

Bestimmung von Transferfaktoren Boden - Pflanze von natürlichen Radionukliden

Siegfried Niese**, Birgit Gleisberg*, Matthias Köhler*, Otto Wienhaus***, Gebhard Rühle***

*Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Dresden e.V., (VKTA), ** ehem. VKTA, *** Technische Universität Dresden

1. Einleitung

Durch Bergbau und Industrie können natürliche Radionuklide in erhöhten Aktivitäten in die Umgebung gelangen und dort entsprechend ihrer chemischen Eigenschaften transportiert und akkumuliert werden. Sie verteilen sich zwischen den festen Bodenbestandteilen und der Bodenlösung je nach dem chemischen Milieu. Aus der Bodenlösung erfolgt die Aufnahme in den Pflanzen vorwiegend über die Wurzeln. Bei der landwirtschaftlichen oder gärtnerischen Nutzung von radioaktiv kontaminierten Böden gelangen geringe Aktivitäten an Radionukliden aus dem Boden in die Pflanzen, die bei direktem Verzehr oder über Verfütterung der Produkte an Haustiere letztendlich in den menschlichen Organismus gelangen. Liegt die Bodenkonzentration für die Radionuklide beträchtlich über den Durchschnittswerten, so entstehen kontaminierte Flächen, von denen bei landwirtschaftlicher oder gärtnerischer Nutzung auch eine erhöhte Strahlenbelastung von Personen ausgehen kann. Deshalb wurde geprüft, wie in Böden aus Gebieten, in denen eine intensive Ausbeutung von Uranlagerstätten stattfand, die Aufnahme von radioaktiven Nukliden aus dem Boden in die Pflanzen erfolgt.

Die Experimente und die erhaltenen Ergebnisse wurden in den Jahren 1987 und 1998 durchgeführt und in einem Forschungsbericht ¹ festgehalten und bisher nur an Beispiel der Nuklidaufnahme der Tomatenpflanze publiziert. ² Da wir beim Studium der Literatur ³ festgestellt haben, dass nach wie vor Interesse an der Untersuchung der Aufnahme der natürlichen Radionuklide durch Pflanzen besteht, möchten wir diese Arbeit auf diese Weise allen Interessenten zugänglich machen. Besondere Aufmerksamkeit verdient dabei der Boden-Pflanzen-Transfer des ²²⁷Ac, für das es bisher in der Literatur kaum Angaben gibt, obgleich es zu den radiotoxischsten Nukliden gehört.

Um die Aufnahme der Nuklide in den Organismus abschätzen zu können, sind detaillierte Kenntnisse bezüglich des Stofftransfers in den einzelnen Gliedern der Kette notwendig. Dabei ist der Transfer eines Radionuklids aus dem Boden über die Wurzel in die Pflanze nicht von der Pflanzenart und einer Vielzahl weiterer Einflussgrößen abhängig. Dazu gehören die Bodenfeuchtigkeit, der pH und die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung

Die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden in die Pflanze wird von einem Transferfaktor T beschrieben. Das ist das Verhältnis der spezifischen Aktivität eines Nuklids bzw. des Gehaltes eines Elementes in der Pflanze zur Aktivität bzw. zum Gehalt im getrockneten Boden. ⁴ Bei einer radiologischen Bewertung geht man einen sehr konservativen Weg, indem man aus Mangel an

1 Niese, S., Gleisberg, B., „Untersuchungen von Transferfaktoren Boden/Pflanze natürlicher radionuklide und ausgewählter Spurenelemente in mit natürlichen radionukliden angereicherten Böden typischer sächsischer Standorte und Ermittlung der die Transferfaktoren beeinflussende Bioverfügbarkeit der Schadstoffe“. Abschlussbericht Teil A des Vereins für Kerntechnik und Analytik Rossendorf e.V. und der Technische Universität Dresden für das Sächsische Staatsministerium für Wissenschaft und Kunst, AZ: 4-7531.50-03-VKTA/601, 1999

2 Köhler, M., Gleisberg, B., Niese, S. „Investigation of the soil-plant transfer of primordial radionuclides in tomatoes by low-level γ -ray spectrometry“, *Appl. Rad. Isotopes* 53 (2000) 203-208

3 Sheppard, S.C., M.I. Sheppard, M. Ilin and P. Thompson, „Soil-to-plant transfers of uranium series radionuclides in natural and contaminated settings“, *Radioprotection*, Suppl. 1, vol. 40 (2005) S253-S259

4 Frindik, O. „Uran in Böden, Pflanzen und Lebensmitteln“, *Landwirtsch. Forschung* 39, 1-2, 1986

ausreichendem Datenmaterial, hohe Transferfaktoren einsetzt.⁵ Deshalb wird von verschiedenen Autoren auf die Notwendigkeit der Ermittlung von Transferfaktoren für konkrete ortsspezifischen Bedingungen hingewiesen.^{6,7, 8,}

Diese Arbeit diene dem Ziel, weitere Kenntnisse zum Transfer bisher selten untersuchter Radionuklide, wie ²³⁰Th und ²²⁷Ac, zu erhalten. Dabei liegen gerade für das bedeutendste Nuklid – das ²²⁷Ac – aufgrund seiner schwierigen messtechnischen Erfassung nur wenig Werte vor. Dazu wurden kontaminierten Originalböden aus der Region sowie die Präparation von Böden mit natürlichen Radionukliden eingesetzt. In Verbindung mit einem fachgerechten Pflanzenanbau wurden definierte Bedingungen geschaffen, um den Transfer der natürlichen Radionuklide und der Spurenelemente aus den Böden über die Wurzel in die einzelnen Pflanzenteile zu verfolgen. Da nur wenige Ergebnisse vorliegen, die den Transport von Elementen bzw. Schadstoffen des Bodens in einzelne Pflanzenabschnitte beschreiben,⁹ wurde dieser Problematik eine besondere Aufmerksamkeit geschenkt.

Der kontrollierte Anbau der Pflanzen in Pflanzgefäßen auf dem immissionsökologischen Prüffeld des Institutes für Pflanzenchemie und Holzchemie der TU Dresden sowie in Labors des VKTA Rossendorf gewährleisten auch, dass die Aufnahme von Nukliden ausschließlich über die Wurzel stattfindet und nicht über die Aufnahme von Emissionsprodukten über andere Pflanzenteile überlagert oder verfälscht wird.

In der Arbeit werden die erhaltenen Ergebnisse in Form von Tabellen wiedergegeben, damit die Werte besser mit anderen Ergebnissen verglichen und zur Bildung neuer Mittelwerten genutzt werden können.

2. Experimentelles

2.1 Böden

Es standen zu Beginn die Böden der Wipseaue (lehmig, tonhaltig), Waldboden am Fuß der Schlüsselgrundhalde bei Königsstein (sandiger Lehm), Boden von einem Haldenfuß in Dresden-Gittersee, der Paul-Berndt-Halde in Freital, vom Rußdorfer Klärbecken bzw. Culmitzschbach (lehmiger Sand) für eine Bepflanzung zur Diskussion. Die wenigsten der radioaktiv belasteten Böden waren aus pflanzenbaulicher Sicht verwendbar, weil die humushaltige Schicht zu dünn und somit die Menge des zur Verfügung stehenden Bodens zu gering war. Es sollte für die geplanten Versuchsreihen Mindestmengen von etwa 1 bis 2 t je Bodenart verfügbar und der Standort befahrbar sein. Außerdem benötigt man für die Entnahme und den Transport eine Erlaubnis des jeweiligen Besitzers. Von den oben genannten Böden erfüllte keiner alle diese Auswahlkriterien. Schließlich erwiesen sich nach einer stichprobenartigen Voruntersuchung die Böden vom Edelstahlwerk Freital vom Hangfuß unterhalb einer ehemaligen Uranwäsche und vom Lenkteich, einem ehemaligen Absatzbecken der WISMUT AG in der Gemeinde Waldkirchen bei Zwickau als geeignet. Daraufhin wurden diese kontaminierte Originalböden aus der Region beschafft und eingesetzt. Bei diesen Böden kann man davon ausgehen, dass sich seit vor mehreren Jahren erfolgten Kontamination zwischen Bodenteilchen und Bodenlösung ein

5 Szabova, T., Hanusik, V., Mitro, A., Bartha, S., Wirdzek, S., „Transferkoeffizienten im System Boden – Pflanze in verschiedenen Lokalitäten der Tschechoslowakei“, *Isotopenpraxis* 25 (1989) 482-484]

6 Ichihashi, Hideki, Morita, Hideyoshi, Tatsukawa, Ryo, „Rare earth elements in naturally grown plants in relation to their variation in soils“, *Environmental pollution*, Vol. 76, Nr. 2 (1992) 157-162

7 Markose, P.M., Eappen, K.P., Venkatraman, S., Kamath, P.R., „Distibution of radium and chemical toxins in the environment of a uranium complex“, *Natural Radiation Environment III* (Proc. Int. Conf. Houston, 1978)

8 Morvedt, J. „Plant and soil relationship of Uranium and Thorium Decay Series Radionuclides - A Review“, *J. Environ. Qual.* 23 (1994) 643-650

9 Shtangeeva 1994 ???

Gleichgewicht eingestellt hat. Neben den beiden eingesetzten Originalböden wurde ein weiterer Boden aufgedüngt um den Einfluss des Nährstoffangebotes auf den Transfer durch zu untersuchen. Zum Vergleich wurde schließlich noch ein mit Pechblende präparierter Boden eingesetzt, um Veränderungen in der Bioverfügbarkeit der kurz zuvor zugesetzten Radionuklidlösung zu prüfen.

Es wurde der Transfer der Radionuklide von Uranium, Thorium, Radium, Blei, Actinium und Kalium und zum Vergleich zu den chemisch ähnlichen Radioelementen Actinium und Radium die Spurenelemente Lanthan und Barium untersucht.

Nach der Anlieferung der Böden wurden diese in Tharandt nach Auslesen bzw. Sieben homogenisiert, davon Mischproben entnommen, auf bodenkundliche und radiologische Parameter analysiert und die Materialien in die Pflanzgefäße portioniert. Die beiden Originalböden wurden sowohl original eingesetzt als auch zusätzlich gedüngt, dem Boden II vom Lenkteich Uranylнитrat zudosiert sowie ein Mutterboden mit einer Lösung aus Pechblende versetzt, um ein höheres Aktivitätsniveau zu erreichen, wobei der Boden von den sich die im radioaktiven Gleichgewicht befindlichen natürlichen Nuklide ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra und ^{210}Pb jeweils ca. 10.000 Bq/kg enthält. Von dem ^{227}Ac sind dabei wie vom ^{235}U 400Bq/kg zu erwarten.

Die Präparation des Mutterbodens wurde wie folgt ausgeführt: Etwa 130 g teilweise mit "Gangart" vermischte Pechblende, wurde in 1,7 Liter 6 M HNO_3 gelöst. Nicht lösliche Reste wurden abfiltriert und als radioaktiver Abfall verworfen. Mit Hilfe der Photometrie und der ICP-Massenspektrometrie wurde die Uranium-Ausgangskonzentration gemessen. Die Gesamtlösung, die auf die 15 Pflanztöpfe gegeben werden sollte, enthielt 850 kBq ^{238}U . Daraus ergaben sich 56,7 kBq ^{238}U /Topf bzw. 7080 Bq/Kg Boden (auf Trockengewicht bezogen). Da von der Pechblende nur der gelöste Anteil verwendet wurde, musste mit einer Abweichung vom radiochemischen Gleichgewicht gerechnet werden. Deshalb wurde in einem Aliquot der Pechblendelösung die Aktivitätskonzentrationen der langlebigen Folgenuklide bestimmt. ^{226}Ra und ^{210}Pb lagen in der gleichen Aktivitätskonzentration wie ^{238}U vor.

Die radioaktive Lösung wurde vor der Aufgabe auf den vorbereiteten Boden neutralisiert, wobei die Ausfällung von Hydroxiden beim Neutralisieren mit Ammoniak durch Maskierung mit Zitronensäure verhindert wurde. Der pH-Wert wurde auf 6,9 eingestellt. Diese Lösung wurde noch am gleichen Tag auf die mit Mutterboden gefüllten Pflanztöpfe gegossen. Um eine Verteilung der Radioaktivität auch in untere Bodenschichten zu gewährleisten, wurden die Pflanztöpfe eine Woche lang täglich mit 200 bis 350 ml Wasser gegossen. Das durchgelaufene Wasser wurde in Schalen aufgefangen und der Erde von oben wieder zugeführt.

2.2 Pflanzenbauliche Untersuchungen

Beim pflanzenbaulichen Gefäßversuch kann der Transfer der natürlichen Radionuklide und Spurenelemente aus dem Boden in die verschiedenen Organe einer Pflanze (z. B. Wurzel – Stängel - Blätter - Frucht und Samen) verfolgt und analysiert werden. Dabei können nur solche Pflanzen kultiviert werden, die auf den kontaminierten Böden auch noch gedeihen, ihre Wurzel, Stängel, Blätter, Samen und Früchte normal ausbilden können und ausreichend Biomasse für die notwendigen Untersuchungen produzieren.

Giesecke¹⁰ charakterisiert den Gefäßversuch wie folgt sehr treffend:

"Das Grundlegende der Arbeitsweise der Methode beruht darauf, dass in ein Vegetationsgefäß gefülltes Standortmaterial als Pflanzenstandort dient. Die wachsende und nach Abschluss des Versuches geerntete Pflanze dient als Testsubstanz. Äußere Anzeichen der Art des

10 Giesecke, F. *Der Vegetationsversuch - Der Gefäßversuch und seine Technik*, in Methodenbuch Band IX, Neumann Verlag Radebeul und Berlin 1951

Wachstums, genaue Höhe der Pflanzenproduktion und die analytische Erfassung gewisser Qualitätsmerkmale der Pflanzen sind die allgemein zu fixierenden Punkte der Versuchsdurchführung.“ Aufgrund des notwendigen, kleinen Versuchsmaßstabes und Umfanges bei den Vegetationsversuchen in bezug auf die natürlichen Gegebenheiten ist mit einer Vergrößerung der Streubreite der Resultate zu rechnen. Deshalb muss eine genügende Anzahl von Wiederholungsversuchen ausgeführt werden, um die in den jeweiligen Gefäßen erfolgten Schwankung in den Erträgen und anderen Parametern auszugleichen.

Für die Auswahl der Versuchspflanzen erfolgten Vorversuche und Bodenanalysen. Die Durchführung der Analysen für die Original- und die präparierten Bodenproben erfolgte durch die AUA GmbH, Jena bzw. der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. Die Ergebnisse für die Originalböden sind in der Tabelle 2.2. zusammengefasst.

Der Boden vom Edelstahlwerk Freital ist nährstoffarm und extrem sauer (pH 2,9). Eine erhöhte Schwermetallkonzentration (Normalwert von 0,1 bis 50 mg/kg TS) wurde nur für Blei mit 145 mg/kg TS (Trockensubstanz) festgestellt. (Tabelle 2.1)

Tab. 2.1 Schwermetalle im Boden vom Lenkteich

	Ermittelter Wert	Normaler Wert
Blei	139 mg/kg TS	0,5 – 50 mg/kg TS
Kupfer	495 mg/kg TS	1 - 20 mg/kg TS
Nickel	231 mg/kg TS	2 - 50 mg/kg TS
Zink	651 mg/kg TS	3 – 100 mg/kg TS

Tab. 2.2. Bodenanalyse der Böden vom Edelstahlwerk Freital und Lenkteich

Parameter	Dimension	ESW Freital		Lenkteich	
		Ergebnis	Beurteilung	Ergebnis	Beurteilung
Feinerdeanteil	%TS	17,9		28,9	
Org.Subst	%TS	49		8,3	
PH-Wert		2,9	A	5	C
Pb	In mg/kg TS	145	>Grenzwert	139	>Grenzwert
Cd	In mg/kg TS	0,13	Normal	0,16	Normal
Cr	In mg/kg TS	32	Häufig	56	Tolerierbar
Cu	In mg/kg TS	18	Normal	495	>Grenzwert
Ni	In mg/kg TS	12	Normal	231	>Grenzwert
Zn	In mg/kg TS	48	Normal	651	>Grenzwert
N	% TS	0,38		0,49	
NH ₄ –N	in mg/100g TS	1,81		1,18	
NO ₃ – N	in mg/100g TS	<0,01		2,47	
P(DL)	in mg/100g TS	1,0	A	<1	A
K (DL)	in mg/100g TS	8,0	B	35,3	D
Mg(CaCL ₂)	in mg/100g TS	4,9	B	22,5	D
Ca(NH ₄ -Ac)	in mg/100g TS	67		190	
Na(CaCL ₂)	in mg/100g TS	0,5		0,3	
Al(KCl)	In mg/kg TS	24,7		2,1	
B(heißwasserlösl.)	In mg/kg TS	2,00		0.86	
SO ₄ ²⁻ -S	Mg/100g TS	38		2,8	

Der Boden vom Lenkteich liegt im leicht sauren Bereich (pH 5) und ist mit Ausnahme von Phosphor gut mit Nährstoffen versorgt. Die Schwermetallgehalte sind außer für Chrom und Cadmium extrem hoch.

Zum Verschneiden des Bodens vom Edelstahlwerk wurde ein sandiger näher charakterisierter Lehmboden verwendet, der von einem immissionsökologischen Prüffeld stammt und deren Analysendaten in der Tabelle 2.3 vom von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft bestimmt wurden. Es handelt sich um einen Boden, der eine mittlere bis gute Nährstoffversorgung gewährleistet und keine Auffälligkeiten bezüglich der Schwermetallgehalte ausweist.

Tab. 2.3 Bodenanalyse des Bodens vom Prüffeld (Mutterboden)

Parameter *)	Dimension	Ergebnis	Beurteilung
Feinerdeanteil	%TS	20	
org.Subst	%TS	3,4	
pH-Wert		5,9	E
Pb	in mg/kg TS	40	Normal
Cd	in mg/kg TS	0,4	Normal
Cr	in mg/kg TS	12	Häufig
Cu	in mg/kg TS	8	Normal
Ni	in mg/kg TS	9	Normal
Zn	in mg/kg TS	50	Normal
N	% TS	0,13	
P(DL)	in mg/100g TS	6,5	B
K (DL)	in mg/100g TS	24,0	C
Mg(CaCL ₂)	in mg/100g TS	28,7	D
Na(CaCL ₂)	in mg/100g TS	2,2	
Al(KCl)	in mg/kg TS	0,1	

2.3 Ermittlung mobiler Stoffanteile durch Extraktionsversuche

In Böden vorhandene geogene und anthropogene Spurenelemente und Radionuklide können schwer bis leicht mobilisierbar oder unter bestimmten standortspezifischen Bedingungen (z.B. abhängig von pH-Wert, Redoxpotential, Wassergehalt) mobil sein. Für die Abschätzung mobiler Anteile in Böden ist eine Extraktion mit ungepufferter Ammoniumnitratlösung geeignet.¹¹ Die extrahierbaren Anteile des Bodens sind ein Anhaltspunkt für die Bioverfügbarkeit von Bodenbestandteilen für die Pflanzen, dürfen jedoch nicht als unmittelbare Wirkungsgröße missverstanden werden. Um diesen "mobilen", für die Pflanze "verfügbaren" Anteil der Komponenten eines Bodens festzustellen, wurden Elutionsversuche durchgeführt. Zur Vermeidung von Missverständnissen wird hier der Begriff extrahierbare Bestandteile angewendet. Der gleichzeitige Verlust verschiedener Komponenten bei Einwirkung von Regenwasser wurde durch Elution mit destilliertem Wasser simuliert.

Zur Probenaufbereitung wird die Bodenprobe bei 40 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, anschließend in einer Reibschale vorsichtig zerstoßen und über ein Sieb mit 2 mm Maschenweite abgesiebt. Die Extraktion wird wie folgt ausgeführt: 100 g getrocknetes Bodenmaterial wird mit 250 ml des Elutionmittels (1 M NH₄NO₃) 2h (bzw. 10 Tage zum Vergleich) geschüttelt. Nach Ende der Schüttelzeit (Überkopfschüttler) wird zentrifugiert und über eine Membran mit Porendurchmesser von 0,45 µm filtriert. Der pH-Wert und Eh-Wert des Eluates und der Ausgangslösungen werden bestimmt. Danach wird mit 2 ml konzentrierter HNO₃ angesäuert und mit destilliertem Wasser auf 500 ml aufgefüllt. Die Lösungen werden für die Bestimmung der Nuklide ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra, ²³⁰Th und ²²⁷Ac und der Elemente Ba und La die aliquotiert.

11 DIN V 19730

2.4 Pflanzenverträglichkeit

Um die Pflanzenverträglichkeit der Böden zu ermitteln, wurden in Anlehnung an die Vorgaben des Methodenbuches zur Analyse von Kompost¹² Keimpflanzenversuche mit Sommergerste und Lupinen sowie der Kressetest durchgeführt.

Die Tabelle 2.4 zeigt die sehr unterschiedlichen Ergebnisse. Aus dieser Überprüfung der Pflanzenverträglichkeit geht hervor, dass der Boden vom Lenkteich für die Pflanzenversuche geeignet und der Boden vom Edelstahlwerk völlig ungeeignet ist. Ein Verschneiden des Bodens mit 45 Vol.% Mutterboden vom Prüffeld und 10 Vol.% Erde vom 0-Horizont könnte auch im normalen Versuchsbetrieb die Pflanzenverträglichkeit nicht deutlich verbessern.

Tab. 2.4 Kressetest und Keimpflanzenversuche mit Sommergerste und Lupine auf verschiedenen Böden (ESW = Edelstahlwerk, Lenk = Lenkteich, M = Mutterboden)

Fruchtart (Aussaattermin)	Böden und Bodenmischungen	Aufgang in %
Kressetest (24.04.97)	Lenk	ca. 80
Kressetest (24.04.97)	ESW	0
Kressetest (06.05.97)	50 % Lenk + 50 % ESW	ca. 80
Kressetest (06.05.97)	ESW + 12 g Kalk	0
Kressetest (09.05.97)	50 % ESW + 50 % M	ca. 5
Kressetest (09.05.97)	45% ESW + 45 % M + 10 % 0 – Erde	ca.10
Gerste (05.05.97)	ESW + 12 g Kalk	50
Gerste (05.05.97)	50 % Lenk + 50 % ESW	78
Gerste (05.05.97)	ESW	50 *)
Gerste (09.05.97)	50 % ESW + 50 % M	55 *)
Gerste (09.05.97)	45% ESW + 45 % M + 10 % 0 – Erde	50
Blaue Lupine (05.05.97)	ESW + 12 g Kalk	11
Blaue Lupine (05.05.97)	50 % Lenk + 50 % ESW	50
Blaue Lupine (05.05.97)	ESW	89
Blaue Lupine (09.05.97)	50 % ESW + 50 % M	50
Blaue Lupine (09.05.97)	45% ESW + 45 % M + 10 % 0 – Erde	67

*) Sehr zögernder Aufgang

Der Boden vom Edelstahlwerk Freital ist sehr sauer und neigt zum Verschlämmen. Er ist nur für die blaue Lupine geeignet. Der Kressetest erbrachte einen Totalausfall, der auch nicht durch Kalkung beseitigt werden konnte. Nach diesem Ergebnis waren Verschnitte mit dem Boden vom Lenkteich und mit Mutterboden sinnvoll.

Rote Rüben, Radieschen und Salat, die innerhalb von 1-3 Wochen nach der Präparation mit Pechblendelösung gepflanzt wurden, starben zunächst ab. Als Ursache wurde ein Überangebot an Stickstoff (22 g pro Topf; d.h. 5,5 t pro ha) erkannt. Die Chemikalienzusätze waren für Lösen, Maskieren und Neutralisieren notwendig. Dieser Stickstoffgehalt ist um den Faktor 27 höher als

¹² Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK), *Methodenbuch - zur Analyse von Kompost*. Köln 1994

der eines gut gedüngten Boden und musste beseitigt werden. Im Dezember 1982 fand in Wageningen ein Workshop über die Messung von Transferfaktoren Boden-Pflanze statt.¹³ Zur Durchführung von Experimenten zum Transfer wurden pro kg Boden ca. 100-140 mg N, 45-60 mg P, 125-170 mg K und 70-145 mg Ca empfohlen. Künstlich kontaminierte Böden sollten für eine Gleichgewichtseinstellung 1-3 Monate vor der Bepflanzung präpariert sein.

Der überschüssige Stickstoff als Folge der Präparationen mit Pechblendelösung wurde aus den Pflanzgefäßen entfernt. Da keine praktischen Erfahrungen über das Auswaschen des Stickstoffs unter Vermeidung von Radionuklidverlusten vorlagen, wurde das Ausspülen mit destilliertem Wasser durch Analysen der einzelnen Fraktionen begleitet. Die Waschlösungen von 3 der 15 zu spülenden Gefäße wurden in Portionen von je 500 ml gesammelt und über Faltenfilter filtriert. Ein Aliquot von 15 ml diente einer Stickstoffbestimmung. Diese erfolgte mit dem Gerät multi N-C von Analytik Jena nach Verbrennung der wässrigen Probe im Sauerstoffstrom durch Chemolumineszenzmessung.

Der Rest der Lösungen wurde zur Stabilisierung mit Salpetersäure angesäuert. Teilproben dieser Lösungen wurden zur Überprüfung der Gehalte an Uranium und anderer Elemente mittels ICP-MS gemessen. Eine Kontrolle des Verlustes anderer Radionuklide erfolgte mittels Gammaskopmetrie. Dazu wurden 450 ml im Marinellibecker gemessen. Dabei wurde festgestellt, dass bereits nach Waschen mit 5 Litern destilliertem Wasser der Hauptteil an Stickstoff ausgespült wird. Der ausgewaschene Anteil an ²³⁸U (126 – 576 Bq/Gefäß) ist im Vergleich zum Gesamtgehalt von ca. 57 kBq/Gefäß gering. Die Tabelle zeigt, dass das Radium noch fester im Boden haftet als das Uran.

Vor Beginn der Aussaat und sechs Monate nach der Präparation wurde der Boden mit dem Mischdünger Blaukorn aufgedüngt, um nach dem Auswaschen eine Grundversorgung mit Nährstoffen zu gewährleisten. Die Analyse des erhaltenen Bodens zeigte, dass ein Boden mit normalen Stoffkonzentrationen entstanden ist.

2.5 Aussaat und Bepflanzung

Für die Aussaat wurden Kunststoffgefäße der Firma Hermann Meyer, Rellingen, mit 7,5l und 12l Inhalt verwendet. In den größeren Behältern wurden die Tomaten und in den kleineren die übrigen Versuchspflanzen angebaut. Für Versuche, in denen Lösungen auf den Boden gegossen werden mussten, wurden die klassischen Mitscherlichgefäße eingesetzt. Diese Konstruktion aus Gefäß-Untergestell-Auffangbehälter macht es möglich, durchgesickerte Flüssigkeiten aufzufangen und wieder auf die Bodenoberfläche aufzubringen. Für den Zusatz von Pechblendelösungen wurden Gefäße mit 7,5 Liter Inhalt mit untergestellten Photoschalen zum Auffangen der durchgesickerten Lösungen verwendet.

Mit den verwendeten Versuchspflanzen sollen möglichst vielfältige Untersuchungen ausgeführt werden. Außerdem mussten die ungünstigen Nährstoffverhältnisse der Böden mit den Ansprüchen der Pflanzen annähernd in Übereinstimmung gebracht werden, so dass Kompromisse unumgänglich waren. Deshalb sind in das Sortiment auch anspruchslosere Arten wie Serradella, Buchweizen und Lupinen aufgenommen worden. Die Pflanzen (Tomaten, Kopfsalat, Kohlrabi und Sellerie) wurden vom Frühgemüsezentrum Dresden über die Firma Lütznier in Tharandt geliefert. Das Lupinensaatgut stellte die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Abteilung Sortenprüfung in Nossen, zur Verfügung und der Buchweizen wurde von der Agrargenossenschaft Terpe/Schwarze Pumpe erworben. Das übrige Saatgut wurde über den Versandhandel der Firma Pötschke bezogen.

13 EURATOM, *Report on a Workshop on the Measurement of Soils to Plant Transfer Factors for Radionuclides*, Association EURATOM-ITAL, P.O. Box 48, Wageningen, The Netherlands (1982)

In der folgenden Tabelle 2.5 sind die verwendeten Pflanzen mit Sortenname sowie die Kennzeichnung im Versuch auf dem Prüffeld in Tharandt zusammengestellt. Für die Versuche mit Originalboden wurden die Böden des Edelstahlwerks (ESW) Freital und Lenkteich direkt verwendet. Außerdem wurde ein Gemisch aus 50 Vol% der Erde Lenkteich mit 50 Vol% der Erde Edelstahlwerk eingesetzt sowie eine Mischung aus der Erde ESW Freital mit Mutterboden.

Experimente mit dem Mutterboden, der mit Pechblende präpariert und nachbehandelt war, wurden im Laborgebäude des VKTA Rossendorf auf einem Balkon ohne Überdachung durchgeführt. Dazu wurden vorwiegend schnell wachsende Pflanzen ausgesät, um in einem kleinerem Versuchszeitraum mehrere Wiederholungen zu schaffen.

Tabelle 2.5: Übersicht über die Versuchspflanzen

Pflanzenart	Sorte	Pflanzenart	Sorte
Gartenkresse	Großblättrige	Kohlrabi blau	Blauer Delikateß
Phacelia	Boratus	Kohlrabi weiß	Gigant
Lupine blau	Wolodja	Seradella	Mecklenburger
Lupine gelb	Bornova	Radieschen	Parat
Sellerie	Dolvi	Möhren	Juwarot
Buchweizen		Pflücksalat	Amerikanischer brauner
Tomaten	Harzfeuer	Winterportulak	
Salat	Kagraner Sommer	Spinat	Monopa, Matador
Rote Rüben	Rote Kugel		

2.6 Düngung, Pflegemaßnahmen und Pflanzenschutz

Die Aussaat bzw. Pflanzung wurde entsprechend den Witterungsbedingungen zu den ortsüblichen Terminen durchgeführt. Die Wasserzufuhr erfolgte nach Bedarf sehr vorsichtig mit der Kanne, um ein Verschlämmen des empfindlichen Bodens zu vermeiden. Die Gefäße wurden unkrautfrei gehalten und jede Woche einmal flach gelockert. Der Befall mit Schädlingen und das Auftreten von Pflanzenkrankheiten war minimal und konnten durch einen sehr verhaltenen Einsatz von chemischen Mitteln reguliert werden. Beginnender Blattlausbefall wurde mit Bi 58 EC, Symptome von Kraut- und Braunfäule bei Tomaten, Botrytis bei Kopfsalat mit Aliette behandelt. Die Raupen und Eier des Kohlweißlings wurden von den Pflanzen mehrmals von Hand abgelesen. 1998 wurden auch Celaflor Pilzfrei Saprol Neu gegen Pilzkrankheiten eingesetzt.

Da für die Versuche 1998 die bereits 1997 verwendete Erde vom Lenkteich nochmals eingesetzt werden musste, machte sich eine Nährstoffzufuhr erforderlich. Bereits im zeitigen Frühjahr erhielten alle Gefäße eine Gabe von 3 kg/m² Fertigkompost (Rottegrad IV bis V nach LAGA Merkblatt M 10). Die Grundversorgung mit Nährstoffen konnte mit dem Mischdünger Blaukorn perfekt abgedeckt werden. Es wurden 60 kg/ha Stickstoff, 20 kg/ha P und 80 kg/ha K verabreicht.

Bei den Experimenten mit dem präparierten und analog gedüngten Boden im VKTA Rossendorf gab es keinen Schädlingsbefall, so dass auf chemische Mittel verzichtet werden konnte. Unkraut wurde entfernt und bei Bedarf wurden die Gefäße gegossen. Um Verluste durch die erheblichen Niederschlagsmengen im Herbst 1998 beobachten zu können, und gleichzeitig eine eventuelle Aktivitätsfreisetzung zu verhindern, wurde durchgesickertes Wasser in den untergestellten Photoschalen gesammelt. Der Rand zwischen Photoschale und Pflanzgefäß wurde mit Folie abgedeckt, so dass tatsächlich nur das durchgelaufene Wasser erfasst wurde.

2.7 Beurteilung des Pflanzenwachstums

Die 1997 verwendeten Böden vom Edelstahlwerk Freital und vom Lenkteich wiesen so krasse Unterschiede auf, dass ein direkter Vergleich mit statistischer Auswertung nicht möglich war. Im Boden des Edelstahlwerkes war der Pflanzenaufgang spärlich, bedeutend später und die Keimlinge waren überwiegend verkrüppelt. Auch während der gesamten Vegetationszeit waren die Pflanzen unterentwickelt und an den Blättern und Stängel häufig nekrotische Erscheinungen sichtbar. Niedrigere Erträge bzw. Ertragsausfälle durch das Absterben von Pflanzen waren die Folge. Diese Reaktionen konnten im Boden "Lenkteich" nur im geringen Maße beobachtet werden. Auch eine Aufkalkung des Bodens vom Edelstahlwerk sowie ein Verschneiden mit besseren Böden erbrachte keine deutlich verbesserte Pflanzenverträglichkeit.

In einem Zusatzversuch mit Mitscherlichgefäßen wurden 1997 den Erden Edelstahlwerk und Lenkteich entsprechend der vorgegebenen Rezeptur eine Uranylinitratlösung zugemischt. Die Entwicklung der Pflanzen war bei der Edelstahlwerkerde sehr schwach und kümmerlich. Die Pflanzen in den Gefäßen mit Lenkteicherde zeigten dagegen eine normale Entwicklung. Bei Kopfsalat wurde ein schwacher Botrytisbefall festgestellt. Unterschiede zwischen den Böden waren nicht erkennbar. Deshalb wurden alle Pflanzen mit 3 kg/ha Aliette behandelt. Bereits einige Tage nach der Pflanzung in der Erde Edelstahlwerk waren bei Tomaten und Kohlrabi schon deutliche Wachstumshemmungen sichtbar. Besonders betroffen waren die Tomaten. An den Blättern hatten sich Aufhellungen mit dunkel eingefärbten Rändern gebildet. Die Kulturen in der Lenkteicherde entwickelten sich wesentlich besser. An den Futter- und Gründüngungspflanzen waren die Wachstumsdepressionen geringer ausgeprägt. Die Ertragsdifferenzen zwischen Lenkteich- und Edelstahlwerkerde waren hier genauso deutlich wie bei den Gemüsekulturen.

Im Versuchsjahr 1998 wurde von den Originalböden nur die Lenkteicherde nach Aufdüngung verwendet. Dadurch war eine normale Wüchsigkeit und Entwicklung von der Aussaat bis zur Ernte gewährleistet. Bei dem mit Pechblende präpariertem Boden zeigten die eingesetzten Pflanzen Pflücksalat, Radieschen, Kresse und Spinat ein normales Wachstum.

2.8 Pflanzenernte und Reinigung

Die frischen Pflanzen wurden sofort nach der Ernte gewogen. Das Erntegut wurde je nach Pflanzenart in die verschiedenen Teile getrennt wie z.B. Stängel, Blätter, Früchte, Schale usw. und erneut ausgewogen. Es gibt keine standardisierten Vorschriften zum Reinigen von Pflanzenproben.¹⁴ Deshalb werden die Arbeitsschritte hier ausführlich beschrieben.

Pflanzenteile, die mit der Erde in Berührung kamen, wurden kurz und intensiv unter fließendem Wasser gewaschen und zuletzt mit entionisiertem Wasser nachgespült. Die frischen Wurzeln wurden ausgegraben und gründlichst gereinigt. Es musste sichergestellt werden, dass die komplette Beseitigung der Erde ohne Auslaugung der Wurzel abläuft. Unter fließendem Wasser (Druck) wurde der Hauptteil der Erde abgespült. An Verzweigungen wurden feinste Erdablagerungen mit einer Pinzette abgenommen und erneut mit Wasser gereinigt. Schließlich wurde die gereinigte Wurzel mit Deionat nachgespült.

Futterpflanzen wurden ungewaschen (Ausnahme unterste Stängelabschnitte) verarbeitet. Knollen (Sellerie, Möhren, Rüben) wurden nach dem gründlichen Waschen geschält. Blattgemüse, Radieschenknollen und die Früchte von Tomaten wurden, wie bei der Verwendung im Haushalt üblich, gewaschen und zusätzlich mit destilliertem Wasser nachgespült.

¹⁴ Markert, B. "Aspects of cleaning environmental materials for multielement analysis, EG plant-samples", *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, Vol.342, No.4-5, 409-412, 1992

Bei verschiedenen Pflanzen, die zur Ernte teilweise vertrocknet vorlagen (z.B. Buchweizen, Lupine), wurde auf eine Bestimmung der Frischmasse verzichtet. Bei Wurzeln wurde generell nur die Trockenmasse bestimmt, da durch die aufwendige Reinigung sich an der Frischmasse anhaftender Wassertropfen befanden.

2.9 Aufbereitung der Bodenproben zur analytischen Bestimmung

Teilproben der Böden wurden zur Bestimmung der Gesamtaktivität bei 105 °C getrocknet und der Trockenrückstand bestimmt. Nach Einwaage in Plastdosen (d=70mm) wurden diese radondicht verschweißt und das Nachbilden der Radon-Töchter bis zur Gleichgewichtseinstellung abgewartet. Danach ist die gammaspektrometrische Messung möglich. Die Gammaspektrometrie wurde zu verschiedenen Zeitpunkten (z. B. vor der Portionierung in Pflanzgefäße, am Ende der Versuchsreihen) ausgeführt.

Die Bestimmung der Gesamtaktivität wurde mittels radiochemischer Kontrollanalysen abgesichert. Um diese radiochemische Analytik sowie die Elementanalytik mittels ICP/MS ausführen zu können, wurden die Bodenproben nach DIN 38414 S7 aufgeschlossen.¹⁵ Dazu wurden 3 g der Bodenprobe 2 h unter Rückfluss mit Königswasser gekocht, anschließend die Lösung im Maßkolben auf 100 ml aufgefüllt und Aliquote zur Analyse verwendet. Es handelt sich zwar hier nicht um einen Vollaufschluss, aber die Erfahrungen zeigen, dass Schwermetalle und die Nuklide des Th, U, Pb und Ac bei vernachlässigbaren Verlusten nahezu quantitativ in Lösung gehen.

Alle gereinigten Pflanzenteile wurden bei 40 °C – 100 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und gewogen. Die getrockneten Pflanzen wurden zur Volumenreduzierung bei 450 °C im Muffelofen mit einer katalytischen Nachverbrennung verascht und die Aschemasse ermittelt. Ausgewählte schnellwachsende Pflanzen wurden für Sonderanalysen (Pb und Po) aus dem Trockenzustand analysiert. Die Pflanzenaschen wurden je nach verfügbarer Menge in Dosen mit einem Durchmesser von 70 mm oder 47 mm bzw. in Quarzröhrchen eingewogen und radondicht verschlossen.

Die Probenmassen von einzelnen Pflanzgefäßen waren zu gering, um Messeffekte zu erzielen. Schwankungen in Nuklidgehalten bei einzelnen Pflanzgefäßen wären aufgrund zu hoher zählstatistischer Fehler nicht auswertbar. Deshalb wurden immer Proben mehrerer Pflanzgefäße zu einer bis drei Messproben vereinigt. Damit durchgeführte Mehrfachbestimmungen zeigen Schwankungen innerhalb einer Probenart. Eine Erhöhung der Probenanzahl war aus Gründen der Messkapazität nicht möglich.

3 Analysenverfahren

In diesem Kapitel werden die eingesetzten Analysenverfahren für Böden (Feststoffe, Aufschlusslösungen, Eluate) und Pflanzen (Aschen, Trockensubstanzen, verschiedene Aufschlusslösungen), die in der Tabelle 3.1 in einer Übersicht zusammengestellt sind, näher beschrieben.

Tab. 3.1 Angewandte Meßmethoden zur Analyse von Nukliden und Elementen

Nuklid	²³⁸ U, ²³⁵ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁷ Ac	⁴⁰ K	Elemente
γ-Spektrometrie	x	x	x	x		x	x	
α-Spektrometrie		x				x		
β-Messung				x	x			
ICP-MS	x						x	x

¹⁵ DIN 38414 S7

3.1 Gammaskpektrometrie

Als zerstörungsfreie Methode wurde die Gammaskpektrometrie für die Nuklidanalytik bei jeder Probenart eingesetzt. Nach der Probenvorbereitung bedarf es dabei keines weiteren Aufwandes vor der Durchführung der Messung und das Probenmaterial steht danach für weitere Analysen zur Verfügung. Da die zu messenden Aktivitäten meist sehr gering sind, wurde die Gammaskpektrometrie im Untertagemesslabor "Felsenkeller" durchgeführt, wo mit einer ca. 45m dicken Gesteinsabschirmung und einer 25cm dicken Abschirmung der Messkammer aus Stahl und Blei und weiteren 15cm Abschirmungen der einzelnen HP-Ge-Detektoren der Untergrund der Umgebungsstrahlung beträchtlich verringert ist.¹⁶

3.2 Radiochemische Methoden

Wenn mit der Instrumentellen Gammaskpektrometrie eine Nuklidanalyse nicht mehr möglich war, erfolgte eine radiochemische Abtrennung der zu bestimmenden Nuklide. Dazu wurden sowohl Elementgruppen als auch einzelne Elemente abgetrennt. Nach den Ergebnissen der γ -Spektrometrie der Pflanzenaschen (vgl. Tabellen AN-4.3.1 bis AN-4.3.6 im Anhang) erweisen sich die radiochemischen Analysemethoden für die langlebigen Radionuklide ^{230}Th , ^{227}Ac und ^{238}U unumgänglich. Der Trennungsgang für die α -spektrometrische ^{230}Th - und ^{227}Ac -Analyse wurde so gewählt, dass bei Bedarf auch andere Nuklidfraktionen einer radiochemischen Analyse unterzogen werden konnten, wenn das Probenmaterial für eine parallele Bestimmung zu knapp war.

Das ausgearbeitete Trennschema und das Verhalten anderer Nuklidgruppen/Elemente während des Trennungsganges ist aus den Abbildungen der Kapitel 3.2.2 bis 3.2.3 ersichtlich. Die Durchführung der radiochemischen Analyse und der Elementanalytik mittels ICP-MS setzt die Auflösung der Proben voraus. Die Aufschlussmethode ist dabei abhängig vom Bestimmungsnuklid bzw. Element sowie von der Zusammensetzung der Probe. Ein Vollaufschluss kann für unterschiedliche Probenarten verschiedene individuelle Aufschlussbedingungen beinhalten. Für die Elementanalytik der Pflanzenaschen werden 0,20 g in einer Mikrowelle (Mikrowellensystem FLOYD RMS 150) mit 5 ml HNO_3 und 0,5 ml HClO_4 unter Druck aufgeschlossen und auf 25 bis 50 ml Endvolumen aufgefüllt. Geringfügige unlösliche Rückstände, die bei wenigen Proben verbleiben, werden verworfen. Dieser Aufschluss wird in dieser Arbeit zur Unterscheidung von anderen Varianten als Aufschluss 1 gekennzeichnet.

Für die Analyse der Th-Isotope ist ein Einsatz größerer Asche- und Chemikalienmengen notwendig. 0,5 bis 1,0 g der Pflanzenasche werden mit 57 mBq ^{229}Th -Tracer versetzt und mit einer Mischung aus 40 ml Salpetersäure und 5 ml Perchlorsäure im Becherglas zunächst zugedeckt bei Normaldruck aufgeschlossen (Aufschluss 2). Ein mehrfaches Nachdosieren von Säuren ist wegen der Verdunstung notwendig. Bei diesen großen Probenmengen ist der Einsatz einer Mikrowelle nicht von Vorteil. Es wurden 3 bis 5 parallele Aufschlüsse mit je ca. 0,2 g pro Probe angesetzt. Organische Restbestandteile, die bei der Veraschung bei 450°C noch nicht zerstört wurden, werden mit dem Säuregemisch zersetzt und der Rest der Probe nahezu quantitativ gelöst. Auf eine Zersetzung von Kieselsäureresten mit Flusssäure wurde im Rahmen dieser Arbeit verzichtet. Nach dem Aufschluss wurde die Probe mit 20 ml konzentrierter Salpetersäure gelöst und auf 100 ml mit dest. Wasser aufgefüllt. Ein Aliquot von 5 ml wird zur ICP-MS gegeben. Winzige unlösliche silikatische Reste können natürlich noch geringfügige Mengen der gesuchten Elemente oder Radionuklide einschließen. Eine Zerstörung mit Fluorid bringt für die Analytik von Thorium bei Pflanzenproben keinen Vorteil, denn die gebildeten Thoriumfluoride müssen durch Behandeln mit Borsäure wieder in Lösung gebracht und die

16. Niese, S.; Köhler, M.; Gleisberg B. „Low-level counting techniques in the underground laboratory „Felsenkeller“ in Dresden“, *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 233 (1998) 167

Borsäure anschließend beseitigt werden.

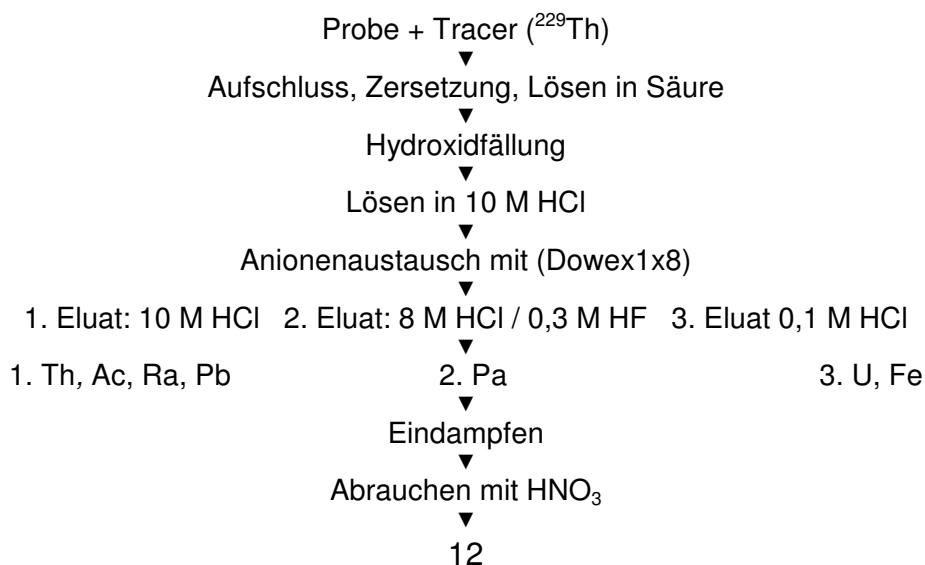
Die Zuverlässigkeit dieser vereinfachten Aufschlussmethode wurde durch Parallelanalysen mit einem „Vollaufschluß“ geprüft. Anhand von Vergleichen mit höheren Aktivitäten enthaltenden und deshalb gammastrahlendimetrisch messbaren Proben konnten ohne zusätzlichen Aufwand die gute Wirksamkeit des Aufschlusses bestätigt werden. Dabei ist der γ -spektrometrische Analysenwert des ^{227}Ac eine verlässliche Größe, da keine Störeinflüsse vorliegen und ^{227}Th in wesentlich niedrigeren Konzentrationsbereichen als ^{230}Th nachgewiesen werden kann. Im Kapitel Qualitätssicherung wird an Zahlenbeispielen deutlich, dass beide Aufschlussmethoden zum Ziel führten. Für die Routineuntersuchungen lieferte die effektivere Variante ohne Silikataufschluss richtige Werte.

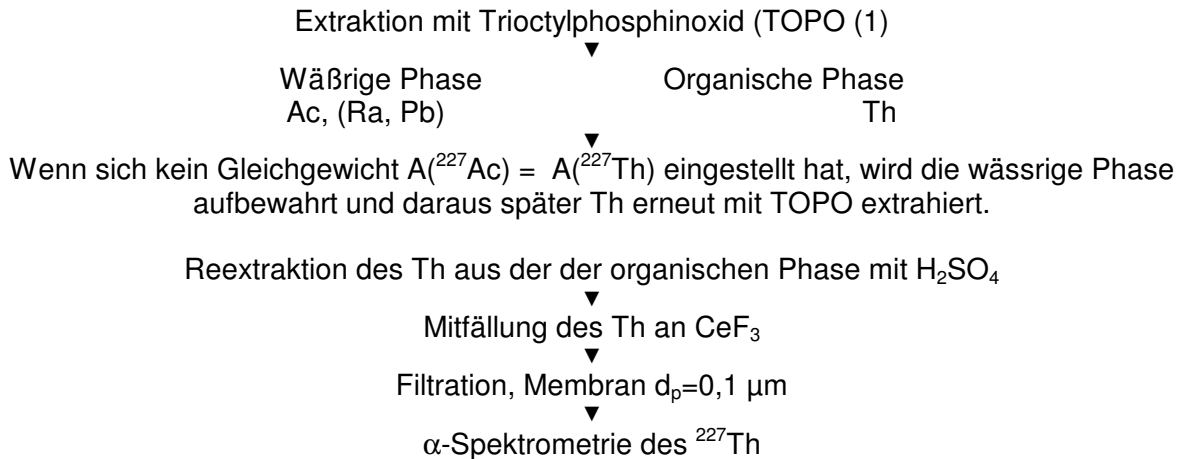
3.3 Trennverfahren für Thorium und Actinium

Zur Th- und Ac- Analytik werden 95 % der Probenlösung (Aufschluss 2) verwendet. Die Trennung beginnt mit einer Hydroxidfällung. Der Niederschlag wird nach dem Waschen mit 20 ml 10 M HCl gelöst. Bei der Aufgabeder Chloridlösung über ein Anionenaustauscherharz Dowex 1X 8 (Kollonengröße: l = 80mm, d = 8mm) werden Eisen und Uranium vom Thorium getrennt. Das Harz wird mit weiteren 20 ml 10 M HCl nachgespült, um alles Thorium von der Säule zu waschen. Das Harz wird verworfen. Die Th-Fraktion wird eingetrocknet und mit Salpetersäure zweimal abgeraucht. Aus 2 M HNO_3 -Lösung wird Th mit 5%igem TOPO (Tri-n-octylphosphinoxid) in Cyclohexan extrahiert. Bei stark manganhaltigen Proben, wie es bei Pflanzenproben der Fall ist, ist es wichtig, das Mangan in der salpetersauren Lösung vollständig in die nicht extrahierbare Form (Mn^{2+}) zu überführen, um die Kapazität des Extraktionsmittels nicht zu überschreiten und die Extraktion des Thoriums sicherzustellen. Die Reextraktion von Thorium erfolgt mit 0,3 M Schwefelsäure. Dem Reextrakt wird 25 μg Ce-Träger zugesetzt und Thorium-Nuklide als Fluoride durch Zusatz von 7 M Flusssäure mitgefällt. Der Niederschlag wird auf einem Membranfilter mit einem Porendurchmesser von 0,1 μm abgesaugt. Das Filter wird auf eine feste Unterlage geklebt und zur alphaspektrometrischen Messung gebracht. Die Messdauer beträgt je nach Aktivität und chemischer Ausbeute 24 bis 100 Stunden.

Die Abbildung 3.1 zeigt das Schema der radiochemischen Abtrennung für die Th- und Ac-Analyse. Dieses vollständige Trennschema mußte lediglich bei Analysen der letzten Ernteperiode eingesetzt werden, da das Gleichgewicht zwischen ^{227}Ac und ^{227}Th nicht eingestellt war. Im Normalfall lagen zwischen Ernte und radiochemischer Bearbeitung mindestens 16 Wochen, so dass das Gleichgewicht eingestellt war. Unter diesen Voraussetzungen kann auf die TOPO-Extraktion (2) und die Folgeschritte verzichtet werden.

Abb. 3.1: Radiochemische Trennungen natürlicher Actinide



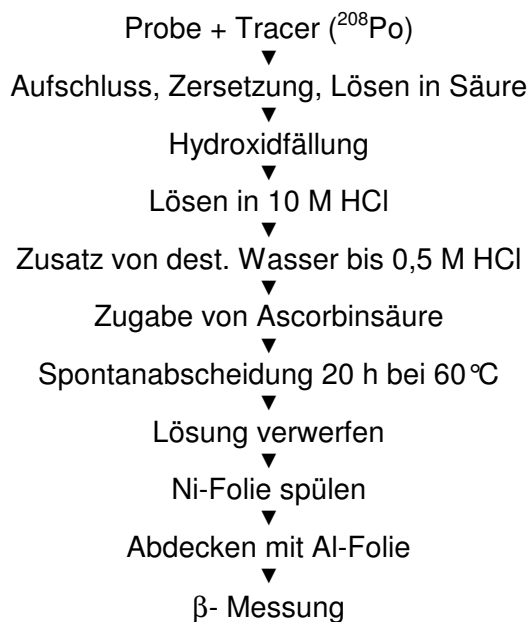


3.4 Trennverfahren für Blei und Polonium

In wenigen Proben wurden unmittelbar nach der Ernte und dem Trocknen die Nuklide ^{210}Pb und ^{210}Po bestimmt, da die sofortige Bestimmung beider Nuklide in Pflanzenteilen Aussagen bezüglich des radiochemischen Gleichgewichtes liefert. Dazu wurden 3 bis 5 g der getrockneten Pflanzenteile (wenn außer ^{210}Pb auch ^{210}Po zu analysieren war) in ein Becherglas eingewogen, angefeuchtet und mit 20 ml konz. HNO_3 versetzt. Nach Zugabe von 70 mBq ^{208}Po zur Ausbeutekontrolle wurde die Probe über Nacht stehen gelassen.

Bei Pflanzenaschen wurden 0,5 bis 1 g mit 20 - 40 ml 6 M HNO_3 angesetzt. Durch Kochen der abgedeckten Probe bei Zusatz von HClO_4 (bis zu 10 ml) wird die Probe vollständig mineralisiert. Der Rückstand wurde nach Abrauchen mit 10 M HCl gelöst und mit dest. Wasser so aufgefüllt, daß eine 0,5 M HCl -saure Lösung entsteht. Mit Ascorbinsäure wurde zur Reduktion von Fe maskiert. Danach folgt eine zwanzigstündige Spontanabscheidung des ^{210}Po unter ständigem Rühren auf einer Ni-Scheibe. Nach Ende der Abscheidung wird die Lösung verworfen, die Ni-Scheibe mit destilliertem Wasser und anschließend mit Ethanol gespült. Die Messung von ^{210}Pb und ^{210}Po erfolgt wie unter 3.3.2 beschrieben am Low-level- α - β -Messplatz. Die abgeschiedenen Po-Nuklide werden anschließend zwecks Ausbeutebestimmung und bzw. zur Analyse des ^{210}Po alphaspektrometrisch gemessen. Das Schema der Analyse ist in Abbildung 3.2.3 dargestellt.

Abb. 3.2: Radiochemische Abtrennung zur Bestimmung der ^{210}Pb - und ^{210}Po -Aktivität



▼
Entfernen der Al-Folie
▼
 α -Spektrometrie

3.5 Messverfahren nach radiochemischer Trennung

Für die α -spektrometrischen Messungen stehen zwei Meßsysteme zur Verfügung, ein CANBERRA-Spektrometer mit 4 Messkammern und ein Spektrometer von TENELLEC, ebenfalls mit 4 Messkammern. Das erstere wird für α -Aktivitäten im Bq-Bereich bis zu ca. 10 mBq/ Probe eingesetzt. Das Spektrometer von TENELLEC ist für den Low-level-Bereich (< 10 mBq/ Nuklid je Probe) reserviert und wurde für Pflanzenproben nur in Ausnahmefällen, wenn die Messung im CANBERRA-Spektrometer nicht ausreicht, benötigt. Die präparierten Proben werden in die Messkammer eingebracht, die Messkammer wird evakuiert. Die Messdauer liegt je nach Aktivitätsniveau zwischen 5 und 48 Stunden. Die α -Detektoren haben eine Energieauflösung von ca. 20 KeV und Messeffektivitäten um 20 – 30 %. Die Nachweisgrenzen liegen je nach Probenbehandlung zwischen 0,1 bis 10 mBq. Bei der Analyse von realen Proben werden die o.g. Energieauflösung nicht immer realisiert, da die Halbwertsbreite des auszuwerteten Peaks auch von der Qualität der radiochemischen Abtrennung bestimmt wird.

Für den quantitativen Nachweis von ^{230}Th in ausgewählten Proben wird die Alphaspektrometrie eingesetzt, da die γ -Linie bei 68 KeV großen Störeinflüssen unterliegt, die nicht nur auf den ^{40}K -Überschuß zurückzuführen sind (Überlagerungen mit Röntgenlinien usw.). Die γ -Messung von ^{230}Th liefert für die Pflanzenaschen häufig nur Nachweisgrenzen, aus denen sich keine Transferfaktoren berechnen lassen. Das ^{227}Ac , welches bei eingestelltem radiochemischen Gleichgewicht gammaspektrometrisch mit großer Genauigkeit über dessen Töchter ^{227}Th und ^{223}Ra zu bestimmen ist, liegt in einigen von der Wurzel weiter entfernten Pflanzenteilen in sehr niedriger Aktivitätskonzentration vor. In solchen Fällen ist alphaspektrometrische Bestimmung nach radiochemischer Abtrennung notwendig. Liegt zwischen der Ernte und dem Analysendatum genügend Zeit für die Gleichgewichtseinstellung (mindestens 3 Halbwertszeiten, $T_{1/2}$ für ^{227}Th = 18,6d), ist die gemessene α -Aktivität vom ^{227}Th bei 6,01 MeV gleich der des ^{227}Ac . Die zweite α -Linie des ^{227}Th bei 5,77 MeV wird bei der Auswertung nicht herangezogen. Grund dafür ist die Überlagerung mit der α -Linie des ^{223}Ra ($T_{1/2}$ für ^{223}Ra =12,4 d), welches während des Trennungsganges bereits wieder aus ^{227}Th nachgebildet wird. Die Analyse von ^{210}Po (E_{α} =5,30 MeV, reiner α -Strahler) ist nur mittels α -Spektrometrie möglich.

Zur Bestimmung der ^{210}Pb -Aktivität wird die β -Strahlung dessen kurzlebigen Tochternuklids ^{210}Bi mit einem Gasdurchfluss-Proportionalzähler (α - β -Multi-Low-Level-Counter, Fa. Kugelfischer mit Argon/Methan als Spülgas) gemessen. Die präparierte Messprobe wird zur Abschirmung von Strahlung kurzer Reichweite (z.B. geringe Mengen mitabgeschiedener Alphastrahler) mit einer Aluminiumfolie (7,5 mg/cm²) abgedeckt. Die Messungen wurden im Fachbereich Sicherheit und Strahlenschutz des VKTA ausgeführt.

In einigen Fällen wurde die Aufnahme durch die Pflanzenteile der zwei im Boden in gleicher Aktivität vorhandenen Nuklide ^{210}Pb und ^{210}Po bestimmt. Diese Untersuchung erfordert die Analyse beider Nuklide unmittelbar nach der Ernte, weil ^{210}Po sonst sowohl zerfällt als sich auch aus dem ^{210}Pb nachbildet. Der Grund dieser Untersuchungen sind Vergleichsanalysen mit γ -spektrometrisch bestimmten ^{210}Pb -Aktivitäten, sofern beide Nuklide zum Zeitpunkt der radiochemischen Abtrennung im Gleichgewicht vorliegen. Die niederenergetische Linie des ^{210}Pb ist bei verschiedenen Matrices störanfällig. Deshalb ist die Überprüfung mit einer unabhängigen Methode an einigen Proben für die Beurteilung der Richtigkeit der instrumentellen Messungen an Pflanzenaschen wichtig. Für Proben aus dem ersten Erntejahr (1997) wurde die Prüfung durch eine dritte Meßmethode ergänzt. Dabei fand die radiochemische Bearbeitung dieser Proben zu einem Zeitpunkt (1998) statt, an welchem ^{210}Pb und das daraus gebildete ^{210}Po bereits im

Gleichgewicht vorlagen. Nach der β -Messung kann die Analyse des simultan abgetrennten ^{210}Po durch eine α -Spektrometrie erfolgen.

3.6 Bestimmung von Elementgehalten mittels ICP/MS

Für Messungen der Elementkonzentrationen in Aufschlusslösungen und Eluaten von Böden und in Aufschlusslösungen von Pflanzen kam die ICP-MS (Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma) zum Einsatz. Diese Methode erlaubt die Bestimmung der meisten chemischen Elementgehalte in wässrigen Lösungen bis in den unteren ppt-Bereich. Verwendet wurde das Gerät ELAN 5000 von Perkin-Elmer/Sciex mit seiner gesamten Peripherie. Die zu untersuchenden Lösungen werden mittels einer Peristaltikpumpe an das Gerät herangeführt und über einen pneumatischen Zerstäuber in ein Argonplasma transportiert. Die im Nebel enthaltenen Elemente werden bei ca. 5000 K vorzugsweise zu einfach positiv geladenen Spezies ionisiert. Über ein Interface, Konen- und Linsensystem gelangt der fokussierte Ionenstrom in das Quadrupolmassenspektrometer, wo die Ionen entsprechend ihres Masse/Ladungsverhältnisses differenziert abgelenkt und mit Hilfe eines Photomultipliers sequentiell erfasst werden. Aus den registrierten Intensitäten werden dann über computerinterne Kalibrierfunktionen die einzelnen Elementgehalte berechnet. Die elektronisch gesicherten Daten können dann ausgelesen und weiterverarbeitet werden. Die zu untersuchenden Lösungen werden in unterschiedlichem Maße verdünnt, so dass Blindwertlösungen ständig mitgemessen werden, um den Einfluss der verwendeten Chemikalien bzw. -charge einschätzen zu können.

3.7 Qualitätssicherung

Es wurden umfangreiche Qualitätssicherungsmaßnahmen ausgeführt. So wurden mit den instrumentellen und radiochemisch bestimmten Aktivitäten gleichzeitig die Wirksamkeit der Aufschlussmethode sowie der Trennverfahren und Messtechnik kontrolliert. Hier werden dazu Beispiele von ^{230}Th -, ^{227}Ac -, ^{210}Pb - und ^{210}Po -Analysen vorgestellt und diskutiert. Den Vergleich der mit der radiochemische Trennung und der Gammasspektrometrie erhaltenen Ergebnisse und die von Paralleluntersuchungen mit verschiedenen Aufschlussverfahren zeigt die Tabelle 3.2.

Bei dem Aufschluß mit Flußsäure erfolgt ein Vollaufschluß mit Zerstörung vorliegender Silikate. Verluste durch nicht gelöste Silikatreste wurden vernachlässigt, da die Unterschiede geringer als die Analysenfehler waren. Es ist eine gute Übereinstimmung von instrumentell und radiochemisch ermittelten Ergebnissen festzustellen. Insbesondere ist der geringe Unterschied zwischen den γ - und α -spektrometrisch ermittelten ^{227}Ac - Aktivitätskonzentrationen bemerkenswert (letzte Spalte), dies um so mehr, wenn man den hohen zählstatistischen Fehler der γ -Spektrometrie beachtet.

Die radiochemischen Analysenwerte von Thorium und Actinium entstanden durch die Bestimmung der chemischen Ausbeuten mittels in definierter Aktivität zugesetzten Tracer. Der Gesamtfehler des Verfahrens liegt bei ca. 15%. Darin ist auch der Fehler bei der Verdünnung und Dosierung des Tracers enthalten. Der Gesamtfehler steigt bei hohen zählstatistischen Fehlern. Der Vergleich der ^{227}Ac -Resultate bekräftigt die Richtigkeit der Ergebnisse der analysierten Proben. Der Nachweis der Zuverlässigkeit an Beispielen dient zur Absicherung der Qualität aller anderen unter diesen Routinebedingungen untersuchten Proben.

Tabelle 3.2 Beispiele zum Vergleich von Th- und Ac- Gehalten bei Anwendung verschiedener Aufschlusstechniken bzw. der zerstörungsfreien Gammaskpektrometrie

Nuklid	²³⁰ Th [Bq/kg] AM			²²⁷ Ac [Bq/kg] AM		
	α-Spektr.	α-Spektr.	γ-Spektr.	α-Spektr.	α-Spektr.	γ-Spektr.
Meßmethode	Ohne H ₂ F ₂	Mit H ₂ F ₂		Ohne H ₂ F ₂	Mit H ₂ F ₂	
Aufschluss	Ohne H ₂ F ₂	Mit H ₂ F ₂		Ohne H ₂ F ₂	Mit H ₂ F ₂	
I-97/Tomate-Wurzel	2600 (15%)	2760 (15%)	3100 (45%)	600 (15%)	630 (15%)	780(10%)
I-97/Tomate-Stängel	4500 (15%)	-	3800 (40%)	420 (15%)	-	450 (10%)
II-97/Lup.gelb-Wurzel	4500 (15%)	-	3800 (45%)	260 (15%)	-	230 (40%)
II-97/Lup.gelb-Stängel	220 (15%)	170 (20%)	910 (57%)	83 (15%)	90 (20%)	90 (40%)
II-97/Lup.blau-Stängel	80 (22%)	95 (25%)	<1700	180 (15%)	160 (15%)	140 (45%)
II-97/Buchweiz.-Fruchtst	30 (30%)	-	< 770	250 (15%)	-	270 (39%)
II-97/Kohlrabi-Blatt	50(25%)	-	< 360	27 (25%)	-	38 (25%)
II-97/Kohlrabi-Knolle	10 (20%)	9 (20%)	< 740	1,3 (20%)	1,5 (25%)	<30
II-97/Tomate-Wurzel	2880 (15%)	-	2700 (20%)	190 (15%)	-	170 (13%)
II-97/Tomate-Stängel	200 (15%)	160 (15%)	< 810	44 (15%)	37 (15%)	43 (48%)
II-97/Tomate-Frucht	52 (20%)	47 (20%)	< 400	14 (20%)	8 (25%)	29 (50%)

Für ²³²Th und ²³⁸U war ein Vergleich der mittels ICP-MS und Gammaskpektrometrie ermittelten Ergebnisse möglich. Beim Trennungsgang für die Th-Nuklide wird ein Aliquot von 5 bis 10 ml der Aufschluslösung zur Bestimmung der Gehalte von Th, U und La mittels ICP-MS entnommen und analysiert. Diese Maßnahme dient in erster Linie der U-Analyse. Bei Pflanzen(teilen), die wenig Radioaktivität aus dem Boden aufgenommen haben, liefert die Gammaskpektrometrie häufig nur eine Nachweisgrenze ²³⁸U, der keine Bestimmung von Transferfaktoren erlaubt. Im Kapitel 4 sind alle radiochemisch und mittels ICP-MS ermittelten Ergebnisse in den Tabellen eingearbeitet. In der Tabelle 3.3 werden die Ergebnisse weiterer Analysenvergleiche dargestellt. Dabei werden nur größere Fehler ausgewiesen. Dabei handelt es sich um Fehler der γ-Spektrometrie. Bei der ICP-MS liegen die Analysenfehler meist weit unter 10%. Die Abkürzungen bedeuten: Bl = Blatt, St=Stengel, Fr = Frucht, Sc = Schale, FS = Fruchtstand, Wu = Wurzel, Kn = Knolle, Ko = Korn, g = gelb, bl = blau, w = weiß. Diese umfangreichen Überprüfungen mit den unterschiedlichster Proben typen bekräftigen, dass verschiedene Wege des Aufschlusses und der Messung zum Ziel führen.

Tabelle 3.3: Vergleich von La-, Th- und U- Gehalten bei Anwendung verschiedener Aufschlusstechniken und anschließender Messung mit der ICP-MS sowie zusätzliche Vergleiche bezüglich gammaspektrometrisch ermittelter U-Gehalte

Aufschluss Element [mg/kg]	Silikate nicht zersetzt			Mit Mikrowelle			Ohne
	La	Th	U	La	Th	U	U
Meßmethode	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	ICP-MS	γ-Spektr.
II/97-Tomate St	3,7	0,32	23	4,2	0,39	23,5	15 (32%)
II/97-Tomate Fr	1,5	0,31	7,0	1,3	0,16	6,7	7,1 (36%)
II/97-Sellerie Fr	8,1	0,48	34	9,9	0,31	31	26 (7%)
II/97-Lup, St, g	4,1	0,16 (18%)	27	-	-	-	23 (31%)
II/97-Lup, b, Sc	2,4	0,19	13	-	-	-	15 (21%)
II/97-Lup, Sc b	14	0,27	17	-	-	-	13 (40%)
II/97-Phacelia	10	0,18	9,1	-	-	-	13 (41%)
II/97-Kohlrabi, Sc	1,3	0,12 (19%)	8,8	-	-	-	7,8 (24%)
II/97-Kohlrabi, Bl	4,1	0,1 (20%)	5,8	-	-	-	5,7(29%)
II/97-Buchweiz,St	9,4	0,1 (13%)	29	-	-	-	23 (32%)
II/97-Buchweiz,Bl	34	1,6	82	-	-	-	83 (10%)
II/97-Buchw, FS	13	0,12 (12%)	12	15	0,48	15	9,6 (53%)
II/98- Kohlr, w, Wu	-	-	-	9,8	1,2	115	81 (20%)
II/98- Kohlr, w, Kn	0,21	0,053(18%)	0,75	0,15	0,07 (20%)	0,75	< 2,2
II/98- Kohlr, Bl bl,	1,9	0,19	2,9	-	-	-	< 2,4
II/98- Kohlr, Kn. bl,	0,15 (17%)	0,029 (39%)	0,51	0,13 (18%)	0,04	0,49	< 2,3
II/98- Lup, Ko. g	0,05 (20%)	0,02 (28%)	0,27	0,11(22%)	0,02 (30%)	0,45	< 5,4
II/98- Lup, blau, Ko	0,16 (12%)	0,01 (40%)	0,8	0,18 (21%)	< 0,14	0,8	< 13
II/98-Tomate, Wu	-	-	-	18	3,8	190	148(4%)
II/98-Tomate, St	3,5	0,22	4,0	3,8	< 0,2	3,8	5,6 (45%)
II/98-Tomate, Fr	0,47	0,15	0,69	0,35 (14%)	< 0,16	0,52	< 2,7
II/98-Bohne,St	8,6	0,61	19	-	-	-	30 (45%)
II/98- R. Rübe, Sc	9,6	1,7	67	-	-	-	54 (8%)
II/98- R. Rübe, Fr	0,65	0,093	4,1	-	-	-	4,4 (33%)
II/98- R. Rübe, Bl	6,2	0,63	24	-	-	-	37 (6%)
II/98- Möhre, Sc	4,4	0,74	53	4,2	0,42 (13%)	50	34 (13%)
II/98- Möhre, Fr	0,58	0,055 (13%)	2,4	0,51	< 0,15	2,6	< 12
II/98- Sellerie, Sch	-	-	-	5,6	0,76	50	68 (11%)

3.8 Vergleich der instrumentellen und radiochemischen ²¹⁰Pb-Bestimmung

Alle ²¹⁰Pb-Aktivitäten der Pflanzenaschen sind γ-spektrometrisch bestimmt. Bei dieser Matrix (geringe Dichte) ist die Überprüfung der Ergebnisse für eine Auswahl an Proben unumgänglich. Die Tabelle 3.4. zeigt die Ergebnisse von Vergleichsanalysen, die für 1997 geerntete Pflanzen nach Einstellung des radiochemischen Gleichgewichtes zwischen ²¹⁰Pb und ²¹⁰Po mittels radiochemischer Abtrennung bei Pflanzenaschen erzielt wurden. Für 1998 geerntete Pflanzen ist

die Bestimmung von ^{210}Pb über ^{210}Po durch das gestörte Gleichgewicht nicht möglich.

Tab.3.4. Qualitätssicherung für ^{210}Pb , Aktivitätskonzentrationen in Bq/kg auf Asche bezogen

Messnuklid	^{210}Pb	^{210}Bi	^{210}Po
Meßmethode	γ	β	α
II/97-Lupine g Wurzel	2100 (42%)	1900 (15%)	1800 (10%)
II/97- Lupine g Stängel	410 (44%)	490 (15%)	330 (15%)
II/97- Lupine g Schale	150 (57%)	120 (15%)	120 (15%)
II/97- Lupine b Stängel	250 (54%)	290 (15%)	270 (15%)
II/97- Lupine b Schale	130 (40%)	110 (15%)	110 (15%)
II/97- Lupine b Korn	< 31	35 (25%)	16 (30%)
II/97- Buchweizen Stängel	320 (46%)	330 (15%)	350 (15%)
II/97- Buchweizen Blatt	1000 (10%)	900 (10%)	1060 (10%)
II/97- Kohlrabi Schale	< 43	69 (25%)	45 (20 %)
II/97- Kohlrabi Knolle	< 130	23 (20%)	18 (20%)
II/97- Kohlrabi Blatt	< 37	100 (20%)	66 (20%)
II/98- Kohlrabi w Wurzel	400 (18%)	433 (15%)	
II/98- Kohlrabi w Schale	83 (38%)	107 (15%)	
II/98- Kohlrabi b Wurzel	505 (12%)	717 (15%)	
II/98- Salat Wurzel	550 (10%)	362 (15%)	
P- Pflücksalat Wurzel	40700 (10%)	64500	
P- Radies Wurzel	54700 (2%)	54600 (15%)	
P- Radies Knolle	4030 (2%)	3830 (15%)	
P- Radies Blätter	2580 (4%)	1920 (15%)	

Trotz der großen Fehler der γ -spektrometrischen Messung gibt es gute Übereinstimmungen mit den α - und β - Messungen nach Abtrennung. Wenn das radiochemische Ergebnis über der γ -spektrometrisch ermittelten Nachweisgrenze liegt, wird der radiochemisch ermittelte Wert bevorzugt (z.B. II/97 Kohlrabi Blatt). In den Ergebnistabellen des Kapitels 4 sind daher an Stelle von γ -spektrometrisch bestimmten Aktivitätskonzentrationen in vielen Fällen radiochemisch ermittelte Werte eingesetzt.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Auswertung der Ertragsbestimmungen

Für eine Gruppe von auf dem Prüffeld in Tharandt angebauten Kulturen, wurden Ertragsbestimmungen durchgeführt. Bei einigen Pflanzen war eine statistische Auswertung (Standardabweichung, Varianz) nicht möglich. In diesem Falle werden Durchschnittswerte der Erträge für Vergleichszwecke bei unterschiedlichen Böden hinzugezogen. Die statistischen Auswertungen beziehen sich auf Originalböden und solchen mit Zugabe von Uranylнитrat. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass im Gegensatz zur Erde des Edelstahlwerkes Freital die Kulturen in der Erde vom Lenkteich normal gedeihen. Im Boden des Edelstahlwerkes liegen für das Wachstum der Pflanzen völlig ungeeignete Bedingungen vor. Dies führte für manche Kulturen z. B. bei Salat zu einem Totalausfall. Bei der Weiterführung der Versuche 1998 mit der Erde vom Lenkteich gab es keine bodenbedingten Ertragsausfälle.

Auch 1998 zeigten alle Pflanzenarten in der Erde vom Lenkteich eine gute und gleichmäßige Entwicklung. Das trifft genauso für Kulturen (z.b. Buchweizen) zu, deren Böden mit einer Uranylнитratlösung versetzt wurden. In den letzten Zeilen einiger Tabellen sind die Erträge der Gefäßversuche auf die Ertragsdimension kg/m^2 angegeben. Diese Hochrechnung basiert auf der Umrechnung der Oberflächen der eingesetzten Pflanzgefäße auf den Quadratmeter und soll

einen Bezug zu üblichen Angaben von Erträgen in der Landwirtschaft ermöglichen. Bei Gründungs- und Futterpflanzen sind die bodenbedingten Wachstumsdepressionen der Erde aus dem Edelstahlwerk im Vergleich zu den Gemüsearten geringer ausgeprägt.

4.2 Nuklid- und Elementinventar der Böden

In diesem Kapitel werden die Konzentrationen an Radionukliden und Elementen von Bodenproben und deren extrahierbare und wasserlöslichen Anteile diskutiert. Die Ergebnisse der Radionuklidanalysen im Originalboden vom Edelstahlwerk Freital wurden in die Transferberechnungen einbezogen und nicht durch neue Werte korrigiert. Diese Bezugswerte sind in der Tabelle hervorgehoben. Es wird deutlich, dass Mehrfachbestimmungen an Ausgangsproben und nachträglich aus den Pflanzgefäßen entnommene Mischproben keine wesentlichen Gehaltsunterschiede aufweisen. Auf eine nachträgliche Mittelwertbildung zum Zwecke der Bestimmung der Transferfaktoren wird verzichtet. Die statistische Auswertung aller Experimente belegt, dass der zählstatistische Fehler der γ -spektrometrischen Analyse bei fast allen Nukliden höher liegt als die relative Standardabweichung bei Mehrfachbestimmungen. Diese Tatsache ist bei ^{230}Th sehr deutlich erkennbar. In der unteren Hälfte der Tabelle sind γ -spektrometrische Analysenwerte eluierter Böden aufgeführt. Für die Gesamtbilanz des Bodens ist der Radionuklidaustrag durch Elution unwesentlich. Bei dem Boden I vom Edelstahlwerk Freital handelt es sich um einen an Uranium angereicherter Boden aus der Uranwäsche, in dem die langlebigen Folgenuklide ^{230}Th , ^{226}Ra und ^{210}Pb um einen Faktor 3 bis 6 überwiegen.

Tabelle 4.1: Aktivitätskonzentrationen in Bq/kg von Bodenproben und -eluaten (Boden ESW Freital, 1997) und eluierbare Anteile

Probe	^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{227}Ac
Ausgangssprobe	2500	8700	14000	13000	13000	635
Eluate mit NH_4NO_3	8,4	2,8	365	190	9,8	110
Desgl.	11	2,7	450	180	12	123
Desgl.	8,5	2,8	600	210	4,9	125
Desgl.	18	2,5	415	200	4,7	100
Mittelwert	11,5	2,7	458	195	7,9	115
Eluate mit H_2O	4,8	1,0	3,5	12	1	2,0
Desgl.	2,3	1,4	13	14	1,3	1,3
Mittelwert	3,6	1,2	8,3	13	1,2	1,7
„mobiler“ Anteil	0,0046	0,0003	0,033	0,015	0,0006	0,18
Wasserlös. Anteil	0,0014	0,0001	0,00059	0,0010	0,00009	0,0027

Die Radionuklidkonzentrationen der Bodeneluat sind zwar γ -spektrometrisch nur ungenau, jedoch radiochemisch gut bestimmbar. Es wurden für die Lösungen die gleichen Trennungsgänge ohne Probenzersetzung, wie unter Kapitel 3 beschrieben, eingesetzt. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 4.1 zusammengefasst. Zunächst sind die Einzel- und Mittelwerte in Bq pro kg Boden angegeben. In den Zeilen „mobiler Anteil“ (Eluat mit NH_4NO_3) und wasserlöslicher Anteil sind die Quotienten aus Mittelwerten der Eluate und der Ausgangssprobe eingetragen. Es zeigt sich, dass von den analysierten Nukliden das Actinium für die Pflanze am besten zugänglich ist. Danach folgen Radium und Blei. In Tabelle 4.2. sind die Ergebnisse der Elementanalytik von aufgeschlossenen Boden- und Eluatproben aufgelistet.

„Mobile“ Anteile (E, NH_4NO_3) in der Größe des Actiniums (0,18) werden für Mn gefunden. Calcium ist deutlich besser eluierbar als das Actinium. Das Actinium nimmt in der Eluierbarkeit somit eine Zwischenstellung zwischen Calcium (0,68) und Aluminium (0,039) bzw. Magnesium (0,087) ein. Die Spalten „mobiler“ bzw. wasserlöslicher Anteil der beiden Tabellen (Nuklidanalytik Werte in Bq/kg bzw. Elementanalytik Werte in mg/kg) können direkt verglichen werden, weil in beiden

Fällen auf den "Ausgangsgehalt" der Probe normiert wurde. Man muss bei der Bewertung dieser Ergebnisse berücksichtigen, dass durch den Königswasseraufschluss vor allem Schwermetalle, jedoch nicht die komplette Probenmatrix, aufgeschlossen wird, so dass Verluste bei den Hauptbestandteilen auftreten könnten. Das bedeutet, die mobilen Anteile beispielsweise an Ca und Mg könnten durchaus geringer sein als durch diese Methode ermittelt. Uran wird beim Aufschluss mittels Königswasser quantitativ erfasst. Auftretende Unterschiede bei den mobilen und wasserlöslichen Anteilen haben ihre Ursache in der unterschiedlichen Löslichkeit in der wässrigen Phase.

Tab. 4.2. Ergebnisse der Elementanalytik in mg/kg von Bodenproben und -eluaten (Boden ESW Freital, 1997): Angabe der arithmetischen Mittel A.M. und absoluten Standardabweichungen S.D. und die eluierbaren Anteile E

Eluate	Mg	Al	K	Ca	Mn	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd	Ba	Pb	Th	U
A.M., NH ₄ NO ₃	62	213	105	879	11	1,1	0,4	15	3,5	0,1	8,8	4,3	0,0032	1,7
S.D. NH ₄ NO ₃	26	78	42	536	6,5	n.b.	0,70	5,9	1,3	n.b.	3,4	2,3	0,0013	2,7
A.M.H ₂ O	25	21	34	234	3,1	0,22	0,044	4,3	0,62	0,026	2,0	1,5	0,0042	0,47
S.D.H ₂ O	13	8,5	15	128	1,4	n.b.	n.b.	2,1	0,39	n.b.	2,6	1,3	0,0033	0,24
E(NH ₄ NO ₃)	0,087	0,039	0,050	0,68	0,19	0,099	0,02	0,27	0,17	0,20	0,05	0,03	0,0007	0,0078
E (H ₂ O)	0,035	0,004	0,02	0,18	0,05	0,020	0,002	0,077	0,031	0,05	0,01	0,01	0,0009	0,0021

Die Tabelle 4.3 zeigt die Ergebnisse der Nuklidanalytik vom Boden des Lenkteichs (1997). Bodens (Aktivitätskonzentration, Streubreite).. Es wurde so verfahren, wie für den Boden ESW Freital. Später entstandene Ergebnisse veranschaulichen die Schwankungsbreite der homogenisierten Böden. Die statistische Auswertung aller Experimente bestätigten auch hier, dass der zählstatistische Fehler der γ -spektrometrische Analyse bei allen Nukliden (Ausnahme ⁴⁰K) größer als die relative Standardabweichung der Mehrfachbestimmungen unterschiedlicher Teilproben ist. Der enorme Unterschied in den Kaliumgehalten ist auf die 1998 durchgeführte Düngung zurückzuführen. In den Berechnungen zum Transfer werden diese Unterschiede natürlich berücksichtigt.

Die Nuklidverhältnisse im Originalboden Lenkteich unterscheiden sich stark von denen des Bodens ESW Freital. Die Lenkteicherde hat einen hohen Uraniumgehalt, und die Folgenuklide liegen in ähnlicher Aktivitätskonzentration vor. Die Elution mit Ammoniumnitrat zeigt, dass für die Pflanze Radium, Blei und Actinium am besten „verfügbar“ sind.

Tab. 4.3 Aktivitätskonzentrationen in Boden und -eluaten in Bq/kg und eluierbare Anteile E der Radionuklide in Bodenproben vom Lenkteich (1997)

Probe	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁷ Ac
Boden	5630	5500	3470	2600	2600	280
NH ₄ NO ₃	0,8	1,2	75	9,8	0,1	2,3
Desgl.	0,4	1,3	65	7,3	0,1	2,4
A.M.	0,6	1,25	70	8,6	0,1	2,4
H ₂ O	0,2	0,23	0,5	4,0	0,1	0,14
Desgl.	0,3	0,33	0,5	2,0	0,1	0,08
A.M.	0,25	0,28	0,5	3,0	0,1	0,11
E (NH ₄ NO ₃)	0,0001	0,00023	0,02	0,0033	0,00004	0,0086
E (H ₂ O)	0,00004	0,000051	0,0001	0,0012	0,00004	0,0004

Der mit NH₄NO₃ eluierbare Anteil, der in der Bodenkunde als „mobiler Anteil“ bezeichnet wird von

0,0086 für das Actinium liegt zwischen den Werten für Aluminium (0,0003) und Magnesium (0,018). Auch in diesem Falle ist die Mobilität des Calciums mit $E = 0,18$ um den Faktor 21 höher als die des Actiniums. Radium zeigt einen "mobilen" Anteil von ca. 0,02. Das liegt in der Nähe von Mg, Mn, Zn und Ba. Der "mobile Anteil" des ^{210}Pb (0,0033) korreliert sehr gut mit dem des inaktiven Bleis (0,0025). In Tab 4.4 sind die Ergebnisse der Elementanalytik von Eluaten dieses Bodens aufgelistet. Die Bodenproben wurden für die Analyse mit Königswasser aufgeschlossen.

Tab. 4.4 Elementkonzentrationen in mg/kg im Boden und Eluaten und eluierbare Anteile E vom Lenkteich (1997)

Probe	Mg	Al	K	Ca	Mn	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd	Ba	Pb	U
Boden A.M.	6370	35150	4300	4670	1390	198	472	597	63	3,0	800	155	684
NH ₄ NO ₃	115	11	122	890	32,1	3,2	0,43	11	5,7	0,12	23	0,40	0,047
Desgl. A.M.	109	12	119	825	31	3,3	0,46	11	5,4	0,10	22	0,35	0,06
H ₂ O	112	11,8	121	860	32	3,3	0,44	11	5,5	0,11	22,6	0,38	0,054
Desgl. A.M.	16,3	2,2	19	72	2,1	0,19	0,18	0,71	0,35	0,0059	0,75	0,081	0,047
H ₂ O	17	2,3	21	79	2,3	0,20	0,19	0,58	0,39	0,0059	0,78	0,11	0,058
Desgl. A.M.	16,8	2,2	20	76	2,2	0,19	0,18	0,65	0,37	0,0059	0,77	0,09	0,053
E NH ₄ NO ₃	0,018	0,0003	0,028	0,18	0,023	0,017	0,001	0,018	0,087	0,037	0,028	0,0025	8E-5
E H ₂ O	0,003	6E-05	0,005	0,016	0,0016	0,0010	0,0004	0,001	0,006	0,0020	0,001	0,00058	8E-5

Ein Vergleich zwischen beiden Böden (Edelstahlwerk Freital und Lenkteich 1997) zeigt, dass die Unterschiede der pH-Werte der Böden und deren Eluate die Wasserlöslichkeit und Eluierbarkeit mit Ammoniumnitrat wesentlich bestimmen. Die Eluate des sauren Bodens ESW Freital haben pH-Werte zwischen 2,7 bis 3,1; die des Lenkteichs zwischen 4,9 bis 5,0. Der höhere pH-Wert bewirkt eine sinkende Mobilität von Nukliden und Elementen.

Durch den Zusatz von Dünger bestand die Möglichkeit, dass sich der Radionuklidgehalt des Bodens II (Lenkteich) im Vergleich zum Vorjahr 1998 verändert hat. Aus diesem Grunde wurden nach der Ernte 1998 die Bodenmassen von zwei Pflanztopfen getrocknet, homogenisiert und erneut aufgeschlossen bzw. eluiert. Die Ergebnisse der Bodenelutionen sind in der Tabelle 4.5 zusammengefasst.

Tab.4.5 Aktivitätskonzentrationen in Bq/kg von Bodenproben und –eluaten vom Lenkteich und eluierbare Anteile E nach Aufdüngung (1998)

Probe	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²²⁷ Ac
Boden	5630	5500	3470	2600	n.b.	280
NH ₄ NO ₃	0,4	1,8	82	6,3	n.b.	1,9
Desgl.	0,63	1,8	60	7,0	n.b.	2,1
A.M.	0,52	1,8	71	6,7	n.b.	2,0
H ₂ O	0,79	0,38	0,95	1,8	n.b.	0,07
Dsgl.	0,3	0,33	0,9	3,2	n.b.	0,07
A.M.	0,54	0,36	0,93	2,5	n.b.	0,07
E NH ₄ NO ₃	0,00009	0,00033	0,02	0,0026	n.b.	0,0071
E H ₂ O	0,00009	0,000066	0,00027	0,0009	n.b.	0,00025

Im wesentlichen werden für den Boden nach Aufdüngung die gleichen Ergebnisse erhalten wie vorher. Somit steht den Pflanzen für die Aufnahme aus dem Boden das gleiche Nuklidreservoir als mobiler und wasserlöslicher Anteil zur Verfügung.

In welchem Maße die Aufdüngung 1998 den Mineralstoffhaushalt verändert hat, kann anhand der Resultate der Elementanalytik (Tabelle 4.6) beurteilt werden.

Tab.4.6 Ergebnisse der Elementanalytik in mg/kg vom Königswasseraufschluss KW und den Eluaten des aufgedüngten Bodes vom Lenkteich (1998)

Probe	Mg	Al	K	Ca	Mn	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Ba	La	Pb
KW	5600	27500	3040	5470	1190	179	420	560	430	3,0	1280	42	148
NH ₄ NO ₃	106	7,6	120	855	27	1,6	0,28	7,2	0,0083	0,038	7,1	0,019	0,3
Dsgl.	126	11	145	1010	33	2,2	0,34	9,7	0,013	0,055	7,3	0,029	0,1
A.M.	116	6,7	133	933	33	1,9	0,31	8,5	0,01	0,047	7,2	0,024	0,2
H ₂ O	18	2,5	21	82	2,5	0,16	0,22	0,46	0,013	<4E-3	0,12	0,00086	0,0025
E NH ₄ NO ₃	0,0207	2E-4	0,044	0,17	0,028	0,011	7E-4	0,015	2E-5	0,016	5,6E-3	5,8E-4	0,0014
E H ₂ O	0,0033	9E-5	7E-3	0,015	2,1E-3	9E-4	5E-4	8E-4	3E-5	<E-3	9E-5	2E-5	3E-4

Es zeigt sich, dass es bezüglich der Elementgehalte keine gravierenden Änderungen gegeben hat. Der pH-Wert der NH₄NO₃-Eluate ist unwesentlich (5,0 bis 5,2) verändert.

Von den Mischböden und den mit Uranyl nitrat versetzten Proben wurden keine elementspezifischen Analysen und keine Elutionsexperimente durchgeführt. Die Aktivitätskonzentration der einzelnen Nuklide wurden entsprechend der Mischungsverhältnisse berechnet. Bei dem mit einer aufgelösten Pechblende versetzten Boden wurde zuerst der Austrag der Nuklide mit Regenwasser untersucht. Die Niederschlagsmengen im September 1998 waren größer, als der Boden in den Pflanzgefäßen aufnehmen konnte. Deshalb wurde das durchsickernde Wasser in 4 Gefäßen gesammelt und zur Kontrolle des Nuklidaustrags analysiert. Drei der 15 Proben wurden nach Abtrennen von Feststoffanteilen analysiert, eine Probe wurde einschließlich von Feststoffpartikel untersucht. In der Tabelle 4.7 sind die Mittelwerte der Gesamtauträge von vier Gefäßen für einzelne Nuklide aufgeführt.

Tab. 4.7 Nuklidaustrag in Bq durch 15 Liter Regenwasser

	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac
Boden im Gefäß, Bq	52600	84100	59200	53800	2710
Austrag, Bq	27	<70	38	26	8
Austrag, %	0,05	0,1	0,06	0,05	0,3

Es ist ersichtlich, dass der Austrag der zugesetzten Nuklide durch die intensive Regenwasserdurchsickerung des Bodens sehr gering ist. Die Nuklide sind relativ fest an die Bodenpartikel sorbiert.

Nach der Ernte im Oktober 1998 wurden zwei der Pflanztöpfe auf die tiefenmäßige Nuklidverteilung untersucht. In Abschnitten von 3 cm wurden die Bodenschichten separat entnommen, getrocknet, gewogen und gammaspektrometrisch analysiert. Die Ergebnisse der Untersuchung von Tiefenprofilen zeigt die Tabelle 4.8.

Tabelle 4.8 Aktivitätsverteilung in Bq/kg im Tiefenprofil von mit Pechblende getränktem Boden

Tiefe in cm		²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²³⁵ U	²²⁷ Ac	²²⁸ Th	⁴⁰ K	TM, kg
0 bis 3	Topf 1	10000	18500	10700	12000	440	550	40	460	1,5
3 bis 6		11100	19000	7100	7400	470	450	32	420	0,86
6 bis 9		7700	10200	8300	9900	300	440	39	420	1,9
9 bis 12		3300	4300	3300	3700	120	210	32	410	1,4
12 bis 15		3000	5200	3000	2900	200	170	39	390	1,2
15 bis 18		2900	4400	2200	2400	120	110	36	410	0,96
18 bis 20		4700	7100	3500	3200	200	200	33	450	0,63
0 bis 3	Topf 2	12600	24000	11900	14400	530	685	31	390	1,3
3 bis 6		8700	14000	9500	10400	380	490	37	370	1,1
6 bis 9		8000	11000	8600	10000	360	465	41	430	1,0
9 bis 12		4900	9000	4600	4600	230	255	29	350	1,3
12 bis 15		3400	5500	2500	2100	140	150	27	400	1,3
15 bis 18		2600	3400	1700	1200	140	90	28	480	1,2
18 bis 20		4800	4300	2600	1600	210	145	26	430	0,97
Gesamt	Topf 1	53089	84455	50436	56123	2280	2775	307	3559	
Gesamt	Topf 2	52064	83801	47936	51400	2302	2647	253	3295	

Aus dem oberen Teil dieser Tabelle sind die Aktivitätskonzentrationen der einzelnen Schichten zu entnehmen. Die Hauptaktivität befindet sich in den oberen zwei Schichten (6 cm). Die Trockenmassen der Einzelschichten sind in der rechten Spalte notiert. Der untere Teil der Tabelle enthält die Absolutmengen an Aktivität pro Gefäß.

Auffallend ist, dass die Aktivität aller Nuklide in der unteren Schicht wieder leicht ansteigt, was auf einen Stofftransport von gelösten und/oder partikulären Teilchen hinweist. Durch die Untersuchung der Tiefenverteilung soll die Aktivität des Bodens festgelegt werden, die in die Berechnung der Transferfaktoren eingeht. Es wird dabei die Aktivitätskonzentration der oberen Schicht (0 bis 3 cm) verwendet, da die ausgewählten Pflanzen Kresse, Pflücksalat und Spinat keine tieferen Wurzeln haben. Nur Radieschenwurzeln reichen maximal bis zu einer Tiefe von 6 cm in den Boden. Unter Berücksichtigung der Schwankungen innerhalb beider Töpfe, ist der vereinfachte Bezug auf die Aktivitätskonzentration der Oberschicht von Topf 1 für die Transferberechnungen berechtigt. Aus den Ergebnistabellen zum Nuklidtransfer ist diese eingesetzte Ausgangskonzentration zu entnehmen. "Mobile" und wasserlösliche Anteile wurden aus den oberen zwei Schichten des Topfes 1 bestimmt (Tabelle 4.8), um Aussagen zur Stoffverfügbarkeit der Pflanzen zu erhalten. Damit ist ein Vergleich mit den Experimenten für die o.g. Böden (Lenkteich und ESW Freital) möglich.

Tabelle 4.9: Mutterboden nach Behandlung mit Pechblende, Nuklidaktivitäten von Bodenproben und –eluaten in Bq/kg Boden, Mittelwerte von zwei Proben

Probe	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac
Bodenprobe	10000	18500	10700	12000	550
Eluat NH ₄ NO ₃	7,5	9	1135	128	29
Eluat H ₂ O	10	6,5	7,8	5,4	0,9
eluiertes Anteil NH ₄ NO ₃	0,0008	0,0005	0,11	0,0011	0,053
Anteil H ₂ O	0,001	0,0004	0,0007	0,00045	0,0016

Als gut "pflanzenverfügbar" heben sich nach diesem Ergebnis Radium und Actinium hervor. Aus diesem künstlich präparierten Boden wird das Actinium jedoch aufgrund des höheren pH-Wertes des Extraktes und der Bodenlösung geringer mobilisiert als z.B. vom sauren Boden des ESW Freital. Radium wird in diesem Falle von allen untersuchten Böden mit Ammoniumnitrat am besten herausgelöst.

4.3 Einfluss verschiedener Faktoren auf die Transferfaktoren von Pflanzenteilen

Der **Transferfaktor T** ist der Quotient aus der Aktivitäts- bzw. Elementkonzentration der Pflanze bzw. des Pflanzenteils (Bq/kg bzw. mg/kg) zur Aktivitäts- bzw. Elementkonzentration des trockenen Bodens (Bq/kg bzw. mg/kg). Wird der Transferfaktor auf die Aschemasse bezogen, wird das Symbol T(a), bei Bezug auf die Trockenmasse T(t) und auf die Frischmasse T(f) verwendet.

$$T = \frac{\text{Aktivitäts- bzw. Elementkonzentration in der Pflanze}}{\text{Aktivitäts- bzw. Elementkonzentration im trockenen Boden}}$$

Die Ergebnisse der gammaspektrometrischen Untersuchung von Pflanzenteilen sind aufgrund des großen Umfangs im Anhang des Abschlussberichtes [SMWK 1999] 17 zusammengefasst. Die Tabellen beinhalten die zur Messung eingesetzten Probemassen (Asche), die zur Umrechnung nötigen Masseverhältnisse und die Messgeometrie (BI bedeutet Bohrlochgeometrie) sowie die relativen Standardabweichungen (Zählstatistik) der konkreten Messung und Mehrfachbestimmungen. Außerdem sind dort für ausgewählte Pflanzen die Elementkonzentrationen aufgeführt. Die Ergebnisse sind nach den verwendeten Bodenarten geordnet und das gesamte Datenmaterial der ermittelten Transferfaktoren der Pflanzen bzw. Pflanzenteile- zusammengefasst.

Die Untersuchung der einzelnen Pflanzenteile nach der Ernte ermöglichte es nicht immer, von den Frischmassen auszugehen. Bis zum Zeitpunkt der endgültigen Reife der Früchte sind Stängel und Blätter teilweise abgedürrt. Die Augwaage dieser Pflanzenteile zum Zeitpunkt der Ernte ist damit eine zufällige Größe. Aus diesem Grunde sind für solche Pflanzenteile nur die auf Trockenmasse bezogenen Transferfaktoren berechnet worden. Ähnlich verhält es sich bei den Wurzeln. Durch die notwendige Reinigung der feinfasrigen Wurzeln könnte das Frischgewicht verfälscht werden, so dass dem Bezug auf die Trockenmasse der Vorzug gegeben wurde. Die umfangreichen Tabellen sind das Resultat aus der Gammaspektrometrie, der radiochemischen Analytik für ^{227}Ac , ^{230}Th und in einigen Fällen für ^{210}Pb und der ICP-Massenspektrometrie.

Gammaspektrometrische Mehrfachbestimmungen wurden gemittelt und in begründeten Fällen gewichtet weiterverwendet. Dabei wurden Ergebnisse bevorzugt, die durch größeren Mengen an Probenmaterial oder längeren Messzeiten zu geringeren zählstatistischen Fehlern führten. Bei der γ -spektrometrische Bestimmung von ^{227}Ac werden die im Gleichgewicht stehenden Nuklide ^{227}Th und ^{223}Ra gemittelt. ^{238}U wird aufgrund der wesentlich günstigeren zählstatistischen Bedingungen über dessen Töchter ^{234}Th und $^{234\text{m}}\text{Pa}$ berechnet. Der Einsatz der radiochemischen Analytik bei einigen Pflanzen von der Wurzel bis zur Frucht gibt auch Hinweise, ob vom Gehalt eines nicht verzehrbaren Pflanzenteils auf die Aktivitätskonzentration in der Frucht geschlossen werden kann. Dabei wurden insbesondere für solche Pflanzen bzw. Pflanzenteile, die direkt durch den Menschen verzehrt werden, genauere Werte durch Einsatz der Radiochemie erhalten. Beim Originalboden vom Edelstahlwerk Freital ist lediglich für die Früchte der Tomaten ein Bezug auf die Frischmasse sinnvoll. Lupine und Buchweizen werden im abgedürrten Zustand geerntet. Beim Originalboden vom Lenkteich 1998 konnten nach der Aufdüngung und den folglich guten Erträgen die Transferfaktoren aus einer größeren Anzahl an Einzelwerten ermittelt

werden. Deshalb konnten da auch relative Standardabweichungen ermittelt werden

Da der mit Pechblende behandelte Boden eine hohe Aktivitätskonzentrationen aufweist, konnte die Nuklidaufnahme in den Pflanzen weitestgehend über die gammaspektrometrische Messungen verfolgt werden, so dass radiochemische Analysen lediglich zur Qualitätskontrolle angewendet wurden. Notwendig waren allerdings radiochemische Bestimmung von ²³⁰Th beim Pflücksalat.

Um zu prüfen, ob eine Einflussgröße (z.B. der extrahierbare Stoffanteil) sich im Transferfaktor entscheidend bemerkbar macht, wurden die Streuung der Messergebnisse und die Messgenauigkeit betrachtet. So liegen die Variationskoeffizienten in den statistischen Auswertungen der Ertragsbestimmungen je nach Bodenart zwischen 5 und 50% (maximal sogar bis 80%). Gammaspektrometrische Analysenwerte, die nicht radiochemisch ersetzt wurden, weisen maximale Fehler von 40 bis 50% auf. Aus diesen Gründen werden lediglich Differenzen in den Transferfaktoren ab Faktor 3 als signifikant abweichend betrachtet und diskutiert.

4.3.1 Aufnahme von Nukliden über die Wurzeln

Die Gesamtaktivitäten und die mobilen Anteile der eingesetzten Böden unterscheiden sich je nach Nuklid und Bodenart. Daraus könnte man erwarten, dass diese Unterschiede auch bei der Anreicherung in der Wurzel von Pflanzen festgestellt werden. Die Tabelle 4.10 zeigt für einige Beispiele die ermittelten Transferfaktoren in Pflanzenwurzeln sowie die extrahierbare und die Gesamtaktivitätskonzentration des Bodens. Der extrahierbare Anteil gibt einen Anhaltspunkt bezüglich der Bioverfügbarkeit. Die Transferfaktoren der Wurzeln in dieser Tabelle beziehen sich aus praktischen Gründen auf die Trockenmassen.

Tabelle 4.10 Bodenaktivität, extrahierbarer Anteil und Transferfaktor für die Wurzeln

Boden	Pflanzen	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac
ESW 1997	Boden[Bq/kg]	2500	8700	14000	13000	635
„mobiler“ Anteil		0,0046	0,00033	0,033	0,015	0,18
T (t)	Buchweizen	0,36	0,091	0,057	0,16	0,3
T (t)	Lupine	0,33		0,061	0,17	0,34
T (t)	Tomate	0,070	0,030	0,063	0,10	0,13
T (t)	Sellerie	0,029	0,029	0,053	0,051	0,066
Lenkteich 97	Boden[Bq/kg]	5630	5500	3470	2553	277
„mobiler“ Anteil		0,00011	0,00023	0,020	0,0033	0,0086
T	Buchweizen	0,25	0,21	0,29	0,27	0,26
T	Lupine	0,070	0,071	0,087	0,071	0,081
T	Tomate	0,064	0,063	0,070	0,065	0,079
T	Sellerie	0,087	0,097	0,078	0,10	0,10
Lenkteich 98	Boden[Bq/kg]	5630	5500	3470	2553	277
„mobiler“ Anteil		0,00009	0,00033	0,020	0,0026	0,0071
T	Buchweizen	0,28	0,21	0,28	0,31	0,05
T	Lupine	0,062	0,038	0,031	0,030	0,042
T	Tomate	0,061	0,061	0,052	0,053	0,052
T	Sellerie	0,086	0,064	0,098	0,078	0,083

Es ist zu erkennen, dass die größten Werte für die extrahierbaren Bestandteile der Boden des ESW Freital aufweist. Die einzelnen Nuklide unterscheiden sich in ihrer „Mobilität“ um Faktoren

um 600 (0,00033 bis 0,18), aber die Transferfaktoren von Nukliden der untersuchten Wurzeln allerdings nur um den Faktor 12 (0,029 bis 0,36). Es ist kein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der Bodenaktivität, der Extrahierbarkeit und der Aufnahme durch die Wurzeln zu erkennen.

Der Boden vom Lenkteich, der sich in den Versuchsjahren 1997 und 1998 im Nährstoffangebot unterscheidet, lässt keine signifikanten Differenzen in der Extrahierbarkeit erkennen. Alle aufgelisteten Nuklide unterscheiden sich in beiden Versuchsjahren in ihrer „Mobilität“ um den Faktor 200 (0,0009 bis 0,02), in den Transferdaten der Wurzeln dagegen um den Faktor 10 (0,03 bis 0,31). Diese Ergebnisse erlauben wiederum keine Bezüge zwischen Bodenaktivität, Extrahierbarkeit und Transfer in die Wurzeln.

Geringe Schwankungen in der Aufnahme durch Wurzeln bei Pflanzen, die auf dem Versuchsboden direkt (Buchweizen, Lupine, Pflücksalat) ausgesät wurden und solchen, die vorher in Gärtnereien ausgesät und herangezogen waren (Tomate, Sellerie) sind verständlich, da für diese „vorgezogenen“ Pflanzen die Radionuklidaufnahme erst zu einem späteren Zeitpunkt möglich war.

Bemerkenswert ist, dass die Wurzeln des Buchweizens aus allen drei Böden die meiste Aktivität aufnehmen. Die Transferfaktoren der Nuklide ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb und ^{227}Ac liegen zwischen 0,25 und 0,36. Somit ist der Nuklidtransfer aus dem Boden in die Wurzel wesentlich von der Pflanzenart, d.h. offensichtlich von der Wurzeloberfläche, abhängig, da der Buchweizen von den untersuchten Pflanzen die feinsten Wurzeln ausweist. Die Ergebnisse der Transferfaktoren von Wurzeln bei verschiedenen Böden lassen keinen allgemeingültigen Zusammenhang zwischen den Größen Bodenaktivität, Extrahierbarkeit und Aufnahme durch die Wurzeln für alle Nuklide erkennen. Betrachtet man die Nuklidnahmen für die Nuklide einzeln, fallen folgende Beziehungen für die Böden ESW Freital und Lenkteich auf:

Der Transferfaktor des Uraniums liegt (mit genereller Ausnahme für Buchweizen und für die Lupine beim ESW Freital) zwischen 0,029 und 0,086. Die Wurzel der Tomatenpflanze hat innerhalb der drei Böden einen konstanten Transferfaktor (0,061-0,070). Die Aufnahme von Uran durch die Wurzel der Lupine auf verschiedenen Böden korreliert mit der Uranium-Mobilität. Thorium verhält sich ähnlich wie Uranium.

Die Transferfaktoren und die Extrahierbarkeit von Radium und Blei unterscheiden sich bei der Erde ESW Freital für die Pflanzen Buchweizen, Lupine, Tomate und Sellerie nicht signifikant (jeweils nur Faktor 2). Bei den Wurzeln vom Boden Lenkteich gibt es gar keine Unterschiede im Transfer von Radium und Blei innerhalb der Versuchsjahre. Ein Zusammenhang zwischen Extrahierbarkeit und Transfer in die Wurzel ist nicht zu erkennen.

Die erhöhte Extrahierbarkeit des Actiniums beim ESW Freital widerspiegelt sich teilweise in den Transferdaten. Im allgemeinen ähneln die Transferfaktoren des Actiniums bei den Wurzeln denen des Radiums und des Bleis. Das erhöhte Nährstoffangebot 1998 bewirkt offensichtlich eine geringfügige jedoch nicht signifikante Abreicherung für Actinium in den Wurzeln. Im wesentlichen ähnelt der Transfer in die Wurzel dem des Vorjahres.

4.3.2 Die Verteilung der Nuklide von der Wurzel bis zur Frucht

Um einen Vergleich der Nuklidaufnahme bei allen Pflanzenteilen von der Wurzel bis zur Frucht bzw. dem Blütenstand zu ermöglichen, ist es sinnvoll, immer mit einer Bezugsgröße (Trockenmasse bzw. Frischmasse) der Pflanzenteile zu arbeiten. Da nur die Trockenmasse immer für alle Pflanzenteile zugänglich ist, wird diese gewählt. Die Transferfaktoren lassen im wesentlichen eine Verringerung des Nuklidtransfers von der Wurzel, über Stängel, neben Blatt bis in die Fruchtstände und Früchte zu den Samen erkennen. Die geschälte Knolle, auch wenn

sie unterirdisch wächst, zeigt wie die Früchte eine geringere Nuklid aufnehmen. Der Nuklidtransfer von Uranium, Thorium, Radium, Blei und Actinium sinkt im allgemeinen mit dem Abstand zur Wurzel. Häufig beobachtet man Unterschiede von einer Größenordnung von einem Pflanzenabschnitt zum anderen.

Bei der Untersuchung des Transfers von Radium in mit Uranium-Prozeßlösungen kontaminierten Gärten in Ontario, Kanada, wurde herausgefunden, dass sich die höchsten Aktivitäten in den Wurzeln, den Stängeln und im Blattgemüse befinden. In diesem Report wird auch bestätigt, dass es bei Früchten generell zu den geringsten Radiumaufnahmen kommt. Bei allen untersuchten Pflanzenteilen ist zunächst eine unterschiedlich starke Anreicherung der Nuklide in den Blättern zu beobachten.

4.3.3 Der Transfer von Nukliden aus unterschiedlichen Böden

Das Datenmaterial ist in diesem Abschnitt nach Pflanzensorten zusammengestellt und ausgewertet. Die zu Vergleichszwecken auf unterschiedlichen Böden angebaute Pflanzen gleicher Art werden getrennt nach Pflanzenteilen zusammengefasst. Es soll herausgearbeitet werden, ob der Transfer in bestimmte Pflanzenteile bevorzugt erfolgt. In der folgenden Übersicht sind die ausgeführten Mehrfachbestimmungen ausgewiesen.

Tabelle 4.11: Mehrfachanbau von Pflanzen auf unterschiedlichen Böden (Übersicht)

Pflanze	ESW Freital	Lenkteich 1997	Lenkteich 1998	Misch.ESW +Mutterb. 97	Misch.ESW +Lenkt. 97	Lenkt.97+98 UranylNitrat	M+Pechblende
Tomate	x	X	X				
Kohlrabi	x	X	X	X	X		
Sellerie	x	X	X				
Salat	x	X	X				
Buchweizen	x	X	X	X	X	X2	
Lupine	x	X	X	X	X	X2	
Seradella	x	X					
Phazelia	x	X					
Pflücksalat			X				x3
Salat			X				x3
Spinat			X				x3
Bohne			X				x3

x2 Zugabe von Uranylsalzlösung

x3 Zugabe von aufgelöster Pechblende

Tomaten

In Tabelle 4.12 sind die Transferfaktoren für die Pflanzenteile der Tomate, Wurzel, Stängel und Frucht, der drei eingesetzten Bodenarten aufgeführt. Dabei werden die geringen Einflüsse des Bodens auf die Transferfaktoren der ausgewählten Nuklide ersichtlich. Trotz extrem unterschiedlicher Anbaubedingungen und Ertragsergebnisse (vgl. Kapitel Ernteergebnisse – Ertragsbestimmungen) wird eine ziemliche Übereinstimmung im tendenziellen Gang und den Absolutwerten der Transferdaten erhalten. Der Boden ESW Freital ist für den Anbau von Tomaten ungeeignet und es entwickeln sich nur kleine grüne Früchte. Trotzdem differiert der Transferfaktor gegenüber dem Ergebnis bei gut ausgebildeten Tomaten (Lenkteich) nur geringfügig. Die unteren fünf Zeilen enthalten zur Demonstration zusätzlich die Transferfaktoren T (f) für die Früchte und die Gesamtmassen der Früchte, die jeweils auf 8 Pflanztopfen geerntet wurden.

Da die für gleiche Pflanzenteile (Pf.tl.) der Tomate beim Anbau auf drei unterschiedliche Böden berechneten Transferfaktoren sich nur gering unterscheiden ist die Bildung von Durchschnittswerten sinnvoll. Dabei wird oft sowohl das Arithmetische Mittel A.M. und der Median (= Zentralwert) angegeben. In den folgenden Tabellen werden folgende Abkürzungen verwendet: (Pf = Pflanze, Wu =Wurzel, St = Stängel, Bl =Blatt, u = unten, o = oben, F-St = Fruchtstand)

Tabelle 4.12 Transferfaktoren einzelner Teile der Tomatenpflanze

Pf.tl.	Boden	T	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
Wu	ESW 1997	T (t)	7,4 E-2	3,2 E-2	6,3 E-2	9,6 E-2	1,3 E-1	8,2 E-1
		Lenkt. 97	6,4 E-2	6,3 E-2	7,0 E-2	6,5 E-2	7,9 E-2	1,2 E+0
		Lenkt. 98	6,1 E-2	6,1 E-2	5,2 E-2	5,3E-2	5,2 E-2	1,2 E+0
		A.M.	6,6 E-2	5,2 E-2	6,2 E-2	7,1 E-2	8,8 E-2	1,1 E+0
		Median.	6,4 E-2	6,1 E-2	6,3 E-2	6,5 E-2	7,9 E-2	1,0 E+0
St	ESW 97	T (t)	6,2 E-2	4,0 E-2	3,9 E-2	4,5 E-2	4,9 E-2	7,5 E-1
		Lenkt. 97	5,8 E-3	4,1 E-3	3,0 E-2	1,3 E-2	1,9 E-2	1,1 E+0
		Lenkt. 98	1,4 E-3	2,8 E-3	2,0 E-2	1,6 E-2	1,5 E-2	1,0 E+0
		A.M.	2,3 E-2	1,6 E-2	3,0 E-2	2,5 E-2	2,8 E-2	9,7 E-1
		Median	5,8 E-3	4,1 E-3	3,0 E-2	1,6E-2	1,9 E-2	1,0 E+0
Fr.	ESW 97	T (t)	5,2 E-4	3,0 E-4	8,5 E-4	6,0 E-4	8,2 E-4	1,5 E+0
		Lenkt. 97	1,3 E-3	7,6 E-4	3,8 E-3	2,4 E-3	3,0 E-3	1,3 E+0
		Lenkt. 98	1,5 E-4	2,4 E-4	6,3 E-4	< 0,0017	5,4 E-4	1,3 E+0
		A.M.	6,4 E-4	4,3 E-4	1,8 E-3	1,5 E-3	1,5 E-3	1,3E+0
		Median	5,2 E-4	3,0 E-4	8,5 E-4		5,4 E-4	1,3 E+0
Ernte: 85 g	ESW 97	T(f)	5,6 E-5	3,2 E-5	9,1 E-5	6,4 E-5	8,7 E-5	1,6 E-1
		Lenkt. 97	8,4 E-5	5,1 E-5	2,6 E-4	1,6 E-4	2,0 E-4	8,5 E-2
		Lenkt. 98	1,1 E-5	1,8 E-5	4,7 E-5	< 0,00013	4,0 E-5	9,4 E-2
Frischm.		A.M.	5,0 E-5	3,3 E-5	1,3 E-4	1,1 E-4	1,1 E-4	1,1 E-1
		Median	5,6 E-5	3,2 E-5	4,7 E-5		4,0 E-5	9,4 E-2

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich die Transferfaktoren zwischen den einzelnen Pflanzenteilen um maximal 2 Größenordnungen unterscheiden und vom Stängel bis zur Frucht abnehmen. Bei Anwendung extrem unterschiedlicher Böden gibt es starke Abweichungen in den Erträgen, die sich jedoch kaum auf die Transferfaktoren auswirken.

Buchweizen

Die Buchweizenpflanzen entwickelten sich auf dem ungeeigneten Boden des ESW Freital so spärlich, dass zum vorzeitigen Erntezeitpunkt eine Trennung in Blatt und Stängel unmöglich war. Es kam nicht zur Ausbildung des Fruchtstandes.

In der Tabelle 4.13 sind die Ergebnisse sämtlicher Parallelexperimente für Buchweizen zusammengefasst. Es werden Mittel- und Zentralwerte für die Transferfaktoren gebildet. Es zeigt sich, dass sich die Transferfaktoren der einzelnen Nuklide trotz ihrer unterschiedlichen chemischen Eigenschaften beim Buchweizen nur geringfügig unterscheiden. Dabei werden die betrachteten Nuklide in den Blättern angereichert..

Die Transferfaktoren des Urans liegen bei den Buchweizenstängeln, den Blättern und Fruchtständen für den Boden Lenkteich 1997 um Faktor 2 (Fruchtstand) bis 10 (Stängel und

Blatt) unter den Faktoren der Stängel vom gleichen Boden, der mit Uranyl Nitrat (Lenk 97+U*) präpariert war. Dieser Unterschied resultiert nicht allein aus der Zugabe des Urans, da andere Nuklide, wie ^{230}Th und ^{210}Pb , ebenfalls erhöht sind.

Tabelle 4.13: Transferfaktoren von Pflanzenteilen des Buchweizens

Pf.teil	Boden	T	^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{227}Ac	^{40}K	
W	ESW 1997	T (t)	0,36	0,091	0,057	0,16	0,30	0,82	
	Lenkt. 97	T (t)	0,25	0,21	0,29	0,27	0,26	0,72	
	Lenkt. 98	T (t)	2,8E-1	2,1E-1	2,8E-1	3,1E-1	2,5E-1	3,4E-1	
	ESW+M	T (t)	7,0 E-2	5,0 E-2	9,2 E-2	8,5 E-2	8,9 E-2	1,3 E+0	
	ESW+Lenk	T (t)	7,7 E-2	7,6 E-2	1,0 E-1	6,0 E-2	1,2 E-1	1,4 E+0	
	Lenk 97+U	T (t)	1,7 E-1	2,1 E-1	2,1 E-1	1,7 E-1	2,2 E-1	1,6 E+0	
		A.M.	2,0 E-1	1,4 E-1	1,7 E-1	1,8 E-1	2,1 E-1	1,0 E+0	
	Median	1,8E-1	1,3E-1	1,8E-1	2,0E-1	1,7E-1	8,0E-1		
St	ESW 1997	T (t)	0,092	0,075	0,16	0,16	0,33	0,56	
	Lenkt. 97	T (t)	0,0089	0,003	0,16	0,018	0,14	1,8	
	Lenkt. 98	T (t)	<0,008	<0,18	4,6E-2	< 0,042	4,9E-2	2,1E+0	
	ESW+M	T (t)	6,1 E-3	<0,006	8,5 E-3	8,0 E-3	3,8 E-2	1,2 E+0	
	St+Bl	ESW+Lenk	T (t)	1,3 E-2	9,2 E-3	5,5 E-2	2,1 E-2	8,9 E-2	1,6 E+0
	St u	Lenk 97+U*	T (t)	2,8 E-2*	< 0,028	1,2 E-1	4,0 E-2	2,5 E-1	2,8 E+0
	St o	Lenk 97+U*	T (t)	3,5 E-1*	7,5 E-2	5,6 E-1	5,3 E-1	7,0 E-1	1,0 E+0
St	Lenk 98+U*	T (t)	5,9 E-3*	3,1 E-2	1,0 E-2	2,3 E-3	2,2 E-3	2,0 E-1	
		A.M.	7,2 E-2	3,3 E-2	1,4 E-1	1,0 E-1	2,0 E-1	1,4 E+0	
		Median	1,3 E-2	9,2 E-3	5,5 E-2	2,1 E-2	1,1 E-1	1,4 E+0	
Bl	Lenkt. 97	T (t)	3,3 E-2	2,1 E-2	1,5 E-1	7,7 E-2	5,8 E-1	8,2 E-1	
	Lenkt. 98	T (t)	4,7E-1	4,5E-1	6,8E-1	6,3E-1	7,2E-1	4,3E+0	
	Lenk 97+U*	T (t)	3,4 E-1*	3,2 E-1	3,3 E-1	4,2 E-1	7,7 E-1	2,0 E+0	
		A.M.	2,8 E-1	2,7 E-1	3,9 E-1	3,8 E-1	6,9 E-1	2,4 E+0	
	Median	3,4 E-1	3,2 E-1	3,3 E-1	6,3 E-1	7,2 E-1	4,3 E+0		
F-St*	Lenkt. 97	T (t)	9,4 E-4	2,0 E-4	1,1 E-2	4,7 E-3	3,3 E-2	3,0 E-1	
F-St**	Lenkt. 98	T (t)	1,9 E-4	2,2 E-4	2,2 E-3	2,4 E-3	2,5 E-3	2,9 E-1	
	ESW+M	T (t)	3,1 E-3	< 0,0031	2,9 E-3	3,4 E-3	1,0 E-2	6,6 E-1	
	ESW+Lenk	T (t)	1,2 E-3	2,5 E-4	5,7 E-3	2,0 E-3	1,0 E-2	4,3 E-1	
	Lenk 97+U*	T (t)	1,4 E-3*	5,8 E-3	8,8 E-3	3,7 E-3	3,8 E-2	5,8 E-1	
	Lenk 98+U*	T (t)	1,0 E-3*	3,2 E-4	2,9 E-3	< 0,0053	3,2 E-3	8,9 E-1	
		A.M.	1,30 E-3	1,66 E-3	5,52 E-3	3,59 E-3	1,61 E-2	0,526	
	Median	1,10 E-3	2,50 E-4	0,0043	4,30 E-3	1,00 E-2	0,510		

* bedeutet künstliche Kontamination für Uran, F-St* Ernte 35 g/Topf, F-St** Ernte 230 g/Topf

Die Stängel der Buchweizenpflanzen, die 1997 auf der mit Uranyl Nitrat versetzten Lenkteicherde angebaut wurden, wurden in zwei Abschnitte (oberer und unterer Teil) getrennt, um zu untersuchen, ob es Unterschiede in der Nuklidanreicherung längs der Stängel gibt. Beim Vergleich der beiden Abschnitte (Stängel unten und Stängel oben) sieht man, dass sich der Transferfaktor des oberen Abschnittes im Vergleich zum unteren Teil für Uran und Blei um eine Größenordnung erhöht hat. Bei Radium und Actinium werden nur leichte Anreicherungen um den Faktor 3 im oberen Abschnitt gefunden. Beachtet man die Tatsache, dass diese Stängel zum Zeitpunkt der Ernte noch erhebliche Blattanteile enthielten, die wegen der geringen Biomassen nicht nochmals separiert wurden, erkennt man, dass diese Blattanteile Ursache für die Erhöhung der Transferfaktoren in den oberen Stängelabschnitten sein können. Der zufällige Anteil an Blattmasse in den Stängeln ist eine Größe, die den Transferfaktor der Stängel

unkontrolliert beeinflusst. Blätter sind sorgfältig von den Stängeln zu isolieren, wenn man den Transfer in die einzelnen Abschnitte untersuchen will. Eindeutige Unterschiede in den Transferfaktoren, deren Ursache die Bodenaktivität und das Ertragsergebnis sind, wurden nicht festgestellt. Steigende Erträge – Lenkteicherde 1997 durchschnittlich 35 g Gesamtmasse für Stängel mit Fruchtstand pro Topf, 1998 230 g - wirken sich nicht signifikant auf den Nuklidtransfer aus.

Lupine

Bei der Lupine blau und gelb (Lenkteich 1997) erkennt man eine Abnahme des Transferfaktors in Pflanzenteilen mit dem Abstand zur Wurzel mit Ausnahme des Blattes. Ein Überblick zum Nuklidtransfer aus verschiedenen Böden in die einzelnen Abschnitte der Lupine wird in der zugehörigen Tabelle 4.14 gegeben. Hervorzuheben sind besonders die um eine bis zwei Größenordnungen höheren Transferfaktoren Boden-Blatt gegenüber denen Boden-Stengel. Die niedrigsten Nuklidanreicherungen wurden für den Transfer Boden-Korn gefunden. Da der Transferfaktor Boden-Blatt wesentlich über dem des Stängels liegt, ist es wichtig, dass bei der Präparation der Blattanteil exakt vom Stängel isoliert wird, da sonst das Resultat in unkontrollierbarer Weise verfälscht wird.

Eine Abhängigkeit der Transferfaktoren von der Bodenaktivität und dem Ertragsergebnis ist nicht eindeutig erkennbar. So wurden bei der blauen Lupine auf dem Boden Lenkteich 1997 pro Gefäß 89 g und 1998 je 230 g an Stängel inklusive Fruchtstand geerntet. Die Transferfaktoren für Uran im Korn der Lupinen nehmen mit steigendem Ertrag ab, während die des Thoriums und Actiniums ansteigen. Bei Radium bleiben sie innerhalb der Versuchsjahre unverändert. In Schale und Korn der Lupine wird eine geringfügige Abnahme des Transfers beobachtet. Transferfaktoren der Fruchtstände, die nicht in Schale und Korn getrennt wurden, liegen, soweit bestimmt, in der Größenordnung der getrennten Fruchtstände.

Tabelle 4.14 Transferfaktoren für einzelne Abschnitte der Lupinen (Schale = Sch, Korn =Ko, g = gelb, b = blau, Boden mit Zusatz von Uran = U, mit Zusatz von Mutterboden = M)

Pf.teil	Boden	T	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
Wu g	ESW 1997	T (t)	3,3 E-1	< 0,073	6,1 E-2	1,7 E-1	3,4 E-1	1,1 E+0
Wu g	Lenkt. 97	T (t)	7,0 E-2	7,1 E-2	8,7 E-2	7,1 E-2	8,1 E-2	5,6 E-1
Wu b	Lenkt. 97	T (t)	5,3 E-2	4,6 E-2	8,6 E-2	6,2 E-2	6,8 E-2	5,5 E-1
Wu b	Lenkt. 98	T (t)	5,4E-2	4,8E-2	5,6E-2	4,6 E-2	6,1 E-2	1,2 E+0
Wu g	Lenkt. 98	T (t)	6,2E-2	3,8E-2	3,1E-2	3,0 E-2	4,2 E-2	3,3 E-1
Wu b	ESW+M	T (t)	4,3 E-2	< 0,027	4,9 E-2	6,3 E-2	8,2 E-2	1,5 E+0
Wu b	Lenk 97+U	T (t)	9,2 E-2	1,2 E-1	8,9 E-2	1,1 E-1	1,0 E-1	1,6 E+0
		A.M.	1,0 E-1	6,0 E-2	6,5 E-2	7,9 E-2	1,1 E-1	9,6 E-1
		Median	6,2E-2	4,8E-2	6,1 E-2	6,3 E-2	8,1 E-2	1,1E+0
St g	ESW 1997	T (t)	3,3 E-2	< 0,023	7,2 E-2	3,6 E-2	7,8 E-2	8,8 E-1
St g	Lenkt. 97	T (t)	3,4 E-3	3,5 E-3	4,0 E-2	1,4 E-2	2,6 E-2	1,4 E-1
St b	Lenkt. 97	T (t)	1,3 E-3	9,9 E-4	1,4 E-2	4,5 E-3	2,3 E-2	8,0 E-2
St b	Lenkt. 98	T (t)	2,2E-3	< 0,087	6,1 E-2	1,5 E-2	5,5 E-2	4,0 E-1
St g	Lenkt. 98	T (t)	2,2E-3	< 0,010	2,0 E-2	1,0 E-2	1,4 E-2	9,5 E-1
St b	ESW+M	T (t)	9,6 E-3	< 0,011	2,1 E-2	8,0 E-3	3,2 E-2	9,0 E-1
St b	Lenk 97+U	T (t)	4,5 E-2	7,4 E-2	5,0 E-2	7,4 E-2	5,8 E-2	1,9 E-1
St b	Lenk 97+U	T (t)	3,4 E-2	< 0,010	4,1 E-2	8,1 E-3	3,9 E-2	1,0 E+0
		A.M.	1,6 E-2	2,6 E-2	4,0 E-2	2,1 E-2	4,1 E-2	5,7 E-1
		Median	3,4 E-3	3,5 E-3	4,1 E-2	1,2 E-2	3,6 E-2	6,4 E-1
Bl g	Lenkt. 97	T (t)	1,6 E-1	1,4 E-1	1,7 E-1	2,0 E-1	1,6 E-1	1,2 E+0
Bl b	Lenkt. 97	T (t)	1,2 E-2	5,0 E-2	2,0 E-1	2,9 E-2	1,1 E-1	1,4 E+0
Bl b	Lenk 97+U	T (t)	2,8 E-1	5,8 E-1	3,1 E-1	4,0 E-1	3,7 E-1	8,0 E-1
		A.M.	1,5 E-1	2,6 E-1	2,2 E-1	2,1 E-1	2,1 E-1	1,1 E+0
		Median	1,6 E-1	1,4 E-1	2,0 E-1	2,0 E-1	1,6 E-1	1,2 E+0
Sch g	Lenkt. 97	T (t)	7,5 E-4	5,8 E-4	7,5 E-3	2,7 E-3	2,6 E-3	6,8 E-1
Sch b	Lenkt. 97	T (t)	2,3 E-3	1,2 E-3	9,2 E-3	3,6 E-3	7,7 E-3	1,2 E+0
Sch g	Lenkt. 98	T (t)	6,4 E-4	< 0,0040	6,0 E-3	2,2 E-3	< 0,0038	5,7 E-1
Sch b	Lenkt. 98	T (t)	< 0,002	4,0E-4	1,0 E-2	5,0 E-3	1,3 E-2	9,1 E-1
		A.M.	1,2 E-3	7,3 E-4	8,3 E-3	3,4 E-3	7,7 E-3	8,4 E-1
		Median	7,5 E-4	5,8 E-4	8,4 E-3	3,2 E+0	6,0 E-3	8,0 E-1
Ko g	Lenkt. 97	T (t)	3,4 E-4	5,0 E-5	3,4 E-3	4,3 E-4	2,0 E-4	3,4 E-1
Ko b	Lenkt. 97	T (t)	5,2 E-4	7,4 E-5	3,4 E-3	2,6 E-4	1,2 E-4	5,8 E-1
Ko g	Lenkt. 98	T (t)	4,3 E-5	5,1E-4	2,2 E-3	< 0,0013	1,4 E-3	4,6 E-1
Ko b	Lenkt. 98	T (t)	6,8 E-5	9,0E-4	7,2 E-3	3,0 E-3	3,2 E-3	5,1 E-1
		A.M.	2,4 E-4	3,8E-4	4,1 E-3	1,2 E-3	1,2 E-3	4,7 E-1
		Med.	2,4 E-4	2,9E-4	3,4 E-3	4,3 E-4	8,0 E-4	4,9 E-1
Fr.st. b	ESW+M	T (t)	< 0,0025	< 0,0072	5,5 E-3	<6 E-4	< 0,0047	1,2
Fr.st. b	Lenk 97+U	T (t)	8,1 E-4	5,6 E-3	8,4 E-3	2,2 E-3	4,4 E-3	9,0 E-1
Fr.st. g	Lenk 98+U	T (t)	< 2 E-3	3,4 E-4	1,6 E-3	< 5 E-3	2,4 E-3	9,4 E-1
Fr.st., b	Lenk 98+U	T (t)	0,0011	5,2 E-4	5,9 E-3	2,2 E-3	1,8 E-2	8,5 E-1
		A.M.	9,6 E-4	2,1 E-3	5,4 E-3	2,2 E-3	8,2 E-3	9,6 E-1
		Med.		3,4 E-4	3,8 E-3		2,4 E-3	8,9 E-1

Seradella und Phacelia

Die Tabelle 4.15 zeigt, dass sich die Transferfaktoren der Futterpflanzen Seradella und Phacelia wenig voneinander unterscheiden. Seradella wurde 1997 zweimal auf dem Boden Lenkteich geerntet. Die durchschnittlichen Erträge pro Gefäß unterscheiden sich wenig und lagen 1997 bei

88 g für den ersten und 70 g für den 2. Schnitt. Von Schnitt 1 (als Serad. 1 in der linken Spalte bezeichnet) zu Schnitt 2 (als Serad. 2 in der linken Spalte bezeichnet) kam es zu einer Erhöhung der Transferfaktoren für fast alle der aufgeführten Nuklide. Dies könnte als Hinweis darauf sein, dass nach Anpassung und Kräftigung der Pflanze beim Wachstum nach dem Schnitt möglicherweise eine größere Radionuklidmenge in die Pflanze transportiert wird. 162 g je Gefäß im Durchschnitt erbrachte der Anbau von Seradella 1998. Das ist etwa der doppelte Ertrag als im Vorjahr. Die Transferfaktoren für Seradella 1998 liegen deutlich unter den Faktoren, die 1997 erzielt wurden.

Für Phacelia ist zu erkennen, dass in der Bodenmischung (ESW + Lenkteich) höhere Transferfaktoren erhalten werden, deren Ursache vermutlich der niedrigere Boden-pH-Wert aufgrund der Zumischung des sauren ESW-Bodens ist. Vergleicht man die Ergebnisse Lenkteich 97 und 98, so führte die Düngung und die damit verbundene Ertragssteigerung zu keiner signifikanten Veränderung der Transferfaktoren. Die mittleren Erträge pro Gefäß lagen im Jahr 1997 bei 73 g und 1998 bei 253 g.

Tabelle 4.15: Transferfaktoren für Futterpflanzen (Blüte = Blü, Ser = Seradella, Pha = Phacelia)

Pflanzenteil		T	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
Seradella Wu.	Lenkt. 97	T (t)	1,9 E-1	< 0,17	1,4 E-1	2,0 E-1	2,4 E-1	1,1 E+0
St.+Blü, Ser 1	Lenkt. 97	T (t)	3,3 E-3	6,3 E-3	1,8 E-2	6,2 E-3	2,1 E-2	5,3 E-1
St +Blü, Ser 2	Lenkt. 97	T (t)	9,7 E-3	1,6 E-2	2,4 E-2	1,5 E-2	4,0 E-2	1,9 E+0
St+Blü Ser.	Lenkt. 98	T (t)	9,8 E-4	6,8 E-4	1,1 E-2	6,7 E-3	1,3 E-2	2,1 E+0
		A.M.	4,7 E-3	7,7 E-3	1,8 E-2	9,0 E-3	2,5 E-2	1,4 E+0
St+Blü Pha	ESW+Lenkt.97	T (t)	3,0 E-2	< 0,055	1,6 E-1	7,5 E-2	< 0,11	1,0 E+0
St+Blü Pha	Lenkt. 97	T (t)	1,0 E-3	6,1 E-4	5,6 E-2	4,5 E-3	1,9 E-2	4,2 E-1
St+Blü Pha	Lenkt. 98	T (t)	< 0,0017	1,1 E-3	3,4 E-2	6,1 E-3	1,2 E-2	1,6 E+0
		A.M.	1,6 E-2	8,6 E-4	8,4 E-2	2,8 E-2	1,6 E-2	1,0 E+0

Salat

Die Auswertung der Transferfaktoren für Salat zeigt Tabelle 4.16.

Tabelle 4.16: Transferfaktoren von Salatkopf und Wurzel

Pf.teil	Boden	T	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
Wu	ESW 1997	T (t)	3,4 E-2	< 0,044	9,7 E-2	7,4 E-2	1,1 E-1	5,6 E-1
Wu	Lenkt. 97	T (t)	4,1 E-2	< 0,021	4,7 E-2	4,9 E-2	5,7 E-2	7,8 E-1
Wu	Lenkt. 97	T (t)	3,4 E-2	< 0,036	2,9 E-2	2,1 E-2	2,9 E-2	1,4 E+0
		A.M.	3,6 E-2		5,7 E-2	4,8 E-2	3,2 E-2	9,1 E-1
		Median	3,4 E-2		4,7 E-2	4,9 E-2	5,7 E-2	7,8 E-1
Kopf	ESW 1997	T(t) (Ernte: 20 g)	2,7 E-2	< 0,027	6,5 E-2	3,3 E-2	4,7 E-2	8,5 E-1
Kopf	Lenkt. 97	T(t) (Ernte:49 g)	6,4 E-3	< 0,011	2,8 E-2	1,3 E-2	2,2 E-2	2,5 E+0
Kopf	Lenkt. 98	T(t) (Ernte:73 g)	9,9 E-4	1,3E-3	6,2 E-3	1,7 E-3	4,2 E-3	2,6 E+0
		A.M.	1,1 E-3		3,3 E-2	4,6 E-2	2,4 E-2	1,8 E+0
		Median	6,4 E-3		2,5 E-2	3,3 E-2	2,2 E-2	2,5 E+0

Auffällig sind die geringen Unterschiede in den Transferfaktoren der Wurzeln sowie eine eindeutige Abnahme der Transferfaktoren für alle analysierten Nuklide mit steigendem Ertrag. Die Ertragsergebnisse als Durchschnittsmassen pro Salatkopf sind in der Tabelle aufgeführt. Sie steigen für den Boden vom ESW Freital (20 g) über die vom Lenkteichs 1997 (49 g) bis zu denen des Lenkteichs 1998 (73 g) an.

Kohlrabi

Ein Überblick mit Einzel- und Mittelwerten für verschiedene Teile der Kohlrabipflanze auf den verwendeten Böden wird in der Tabelle 4.17 gegeben. Beim Kohlrabi unterscheiden sich auch die Transferfaktoren aus den Böden Lenkteich 1997 und 1998 für die Wurzel, die Schale, den geschälten Kohlrabi und das Blatt. Die höchsten Transferfaktoren werden für die Wurzel erhalten, wobei kaum Unterschiede zwischen den betrachteten Nukliden existieren. Eine geringfügige Differenzierung innerhalb der Nuklide tritt vor allem bei der Knolle und dem Blatt auf, wobei die größeren Transferfaktoren für Radium und Actinium im Blatt gefunden werden. Aufgrund der geringen Ernteausbeute auf dem Boden ESW Freital war eine Trennung zwischen Blatt, Körper und Schale nicht möglich, so dass diese Teile zusammengefasst gemessen und ausgewertet wurden.

Tabelle 4.17: Transferfaktoren einzelner Teile der Kohlrabipflanze (Kör = Körper, b= blau, w= weiß, Sch = Schale, ges =geschält)

Pflanzenteil	Boden	T	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
Wu	ESW 1997	T (t)	2,1 E-2	1,1 E-2	1,4 E-2	2,2 E-2	1,5 E-2	5,4 E-1
Wu	ESW+Lenk	T (t)	1,9 E-2	< 0,034	4,3 E-2	3,3 E-2	4,3 E-2	8,5 E-1
Wu	ESW+M	T (t)	3,3 E-2	2,2 E-2	3,9 E-2	3,2 E-2	6,3 E-2	8,9 E-1
Wul	Lenkt. 97	T (t)	1,9 E-2	< 0,012	2,4 E-2	1,9 E-2	2,9 E-2	7,0 E-1
Wu, w	Lenkt. 98	T (t)	1,1 E-2	1,1 E-2	1,1 E-2	7,8 E-3	1,9 E-2	7,6 E-1
Wu, b	Lenkt. 98	T (t)	9,4E-3	< 0,017	1,2 E-2	9,0 E-3	1,6 E-2	6,9 E-1
		A.M.	1,9 E-2	1,5 E-2	2,4 E-2	2,0 E-2	3,1 E-2	7,4 E-1
		Median	1,9 E-2	1,1 E-2	1,9 E-2	2,1 E-2	2,4 E-2	7,4 E-1
Sch	ESW+M	T (t)	< 0,003	< 0,009	4,6 E-3	3,1 E-3	1,8 E-2	2,5 E+0
Sch	Lenkt. 97	T (t)	1,3 E-3	1,2 E-3	1,5 E-2	1,2 E-3	5,5 E-3	1,1 E+0
Sch w	Lenkt. 98	T (t)	8,7 E-4	1,5 E-3	7,8 E-3	2,9 E-3	7,5 E-3	1,3 E+0
Sch b	Lenkt. 98	T (t)	7,9 E-4	1,2 E-3	7,2 E-3	1,7 E-3	5,8 E-3	1,3 E+0
		A.M.	9,7 E-4	1,3 E-3	8,8 E-3	2,2 E-3	9,3 E-3	1,6 E+0
		Median	8,7 E-4	1,2 E-3	7,5 E-3	2,4 E-3	6,7 E-3	1,3 E+0
Kör, ges	Lenkt. 97	T (t)	8,0 E-4	1,4 E-4	6,6 E-3	6,4 E-4	3,1 E-4	1,2 E+0
Kör, ges,w	Lenkt. 98	T (t)	1,4 E-4	2,0 E-4	1,2 E-3	1,1 E-4	6,6 E-4	1,8 E+0
Körp.ges,ält ,b	Lenkt. 98	T (t)	1,2 E-4	1,2 E-4	2,0 E-3	2,4 E-4	6,0 E-4	1,9 E+0
		A.M.	3,5 E-4	1,5 E-4	2,6 E-3	4,3 E-4	5,2 E-4	2,0 E+0
		Median	1,4 E-4	1,4 E-4	1,6 E-3	4,4 E-4	6,0 E-4	1,9 E+0
Bl+Kör	ESW 1997	T (t)	2,7 E-3	< 0,004	4,8 E-3	2,5 E-3	6,7 E-3	7,7 E-1
Bl	ESW+Lenk	T (t)	2,1 E-3	< 0,005	2,5 E-2	3,5 E-3	1,8 E-2	1,6 E+0
Bl	ESW+M	T (t)	< 0,004	< 0,012	7,7 E-3	4,6 E-3	4,8 E-2	4,0 E+0
Bl	Lenkt. 97	T (t)	1,6 E-3	1,2 E-3	2,7 E-2	< 0,002	1,2 E-2	1,7 E+0
Bl, w	Lenkt. 98	T (t)	5,7 E-4	6,3 E-4	8,8 E-3	6,7 E-4	3,1 E-3	1,5 E+0
Bl, b	Lenkt. 98	T (t)	8,1 E-4	6,1 E-4	8,9 E-3	1,2 E-3	4,2 E-3	1,9 E+0
		A.M.	1,6 E-3	8,0 E-4	1,4 E-2	2,5 E-3	1,6 E-2	1,9 E+0
		Median	1,6 E-3	6,3 E-4	9,0 E-3	2,5 E-3	9,9 E-3	1,7 E+0

Untersucht man den Transfer für die Nuklide ²³⁸U, ²³⁰Th, ²²⁶Ra, ²¹⁰Pb und ²²⁷Ac bei gleichen Pflanzenteilen, fällt ein signifikanter Unterschied zwischen ²²⁶Ra und den anderen genannten Nukliden auf. So liegt der Transferfaktor des Radiums um etwa eine Größenordnung höher.

Außerdem werden nach der Wurzel in dem Blatt der Kohlrabipflanze, wenn auch nicht so ausgeprägt wie bei den bisher analysierten Pflanzen, die Nuklide ²³⁸U, ²²⁶Ra und ²²⁷Ac

angereichert. Die Transferfaktoren Boden-Blatt liegen beispielsweise für Uran zwischen 0,00057 und 0,0021 und für ^{226}Ra zwischen 0,0077 bis 0,027. Die durchschnittlichen Erträge der weißen und blauen Knollen lagen bei den Böden für ESW Freital 1997 bei 13 g, für Lenkteich 1997 bei 60 g/Pflanze und für Lenkteich 1998 bei 96 g pro Gefäß.

Betrachtet man die Transferfaktoren für die Schale des Kohlrabis, so ist der Unterschied zwischen den verschiedenen Böden gering. Sie liegen etwa um eine Größenordnung unter denen der Transferfaktoren Boden-Wurzel. Bei den Blättern deutet sich mit steigendem Ertrag ein verminderter Transfer für Uranium, Thorium und Actinium an.

Man sieht deutlich, dass der Transferfaktor für ^{40}K gegenüber denen von ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb und ^{227}Ac in allen betrachteten Pflanzenteilen um eine bis drei Größenordnungen höher liegt. Das gilt auch für die anderen untersuchten getrockneten Pflanzen. Dies ist verständlich, da das Kalium für die Pflanzen ein essentielles Element ist und sich das mit einer Isotopenhäufigkeit von 0,012 % im natürlichen Gemisch der Kaliumisotope vorkommende radioaktive Isotop sich chemisch wie die stabilen Isotope verhält. Der Transferfaktor des ^{40}K verändert sich innerhalb einer Pflanze von der Wurzel bis zu anderen Abschnitten nur gering. Man findet allerdings häufig eine Erhöhung um Faktor 2 von der Wurzel zu den anderen Pflanzenteilen.

Sellerie

Die Ergebnisse der Mehrfachbestimmungen bei Sellerie sind in der Tabelle 4.18 zusammengefasst. Für die Transferfaktoren werden ähnliche Ergebnisse wie beim Kohlrabi erhalten. So werden bei den verwendeten Böden kaum Unterschiede für den Nuklidtransfer Boden-Wurzel erhalten. Bemerkenswert ist, dass für ^{227}Ac und ^{226}Ra die Transferfaktoren für die Wurzel, die Schale und das Blatt etwa gleich groß sind. Die geschälte Knolle nimmt wie ^{230}Th die geringste Uranmenge auf und es ist eine deutliche Abnahme im Transferfaktor von der Wurzel zur geschälten Knolle zu erkennen.

Tabelle 4.18: Transferfaktoren von Pflanzenteilen des Selleries (Kn = Knolle)

Pf-teil	Boden	T	^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{227}Ac	^{40}K
Wul	ESW 1997	T (t)	2,9 E-2	2,9 E-2	5,3 E-2	5,1 E-2	6,6 E-2	5,4 E-1
Wu+Sch	Lenkt. 97	T (t)	8,7 E-2	9,7 E-2	7,8 E-2	1,0 E-1	9,6 E-2	1,4 E+0
Wu	Lenkt. 98	T (t)	8,6 E-2	6,4 E-2	9,8 E-2	7,8 E-2	8,3 E-2	2,2 E+0
		A.M.	6,8 E-2	6,4 E-2	7,6 E-2	7,7 E-2	8,2 E-2	1,4 E+0
Sch	Lenkt. 98	T (t)	8,4 E-3	7,3 E-3	3,9 E-2	2,7 E-2	1,8 E-2	2,0 E+0
Kn, ges	Lenkt. 97	T (t)	6,8 E-3	< 0,0088	2,8 E-2	1,3 E-2	2,2 E-2	1,0 E+0
Kn, ges	Lenkt. 98	T (t)	3,7 E-4	4,5 E-4	1,9 E-2	3,9 E-3	3,8 E-3	2,2 E+0
		A.M.	3,6 E-3		2,4 E-2	8,2 E-3	1,3 E-2	1,6 E+0
Bl	ESW 1997	T (t)	3,5 E-2	< 0,058	1,5 E-1	6,1 E-2	< 0,029	1,5 E+0
Bl	Lenkt. 98	T (t)	4,0 E-3	2,2 E-3	3,8 E-2	2,5 E-2	1,4 E-2	3,0 E+0
		A.M.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Eine Beziehung der Transferfaktoren zum Ertrag wurde nur bei einigen Pflanzenteilen sichtbar. Auf dem Boden des ESW Freital geernteter Sellerie erbrachte pro Gefäß einen Ertrag von 3 g, der Boden Lenkteich 1997 von 40 g und Lenkteich 1998 von 139 g. Mit steigendem Ertrag sinken einige Transferfaktoren (^{238}U , ^{227}Ac und ^{210}Pb) in der Knolle bis zu einer Größenordnung.

4.3.4 Transfer von Nukliden in ähnlichen Pflanzen – Beispiel Wurzelgemüse

In diesem Abschnitt werden die Wurzelgemüse Sellerie, Möhren und Rote Rüben verglichen.

Angebaut wurden die drei Gemüsesorten auf dem Boden Lenkteich 1998. Die errechneten Transferfaktoren sind in der Tabelle 4.5.4 zusammengefasst.

Tabelle 4.19: Transferfaktoren einzelner Teile von Wurzelgemüse

Pflanzenteil	T	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
Wurzel, Sellerie	T(t)	8,6 E-2	6,4 E-2	9,8 E-2	7,8 E-2	8,3 E-2	2,2 E+0
Wurzel, Möhre	T(t)	2,6 E-1	1,5 E-1	2,1 E-1	2,0 E-1	1,9 E-1	1,0 E+0
Wurzel, Rübe	T(t)	2,5 E-1	2,2 E-1	2,1 E-1	2,3 E-1	1,9 E-1	1,2 E+0
Rübe+Möhre	A.M.	2,5 E-1	1,6 E-1	2,1 E-1	2,2 E-1	1,9 E-1	1,1 E+0
Schale, Sellerie	T(t)	8,4 E-3	7,3 E-3	3,9 E-2	2,7 E-2	1,8 E-2	2,0 E+0
Schale, Möhre	T(t)	1,8 E-2	1,2 E-2	8,7 E-2	1,4 E-2	2,1 E-2	2,6 E+0
Schale, Rübe	T(t)	2,0 E-2	1,4 E-2	4,2 E-2	2,4 E-2	2,0 E-2	2,1 E+0
Rübe+Möhre	A.M.	1,9 E-2	1,3 E-2	6,4 E-2	1,9 E-2	2,0 E-2	2,4 E+0
Knolle, geschält	T(t)	3,7 E-4	4,5 E-4	1,9 E-2	3,9 E-3	3,8 E-3	2,2 E+0
Möhre, geschält	T(t)	3,8 E-4	2,1 E-4	3,5 E-2	<0,0054	4,0 E-3	1,4 E+0
Rübe, geschält	T(t)	4,3 E-4	3,9 E-4	1,5 E-2	2,1 E-3	1,4 E-3	7,8 E-1
Rübe+Möhre	A.M.	4,1 E-4	3,0 E-4	2,5 E-2	~ 2 E-3	2,7 E-3	1,1 E+0
Blatt, Sellerie	T(t)	4,0 E-3	2,2 E-3	3,8 E-2	2,5 E-2	1,4 E-2	3,0 E+0
Blatt, Möhre	T(t)	3,0 E-2	2,6 E-2	1,4 E-1	7,2 E-2	5,0 E-2	2,0 E+0
Blatt, Rübe	T(t)	1,3 E-2	8,4 E-3	1,5 E-1	7,4 E-2	4,4 E-2	5,3 E+0
Rübe+Möhre	A.M.	2,1 E-2	1,7 E-2	1,5 E-1	7,3 E-2	4,7 E-2	3,6 E+0

Aus den Ergebnissen ist zu entnehmen, dass der Transferfaktor Boden-Wurzel für alle Nuklide außer dem ⁴⁰K die gleiche Größenordnung hat und für Sellerie, vom ⁴⁰K abgesehen ein um eine Größenordnung niedrigerer Transferfaktor ermittelt wurde. Eine mögliche Ursache könnte darin liegen, dass bei Sellerie die Pflanzen erst nach Aufzucht auf normalem gärtnerischem Boden in die verwendeten Böden eingepflanzt wurden, im Gegensatz dazu kam es bei der Möhre und der Rübe zur direkten Aussaat auf die kontaminierten Böden. Der Einfluss der Aufzucht auf ist bei den geschälten Knollen geringer.

4.4 Extrahierbarer Anteil der Aktivität und Transferfaktoren bei künstlich präparierten Böden

Um den Einfluss des extrahierbarer Anteil Aktivität im Boden auf den Transferfaktor Boden-Wurzel des Pflücksalates zu diskutieren, werden in der Tabelle 4.20 entsprechende Ergebnisse vorgestellt.

Tabelle 4.20: Transferfaktoren in Abhängigkeit von der Bodenaktivität a in Bq/kg und dem extrahierbaren Anteil E

	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac
Boden-ESW 1997	2500	8700	14000	13000	635
Extrahierbarer Anteil	0,0046	0,00033	0,033	0,015	0,18
Boden-Lenkteich 1997	5630	5500	3470	2553	277
Extrahierbarer Anteil	0,00011	0,00023	0,020	0,0033	0,0086
Lenkteich1998	5630	5500	3470	2553	277
T(t) (Wurzel Pflücksalat)	2,4 E-2	1,5 E-2	3,1 E-2	2,2 E-2	3,1 E-2
Extrahierbarer Anteil	0,00009	0,00033	0,020	0,0026	0,0071
Mutterb.+ Pechblende	10000	18500	14000	12000	580
Extrahierbarer Anteil	0,0008	0,0005	0,11	0,0011	0,053
T(t) (Wurzel Pflücksalat)	3,2 E-1	1,4 E-1	3,5 E-1	6,0 E-1	4,2 E-1

Es ist keine allgemeine Tendenz einer Erhöhung der Extrahierbarkeit für alle Nuklide der relativ frisch präparierten Böden im Vergleich zu den verschiedenen Originalböden zu erkennen. Das unterstreicht auch die Beobachtungen, dass mit großen Wassermengen kaum Radioaktivität aus dem mit Pechblende präpariertem Boden herausgespült wurde (vgl. Kapitel 4.2.5). ^{226}Ra ist das einzige Nuklid in diesem künstlich kontaminierten Boden, welches im Vergleich zu den anderen Böden besonders gut extrahiert wird. Der extrahierbare Anteil von Radium liegt um den Faktor 5 über dem der Originalböden.

Vergleicht man die Extrahierbarkeit von Uran, Radium und Actinium, stellt man fest, dass es beim mit Pechblendelösung versetzten Boden im Vergleich zum Originalboden vom Lenkteich zu einer Erhöhung bis zu einer Größenordnung kommt. Der Transferfaktor der Wurzeln des Pflücksalates ist bei der künstlichen Kontamination für alle Nuklide um ca. eine Größenordnung gegenüber den Originalböden erhöht, unabhängig davon, wie hoch der extrahierbare Anteil ist. Nuklidspezifische Effekte treten nicht auf.

Obwohl die Extrahierbarkeit des ^{230}Th im mit Pechblende versetztem Boden (0,0005) ähnlich der des Bodens vom Lenkteich (0,00033) ist, hat sich der Transferfaktor der Wurzel von Pflücksalat von 0,015 auf 0,14 erhöht.

Am Beispiel Pflücksalat (Tabelle 4.21) wird außerdem der Einfluss des mit Pechblendelösung getränkten Bodens auf das Transferverhalten Boden-Blatt untersucht und mit dem Transfer vom Originalboden verglichen.

Tabelle 4.21: Transferfaktoren von Wurzel und Blatt für Pflücksalat (Sorte Amerikanischer Brauner, LR gilt für die Sorte Lollo Rosso, bei den Blättern ist die Masse der Ernte angegeben)

Pflanzenteil	Boden	T	^{238}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{227}Ac	^{40}K
Wurzel,	Lenkt. 98	T (t)	2,4 E-2	1,5 E-2	3,1 E-2	2,2 E-2	3,1 E-2	7,8 E-1
Wurzel,	M + Pechbl.	T (t)	3,2 E-1	1,4 E-1	3,5 E-1	6,0 E-1	4,2 E-1	2,5 E+0
Blatt,	Lenkt. 98	T (t) 54 g	3,1 E-3	4,6 E-3	3,5 E-2	2,7 E-2	1,3 E-2	2,3 E+0
Bl 1. Schnitt, LR	M + Pechbl.	T (t) 80 g	6,7 E-3	3,1 E-3	4,9 E-2	2,1 E-2	2,5 E-2	2,7 E+0
Bl 1. Schnitt,	M + Pechbl.	T (t) 65 g	1,0 E-2	4,4 E-3	6,2 E-2	2,1 E-2	2,7 E-2	3,0 E+0
Bl 2. Schnitt,	M + Pechbl.	T (t) 55 g	5,5 E-2	2,9 E-2	1,0 E-1	6,4 E-2	7,5 E-2	4,4 E+0

Die Nuklidanreicherung in den Pflücksalatblättern des mit Pechblendelösung versetzten Bodens nimmt von der Wurzel zu den Blättern hin ab, so dass die Transferfaktoren Boden-Blatt der meisten Nuklide um etwa eine Größenordnung niedriger liegen (Ausnahme ^{40}K) als die Faktoren Boden-Wurzel. Betrachtet man die Abreicherungen Boden-Wurzel zu Boden-Blatt parallel für den Originalboden Lenkteich 1998 kommt es lediglich bei ^{238}U und ^{230}Th zu niedrigeren Transferfaktoren (um 1 Größenordnung). Für Radium, Blei und Actinium gibt es kaum Abreicherungen innerhalb der beiden Abschnitte.

Die Unterschiede der Transferfaktoren einzelner Nuklide betragen bis auf das ^{40}K für Blätter und Wurzeln maximal eine Größenordnung und liegen für ^{226}Ra , ^{210}Pb und ^{227}Ac am höchsten. Zwischen der ersten und der zweiten Ernte tritt eine leichte Nuklidanreicherung in den Blättern auf (Faktor 2 bis 5). Diese Beobachtung konnte bereits bei Futterpflanzen für Originalböden gemacht werden.

4.5 Transferfaktoren bei wiederholten Aussaaten

Auf dem mit Pechblende behandelten Boden wurden Radieschen und Kresse mehrfach mit wechselnder Fruchtfolge gesät und geerntet. Die Aussaaten fanden zu verschiedenen Zeitpunkten statt. Es gab nasskalte bis heiße und trockene Tage. Die Zusammenstellung dieser Transferdaten liefert Aussagen darüber, wie sich die Witterungsbedingungen und damit der unterschiedliche Pflanzenwuchs auf die Streubreite der Transferfaktoren auswirken.

Radieschen

Die Transferfaktoren der Pflanzenteile Wurzel, Knolle und Blatt des Radieschens sind in der Tabelle 4.22 zusammengestellt. Die Ergebnisse der Einzelbestimmungen unter den natürlichen Wachstumsbedingungen der angegebenen Monate weichen nur geringfügig vom gebildeten Mittelwert ab. Auch die Unterschiede im Transferfaktor zwischen den Nukliden bei Betrachtung eines Pflanzenteils sind nicht groß (Faktoren von 1 bis max. 7). Eine deutliche Abstufung im Transferfaktor zwischen Knolle und Blatt existiert nicht.

Tab. 4.22: Transferfaktoren in Pflanzenteilen der zu verschiedenen Zeiten gewachsenen Radieschen

Teil	Zeitraum	T	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
Wurzel	April-Mai	T (t)	3,7 E-1	2,4 E-1	3,0 E-1	3,8 E-1	3,9 E-1	3,2 E+0
Wurzel	Mai-Juni	T (t)	4,9 E-1	1,7 E-1	2,4 E-1	3,5 E-1	3,2 E-1	3,1 E+0
Wurzel	Juli-August	T (t)	3,9 E-1	1,4 E-1	2,9 E-1	5,7 E-1	4,3 E-1	2,9 E+0
Wurzel	August-Sept.	T (t)	6,0 E-1	1,4 E-1	4,2 E-1	7,6 E-1	6,0 E-1	2,9 E+0
		A.M.	4,6 E-1	1,7 E-1	3,1 E-1	5,1 E-1	4,4 E-1	3,0 E+0
Knolle	April-Mai	T (t)	9,9 E-2	8,5 E-2	1,4 E-1	8,3 E-2	1,0 E-1	3,1 E+0
Knolle	Mai-Juni	T (t)	7,7 E-2	5,4 E-2	8,2 E-2	4,5 E-2	1,1 E-1	4,7 E+0
Knolle	Juli-August	T (t)	4,1 E-2	2,3 E-2	4,7 E-2	6,3 E-2	7,1 E-2	3,6 E+0
Knolle1	August-Sept.	T (t)	5,8 E-2	3,4 E-2	9,6 E-2	6,7 E-2	1,3 E-1	3,6 E+0
Knolle2	August-Sept.	T (t)	2,9 E-2	1,2 E-2	7,8 E-2	6,3 E-2	6,4 E-2	3,5 E+0
		A.M.	6,0 E-2	4,2 E-2	8,9 E-2	6,4 E-2	9,6 E-2	3,7 E+0
Blatt	April-Mai	T (t)	3,6 E-2	2,7 E-2	5,8 E-2	4,7 E-2	5,7 E-2	3,9 E+0
Blatt	Mai-Juni	T (t)	3,3 E-2	2,0 E-2	6,7 E-2	2,4 E-2	3,1 E-2	1,9 E+0
Blatt	Juli-August	T (t)	4,6 E-2	3,7 E-2	7,6 E-2	4,2 E-2	5,9 E-2	2,7 E+0
Blatt	August-Sept.	T (t)	2,2 E-2	1,2 E-2	8,4 E-2	3,5 E-2	5,0 E-2	2,2 E+0
		A.M.	3,4 E-2	2,4 E-2	7,1 E-2	3,7 E-2	4,9 E-2	2,7 E+0

Kresse

Die Tabelle 4.23 fasst die Transferfaktoren Boden-Blatt der Gartenkresse für drei Anbauzeiten von Mai bis September 98 zusammen. Dabei wird deutlich, dass für die Transferfaktoren eine maximale Schwankungsbreite beim U-238 auftritt, die bei einem Faktor 5 liegt. Dies betrifft vor allem die für Juli ermittelten Transferfaktoren, die unter denen der anderen beiden Ernten liegen. Die Mittelwerte der Transferfaktoren Boden-Blatt beschreiben die bevorzugte Aufnahme von Kalium, Radium und Actinium durch die Kresse.

Tabelle 4.23 Transfer von Nukliden in verschiedenen Monaten gewachsener Gartenkresse

Teil		T	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
Wurzel	Juli	T (t)	0,26	0,12	0,35	0,34	0,52	4,5
Blatt	Mai-Juni	T (t)	0,049	0,028	0,19	0,043	0,089	1,9
Blatt	Juli	T (t)	0,013	0,017	0,033	0,015	0,050	4,5
Blatt	August-Sept.	T (t)	0,058	0,034	0,10	0,067	0,14	3,7
Blatt		A.M.	0,04	0,026	0,11	0,039	0,093	3,4

4.6 Zusammenhang zwischen Nuklid- und Elementtransfer

Im Bundesanzeiger 18[AVO 1990] sind Transferfaktoren Boden – Pflanze für 85 Elemente (Haupt- und Spurenkomponenten) für Pflanzen allgemein und speziell für Weidepflanzen angegeben. Diese Transferfaktoren entstanden aus einer Vielzahl von Einzelmessungen, die abhängig von den jeweiligen standortspezifischen Bedingungen (z.B. Freiluft-, Gewächshauskulturen, Bodenbeschaffenheit), der Art oder dem entnommenen Pflanzenteil und dem Zeitpunkt der Entnahme) eine erhebliche Streubreite aufweisen können. Anhand ausgewählter Beispiele aus dem experimentellen Untersuchungsprogramm (Tomate, Blattgemüse, Lupine und Wurzelgemüse) konnte festgestellt werden, inwieweit eine Übereinstimmung zwischen den Haupt- und Spurenelementen aus der AVO 1990 und den Radionukliden gefunden wurde.

Die höchsten Transferfaktoren werden für die lebenswichtigen mineralischen Elemente, insbesondere für K und damit ^{40}K , aber auch Na, Ca, Mn erhalten. Der Transferfaktor ist auch für Ba relativ hoch. Da es kaum lebensnotwendig sein wird, könnte das daran liegen, dass es wegen des ähnlichen Ionenradius das K in den Pflanzen vertreten kann. Die Elemente Al und Fe haben wie das Spurenelement La sehr niedrige Transferfaktoren, dagegen ist der von Pb wieder erheblich höher. Die radioaktiven Isotope der Spurenelemente Uran und Thorium nehmen zusammen mit dem Actinium eine Mittelstellung zwischen den oben genannten Haupt- und Spurenelementen ein. Deutlich höher und in der Nähe der lebenswichtigen Mineralstoffelementen sind die Transferfaktoren von Barium und Radium.

Ein wesentlicher Unterschied zu den Transferfaktoren der „Referenzprobe“ besteht in der Einordnung des Actiniums. Nach den in dieser Arbeit erhaltenen Ergebnissen gehören in die Gruppe mit niedrigen Transferfaktoren nur die Radioaktiven Elemente Uran und Thorium. Actinium muss mit Blei und Radium in die Gruppe mit den höheren Transferfaktoren eingeordnet werden. Dies ist ein wichtiges Ergebnis, da das ^{227}Ac den niedrigsten Grenzwert für die jährliche Aktivitätszufuhr besitzt. Gleichzeitig schätzen wir ein, dass die Transferfaktoren für Pb und Ra in der Referenzpflanze etwas überbewertet sind. Bei unseren experimentell bestimmten Werten kommt es nicht vor, dass der Transferfaktor für Uran höher als für das Actinium ist. Damit wäre der Wert in der AVO 1990 für die Weidepflanze eine Ausnahme.

Interessant ist ein Vergleich der Transferfaktoren für die Paare Barium – Radium und Lanthan – Actinium, da diese Elemente aufgrund ihrer Stellung im Periodensystem ähnliche chemische Eigenschaften besitzen und deshalb erwartet wird, dass bei Kenntnis des Transferfaktors für die einfacher messbaren Elemente Ba und La auf die Nuklide ^{226}Ra und ^{227}Ac geschlossen werden kann. Tatsächlich konnten wir das bei unseren Untersuchungen in vielen Fällen bestätigen (Tomate-Frucht-Stängel, Blattgemüse, Blätter von Wurzelgemüse). Bei den Transferfaktoren für Salat und Pflücksalat zeigt sich, dass sowohl für die Elemente als auch für die gemessenen Radionuklide keine gravierenden Unterschiede auftreten. Allerdings treten bei anderen Pflanzen Unterschiede auf, die signifikant über die experimentelle Streuung hinausgehen (z.B. bei geschälten Möhren und Sellerie), so dass eine generelle Gleichsetzung von Actinium und Lanthan nicht möglich ist. Es ist auch deutlich geworden, dass für das schwierig bestimmbare und mit einem geringen Grenzwert der Jahresaktivitätszufuhr belegte ^{227}Ac nur durch Anwendung radiochemischer Methoden solche Unterschiede herausgearbeitet werden können.

Bei der Untersuchung der Transferfaktoren für Tomaten und des geschälten Selleries bei unterschiedlichen Böden und wird besonders deutlich, dass zwischen Ba und ^{226}Ra sowie La und ^{227}Ac erhebliche Unterschiede auftreten können. Die Transferfaktoren der radioaktiven Nuklide

18 Bundesanzeiger,; *Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen*, Allgemeine Verwaltungsvorschrift (AVO) zu § 45 der Strahlenschutzverordnung vom 21. Februar 1990, Hsg.: Bundesminister der Justiz, Nr. 64a, Jg. 42, ausgeg. 31.3.1990

liegen erheblich über denen der entsprechenden Elemente. Um den Nuklid- und Elementtransfer in die Pflanze auch im Zusammenhang mit der Extrahierbarkeit des Bodens zu zeigen, wurden für das Beispiel Möhre (Lenkteicherde 1998) in der Tabelle 4.24 die entsprechenden Daten zusammengestellt.

Tabelle 4.24: Extrahierbarkeit, Nuklid- und Elementtransfer

Möhre	²²⁶ Ra	Ba	²²⁷ Ac	La
Extrahierbarkeit	0,02	0,0076	0,0071	0,00058
T (t) Schale	0,087	0,077	0,021	0,014
T (t) Möhre, geschält	0,035	0,018	0,0040	0,00057
T (t) Blatt	0,14	0,19	0,0050	0,0069

Es ist für diesen Fall festzustellen, dass das Verhältnis von Transferfaktor zur Extrahierbarkeit für die Elemente (Ba, La) wesentlich größer ist (> 10) als das der Nuklide, so dass die Bestimmung der Extrahierbarkeit mit Ammoniumnitrat als eine brauchbare Methode zur Größenordnungsmäßigen Einordnung des Transferfaktors herangezogen werden kann.

Vergleicht man einmal Ba – Ra und La – Ac in der Extrahierbarkeit und in den Transferfaktoren, so stellten wir fest, dass die größeren Unterschiede in den mobilen Anteilen sich nicht in der Größe des Transferfaktors niederschlagen. Die Ausnahme ist die geschälte Möhre beim Vergleich des Paares La – Ac. Während man für den Einbau in die für den Stofftransport verantwortlichen Komplexverbindungen in erster Linie die sehr ähnlichen Ionenradien (Tab. 4.25) der Paare Ba-Ra und La-Ac verantwortlich machen kann, wird für die bessere Extrahierbarkeit der Radionuklide die Herkunft aus der chemisch im Vergleich zu den Silikatmineralen nicht so stabilen Uranminerale verantwortlich sein. Dafür könnte eine stärkere oder länger anhaltendere Wirkung der die Wurzeln umgebenden Medien auf das Silikatmineral verantwortlich sein.

Tab. 4.25: Ionenradien vergleichbarer Elemente bei den Koordinationszahlen 6 und 8 in Picometer (pm) ¹⁹

KZ	Na ²⁺	Pb ⁺	K ⁺	Ba ²⁺	Ra ²⁺	La ³⁺	Ac ³⁺
6	116	119	138	135		103	112
8	132	129	151	142	148	116	

4.7 Zusammenfassung von Transferfaktoren für einzelne Pflanzengruppen

In den Tabellen 4.26 und 4.27 werden die experimentell ermittelten Transferfaktoren (Arithmetische Mittel, Maximalwerte, Minimalwerte) für die Pflanzenteile, die vom Menschen direkt verzehrt werden zusammengestellt. Diese Transferfaktoren beziehen sich auf die Frischmassen. Die bisherigen Untersuchungen in den vorangegangenen Kapiteln zeigten, dass Einflussfaktoren wie Bodenbeschaffenheit, Düngung und der daraus resultierende Ertrag keine eindeutige Wirkung auf die Transferfaktoren haben. Aus diesem Grunde werden die verwertbaren Produkte in die Gruppen Gemüse, Blattgemüse und Wurzelgemüse eingeteilt. Bei der Zusammenstellung wird unterschieden zwischen Originalböden (Tabelle 4.25) inklusive Düngung und den Experimenten nach Zusatz von Pechblendelösung (4.26). In diesen Tabellen sind Werte von Transferfaktoren, für die nur die Nachweisgrenze erreicht wird, bei der Mittelwertbildung nicht berücksichtigt. Die erhaltenen Nachweisgrenzen standen nicht im Widerspruch zu bestimmten Werten. In den Fällen, wo dem Boden Uranyl nitrat zugesetzt wurde, ist der Transferfaktor für Uran in der Tabelle (3. Spalte) nicht eingetragen, um eindeutig den Transfer im Originalboden zu erfassen. Neben den Mittelwerten sind auch die Maximal- (Max)

¹⁹ <http://abulafia.mt.ic.ac.uk/shannon/ptable/php> (17.03.2013)

und Minimalwerte (Min) aufgeführt, um den Bereich der ermittelten Transferfaktoren schneller zu überblicken zu können. Die Referenzwerte aus der AVO 1990 sind im Kopf jeder Tabelle direkt unter dem Nuklid zum schnellen Vergleich angegeben.

Tabelle 4.26: Transferfaktoren T(f) für Gemüse auf Originalböden. (Frucht der Tomate, Kohlrabi, Sellerie und Rote Rübe geschält sowie Blätter von Salat und Spinat)

Boden	Gemüse	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
[AVO 1990]		5,0 E-3	5,0 E-3	9,0 E-2	8,0 E-2	3,0 E-3	1,0 E+0
ESW 97	Tomate	5,6 E-5	3,2 E-5	9,1 E-5	6,4 E-5	8,7 E-5	1,6 E-1
Lenkt. 97	Tomate	8,4 E-5	5,1 E-5	2,6 E-4	1,6 E-4	2,0 E-4	8,5 E-2
Lenkt 98	Tomate	1,1 E-5	1,8 E-5	4,7 E-5		4,0 E-5	9,4 E-2
ESW + M 97	Kohlrabi			8,0 E-5	7,4 E-5		3,3 E-1
Lenkt. 97	Kohlrabi	1,2 E-4	2,2 E-5	1,0 E-3	9,9 E-5	4,8 E-5	1,9 E-1
Lenkt 98	Kohlrabi	1,5E-5	2,1 E-5	1,3 E-4	1,2 E-5	6,9 E-5	1,9 E-1
Lenkt 98	Kohlrabi	1,1E-5	1,1 E-5	1,8 E-4	2,2 E-5	5,5 E-5	1,8 E-1
	A.M.	5,0 E-5	2,6 E-5	2,6 E-4	7,2 E-5	8,3 E-5	1,7 E-1
	Min.	1,1 E-5	1,1 E-5	4,7 E-5	1,2 E-5	4,0 E-5	8,5 E-2
	Max	1,2 E-4	5,1 E-5	1,0 E-3	1,6 E-4	2,0 E-4	3,3 E-1
Wurzelgemüse							
Lenkt 97	Sellerie	9,2 E-4		3,8 E-3	1,7 E-3	2,9 E-3	1,4 E-1
Lenkt 98	Sellerie	4,1 E-5	4,9 E-5	2,1 E-3	4,3 E-4	4,2 E-4	2,5 E-1
Lenkt 98	Möhre	2,6 E-4	2,7 E-3	4,7 E-3		2,8 E-3	1,9 E-1
Lenkt 98	Rübe	6,0 E-5	5,5 E-5	2,1 E-3		1,9 E-4	1,1 E-1
	A.M.	3,2 E-4	9,5 E-4	3,2 E-3	1,1E-3	1,6 E-3	1,7 E-1
	Min	4,1 E-5	4,9 E-5	2,1 E-3	4,3 E-4	1,9 E-4	1,1 E-1
	Max	9,2 E-4	2,7 E-3	4,7 E-3	1,7 E-3	2,9 E-3	2,5 E-1
Blattgemüse							
ESW 97	Salat	3,5 E-4		8,5 E-4	4,2 E-4	6,1 E-4	1,1 E-2
Lenkt. 97	Salat	3,5 E-5		1,5 E-4	7,4 E-5	1,2 E-4	1,4 E-2
Lenkt 98	Salat	8,5 E-5	1,1 E-4	5,3 E-4	1,5 E-4	3,6 E-4	2,2 E-1
Lenkt 98	Salat	4,1E-4		2,5E-3	1,0E-3		1,5 E-1
Lenkt 98	Pflücksalat	2,9 E-4	4,3 E-4	3,3 E-3	2,5 E-3	1,2 E-3	2,1 E-1
Lenkt 98	Spinat			8,7E-4			4,0 E-1
	A.M.	2,3 E-4	2,7E-4	1,4 E-3	8,4 E-4	5,8 E-4	1,7 E-1
	Min.	3,5 E-5	1,1E-4	1,5 E-4	7,4 E-5	1,2 E-4	1,1 E-2
	Max.	4,1 E-4	4,3 E-4	2,5 E-3	2,5 E-3	1,2 E-3	2,2 E-1

Die Mittelwerte von Uran, Thorium, Radium und Actinium liegen bei Tomaten und Kohlrabi um zwei Größenordnungen unter dem Pflanzen-Referenz-Transferfaktor der AVO 1990, bei Blei sind es sogar drei Größenordnungen. Die gefundenen Maximalwerte liegen um maximal eine Größenordnung höher als der Mittelwert und damit immer noch weit unter dem Literaturwert. Die Mittelwerte der Transferfaktoren für das geschälte Wurzelgemüse und für das Blattgemüse liegen mit Ausnahme des Actiniums um 1 bis 2 Größenordnungen unter dem zitierten Wert. Bei Actinium sind die Differenzen gering (nur Faktor 2 bis 5). Die gefundenen Maximalwerte der Transferfaktoren (U, Th, Ra, Pb) liegen unter dem Referenzwert. Der Referenzwert des Actiniums entspricht zwar dem bestimmten Maximalwert erscheint aber dennoch zu hoch.

Um die Transferdaten der Referenzprobe einzuordnen, werden diese mit Transferfaktoren, die von der Strahlenschutzkommission [SSK 1992] für „sonstige Pflanzen“ vorgegebenen wurden,

verglichen.²⁰ Letztere sind standortspezifische Transferfaktoren für die Gebiete des Uranbergbaues in Sachsen und Thüringen und liegen für Radium, Blei und Polonium (mit $T(f)=0,005$) um einen Faktor von ca. 15 unter den oben genannten „Referenzwerten“ der AVO 1990. Diese Transferfaktoren sind für Radium bei den untersuchten Wurzelgemüseknollen und für Blattgemüse zutreffend.

Bei Blattgemüsepflanzen, die auf dem mit Pechblendelösung behandelten Boden geerntet wurden, entsprechen nahezu alle Transferfaktoren der Nuklide von Uran bis Actinium (Tab. 4.27) den Angaben der AVO 1990. Bei Radieschen verhält es sich ebenso. Die Verwendung dieser konservativen Transferfaktoren repräsentiert also den Fall, dass ein Boden kurzfristig mit einer erheblichen Aktivitätsmenge (etwa 10 Bq/g U) kontaminiert und für die landwirtschaftliche bzw. gärtnerische Nutzung zugänglich gemacht wurde, was in der Praxis jedoch selten erfolgen wird. Damit sind die in der SSK-Empfehlung festgelegten Werte aufgrund der bei unseren Untersuchungen erhaltenen Daten als sehr konservativ anzusehen.

Tabelle 4.27: Transferfaktoren $T(f)$ für Gemüse auf mit Pechblende getränkten Mutterboden

Gemüse	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
[AVO 1990]	5,0 E-3	5,0 E-3	9,0 E-2	8,0 E-2	3,0 E-3	1,0 E+0
Pflücksalat	5,8 E-4	2,7 E-4	4,2 E-3	1,8 E-3	2,1 E-3	2,3 E-1
Pflücksalat	8,7 E-4	3,7 E-4	5,2 E-3	1,8 E-3	2,2 E-3	2,5 E-1
Pflücksalat	4,1 E-3	2,1 E-3	7,6 E-3	4,7 E-3	5,5 E-3	3,2 E-1
Kresse	8,5 E-4	1,1 E-3	2,1 E-3	9,8 E-4	3,7 E-3	2,9 E-1
Kresse	3,6 E-3	2,0 E-3	1,4 E-2	3,1 E-3	6,4 E-3	1,4 E-1
Kresse	1,9 E-3	1,1 E-3	3,4 E-3	2,2 E-3	4,6 E-3	1,2 E-1
Spinat	4,1 E-3	1,9 E-3	8,6 E-3	5,8 E-3	1,2 E-2	2,9 E-1
A.M.	2,3 E-3	1,3 E-3	6,5 E-3	2,9 E-3	5,2 E-3	2,3 E-1
Min	5,8 E-4	2,7 E-4	2,1 E-3	9,8 E-4	2,1 E-3	1,2 E-1
Max	4,1 E-3	2,0 E-3	1,4 E-2	5,8 E-3	1,2 E-2	3,2 E-1
Radieschen	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
A.M.	4,9 E-3	2,7 E-3	5,4 E-3	3,9 E-3	4,8 E-3	2,0 E-1
Min	1,5 E-3	6,1 E-4	1,5 E-3	8,5 E-4	2,4 E-3	8,9 E-2
Max	1,0 E-2	9,0 E-3	1,5 E-2	8,8 E-3	1,1 E-2	3,3 E-1

Die Transferfaktoren $T(f)$ von einigen auf Originalböden angebauten Futterpflanzen sind in Tabelle 4.28 zusammengestellt. Der Vergleich mit den „Referenzpflanzen“ ist wieder der zweiten Zeile zu entnehmen. In die Kategorie Futterpflanzen sind pflanzliche Abfälle einbezogen, die auch an Haustiere verfüttert werden und nicht dem direkten Verzehr durch den Menschen unterliegen, sondern über die tierischen Produkte in die menschliche Nahrung gelangen. Die Transferfaktoren für die Futterpflanzen sind den Literaturangaben [AVO 1990] sehr ähnlich. Der Mittelwert des Transferfaktors für Actinium liegt wenig darüber.

²⁰ SSK 1992, „Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau“, *Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission* Band 23, Gustav Fischer Verlag

Tabelle 4.28 Transferfaktoren für Futterpflanzen und pflanzliche Abfälle - Originalböden

Boden	Pflanze/Teil	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac
	[AVO 1990]	5,0 E-3	5,0 E-3	9,0 E-2	8,0 E-2	3,0 E-3
ESW +L 97	Kohlrabi Blatt	1,1 E-3		1,3 E-2	1,9 E-3	9,7 E-3
ESW 97	Kohlrabi Blatt	7,6 E-4		1,3 E-3	7,0 E-4	1,9 E-3
ESW + M 97	Kohlrabi Blatt			2,1 E-3	1,2 E-3	1,3 E-2
Lenkt. 97	Kohlrabi Blatt	3,2 E-4	2,3 E-4	5,3 E-3		2,4 E-3
Lenkt 98	Kohlrabi Blatt	1,1 E-4	8,5 E-5	1,2 E-3	1,7 E-4	5,8 E-4
Lenkt 98	Kohlrabi Blatt	8,5 E-5	9,2 E-5	1,3 E-3	9,9 E-5	4,6 E-4
ESW + M 97	Kohlrabi Schale			1,1 E-3	7,7 E-4	4,6 E-3
Lenkt. 97	Kohlrabi Schale	3,2 E-4	3,0 E-4	4,0 E-3	3,0E-4	1,4 E-3
Lenkt 98	Kohlrabi Schale	1,5 E-4	2,6 E-4	1,4 E-3	5,1 E-4	1,3 E-3
Lenkt 98	Kohlrabi Schale	1,6 E-4	2,5 E-4	1,5 E-3	3,5 E-4	1,2 E-3
Lenkt 98	Sellerie Schale	1,1 E-3	9,3 E-4	5,0 E-3	3,5 E-3	2,4 E-3
ESW 97	Sellerie Blatt	1,4 E-2		6,0 E-2	2,5 E-2	< 0,012
Lenkt 98	Sellerie Blatt	4,6 E-4	2,5 E-4	4,4 E-3	2,9 E-3	1,6 E-3
Lenkt 98	Möhre Schale	1,9 E-3	2,1 E-3	9,0 E-3	1,5 E-3	2,4 E-3
Lenkt 98	Möhre Blatt	7,3 E-3	6,4 E-3	3,4 E-2	1,8 E-2	1,2 E-2
Lenkt 98	Rübe Schale	3,1 E-3	2,1 E-3	6,4 E-3	3,8 E-3	3,0 E-3
Lenkt 98	Rübe Blatt	1,4 E-3	8,9 E-4	1,6 E-2	7,7 E-3	4,6 E-3
Lenkt. 97	Phacelia	4,6 E-4	2,8 E-4	2,5 E-2	2,0 E-3	8,6 E-3
ESW +L 97	Phacelia	6,0 E-3		3,3 E-2	1,5 E-2	2,2 E-2
Lenkt 98	Phacelia		1,7 E-4	5,3 E-3	9,6 E-4	1,9 E-3
Lenkt. 97	Seradella	1,5 E-3	2,9 E-3	8,1 E-3	2,8 E-3	9,4 E-3
Lenkt. 97	Seradella	2,2 E-3	3,6 E-3	5,3 E-3	3,4 E-3	9,0 E-3
Lenkt 98	Seradella	7,9 E-5	5,5 E-5	8,9 E-4	5,5 E-4	1,0 E-3
	A.M.	2,1 E-3	1,2 E-3	1,1 E-2	4,2 E-3	5,5 E-3
	Max	1,4 E-2	6,4 E-3	6,0 E-2	2,5 E-2	2,2 E-2

5 Bemerkung zu Risikoabschätzungen

Die Originalböden, die zur Durchführung der Transfer-Untersuchungen ausgesucht und eingesetzt wurden, stammen von Flächen, die nicht allgemein zugänglich sind. Die spezifischen Aktivitäten um 5,6Bq U-238/g Boden die auch nahezu im Gleichgewicht mit den Folgenukliden sind, überschreiten jegliche Freigabekriterien für eine Folgenutzung der durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen. Die Maximalwerte der spezifischen Aktivität der Bodenschichten für die Nutzung ohne Einschränkung liegen nach der In der Empfehlung der Strahlenschutzkommission bei 0,2 Bq/g.²¹ Darin wird ausgesagt, dass bei spezifischen Aktivitäten im Bereich von 0,2 - 1 Bq/g das betroffene Gelände forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich als Grünland ohne Einschränkung genutzt werden kann.

Die Frage nach dem Risiko beim Verzehr von Produkten, die auf den verwendeten Originalböden gedeihen, wird ein Berechnungsbeispiel behandelt. Dazu wird folgender, wenn auch nicht denkbarer, Fall konstruiert und zur Demonstration vorgestellt:

Ein Mensch mit durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten bewirtschaftet Boden von o.g. spezifischer Aktivität und deckt damit seinen Gesamtbedarf oder 10% seines Eigenbedarfes an

²¹ Strahlenschutzkommission, „Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet“, *Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission* Band 23, 7./8. Oktober 1991, Gustav Fischer Verlag

Gemüse, Obst und Kartoffeln (Kartoffeln wurden in dieser Arbeit nicht untersucht, aber entsprechend der AVO 1990 unter Wurzelgemüse eingruppiert). Getreide und Getreideprodukte werden in dieser Betrachtung vernachlässigt, da es in Deutschland nicht üblich ist, den Bedarf an diesen Produkten nur durch Eigenanbau abzudecken. Für diesen Extremfall errechnet sich die Gesamtaktivitätsaufnahme für Kartoffeln, Obst und Gemüse aus der Summe der entsprechenden Mittelwerte des Verzehrs pro Jahr für die drei Gemüsearten aus Tabelle 5.1

Die verwendeten Verzehrdaten sind aus den Angaben im Bundesanzeiger (AVO 1990) entnommen. Diese Raten sind sehr konservativ (reichlich bemessen). Darin wird davon ausgegangen, dass ein erwachsener Mensch im Durchschnitt jährlich 500 kg pflanzliche Produkte verzehrt. Davon fallen 190 kg auf Getreide- und Getreideprodukte, 100 kg auf Obst und Obstsaft, 170 kg auf Wurzelgemüse (Kartoffeln einbezogen) und 40 kg auf Blattgemüse. Kleinkinder verzehren durchschnittlich 60 kg an pflanzlichen Produkten, die sich in etwa 15 kg Getreide und Getreideprodukte, 20 kg Obst und Obstsaft, 15 kg Wurzelgemüse und 10 kg Blattgemüse verteilen.

Die spezifischen Aktivitäten der natürlichen Nuklide von verschiedenen pflanzlichen Produkten, die durch den Menschen direkt oder nach weiterer Verarbeitung verzehrt werden (Tomaten und weiteres Gemüse, Blattgemüse, Wurzelgemüse) sind in der Tabelle 5.1 für die Originalböden zusammengestellt. Es werden die gleichen Pflanzen und Böden mit hohem Aktivitätsniveau berücksichtigt, die im Kapitel 4 zur Diskussion standen.

Tab. 5.1: Aktivitätsaufnahme des Menschen durch Verzehr pflanzlicher Produkte die ausschließlich auf kontaminierten Originalböden gewachsen sind bei einem Verzehr eines Erwachsenen an Gemüse von 100kg/a (AVO 1990). (Frucht der Tomate, geschälter Kohlrabi, Fruchtstand der Bohne), 170kg/a geschältem Wurzelgemüse und 40kg/a Blattgemüse

Boden	Gemüse	ai [Bq/kg]	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
ESW 97	Tomate	FM	1,4 E-1	2,8 E-1	1,3 E+0	8,3 E-1	5,6 E-2	7,5 E+1
Lenkt. 97	Tomate	FM	4,9 E-1	2,8 E-1	8,9 E-1	4,2 E-1	5,6 E-2	4,4 E+1
Lenkt. 98	Tomate	FM	6,4 E-2	9,6 E-2	1,6 E-1	3,3 E-1	1,1 E-2	5,9 E+1
ESW + M 97	Kohlrabi	FM			6,8 E-1	6,3 E-1		1,5 E+2
Lenkt. 97	Kohlrabi	FM	6,9 E-1	1,2 E-1	3,5 E+0	2,5 E-1	1,3 E-2	9,5 E+1
Lenkt. 98	Kohlrabi	FM	6,0 E-2	6,1 E-2	6,3 E-1	5,6 E-2	1,5 E-2	1,1 E+2
Lenkt. 98	Kohlrabi	FM	8,2 E-2	1,1 E-1	4,5 E-1	3,0 E-2	1,9 E-2	1,2 E+2
Lenkt. 98	Bohne	FM	3,1 E-1	4,8 E-2	2,4 E-1	2,9 E-1	2,4 E-2	5,1 E+1
	A.M.		2,6 E-1	1,4 E-1	9,8 E-1	3,5 E-1	2,8 E-2	8,7 E+1
	Min		6,0 E-2	4,8 E-2	1,6 E-1	3,0 E-2	1,1 E-2	4,4 E+1
	Max		6,9 E-1	2,8 E-1	3,5 E+0	8,3 E-1	5,6 E-2	1,5 E+2
Verzehr 100kg/a A.M. Bq/a			2,6 E+1	1,4 E+1	9,8 E+1	3,5 E+1	2,8 E+0	8,7 E+3

Boden	Wurzelgemüse	ai [Bq/kg]	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
Lenkt. 97	Sellerie,	FM	7,7 E+0	9,6 E+0	2,0 E+1	6,4 E+0	1,2 E+0	1,1 E+2
Lenkt. 98	Sellerie,	FM	2,3 E-1	2,7 E-1	7,3 E+0	1,1 E+0	1,2 E-1	1,5 E+2
Lenkt. 98	Möhre,	FM	1,5 E+0	1,5 E+1	1,6 E+1		7,6 E-1	1,2 E+2
Lenkt. 98	Rübe	FM	3,4 E-1	3,0 E-1	7,2 E+0		5,3 E-2	6,8 E+1
	A.M.		2,4 E+0	6,3 E+0	1,3 E+1	3,8 E+0	5,3 E-1	1,1 E+2
	Min		2,3 E-1	2,7 E-1	7,2 E+0	1,1 E+0	5,3 E-2	6,8 E+1
	Max		7,7 E+0	1,5 E+1	2,0 E+1	6,4 E+0	1,2 E+0	1,5 E+2
Verzehr 170 kg/a A.M. Bq/a			4,1 E+2	1,1 E+3	2,1 E+3	6,4 E+2	9,0 E+1	1,9 E+4

	Blattgemüse	ai [Bq/kg]	²³⁸ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²²⁷ Ac	⁴⁰ K
ESW 97	Salat	FM	8,7 E-1		1,2 E+1	5,5 E+0	3,9 E-1	5,3 E+0
Lenkt. 97	Salat	FM	2,0 E-1		5,3 E-1	1,9 E-1	3,3 E-2	7,1 E+0
Lenkt. 98	Sala	FM	4,8 E-1	6,1 E-1	1,8 E+0	3,8 E-1	1,0 E-1	1,4 E+2
Lenkt. 98	Salat	FM	2,3 E+0		8,6 E+0	2,6 E+0		9,2 E+1
Lenkt. 98	Pflücksalat	FM	1,6 E+0	2,4 E+0	1,1 E+1	6,5 E+0	3,4 E-1	1,3 E+2
Lenkt. 98	Spinat	FM			3,0 E+0			2,5 E+2
	A.M.		1,1 E+0	1,5 E+0	6,2 E+0	3,0 E+0	2,1 E-1	1,0 E+2
	Min		2,0 E-1	6,1 E-1	5,3 E-1	1,9 E-1	3,3 E-2	5,3 E+0
	Max		2,3 E+0	2,4 E+0	1,2 E+1	6,5 E+0	3,9 E-1	2,5 E+2
Verzehr 40 kg/a A.M. Bq/a			4,4 E+1	5,9 E+1	2,5 E+2	1,2 E+2	8,6 E+0	4,1 E+3

In der Tabelle 5.2 findet man die gesamte Aktivitätszufuhr, die jeweils aus der Summe der Mittelwerte bei alleinigem Verzehr von Produkten dieser Originalböden gebildet wird, und die Dosisfaktoren für die langlebigen natürlichen Nuklide. Daraus wurde die effektive Dosisleistung berechnet, die beim Verzehr der Gesamtmengen bzw. bei Verwendung von 10 % zur Selbstversorgung entsteht.

Tabelle 5.2 Aus der Summe der in Tabelle 5.1 aufgeführten Mittelwerte vom Originalboden berechnete jährliche Aktivitätszufuhr A [Bq/a], Dosisfaktoren für die Ingestion für Erwachsene und effektive Dosisleistung bei 100% Versorgung vom kontaminierten Boden

Nuklid	A	Dosisfaktor [mSv /Bq]	Effektive Dosisleistung [mSv /a]
²³⁸ U	480	6,9 E-5	0,033
²³⁴ U	480 f. (²³⁸ U= ²³⁴ U)	7,7 E-5	0,037
²³⁰ Th	1173	1,4 E-4	0,16
²²⁶ Ra	2248	3,6 E-4	0,8
²¹⁰ Pb	795	1,5 E-3	1,2
²²⁷ Ac	101	3,8 E-3	0,38

Die Berechnung der Dosisleistung, die aus der Aktivitätsaufnahme der einzelnen Nuklide durch Ingestion resultiert, zeigt, dass ein „Selbstversorger“ bei 100%iger Verwertung der Gemüseprodukte unter diesen Umständen den zulässigen Grenzwert [StrlSchV 1997] von 0,3 mSv um etwa eine Größenordnung überschreitet. Diese Ergebnisse sind Extremwerte, die kein Durchschnittsbürger erreicht, denn es ist undenkbar, derart große Anbauflächen mit diesem hohen Aktivitätsniveau unkontrolliert zu bewirtschaften. Bei der Nutzung eines solchen Bodens (um 5-6 Bq/g ²³⁸U) für die Abdeckung von ca. 10% des Eigenbedarfes bleibt man im Bereich des zulässigen Grenzwertes.

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Mit Schwermetallen und Radionukliden kontaminierte Flächen stellen insbesondere dann für den Menschen ein Gefahrenpotential dar, wenn sie in unmittelbarer Nähe von Ortschaften liegen und für die Herstellung von Nahrungsmitteln genutzt werden. Im sächsisch/thüringischen Raum gibt es eine Reihe solcher Gebiete, die meist durch den intensiven Bergbau – vor allem dem Uranbergbau - entstanden sind. Die Aufnahme von radioaktiven und anderen Stoffen kann dabei über verschiedene Expositionspfade – beispielsweise über die Nahrungskette – erfolgen. Bei landwirtschaftlicher und gärtnerischer Nutzung von kontaminierten Böden gelangen Bruchteile der Bodenaktivität und anderer Schadstoffe in die Pflanzen, die bei direktem Verzehr oder über Verfütterung der Produkte an Haustiere letztendlich vom menschlichen Organismus aufgenommen werden. Um die Wirkung derartiger Stoffe im Organismus realistisch abschätzen zu können und damit gegebenenfalls auch Gegenmaßnahmen einzuleiten, benötigt man

zuverlässiges Datenmaterial bezüglich des Stofftransfers Boden – Pflanze.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden Untersuchungen durchgeführt, um auf Böden von zwei sächsischen Standorten mit einem kontrollierten Anbau den Transfer von Radionukliden (Uranisotope, ^{230}Th , ^{227}Ac , ^{226}Ra , ^{210}Pb) aus dem Boden in einzelne Pflanzenteile detailliert zu bestimmen. Da der Stofftransfer von vielen Einflussgrößen abhängig ist, wurden in der Arbeit eine Reihe von Abhängigkeiten, wie Nuklidkonzentration, Extrahierbarkeit und Wasserlöslichkeit der Böden näher untersucht. Für das Studium des Transfers wurden Gemüsepflanzen wie Tomaten, Kohlrabi, Sellerie, Möhren, Rote Rüben, Kopfsalat, Pflücksalat, Kresse, Radieschen, Bohnen, Buchweizen, gelbe und blaue Lupine und die Gründungs- und Futterpflanzen Phacelia und Seradella ausgewählt. Bei den einzelnen Pflanzen wurden charakteristische Pflanzenteile, wie Wurzel, Knolle, Blatt, Stängel, Frucht bzw. Samen, betrachtet.

Zum Vergleich wurde der Transfer von ausgewählten Spurenelementen und Hauptkomponenten in einer Reihe von Experimenten mit bestimmt. Durch den kontrollierten Pflanzenanbau in Versuchstöpfen im immissionsökologischen Prüffeld des Instituts für Pflanzenchemie und Holzchemie der TU Dresden sind definierte Wachstumsbedingungen geschaffen worden, um den Transfer der natürlichen Radionuklide, der Spurenelemente und von Hauptkomponenten über die Wurzel in die einzelnen Pflanzenteile zu verfolgen.

Für die Untersuchungen wurden zwei mit natürlichen Radionukliden kontaminierte Originalböden aus der sächsischen Region des ehemaligen Uranbergbaus ausgewählt. Einer der Böden (Lenkteich bei Zwickau) enthält 5,6 Bq/g U-238 und steht im radioaktivem Gleichgewicht mit seinen Folgenukliden. Der aus der Aufbereitung von Uranerz (Gelände des Edelstahlwerkes Freital) stammenden Boden enthält 2,5 Bq/g U-238 und 14 Bq/g Ra-226.

Während im ersten Versuchsjahr die Originalböden ohne zusätzliche Vorbehandlungen zum Einsatz kamen, wurde im Folgejahr der Nährstoffgehalt durch Aufdüngen verändert, um den Einfluss des Nährstoffangebotes auf den Transfer zu untersuchen. Zusätzlich wurde im zweiten Versuchsjahr ein Mutterboden mit einer Pechblendelösung mit 10 Bq/g U-238 und dessen Folgenukliden präpariert, wobei die Vorbehandlung und der Anbau auf dem mit Pechblendelösung versetzten Boden im VKTA Rossendorf durchgeführt wurde. Es werden die methodischen Erfahrungen für die Aufbereitung des präparierten Bodens bis zu seiner erfolgreichen Verwendung vorgestellt.

Die Ertragsbestimmungen zeigten, dass im Gegensatz zum stark sauren und damit wachstumsfeindlichen Boden vom Edelstahlwerk Freital die Kulturen in der Erde vom Lenkteich normal gediehen und die Aufdüngung einen enormen Einfluss auf den Ertrag hat.

Für die Elementanalytik der Haupt- und Spurenkomponten wurde die ICP-MS und für die der Radionuklide die Gammaskpektrometrie ohne chemischer Voranreicherung und die Alphaspektrometrie mit vorheriger chemischer Trennung eingesetzt. Für die gammaspektrometrische Bestimmung der geringen Aktivitäten in den Bodeneluatn und den Pflanzenteilen war die Messung im Untertagemesslabor eine wichtige Voraussetzung. Der dort gegebene niedrige Strahlungsuntergrund sicherte die erforderlichen niedrigen Nachweisgrenzen und die geringen durch den Zählvorgang bedingten statistischen Fehler. Alle Analysen erfolgten aus den veraschten Proben.

Zur Qualitätssicherung der Ergebnisse wurden in verschiedenen Fällen unterschiedliche Aufschlusstechniken, radiochemische Analysenmethoden und Messverfahren eingesetzt und die Ergebnisse mit denen der ICP-Massenspektrometrie verglichen. Dabei bestätigte sich die Richtigkeit der Analyseergebnisse und die Eignung der eingesetzten Methoden.

Im Ergebnis der Radionuklid- und der Elementanalytik der eingesetzten Originalböden und

präparierten Böden wurden die Gesamtgehalte und die eluierbaren Radionuklide, Spurenelemente und Hauptkomponenten der Böden gegenübergestellt. Der Einfluss der gesamten und der extrahierbaren Aktivität auf den Transfer wurden für Originalböden und für den präparierten Boden durchgeführt. Dabei werden die extrahierbaren Anteile des Bodens mit dem Transfer in den Wurzeln und dem weiteren Transport innerhalb der Pflanzen verglichen. Die mobilisierbaren Anteile sollten einen Hinweis auf die Pflanzenverfügbarkeit geben. Sie korrelierten aber nicht in jedem Fall mit dem Transferfaktoren, da sowohl die Dauer der Mobilisation als auch die chemische Zusammensetzung des Elutionsmittels nicht mit den Prozessen in der Umgebung der Wurzeln übereinstimmt.

Der Uraniumgehalt und das Aktivitätsinventar der Originalböden und der präparierten Böden sind ohne Einfluss auf das Pflanzenwachstum. Für das Gedeihen der Pflanzen sind die Bodenparameter wie z.B. der pH-Wert und ein ausgewogener Nährstoffhaushalt bedeutsam. Die Gesamtaktivität und die extrahierbaren Anteile der eingesetzten Böden unterscheiden sich für die Nuklide je nach Bodenart. Von wesentlichem Einfluss auf die Extrahierbarkeit ist die pH-Pufferkapazität der Böden und der sich damit einstellende pH-Wert der Bodenlösung. Es ist kein unmittelbarer Zusammenhang zwischen den Größen Bodenaktivität, Extrahierbarkeit und Transferfaktoren in den Wurzeln zu erkennen.

Die Aufnahme von Schadstoffen durch Wurzeln ist davon abhängig, ob direkt ausgesät wurde oder ob auf inaktiven Böden vorgezogene Pflanzen verwendet wurden. Die Nuklidtaufnahmen durch die Wurzeln sind wesentlich von der Wurzeloberfläche abhängig. Feine Wurzeln (Buchweizen) begünstigen die Stoffaufnahme.

Durch die Präparation mit Pechblende wurde ein kontaminierter Boden hergestellt, der die zugeführten Nuklide bindet. Eine generelle Erhöhung der Extrahierbarkeit im Vergleich zu den Originalböden ist nicht zu erkennen. Die Transferfaktoren der Wurzeln sind gegenüber den Originalböden für fast alle Nuklide erhöht (ca. eine Größenordnung). Diese Tendenz setzt sich nicht so eindeutig in den anderen Pflanzenteilen fort. Die Auswertung der Resultate bei Mehrfachaussaaten von Radieschen und Kresse zeigen, dass Temperatur und Niederschläge kaum Einfluß auf den Transfer haben.

Die Untersuchungen zum Nuklidtransfer von Uranium, Thorium, Radium, Blei und Actinium von der Wurzel, über Stängel, (Blatt) bis in die Fruchtstände bzw. die Früchte oder Samen lässt eine generelle Abnahme mit der Entfernung zur Wurzel erkennen. Die geschälte Knolle, auch wenn sie unterirdisch wächst, zeigt ähnlich den Früchten und Samen die geringste Nuklidaufnahme. Bei allen untersuchten Pflanzenteilen ist eine unterschiedliche, aber höhere Anreicherung der Nuklide in den Blättern zu beobachten.

Vergleiche von Transferfaktoren in Pflanzen, die auf unterschiedlichen Böden wachsen, verdeutlichen, dass sich die Einflussgrößen, die den Transfer in die verschiedenen Pflanzenteile beeinflussen, pflanzenspezifisch unterscheiden.

Bei Tomatenpflanzen wirken sich die extremen Unterschiede in der Bodenbeschaffenheit eindeutig auf das Ertragsergebnis aus. Die Transferfaktoren der Früchte haben unabhängig von Bodenbeschaffenheit, Entwicklung der Pflanzen und Ertrag die gleichen Werte.²² Bei Buchweizen und Lupine sind die Anreicherungen von Nukliden in den Blättern auffallend. Deshalb ist es bei der Bestimmung des Transfers in den Stängeln wichtig, Blattreste zu isolieren. Eindeutige Beziehungen zwischen Transferfaktoren, Bodenaktivität, Extrahierbarkeit und Ertragsergebnis wurden nicht festgestellt.

Die Änderung im Nährstoffhaushalt bewirkt bei den untersuchten Futterpflanzen eine

Ertragssteigerung, jedoch keine Änderungen der Transferfaktoren. Bei Pflanzen wie Seradella und Pflücksalat, die nach einem ersten Schnitt ein zweites Mal geerntet werden, kommt es bei der zweiten Ernte für fast alle natürlichen Nuklide zu einer deutlichen Erhöhung der Transferfaktoren. Dagegen ist beim Salatkopf bei Nährstoffzufuhr und damit steigendem Ertrag ein starkes Absinken der Transferfaktoren für alle analysierten Nuklide zu beobachten. Beim Kohlrabi wird trotz des Anbaus auf verschiedenen Böden ein relativ konstanter Transfer in die Wurzel, Schale und Knolle beobachtet. Bei den Blättern verringert sich mit steigendem Ertrag der Transfer für Uranium, Thorium und Actinium.

Für die Transferfaktoren des Selleries werden tendenziell ähnliche Ergebnisse wie beim Kohlrabi erhalten. So werden bei den verwendeten Böden kaum unterschiedliche Faktoren für den Nuklidtransfer Boden-Wurzel erhalten. Beachtlich ist, dass für ^{227}Ac und ^{226}Ra die Transferfaktoren in allen betrachteten Pflanzenteilen (Wurzel, Schale, Blatt) etwa gleich groß sind. Die geschälte Knolle nimmt die geringste Menge an Uran und ^{230}Th auf. Für Wurzelgemüse (Sellerie, Möhren und Rote Rüben) wurden in den geschälten Rüben bzw. Knollen nuklidspezifisch identische Transferfaktoren gefunden.

Die Zusammenhänge zwischen Nuklid- und Elementtransfer wurden untersucht und dabei Transferfaktoren der wichtigsten Hauptkomponenten, einiger Spurenelemente und der natürlichen Nuklide mit einem Transferfaktor-Mittelwert einer „Referenzprobe“ verglichen. Für den Fall der Referenzprobe werden die höchsten Transferfaktoren für die Hauptkomponenten K, damit natürlich auch für ^{40}K , Na, Ca, Mn und mit Abstrichen für das Ba erhalten. Die Elemente Al und Fe sowie das Spurenelement La haben sehr niedrige Transferfaktoren, Blei dagegen schon einen erheblich höheren. Die Spurenelemente bzw. Nuklide des Urans und des Thoriums nehmen zusammen mit dem Actinium eine Mittelstellung zwischen den oben genannten Haupt- und Spurenelementen ein. Deutlich darüber – also im Transferfaktor nahe den Hauptkomponenten und dem Barium positioniert sich das Radium.

Betrachtet man die im Rahmen dieser Arbeit erhaltenen Ergebnisse, so wurde im Vergleich zu den „Referenzwerten“ im allgemeinen eine relativ gute Übereinstimmung erhalten. Ein wesentlicher Unterschied zu den Transferfaktoren der „Referenzprobe“ besteht in der Einordnung des Actiniums. Nach den Ergebnissen besteht die Untergruppe mit niedrigen Transferfaktoren nur aus Uran und Thorium. Actinium muss in die Untergruppe - Pb und Ra - mit den höheren Transferfaktoren eingeordnet werden. Dies ist ein bedeutendes Resultat, zumal das ^{227}Ac den niedrigsten Grenzwert für die jährliche Aktivitätszufuhr besitzt. Auch wenn das Verhältnis der Aktivitäten von ^{227}Ac und ^{226}Ra im Mineralen, bei denen sich aufgrund des Alters das radioaktive Gleichgewicht eingestellt hat, nur 0,04 beträgt, kann es sich unter bestimmten chemischen Bedingungen drastisch umkehren, z.B. wenn bei den durch Oxydation von Pyriten im entstehenden schwach schwefelsaurem Milieu das Actinium in Lösung geht und das Radium zusammen mit Barium als Sulfat abgeschieden bleibt, wie es am Beispiel von Haldensickerwässern gezeigt wurde^{23, 24}

Bezüglich des Transfers von Spurenelementen wurde festgestellt, dass der Transferfaktor für Mangan erheblichen Schwankungen (bis zu 2 Größenordnungen) unterliegt. Interessant ist das Ergebnis des Vergleiches der Transferfaktoren für die Paare Barium – Radium, Lanthan – Actinium, da die Elemente aufgrund ihrer Stellung im Periodensystem ähnliche chemische Eigenschaften besitzen und deshalb erwartet wird, dass bei Kenntnis des Transferfaktors für die einfacher messbaren Elemente Ba und La auf die Nuklide ^{226}Ra und ^{227}Ac geschlossen werden

23 Niese, S. „Gammaspectrometric determination of radium in water samples taken from an uranium mining area“, *Z. anal. Khim. Moskva* 49 (1994)132-134

24 S. Niese, W. Helbig, B. Gleisberg, „Gammaspektrometrische Untersuchung des anthropogenen Anteils und der radioaktiven Gleichgewichte der Radioelemente in Bergbaugebieten“ *Strahlenschutz: Physik und Meßtechnik*, 26. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Bd.II, S. 396 - 402, Verlag TÜV Rheinland 1994

kann. Tatsächlich können aus den vorliegenden Untersuchungsergebnissen eine Reihe von Fällen aufgeführt werden, in denen das zutrifft (Tomate-Frucht-Stängel, Blattgemüse, Blätter von Wurzelgemüse). Allerdings treten bei anderen Pflanzen Unterschiede auf, die signifikant über die experimentelle Streuung hinausgehen (z.B. geschälte Möhren und Sellerie), so dass eine generelle Gleichsetzung der Komponenten Actinium und Lanthan nicht möglich ist. So wurden in dieser Arbeit für das schwierig bestimmbare Actinium durch Anwendung radiochemischer Methoden Unterschiede in der Eingruppierung dieses Nuklids bezüglich ihrer Transferfaktoren herausgearbeitet.

Im Zusammenhang zwischen Nuklid- und Elementtransfer in der Pflanze und der Extrahierbarkeit des Bodens wird festgestellt, dass die Differenzen in der Eluierbarkeit für ^{226}Ra und Ba sich im Transfer widerspiegeln. Für ^{227}Ac und La trifft das nicht immer zu. Generell gibt es keine eindeutigen Beziehungen zwischen Eluierbarkeit des Bodens und Transfer in Wurzeln und anderen Pflanzenteilen. Unterschiede in der Eluierbarkeit chemisch ähnlichen Paare können dadurch verursacht werden, dass die Elemente Ba und La fester im Silikatgitter der Minerale eingebaut sind als die durch den radioaktiven Zerfall aus Uranmineralen entstandenen entsprechenden Radionuklide.

Die Vielzahl der experimentell ermittelten Transferfaktoren wurde nach den Kriterien der Nutzung der Pflanzen in Gruppen zusammengefasst. Es wurden Mittelwerte gebildet und anhand der Minimal- und Maximalwerte die Schwankungsbreiten gezeigt. Dabei wurde unterschieden zwischen pflanzlichen Produkten, die vom Menschen direkt verzehrt werden (Obst, Gemüse, Blattgemüse und Wurzelgemüse) und Pflanzen, die an Haustiere verfüttert werden (Futterpflanzen, pflanzliche Abfälle).

Der Vergleich der ermittelten Transferfaktoren mit den ausgewählten Referenzwerten [AVO 1990] zeigt, dass die Mittelwerte von Uran, Thorium, Radium, Blei und Actinium bei Tomaten und Kohlrabi um zwei bis drei Größenordnungen unter dem Pflanzen-Transferfaktor der „Referenzprobe“ liegen. Die Mittelwerte der Transferfaktoren liegen bei Wurzel- und Blattgemüse mit Ausnahme des Actiniums um 1 bis 2 Größenordnungen unter dem „Referenzwert“. Die Transferfaktoren der zitierten Literaturquelle sind mit Ausnahme des Actiniums für den Fall der Originalböden konservativ.

Die Transferfaktoren von Blattgemüsepflanzen und Radieschen, die auf dem mit Pechblendelösung behandelten Boden geerntet wurden, liegen im Bereich des Referenzwertes. Die Verwendung dieser Transferfaktoren repräsentiert den Extremfall. Die Transferfaktoren für die Futterpflanzen und pflanzliche Abfälle sind den Angaben aus der AVO 1990 sehr ähnlich. Der Mittelwert des Transferfaktors für Actinium liegt sogar wenig darüber.

Obwohl die radiologische Relevanz des Actiniums mit der des Radiums vergleichbar ist, sind die bisherigen Untersuchungen zum Verhalten des Actiniums sehr sporadisch. Die vorliegende Arbeit liefert einen wichtigen Beitrag über das Verhalten des Actiniums. Die Bedeutung der Untersuchungen zum Actinium wird noch dadurch unterstrichen, weil Actinium eine große chemische Ähnlichkeit zum Americium besitzt, das u.a. bei der Einschätzung des Gefahrenpotentials von radioaktiven Endlagern eine Rolle spielt.

Durch den Einsatz der sich bei der Bestimmung geringer Radioaktivitäten im Rahmen der Neutronenaktivierungsanalyse bewährten β, γ - Koinzidenzspektrometrie kann eine weitere Verbesserung der Nachweisgrenzen erreicht werden.²⁵ Dabei wird der durch den im Mineralbestand aller Pflanzen vorhandenen ^{40}K verursachte Untergrund drastisch unterdrückt.

25 Niese, S. „Beta-gamma-coincidence spectrometry of radiochemical separated nuclides in high sensitivity neutron activation analysis“, *J. Radioanal. Chem.* 15 (1973)567-574

7 Danksagung

Die Arbeit ist ein ausführlicher Auszug mit den uns besonders wichtig erscheinenden Daten aus dem Forschungsbericht eines vom VKTA Rossendorf e.V. (VKTA) koordinierten Verbundprojektes stammen, in dem der VKTA Rossendorf e.V., Fachbereich Analytik, Radiopharmaka und Sanierung mit dem Teilprojekt „Analytik“ und die Technische Universität Dresden, Institut für Pflanzenchemie und Holzchemie mit dem Teilprojekt „Feld- und Gefäßversuche“, beteiligt waren. Das Sächsische Staatsministerium für Wissenschaft und Kultus stellte dazu Mittel zur Verfügung. Dafür danken wir besonders den verantwortlichen Referatsleiter Regierungsrat Dr. Gerd Uhlmann sowohl für die Befürwortung des Forschungsvorhabens als auch dafür, dass er sich für den Ausbau des Untertagemesslabors „Felsenkeller“ eingesetzt hat, in dem es möglich wurde, mit geringen Probenmaterial noch auswertbare Messergebnisse zu erhalten. Für die Mitarbeit an den Analysen danken wir besonders Wolfgang Boden für massenspektrometrische Analysen, Günter Schäfer für die Messungen des ^{210}Pb mit dem Proportionalzählrohr und Michael Saupe für gammaspektrometrischen Messungen.