinweispapieres der AGO, die Windrichtungen aus Abbildung 1 in gewichteter Form in die Berechnung der Windstunden mit ein, so ergibt sich für die richtungsgewichteten Langzeitausbreitungsfaktoren $\chi_i^T(x)'$:

$$\chi_i^T(x)' = p_i \cdot \chi_i(x)'$$

mit p_i der Häufigkeit der Windrichtung eines 30° Sektors i , wobei gilt: $\sum p_i = 1$.

Diese sind im Fall der Rotbuche: $\chi_{WSW}^T(1600m)' = p_{WSW} \cdot 3 \cdot 10^{-6} \frac{\text{s}}{\text{m}^3} = 4,4 \cdot 10^{-7} \frac{\text{s}}{\text{m}^3}$

Sowie im Fall der Schwarzkiefer: $\chi_{SSE}^T(800m)' = p_{SSE} \cdot 9 \cdot 10^{-6} \frac{\text{s}}{\text{m}^3} = 2,8 \cdot 10^{-7} \frac{\text{s}}{\text{m}^3}$

Mit diesen Parametern erhält man für die zu erwartenden Erhöhungen der Kohlenstoff-14-Aktivitätskonzentrationen an den beiden Standorten die in Tabelle 4 zusammengefassten Werte:

*Tabelle 4: Simulierte Immissionen in die beiden beprobten Bäume und Vergleich mit einem Hintergrundwert der nördlichen Hemisphäre aus dem Jahr 1973. *Die Auswahl der dargestellten Quellterme erfolgte wie folgt: 0,85 GBq = Typische Emissionen heute, laut Betreiberbericht [2]. 15 GBq = 15000000000 Bq = Höchste dokumentierte Emission der Asse aus dem Jahr 1982 [4], 1000 GBq = Annahme zur Simulation wesentlich höherer Emissionen als dokumentiert.*

Standort	Quellstärke, jährliche Emission (Simulation)	Quellstärke A, (Simulation)	Aktivitätskonzentration durch Asse-Emission $C_{(C-14)}(x)$ (Simulation)	Aktivitätskonzentration Gesamt: Referenz + Asseeinfluss	Prozentuale Erhöhung des Untergrundes
Einheit	[GBq]	[Bq/s]	[Bq/m ³]	[Bq/m ³]	[%]
Nördliche Hemisphäre (Ref.-Jahr 1973)	0	0	0	0,0457	0
Rotbuche	0,85*	27	$1,2 \cdot 10^{-5}$	0,04571	0,03
	15*	476	0,0002	0,0459	0,5
	1000*	31746	0,014	0,0598	31
Schwarzkiefer	0,85*	27	$7,5 \cdot 10^{-6}$	0,04571	0,02
	15*	476	0,00013	0,0458	0,3
	1000*	31746	0,0088	0,0545	19

Messergebnisse

Tritium (H-3) in Stillgewässern

Die Probenahme für die Tritiumanalytik fand an drei Stillgewässern vor Ort statt, welche hier mit OT (=Oberer Teich), UT (=Unterer Teich) und Skoda-Teich bezeichnet werden. Dabei wurden jeweils 1 L Oberflächenwasser und 1 L Wasser aus einer Tiefe von ca. 80 cm entnommen und in Gefäßen aus Kunststoff luftdicht verschlossen (siehe Abb. 3).



Abbildung 3: Probenahme von Wasserproben am Unteren Teich (UT).

Die Abtrennung des Tritiums wurde gemäß eines Standardverfahrens [7] durch Destillation von 50 mL Probenmaterial erreicht, wobei diesem zur Rückhaltung weiterer Radionuklide (C-14, P-32, S-35) pro untersuchter Probe jeweils 100 mg Natriumhydroxid und 50 mg Kaliumpermanganat hinzugefügt wurden. Die Messungen der Proben fanden mittels Flüssigszintillationsspektrometrie (Radiometrische Messmethode zur Bestimmung von alpha- und beta-Strahlern in Lösung) an einem Quantulus GCT der Firma PerkinElmer unter Verwendung des Lösungsmittelcocktails Ultima Gold™ AB und externer Kalibration statt. Eine vollständige Trennung des Tritiums von Radionuklidinterferenzen gelang in 4 von 6 Fällen und damit für jeden der beprobten Teiche. Zwei der Proben wiesen im Spektrum Nuklidinterferenzen im mittlereenergetischen Bereich auf, die vermutlich auf eine unvollständige Rückhaltung während der Destillation zurückzuführen waren, wodurch sie im Tritium-Fenster nicht auswertbar waren. Die Messzeit der einzelnen Proben betrug je dreimal 8 Stunden, wobei zwischen jeder Einzelmessung noch eine Blindmessung von ebenfalls 8 Stunden durchgeführt wurde. Die gemittelten Ergebnisse der drei Wiederholmessungen für die 6 Proben lagen für die auswertbaren Spektren jeweils unterhalb der Nachweisgrenze von – im Mittel – 1,6 Bq L⁻¹ und sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5: Übersicht der Ergebnisse von Tritium, simuliert mittels Gauß-Fahnenmodell für reale und konservativ gerechnete (100 %) Windverhältnisse in Richtung des Probenahmeortes sowie Messergebnisse der Probenahme. NWG = Nachweisgrenze. Die mittlere Nachweisgrenze betrug 1,6 Bq L⁻¹. *Unvollständige Rückhaltung von Nuklidinterferenz bei der Destillation.

Probe	Eintrag Asse (simuliert, 100% Wind) [Bq L ⁻¹]	Eintrag Asse (simuliert, reale Windverhältnisse) [Bq L ⁻¹]	Gemessen [Bq L ⁻¹]
OT	0,265	0,035	Nuklidinterferenz* < NWG
UT	0,239	0,032	< NWG < NWG
Skoda	0,397	0,016	Nuklidinterferenz* < NWG

Kohlenstoff-14-Untersuchungen an Baumringen

Die Proben für die Messung von Kohlenstoff-14 wurden aus zwei Bäumen (Schwarzkiefer und Rotbuche) gewonnen, die dem Institut seit 2022 als Baumscheiben vorlagen. Das Fälldatum der Bäume lag im Zeitraum Ende 2015 bis Anfang 2016. Die Messung der Kohlenstoff-14-Gehalte in den Baumringen fand mittels Beschleuniger-Massenspektrometrie statt.

Hierzu wurden aus beiden Baumscheiben mit Hilfe eines Zuwachsbohrers Bohrkerne entnommen und aus diesen dann jeweils 50-100 mg der einzelnen Jahresringe beprobt (Abbildung 4).



Abbildung 4: Dendrochronologische Zuordnung und Entnahme der Baumringe aus Bohrkerne der Rotbuche.

Als Untersuchungszeitraum wurde der Fokus auf die Asse-Einlagerungsphase (1967-1978) gelegt, wobei zur Kontrolle auch die Zeiträume vor und nach der Einlagerung mit geringerer Jahresdichte untersucht wurden (Tabelle 6).

Tabelle 6: Für die Chronologisierung gewählte Jahresringe.

Zeitraum	Beprobte Jahresringe
Pränukleares Zeitalter	1900, 1925, 1950
Nukleares Zeitalter	1955, 1960, 1963, 1965
Asse Einlagerungsphase	1967, 1969, 1971, 1973, 1975, 1977
Restliche Jahre bis heute	1980, 1983, 1987, 1994, 2001, 2008, 2015

Die weitere Vorbereitung der Holzproben sowie die Messung mittels Beschleuniger-Massenspektrometrie fanden am Department für Chemie, Biochemie und Pharmazie an der Universität Bern statt. Zur weiteren Probenaufbereitung für die Messung wurde vor Ort ein Verfahren mittels Zellulose-Extraktion und anschließender Carbonisierung gewählt. Bei dem verwendeten Analysegerät handelte es sich um das MICADAS „MIni radioCarbon DAting System“. Für eine genaue Beschreibung von Extraktions- und Messmethode sei auf Quellen [1] und [8] verwiesen. Bei der Auswertung der Ergebnisse der Schwarzkiefer zeigte sich, dass einzelne Jahresringe innerhalb des Bombenpeaks extrem nach unten von diesem abwichen. Dies ist vermutlich auf eine Kreuzkontamination, entweder während des Wachstums (Aufnahme fossiler Kohlenstoff, der kein Kohlenstoff-14 enthält), oder während der langen Lagerung, oder der anschließenden

Probenentnahme zurückzuführen. Die Ergebnisse sind daher für eine Diskussion nicht ausreichend belastbar und finden sich im Anhang (Abbildung 6) dieses Berichtes. Die Messwerte für die Rotbuche waren in sich grundsätzlich konsistent und sind in Abbildung 5 dargestellt.

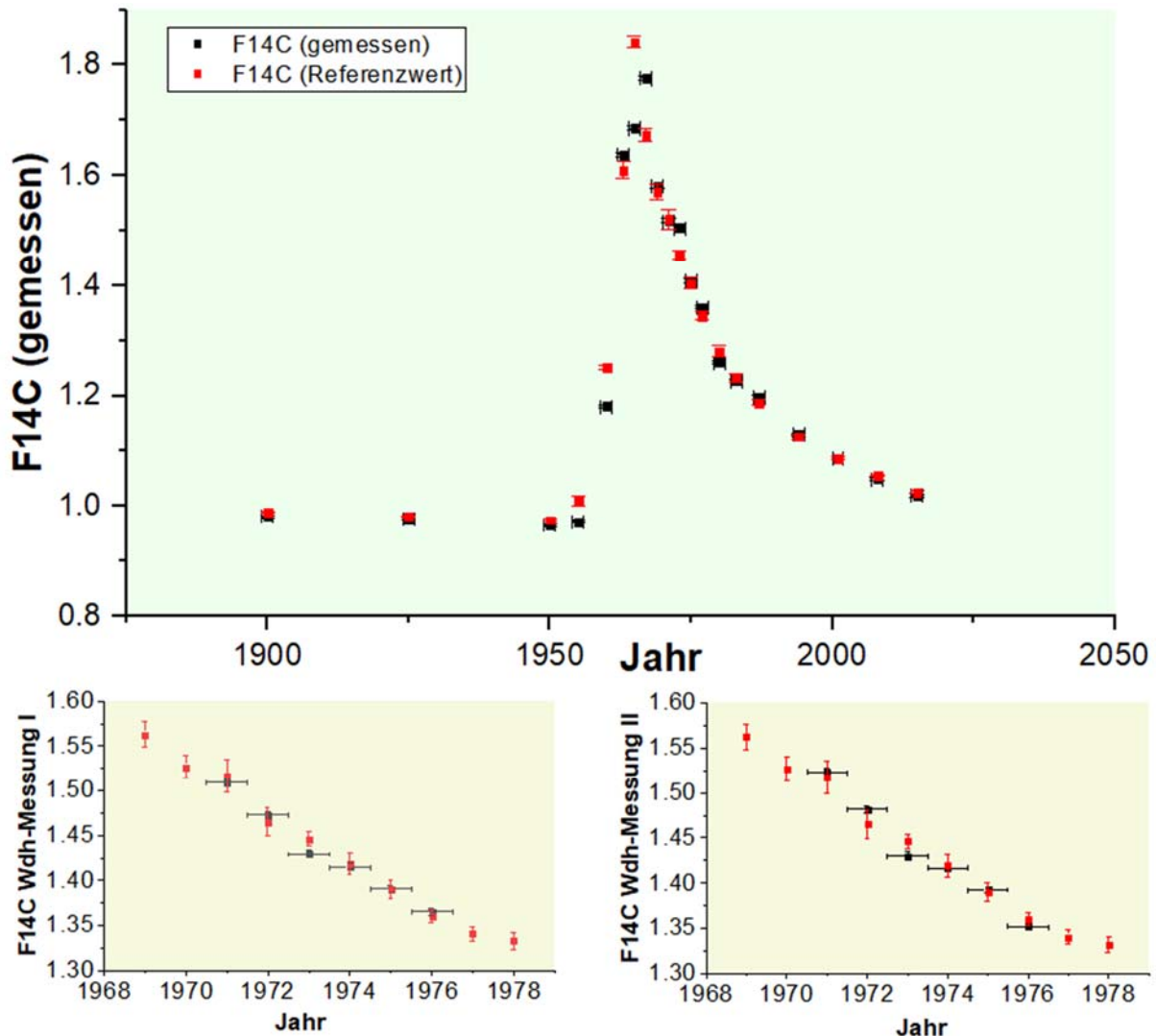


Abbildung 5: Oben: C-14-Gehalte der Rotbuche im Vergleich zu Referenzwerten der nördlichen Hemisphäre [9]. Der F14C-Wert beschreibt das Vielfache des gemessenen C-14/C-12-Verhältnisses im Vergleich zum natürlichen (prä-nuklearen) Hintergrundwert. Unten: Um die Ergebnisse im interessanten Zeitraum der Asse-Einlagerung abzusichern wurden in diesem Zeitraum im Anschluss an die erste Messung erneut je zwei Proben für jedes einzelne Jahr genommen und separat gemessen.

Bezüglich der Interpretation der Ergebnisse ist zunächst zu bemerken, dass die zu Grunde liegende Fragestellung (gibt es eine signifikante Erhöhung der Kohlenstoff-14-Gehalte in Bäumen durch Asse-Emissionen) analytisch sehr anspruchsvoll ist. Dies liegt – neben der sehr aufwendigen und empfindlichen Messtechnik – vor allem daran, dass die Kohlenstoff-14-Werte in der Atmosphäre im hauptsächlich interessanten Bereich der 1970er Jahre sehr dynamisch sind und vom abklingenden Bombenpeak dominiert werden. Vor diesem Hintergrund ist die Grenze, ab der sich eine durch Asse-Ableitungen erhöhte Immission in Baumringen sicher nachweisen lässt, deutlich erhöht, im Vergleich zu einer Messung in einem Bereich mit konstant niedrigem Hintergrund (von bspw. $F14C = 1$). Eine solche deutliche Erhöhung konnte nicht nachgewiesen werden.

Bewertung

Sowohl der Eintrag des von der Asse emittierten Kohlenstoff-14 in Bäume, als auch der Eintrag von emittiertem Tritium in Stillgewässer ist aus naturwissenschaftlichen Grundsatzertwägungen ein sicher stattfindender Prozess in der Umgebung des Emittenten. Die Frage, die im Rahmen dieser Untersuchung beantwortet werden sollte, lautete, ist (oder war) dieser Effekt in den gewählten Umweltarchiven groß genug, um ihn mit Methoden der Radioanalytik oder Massenspektrometrie heute nachweisen zu können und wenn ja, was für Schlussfolgerungen lassen sich aus diesen Ergebnissen sowohl in Bezug auf die Emissionen, als auch auf eine potentielle Gefährdung von Mensch und Umwelt ziehen. Sowohl die Messungen des Tritiums in den drei Stillgewässern, als auch die Messung des Kohlenstoff-14 in den Baumringen konnten keinen Eintrag der Asse-Emissionen quantifizieren. Im Fall des Tritiums lagen die Messwerte unterhalb der analytisch erreichten Nachweisgrenze. Die gemessenen Kohlenstoff-14-Gehalte waren mit dem Verlauf des durch die oberirdischen Atombombentests der sechziger Jahre erhöhten Hintergrundes der nördlichen Hemisphäre verträglich. Diese Ergebnisse sind mit den gemachten Ausbreitungsrechnungen grundsätzlich konsistent. Aus Sicht des praktischen Strahlenschutzes lassen sich zum einen die Resultate der Ausbreitungsrechnungen als „Schätzer“ für einen möglichen Eintrag heranziehen und zum anderen die messtechnisch erreichte Nachweisgrenze des Tritiums als gesicherte obere Grenze angeben, die von der Aktivitätskonzentration in den Teichen nicht überschritten wird (Tabelle 7).

Tabelle 7: Abschätzung der resultierenden Dosis durch Trinken des Teichwassers: Konservative Annahme: Der gesamte jährliche Wasserbedarf (700 Liter pro Jahr) wird ausschließlich aus dem der Anlage am nächsten gelegenen Teich (Oberer Teich) gedeckt. Verwendeter Dosiskoeffizient: $4,2 \cdot 10^{-11}$ Sv Bq⁻¹ für biogenen Wasserstoff [10]. Sv = Sievert. μ Sv = Mikro-Sievert = 0,000001 Sv.

Szenario	Tritium-Konzentration	Tritium-Aufnahme	Berechnete Jahresdosis	Berechnete Jahresdosis
	Bq L ⁻¹	Bq pro Jahr	Sv	μ Sv
Jährlicher Eintrag Normalwind	0,036	25,2	1,1 E-09	0,0011
Jährlicher Eintrag kompletter Wind	0,265	185,5	7,8 E-09	0,0078
Nachweisgrenze LSC	1,6	1120	4,7 E-08	0,047

Unter den gemachten Annahmen ist ein jährlicher Eintrag von etwa 0,04 Bq L⁻¹ Tritium in den am stärksten betroffenen Teich zu erwarten. Eine sehr konservative Abschätzung des Eintrags (365 Tage Wind pro Jahr in Richtung Teich) ergibt einen jährlichen Eintrag von ca. 0,3 Bq L⁻¹. Analytisch nachgewiesen wurde, dass die Konzentration in den Teichen bei den Messungen unterhalb von 1,6 Bq L⁻¹ lag. Nimmt man diese Werte (ohne weitere Berücksichtigung von Austauschprozessen in der Natur) als Grundlage für eine Dosisberechnung, so lassen sich unter ungünstigsten Bedingungen zusätzliche individuelle Dosis-Beiträge im Bereich von 0,001 μ Sv pro Jahr (berechnet), über 0,01 μ Sv pro Jahr (konservativ berechnet) bis hin zu <0,05 μ Sv pro Jahr (Nachweisgrenze der Analytik) aus dem Tritium-Eintrag ableiten. Diese stehen einer mittleren effektiven Dosis aufgrund natürlicher Radioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland von ca. 2100 μ Sv pro Jahr und jährlich ca. 1900 μ Sv zusätzlicher effektiver Dosis aus anderen menschengemachten Quellen gegenüber. Ein akutes Risiko geht von dem Eintrag des Tritiums aus der Asse in die Teiche bei den momentanen Ableitungswerten folglich nicht aus.

Ein signifikant hervortretender Einfluss des Kohlenstoff-14 aus den Asse-Emissionen wurde in den Baumscheiben nicht nachgewiesen. Die Ausbreitungsrechnungen zeigen dabei, dass zumindest eine um Größenordnungen oberhalb der dokumentierten Ableitungen liegende Emission in der

Einlagerungsphase hätte nachweisbar sein müssen. Es zeigte sich jedoch auch, dass die untersuchten Bäume für eine präzise Beantwortung der Fragestellung zu weit von der Asse entfernt standen. Mit deutlich größerer Nähe zum Diffusor steigt der Einfluss von dessen Emissionen überproportional an. Für zukünftige Untersuchungen wäre es wichtig, gezielt Bäume in Hauptwindrichtung mit möglichst großer Nähe zum Diffusor zu wählen. Dann wären niedrigere (bessere) Nachweisgrenzen für potentielle Emissionen von Kohlenstoff-14 in der Vergangenheit erreichbar. Gleichzeitig wäre eine gewisse Distanz zu Abgasquellen (PKW) grundsätzlich zu bevorzugen, um störende Einflüsse durch fossile Kohlenstoffemissionen eher auszuschließen zu können.

Quellen

- [1] Kim Rebecca Richert. Bachelorarbeit: „Messung von C-14 und H-3 in Umweltarchiven aus der Umgebung der Schachtanlage Asse II“. 16.04.2023
- [2] Bundesgesellschaft für Endlagerung. „Strahlenschutz und Umgebungsüberwachung im Bereich der Schachtanlage ASSE II“, Jahresbericht 2020. 2022
- [3] RdSchr. d. BMU v. 7.12. 2005 - RS II5 - 15603/5: Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI). 2005
- [4] Arbeitsgruppe Optionen Rückholung (AGO). „Retrospektive Ermittlung von Ableitungen aus der Schachtanlage Asse II“ 20.12.2022
- [5] Die Bundesregierung. „Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen oder Einrichtungen“. 28.08.2012
- [6] Bundesministerium für Umwelt. „Verfahren zur Bestimmung der Tritiumkonzentration in Oberflächenwasser“. 1993
- [7] American Public Health Association. Liquid scintillation spectrometric method. In: Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (Eds.), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, twentieth ed., 1999
- [8] Hans-Arno Synal u.a. “MICADAS: A new compact radiocarbon AMS system”. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms, Vol 259., Iss. 1, Juni 2007
- [9] Paula J. Reimer u. a. “The IntCal20 Northern Hemisphere Radiocarbon Age Calibration Curve (0-55 cal kBP)”. Radiocarbon 62, S. 725–757. issn: 00338222. doi: 10.1017/RDC.2020.41. 4 Aug. 2020
- [10] ICRP 60 "ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public" gem. Anlage 18 Teil B Nummer 4 StrlSchV Bundesanzeiger 160 a und b vom 28. August 2001
- [11] meteoblue AG, https://www.meteoblue.com/de/wetter/historyclimate/climatemodelled/remlingen_deutschland_2848308, abgerufen am 01.11.2023.
- [12] <https://www.transens.de/ueber-uns>, abgerufen am 07.11.2023
- [13] <https://aufpassen.org/>, abgerufen am 27.11.2023

Anhang

Ergebnisse der C-14-Messungen in der Schwarzkiefer:

Während linke und rechte Flanke der C-14-Messungen der Schwarzkiefer zum Verlauf des Bombenpeaks passen, wurden für den Zeitraum der oberirdischen Kernwaffentests zu geringe F14C-Werte gemessen. Die wahrscheinlichste Erklärung ist hier eine Kreuzkontamination, die entweder während des Wachstums (Emittent von fossilem Kohlenstoff in der Nähe?), während der Probenahme, oder während Lagerung oder Probenaufbereitung stattgefunden hat. Aufgrund dieser Kontamination ist die gesamte Messreihe als wenig belastbar anzusehen. Die Ergebnisse sind in Abb. 6 zusammengefasst.

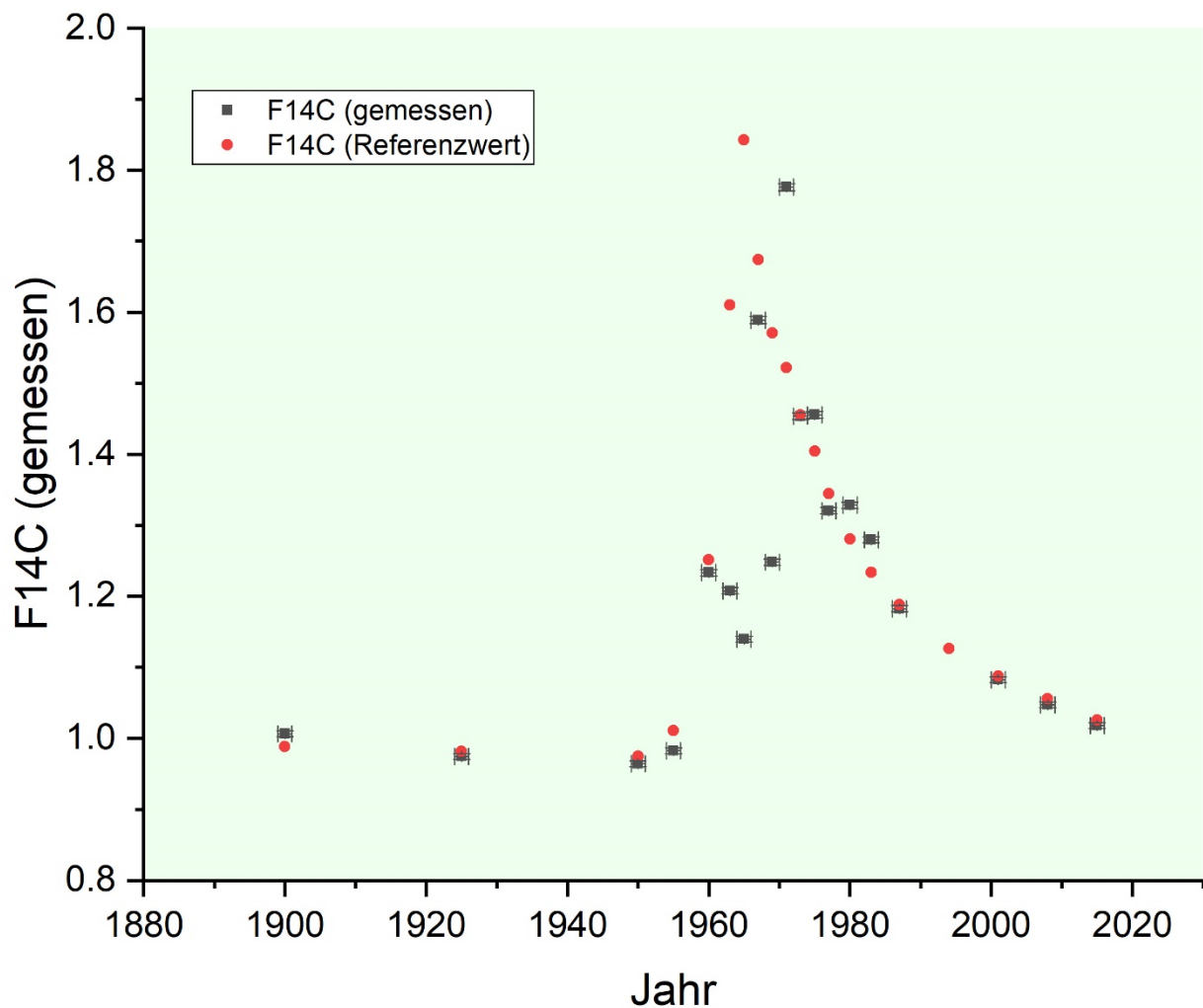


Abbildung 6: Messergebnisse der C-14 Gehalte der Schwarzkiefer. Die – im Vergleich zur Referenz – deutlich zu niedrigen Werte insbesondere im Bombenpeak deuten vermutlich auf eine Kreuzkontamination hin, weshalb die Messreihe als Ganzes als wenig belastbar anzusehen ist. Der F14C-Wert beschreibt das Vielfache des gemessenen C-14/C-12-Verhältnisses im Vergleich zum natürlichen (prä-nuklearen) Hintergrund-Wert.

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Gefördert im
Niedersächsischen Vorab der Volkswagenstiftung



Förderkennzeichen: 02E11849A-J