



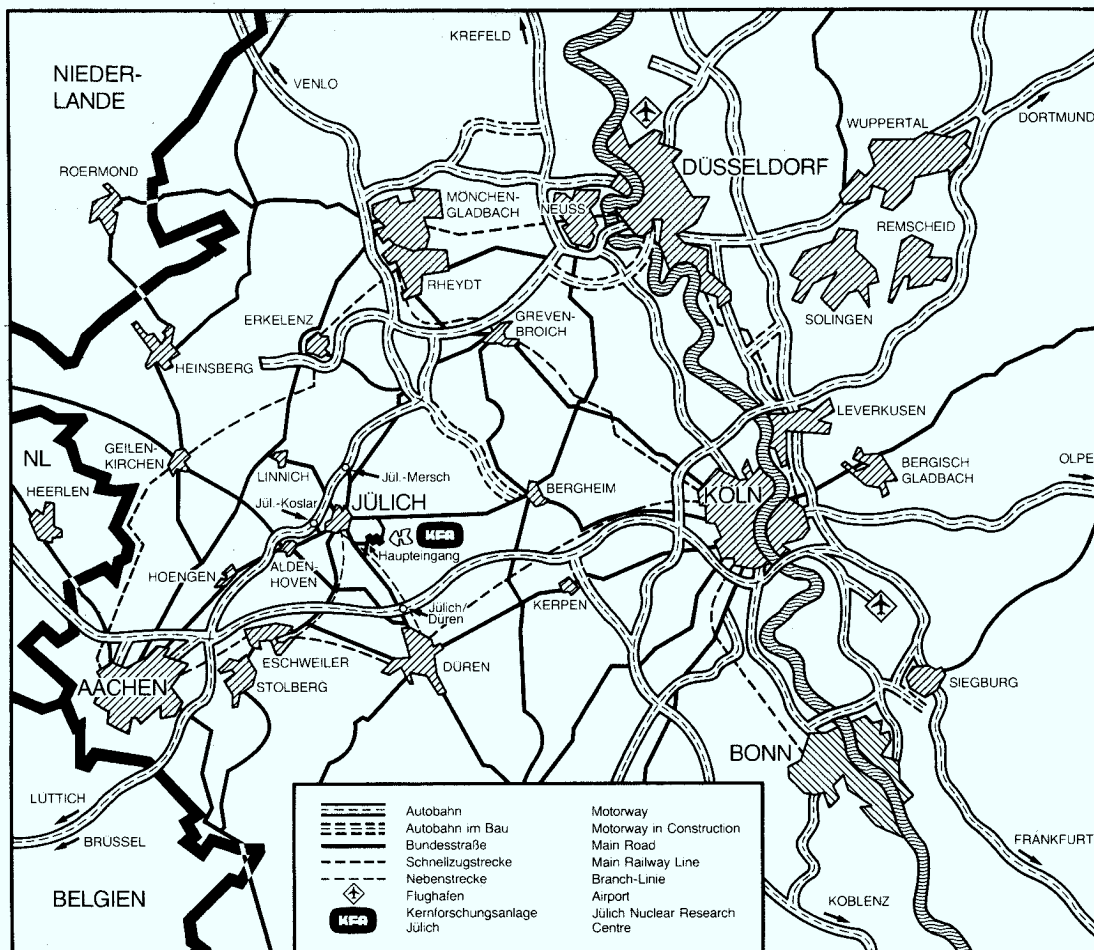
KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH GmbH

Institut für Radioagronomie

**Untersuchung des Transfers von
 ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn
vom Boden in die Pflanze und der
wichtigsten, den Transfer
beeinflussenden Bodenparameter**

W. Steffens
F. Führ
W. Mittelstaedt
J. Klaes
H. Förstel

Jül-2250
Dezember 1988
ISSN 0366-0885



Berichte der Kernforschungsanlage Jülich – Nr. 2250

Institut für Radioagronomie Jül-2250

Zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH

Postfach 1913 · D-5170 Jülich (Bundesrepublik Deutschland)

Telefon: 024 61/610 · Telex: 833 556-0 kf d

Untersuchung des Transfers von ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn vom Boden in die Pflanze und der wichtigsten, den Transfer beeinflussenden Bodenparameter

W. Steffens, F. Führ, W. Mittelstaedt, J. Klaes, H. Förstel

Institut für Radioagronomie
der Kernforschungsanlage Jülich GmbH

Abschlußbericht

des vom BMI geförderten Forschungsvorhabens St. Sch. 702a
(Bewilligung Nr. RS II 2-510 322/199)

Juni 1988

Inhaltsverzeichnis

Seite

1.	Einleitung	3
2.	Literaturübersicht zum Transfer der Radionuklide ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn	6
2.1	Strontium-90	6
2.2	Cäsium-137	10
2.3	Kobalt-60	13
2.4	Mangan-54	15
3.	Material und Methoden	18
3.1	Bedingungen zur praxisgerechten Beurteilung von Transferfaktoren	18
3.2	Beschreibung der Versuchseinheiten und der einzelnen Versuche	21
3.3	Böden	25
3.4	Applikation der Radionuklide ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn	30
3.5	Pflanzen und Nährstoffversorgung	35
3.6	Probenahme und Aufbereitung	37
3.7	Radioaktivitätsmessung	37
4.	Ergebnisse und Diskussion	38
4.1	Lysimeterversuche mit 2 Böden	38
4.1.1	Translokation der Radionuklide im Boden	38
4.1.2	Transferfaktoren	41
4.2	Gefäßversuche mit 12 Böden	83
4.3	Kleingefäßversuche	89
4.4	Vergleich der Transferfaktoren aus verschiedenen Versuchseinheiten	92
4.5	Schlußfolgerungen im Hinblick auf den Transfer von Cäsium aus dem Tschernobyl-Unfall	103
5.	Zusammenfassung	107
6.	Literatur	112



1. Einleitung

Nach Inkrafttreten des Kernwaffenversuchsverbotes im Jahre 1963 konnte eine deutliche Verminderung der radioaktiven Ablagerungen auf Böden registriert werden. Weltweit nahmen parallel dazu die Forschungsaktivitäten auf dem Gebiete der Deposition, der Aufnahme durch Pflanzen und der Weiterreichung von Radionukliden in Nahrungsketten ab. Erst in der Mitte der 70er Jahre wurde in Zusammenhang mit Planung, Bau und Betrieb von Kernkraftwerken, Wiederaufarbeitungsanlagen und Endlagerstätten Fragen der Radioökologie und speziell der Wurzelaufnahme von Radionukliden erneut diskutiert (Abb. 1).

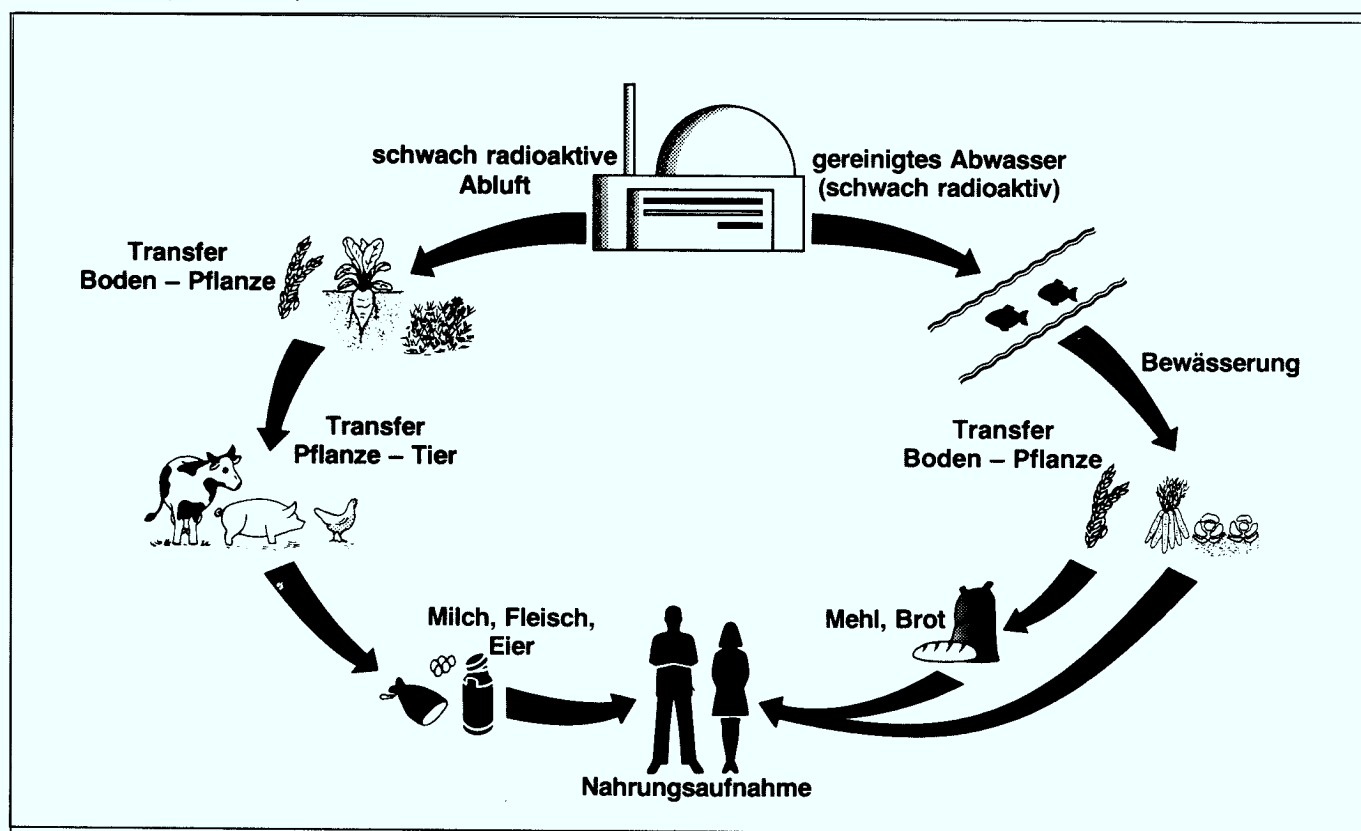


Abbildung 1: Radionuklidtransfer Boden-Pflanze. Eintritt in die Nahrungsketten.

Diese Aufnahme aus dem Boden durch die Pflanzenwurzel wird in der Radioökologieverordnung (Bundesminister des Innern, 1977a und 1977b) für die einzelnen Radionuklide durch einen Transferfaktor TF_{BP} definiert als das Verhältnis der Radioaktivitätskonzentration in Pflanzen und Boden:

$$TF_{BP} = \frac{\text{Bq/kg Pflanzenfrischmasse}}{\text{Bq/kg Trockenboden.}}$$

In der Allgemeinen Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft (Anonym, 1977b) oder in Oberflächengewässer (Bundesminister des Innern, 1979) geht man bei der Definition des Transferfaktors für den Übergang von Radionukliden aus dem Boden in den Bewuchs davon aus, daß bei der Ermittlung von Transferfaktoren Tiefenverteilung, Sorptionszustand und chemische Form von Radionukliden und stabilen Elementen im Boden einem Gleichgewichtszustand nach 50jähriger Ablagerung entsprechen sollten. Diese Forderung erfüllen jedoch nur Feldversuche, die mit Hilfe der schon über längere Zeiträume im Boden vorliegenden radioaktiven Ablagerungen aus Kernwaffenversuchen durchgeführt werden. Feldversuche haben außerdem den Vorteil, daß sie sämtliche standortspezifischen Parameter berücksichtigen. Ein großer Nachteil ist jedoch, daß zwischen Aufnahme von Radionukliden über die Wurzel und direkter Kontamination durch Ablagerung auf den Bewuchs sowie Blattaufnahme und Verlagerung in der Pflanze nicht differenziert werden kann. Außerdem kann bei Feldversuchen nur der Transfer der langlebigen Radionuklide ^{90}Sr und ^{137}Cs ermittelt werden. Darüberhinaus erfordern derartige Untersuchungen einen hohen Aufwand an Analytik (^{90}Sr), Meßtechnik (^{137}Cs) und Zeit.

Transferfaktoren werden routinemäßig zur Abschätzung der Strahlenexposition über die Nahrungsmittelaufnahme (Ingestion) in der Umgebung kerntechnischer Anlagen verwendet. Bei Antragstellung im Jahre 1979 wurden von der Strahlenschutzkommission (Bundesminister des Innern, 1977a und 1977b) für die einzelnen Radionuklide Werte auf der Basis der internationalen Literatur empfohlen, da für die ökologischen Verhältnisse in der Bundesrepublik keine geeigneten Daten aus Langzeitversuchen vorlagen. Die überwiegende Zahl an Arbeiten über die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden basiert auf Laborexperimenten und Gefäßversuchen im Gewächshaus. Dies ist belegt durch die umfassende Literatursammlung der Jahre 1948 bis 1978 (Francis et al., 1975; Francis, 1978), in der das Schwergewicht auf den Transportprozessen im Boden und der Bioverfügbarkeit für Pflanzen liegt. Untersuchungen an Freilandböden liefen im Wesentlichen in den USA (Auerbach und Crossley, 1958; Romney et al., 1960; Cline und Rickard, 1972; Dahlman und Voris, 1975) und Schweden (Haak und Lönsjö, 1975; Lönsjö und Haak, 1975), Teilstudien zu bestimmten Radionukliden u.a. in Frankreich und der UDSSR.

Sowohl die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Ackerböden als auch die klimatischen Bedingungen können beträchtliche Unterschiede in den verschiedenen Ländern zeigen, so daß Ergebnisse aus einem Land nur in Grenzen auf andere Gebiete und Kulturbedingungen übertragen werden können.

Das Institut für Radioagronomie in der Kernforschungsanlage Jülich GmbH hat deshalb im Rahmen des hier vorgestellten Forschungsvorhabens seit 1978 Versuche zur Bestimmung der Transferfaktoren für die Radionuklide ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn initiiert. In Lysimeterversuchen unter Freilandbedingungen mit 2 in der Bundesrepublik verbreiteten Bodentypen wurde sowohl die temporäre Kontamination des Bodens als Folge einer Unfallsituation als auch eine Dauerkontamination des Bodens simuliert, um eine Voraussage über die Aufnahme dieser Radionuklide durch Nutzpflanzen zu ermöglichen (Steffens et al., 1980a, 1981). Parallel dazu liefen Gefäßversuche (8 kg Boden) im Gewächshaus und im Freiland sowie Kleingefäßversuche (Neubauer-Versuche, 400 g/Gefäß) unter reproduzierbaren Klimakammerbedingungen, um anhand dieser Ergebnisse die Übertragbarkeit von Transferdaten aus Labor- und Gefäßversuchen auf Freilandverhältnisse zu überprüfen (Steffens et al., 1980b). Zusätzlich wurden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenkunde der Universität Bonn von den Kernkraftwerkstandorten Biblis und Stade aufgrund der Bodenkartierung repräsentative Böden entnommen, die Bodeneigenschaften bestimmt und in einem umfangreichen, vergleichenden Gefäßversuch die relativen Transferdaten für die o.g. Radionuklide ermittelt.

Es war das Ziel dieser umfangreichen Untersuchungen, die Variation der Transferdaten für das Gebiet der Bundesrepublik unter möglichst praxisnahen, landwirtschaftlichen Kulturbedingungen als Basis für eine realistische Festsetzung der Transferfaktoren zu bestimmen.

2. Literaturübersicht zum Transfer der Radionuklide ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn

2.1 STRONTIUM-90

Aus der Vielzahl an Arbeiten zur Bestimmung von Transferdaten ragen die Arbeiten von Haak und Lönsjö (1975) und Lönsjö und Haak (1975) heraus, die unter schwedischen Verhältnissen umfangreiche Freilandversuche auf dort verbreiteten Bodentypen durchführten. Nach ihren Ergebnissen wurden im Durchschnitt der Jahre nur 0,36 % der Strontiumradioaktivität durch Hafer, Gerste und Erbsen in Fruchtfolge aufgenommen. Davon enthielten die Körner im Schnitt nur 5 % der aufgenommenen Radioaktivität, also absolut 0,018 %. Im Gegensatz dazu stehen Ergebnisse aus Kleingefäßversuchen von Romney und Mitarbeitern (1957) sowie Nishita und Mitarbeitern (1958). Sie finden in Versuchen mit Rettichen, Bohnen, Möhren, Salat, Gerste und Weißklee, daß zum Beispiel durch 9 aufeinanderfolgende Weißklee-Ernten in 516 Tagen insgesamt 23,7 % Strontium dem Boden entzogen wurden, während bei nur einer Ernte Bohnen 8,7 %, Möhren 6 % und Salat 5,1 % aus Sandboden aufnahmen. Fälschlicherweise wird dann aus solchen Ergebnissen gefolgert, daß eine wiederholte Bepflanzung von kontaminierten Böden zu einer wesentlichen Dekontamination beitragen kann.

Diese Ergebnisse zeigen die große Schwankungsbreite bei der Bestimmung von Transferfaktoren, berechnet aufgrund der Gesamtaufnahme an Radioisotopen, die sehr stark beeinflusst wird durch die Versuchsanstellung. In Kleingefäßversuchen wird gerade durch das enge Verhältnis Wurzel/Boden ein wesentlich größerer Teil des Bodenvolumens von den Wurzeln erwachsen. Durch tägliche Gießvorgänge und die Einhaltung für Pflanzenwachstum optimaler Feuchteverhältnisse wird die Desorption von Strontium erhöht und damit das Angebot an Strontium für die Wurzeln ständig hochgehalten. Hinzu kommen eine Reihe von Boden- und Klimafaktoren (Romney et al., 1960), die die biologische Verfügbarkeit von Strontium günstig beeinflussen.

Die Reduzierung der Wurzeltemperaturen von 17 auf 7°C setzte signifikant die ^{90}Sr -Aufnahme durch Gerste und Bohnen (Romney et al., 1960) herab. Den gleichen Einfluß hatte eine Redu-

zierung der Lichtintensität. Die Absorption von Strontium durch die Wurzel ist proportional der Konzentration an Strontium in der Bodenlösung. In Gegenwart von Calcium ist jedoch die Aufnahme reduziert (Fredriksson et al., 1970; Haak u. Lönsjö, 1975; Auerbach u. Crossley, 1958; Steenberg u. Semb, 1964; Mistry u. Bhujbal, 1974; Lönsjö u. Haak, 1975.). Die Wurzeln können normalerweise nicht zwischen Calcium und Strontium beim Aufnahmemechanismus unterscheiden. Zumindest zeigt sich in Nährlösungsversuchen nur eine geringe Diskriminierung. In Bodenversuchen wurde jedoch eine Bevorzugung des Nährstoffs Calcium gegenüber dem Strontium bei der Aufnahme beobachtet (Bowen u. Dymond, 1956; Günther u. Schroeder, 1968; Halstead et al., 1968; Khasawneh et al., 1968; Menzel, 1965; Menzel u. Heald, 1955) Dabei kann die Calciumaufnahme bis zu 4fach höher sein im Vergleich zum Verhältnis an austauschbarem Calcium/austauschbarem Strontium. Dies kann unter anderem damit zusammenhängen, daß Strontium in Tonmineralen stärker fixiert vorliegt als z.B. Calcium in der organischen Masse. Von daher ist es nicht verwunderlich, daß der Kalkstatus eines Bodens für die Strontiumaufnahme von besonderer Bedeutung ist.

Nach Fredriksson et al. (1958) und Anderson (1963) ergibt sich folgende Situation: Wenn die Calcium-Sättigung im Boden ansteigt, fällt der Gehalt an Strontium in der Pflanze. Ist der Boden mit Calcium gesättigt, hat eine zusätzliche Kalkdüngung keinen Einfluß auf die Pflanzenaufnahme. Kalkdüngung hat also nur einen Effekt, wenn die Autauschkapazität für Calcium noch nicht erschöpft ist. Eine weitere Erhöhung der Kalkdüngung auf über 100 % der Kationen austauschkapazität zeigte keinen Effekt. Diese Ergebnisse wurden später von Fredriksson et al. (1970) ergänzt und erweitert. Sie kommen zu dem Schluß: Der Haupteinfluß bezüglich der Akkumulation von Strontium in Pflanzen nach Wurzel Aufnahme geht vom Gehalt an austauschbarem oder labilem Calcium im Boden aus. Daraus wird gefolgert, daß in Böden mit geringen Calciumgehalten durch eine Aufkalkung die Strontiumverfügbarkeit beträchtlich herabgesetzt werden kann. Wenn allerdings die Basensättigung mit Calcium höher als 75 % der gesamten Basenaustauschkapazität des Bodens ist, hat eine zusätzliche Calciumdüngung kaum noch einen Effekt auf die Strontiumaufnahme der Pflanzen. Auch die später durchgeführten

Freilanduntersuchungen von Haak und Lönsjö (1975) belegen diese Ergebnisse. Auerbach und Crossley (1958) hatten Gelegenheit, ein nach Kernwaffenversuchen kontaminiertes Freigelände 15 Jahre nach der Wiederbesiedlung mit Pflanzen zu untersuchen. Auch ihre Ergebnisse bestätigen, daß offenbar ab einem gewissen Calciumgehalt im Boden kein Einfluß mehr durch eine zusätzliche Calciumdüngung auf die Strontiumaufnahme zu verzeichnen ist. Auch unter norwegischen Verhältnissen (Steenberg und Semb, 1964) bewirkte eine Aufkalkung auf 50 und 75 % der Basensättigung mit Calciumcarbonat eine gleichmäßige Reduzierung der Pflanzenaufnahme an Strontium und der Strontium/Calciumgehalte in der Pflanze. Zu ähnlichen Ergebnissen führten auch indische Gefäßversuche (Mistry und Bhujbal, 1974).

Eng korreliert mit diesem Calciumeinfluß ist indirekt auch der steuernde Einfluß des pH-Wertes. Nach finnischen Untersuchungen (Lakanen und Paasikallio, 1968), die mit extrem sauren Böden arbeiteten, ging zunächst ein Anstieg der Strontiumabsorption bis zu einem Boden-pH von 5,2 einher. Oberhalb eines pH-Wertes von 6 blieb im Tonboden die Sorption konstant bei 97 %. Im Sandboden fiel die Sorption über einen pH-Wert von 7 dann wieder ab. Aus ihren Aufnahmeuntersuchungen schließen Lakanen und Paasikallio (1968), daß der Kohlenstoffgehalt und der Tongehalt des Bodens für die Fixierungskapazität für Strontium verantwortlich sind, so daß bei steigendem Kohlenstoffgehalt und entsprechend höherer Kationenaustauschkapazität eine geringere Verfügbarkeit an Strontium festzustellen ist. Auch aus anderen Untersuchungen wird deutlich (Nishita et al., 1958), daß steigende pH-Werte die Strontiumgehalte sowie auch die Sr/Ca-Quotienten erniedrigen, wie umgekehrt auf sauren Böden die höchsten Sr-Gehalte in Pflanzen gefunden wurden (Romney et al., 1957). Der Einfluß des pH-Wertes der Böden auf die Strontiumaufnahme der Pflanzen ist indirekter Natur, bedingt durch die gute Korrelation zwischen pH-Wert und Calciumsättigung.

Insgesamt ergibt sich aus all diesen Versuchen, daß die Herabsetzung einer Strontiumaufnahme aus dem Boden mit Hilfe der Kalkung und der Düngung im wesentlichen von der Calciumsätti-

gung und dem Düngerstatus des Bodens abhängt . Auf Böden mit niedrigem pH-Wert und niedriger Calciumsättigung wird eine Aufkalkung die ^{90}Sr -Aufnahme beträchtlich herabsetzen, u.zw. um den Faktor 1,3 - 2. Eine Aufkalkung über die Kationenaustauschkapazität hinaus hat dann jedoch keinen Einfluß mehr auf die Strontiumakkumulation in Pflanzen.

Sowohl der Ernährungsstatus der Pflanze als auch die Pflanzennährstoffe im Boden können Aufnahme und Translokation von Strontium beeinflussen. Stickstoff in Form von Nitrat wirkt stimulierend auf die Strontiumaufnahme (Isermann). Dabei ist dies mehr ein indirekter Effekt, erhöht doch die Stickstoffdüngung sowohl die Gesamterträge als auch die Gesamtaufnahme an Strontium, setzt jedoch die Strontiumkonzentration im Korn herab (Anderson, 1971). Nach Fredriksson, Haak und Eriksson (1968) soll eine hohe Phosphatversorgung die Strontiumaufnahme reduzieren als Folge der geringen Löslichkeit von Strontiumphosphat. Differenziert wird diese Aussage durch spätere Ergebnisse von Lönsjö und Haak (1975), die zeigen konnten, daß eine Phosphordüngung die Pflanzenaufnahme von Strontium-90 herabsetzte, u.zw. stärker in Calciummangelböden als in gut mit Calcium versorgten Böden. Überhöhte Calcium-, Magnesium- und auch Strontiumgaben in Form von Sulfaten, Chloriden oder Hydroxyden führten zu einem Austausch des Radiostrontiums aus den Bodenkolloiden und zu einer verstärkten Radiostrontiumaufnahme.

Der Effekt einer Kalidüngung liegt offenbar mehr in der Wirkung der Begleitkationen. Ähnlich wie mit Phosphat bilden sich mit Sulfat schwerlösliche Strontiumsalze, die für die Pflanzen weniger zugänglich sind. Nur so ist gerade die beträchtliche Reduzierung der Strontiumaufnahme auf 1/10 durch Phosphordüngung in P-armen, extrem sauren, Basen-ungesättigten, tropischen und semitropischen Böden zu erklären, in denen zusätzlich die Ausfällung mit Aluminium-/Eisenphosphaten eine Rolle spielt. Insgesamt ist offensichtlich der Einfluß der NPK-Düngung auf die Strontiumaufnahme nach den jetzigen Erkenntnissen relativ komplex und erfordert weitere Untersuchungen.

Aus allen Versuchen geht übereinstimmend hervor, daß speziell Dikotyledonen höhere Strontiumgehalte aufweisen als Monokotyledonen (Mitchell, 1972; Menzel u. Heald, 1959; Ananyan u. Sarkisyan, 1976). Dabei zeichnen sich besonders die Kleearten aufgrund ihres hohen Kalkbedarfs aus (Anderson, 1963; Garrett, 1971; Romney et al., 1960). Romney et al. (1957) fanden für die Strontiumaufnahme eine abnehmende Gehaltsreihe in den oberirdischen Pflanzenteilen von Rettich - Bohnen - Möhren - Salat - Gerste.

Bezüglich der internen Verteilung verhält sich Strontium offenbar wie Calcium, wenn es auch im Verhältnis dieser beiden Kationen zueinander beim internen Transport zu bestimmten Verschiebungen kommt, und zwar zugunsten von Calcium aufgrund einer relativ stärkeren Strontiumretention in Wurzeln (Menzel u. Heald, 1955; Myttenaere, 1963, 1965) und Stengeln (Martin et al., 1958; Michael, 1959; Schilling, 1960; Smith, 1971). Generell wird Strontium in höheren Konzentrationen (Fredriksson et al., 1958) in Blättern und Stengeln gefunden, während Körner und besonders Speicherfrüchte vielfach niedrigere Gehalte aufweisen (Romney et al., 1960; Fredriksson et al., 1958; Lönsjö u. Haak, 1975). Ähnlich wie Calcium wird Strontium nur akropetal mit dem Transpirationsstrom verlagert und nur in Spuren remobilisiert. Wenn höhere Retranslokationsraten berichtet werden (Handley u. Babcock, 1972: 30 % in Mais), handelt es sich mehr um eine Fehlinterpretation der Versuchsanstellung.

2.2 CÄSIUM-137

Cäsium in reiner Form ist ein weiches Metall und gehört zu den seltenen Elementen, dessen Anteil bei ca. 7×10^{-4} % in der obersten Erdkruste (16 km) liegt. Cäsium kommt wegen seiner Reaktionsfähigkeit in der Natur nur in Verbindungen mit anderen Elementen vor und ist in fast allen kalihaltigen Mineralien als Spurenelement zu finden. Cäsium verhält sich in der Biosphäre dem Kalium sehr ähnlich. Dies gilt ebenso für die Radionuklide ^{134}Cs und ^{137}Cs . In den hier beschriebenen Experimenten wurde ausschließlich ^{137}Cs eingesetzt. Dieses zerfällt unter Abgabe von Betastrahlung in das Radionuklid Barium-137. ^{137}Cs hat eine physikalische Halbwertszeit von

30,1 Jahren, eine biologische Halbwertszeit beim Menschen von ca. 70 Tagen und wird unter der Radiotoxizitätsklasse 3 (hoch) eingestuft.

Cäsium wird im Boden stark an Tonminerale sorbiert. Es hat allerdings die geringste Hydratationsenergie im Vergleich zu anderen Kationen. Das bedeutet zum einen, daß die Hydrathülle relativ dünn ist, zum anderen, daß Cäsium leicht dehydratisiert werden kann. Diese Eigenschaften bedingen die gegenüber den anderen Ionen hohe Sorptionsstärke.

Vom Ionenradius her ähnelt das Cäsiumion größenordnungsmäßig dem Kalium- bzw. dem Ammoniumion. Mit diesen beiden hat es außerdem die leichte Dehydratisierbarkeit gemeinsam, so daß ähnliche Fixierungsmechanismen vermutet werden können. Gebhardt und Rosemann (1984) fanden, daß die Quantität/Intensitäts-Kurven für Cäsium dem Verlauf einer typischen Kaliumaustauschkurve entsprachen. Sawhney (1964) erklärt den Bindungsmechanismus von Cäsium wie folgt: Die Ionen werden als Ersatz für das Zwischenschichtkalium an den aufgeweiteten Randplätzen der Tonminerale gebunden. Dort stehen sie weiter dem Ionenaustausch zur Verfügung, haben aber gegenüber den übrigen monovalenten Ionen aufgrund der Stellung des Cäsiums in der lyothropen Reihe eine besonders hohe Bindungskraft. Dies liefert den Grund für die scheinbare Fixierung von Cäsium gegenüber K-Neutralsalzlösungen. Allein aus der Bestimmung der Tonmineralzusammensetzung von Böden lassen sich keine Vorausagen über deren Bindungsvermögen für Cäsium treffen, obwohl der Gehalt an Vermikulit für eine bestimmende Größe gehalten wird (Schulz et al., 1960).

In Böden mit geringem Tongehalt sowie in Moorböden bestimmt die organische Substanz wesentlich die Kationenaustauschkapazität. Die Höhe der Cs-Sorption an Huminstoffe ist abhängig vom pH-Wert. Bei niedrigeren Werten wird mehr sorbiert (Dunigan und Francis, 1972). Je höher der Anteil an organischer Substanz an der Gesamtaustauschkapazität eines Bodens beteiligt ist, desto eher wird die wesentlich festere Bindung an Tonkomplexe verhindert und Cäsium bleibt leichter pflanzenverfügbar (Barber, 1964).

Die Cäsiumaufnahme über die Wurzel erfolgt nach Marschner (1962) wie bei Kalium aktiv über einen Carrier. Er schließt dies aus der Abhängigkeit der Aufnahmerate von der Temperatur sowie deren Verringerung durch Stoffwechselgifte. Weiterhin ergab sich eine lineare Abhängigkeit von der Cäsiumkonzentration in der Nährlösung. Kalium und Rubidium als konkurrierende Ionen in der Nährlösung senken die Cäsiumaufnahme offenbar als Folge der Konkurrenz um die Bindungsstellen an der Wurzel (Handley und Overstreet, 1961).

Für die Wurzel Aufnahme ist das Bindungsverhalten und die Verfügbarkeit von Cäsium in Boden von größter Bedeutung. So stellten Fredriksson et al. (1958) insbesondere auf Illitreichen Böden mit einer hohen Fixierungskapazität für Ammonium und Kalium eine verminderte Cäsiumaufnahme fest. In späteren Untersuchungen fand Frederiksson (1963) eine negative Beziehung zwischen der ^{137}Cs -Aufnahme und dem Restkalium im Boden. In weiterführenden Untersuchungen (Frederiksson, 1970) wurde bei steigenden K-Düngermengen eine geringere ^{137}Cs -Absorption durch Kleewurzeln beobachtet offenbar als Folge der Wirkung einer erhöhten Kaliumverfügbarkeit und des Ionenantagonismus.

Aus der Kenntnis des Einflusses verschiedener Bodenparameter heraus wurde immer wieder versucht, ein praktikables Modell zur Vorhersage der Cäsium-Aufnahme in die Pflanze zu entwickeln. Die Wechselwirkungen der verschiedenen Einflußfaktoren sowie die schwer abwägbare Bedeutung von klimatischen Gegebenheiten oder eines artenspezifischen Aneignungsvermögens lassen eigentlich nur eine Abschätzung von Größenordnungen zu. Generell läßt sich sagen, daß sich der Kalium- und Tongehalt im Boden vermindern auf den Cäsiumgehalt der Pflanzen auswirkt, während in sorptionsschwachen Böden mit wachsendem Anteil an organischer Substanz mit höheren Aufnahmen zu rechnen ist. Marckwordt und Lehr (1972) entwickelten auf der Basis von bekanntem Datenmaterial ein Rechenmodell, womit, ausgehend vom verfügbaren Cäsium (mit $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ extrahierbar), in Abhängigkeit von Ton- und Humusgehalten die Abschätzung von Grenzwerten für die Pflanzenaufnahme erfolgen kann. Eine in diesem Modell nicht berücksichtigte Größe ist die Bodenfeuchtigkeit, auf deren Bedeutung die Autoren ausdrücklich hinwei-

sen. Nach Shallhevet (1973) wirkt sich ein Anstieg der Bodenfeuchtigkeit fördernd auf die ^{137}Cs -Aufnahme aus.

2.3 KOBALT-60

Das zur Gruppe der Schwermetalle gehörende ^{60}Co ist ein Korrosionsprodukt, das in den Kühlkreisläufen von kerntechnischen Anlagen auftreten kann. Menzel (1965) ordnet das ^{60}Co in die Gruppe der Elemente ein, die in Pflanzen nicht konzentriert werden. Der Grund hierfür ist in den Gleichgewichtsverhältnissen im Boden und der Äquilibrierung von Radiokobalt mit diesem Gleichgewicht zu suchen.

Die Bedeutung von Kobalt in der Pflanzenernährung ist noch nicht völlig geklärt. In der Tierernährung gilt es als essentielles Spurenelement und ist als Metallkomponente im Vitamin B_{12} enthalten.

Die Kobaltgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden sind im allgemeinen sehr niedrig und schwanken zwischen weniger als 1 mg bis ca. 30 mg/kg Trockenboden (Hill et al., 1953). Kobalt kommt im Boden in der 2- und 3-wertigen Form vor. In der 3-wertigen Form kann es in der Kristallstruktur von Mineralen enthalten sein und ist in dieser Form kaum verfügbar. Kobalt neigt, wie alle Schwermetalle, zur Komplexbildung. Geringe Mengen werden durch Mikroorganismen im Boden zeitweilig festgelegt. Ein kleiner Teil liegt in der Bodenlösung vor. Die Hauptmenge aber ist im Boden am Austauschkomplex gebunden. Hier spielen besonders die Manganoxide und die Tonminerale eine Rolle, die Kobalt relativ stark sorbieren (Mc Kenzie, 1975, Hodgson, 1963).

Das an die Tonminerale adsorbierte Kobalt ist im allgemeinen streng gebunden. Es ist, wenn es beispielsweise an Montmorillonit gebunden ist, nicht austauschbar durch Ca^{2+} , Mg^{2+} oder NH_4^+ (Hodgson, 1963). Infolgedessen sind die Konzentrationen an Kobalt in der Bodenlösung und dessen Verfügbarkeit für eine Wurzelaufnahme extrem gering.

Unmittelbar nach der Ablagerung und Verteilung im Boden ist ^{60}Co allerdings in höherem Maße für die Wurzelaufnahme verfügbar als die bereits längere Zeit im Boden vorliegenden

Kobaltformen. Zugeführtes ^{60}Co wird offenbar im Boden vor allem an Calcium-gesättigten Illit sofort in einer leicht austauschbaren Form adsorbiert und allmählich strenger gebunden (Harmsson, 1977; Handa et. al., 1973; Banerjee et al., 1953). In welcher Menge und in welcher Weise die ^{60}Co -Kationen gebunden werden, darüber entscheiden hauptsächlich der Gesamtkobaltgehalt und die Höhe der Austauschkapazität. Es stellt sich jedoch relativ schnell ein Gleichgewicht zwischen dem Gesamtkobaltgehalt und dem radioaktiven Kobalt im Boden ein.

Die Bindungsenergie ist für Kobalt im Boden sehr hoch. Jedoch kann nur wenig Kobalt stark gebunden werden. Für die Bindung höherer Kobaltmengen wird die Austauschkapazität zum limitierenden Faktor. Da über die Höhe der Austauschkapazität auch der jeweilige pH-Wert entscheidet, beeinflusst er die Verfügbarkeit des ^{60}Co im Boden mit. Auf diese Tatsache wird in der Literatur mehrfach hingewiesen (Adriano et.al., 1977; Dunigan und Francis, 1972, Tiller et.al., 1969). Mc Kenzie (1975) und Banerjee et.al. (1953) stellten mit steigendem pH-Wert im Boden eine Abnahme der Verfügbarkeit von Radiokobalt für die Aufnahme durch die Pflanzenwurzel fest.

Die Wirkung der organischen Substanz wird unterschiedlich beurteilt. Tiller et.al., (1969) berichten, daß die Kobaltsorptionskapazität nicht mit dem Gehalt an organischer Substanz korreliert war, während andere Autoren (Aubert und Pinta, 1977) eine positive Beziehung feststellen konnten. Die Wirkung der organischen Substanz liegt wohl darin, daß Kobalt sowohl durch Adsorption fixiert sowie unverfügbar komplexiert wird, wie andererseits durch eine Chelatisierung die Verfügbarkeit unterstützt wird.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß Radiokobalt im Boden stark adsorbiert wird und mit dem austauschbaren Bodenkobalt schnell ins Gleichgewicht kommt. Das Gleichgewicht mit dem nicht austauschbaren Kobalt stellt sich nur langsam ein, da die Einlagerung in Oxide und Tonmineralstrukturen ein länger dauernder Prozeß ist.

Der Transport in der Pflanze findet vorwiegend im Xylem mit dem Transpirationsstrom statt (Rinne und Langston, 1960). In den vegetativen Pflanzenorganen liegen höhere Gehalte an Kobalt vor als in Speicherorganen, Samen und Früchten (Hill et.al., 1953; Diez und Rosopulo, 1976). Die Gesamtgehalte in Pflanzen schwanken zwischen 0,03 und 1,5 mg/kg Trockensubstanz mit deutlich niedrigeren Werten in Gräsern (Mitchell, 1972). Für die Kobaltaufnahme vom Boden in die Pflanze ermittelte Grummit (1976) auf Klärschlamm gedüngten Flächen Transferfaktoren von 0,03 bis 8,0.

2.4 MANGAN-54

Mangan, ein essentieller Spurennährstoff für die Pflanze, kommt im Boden meist in 2-, 3- und 4-wertigen Formen vor. Diese sind in der Lage, Oxide zu bilden. Die höherwertigen unter ihnen stellen meist gealterte, schwer lösliche Verbindungen dar. Der leicht reduzierbare Anteil unter ihnen reagiert besonders auf Bodeneinflüsse. Das 2-wertige Mangan ist darüberhinaus an die Tonminerale und die organische Substanz austauschbar gebunden, formt mit organischen Säuren Komplexe und ist in Mikroorganismen festgelegt (Schachtschabel, 1955). Daneben liegt es auch als Kation in der Bodenlösung vor. Mangan ist nur in der 2-wertigen Form für die Pflanze aufnehmbar. Dieser aktive Mangananteil umfaßt das Mangan in der Bodenlösung, das austauschbare Mangan und den leicht reduzierbaren Anteil.

Das Gleichgewicht zwischen den 2-, 3- und 4-wertigen Manganverbindungen hängt vom Redoxpotential des Bodens ab. Bei niedrigem pH-Wert und hohem Redoxpotential überwiegt die 2-wertige Form (Hodgson, 1963; Scheffer und Schachtschabel, 1979), während auf neutral bis schwach-alkalischen Böden die 3- und 4-wertigen Manganverbindungen überwiegen und die Aufnahme erschweren. Starke Bodenvernässung schafft reduzierende Bedingungen und damit eine Erhöhung der Manganverfügbarkeit in reduzierter, 2-wertiger Form. Auch die Mikroorganismen üben einen großen Einfluß auf die Wertigkeit des Mangans im Boden aus (Scharrer und Mengel, 1969). Da die Lebensbedingungen für die Mikroben bei neutraler bis schwach saurer Bodenreaktion am besten sind, findet man hier auch viel oxidiertes

Mangan. Deshalb nehmen die Pflanzen auch auf sauren Böden mehr Mangan auf als auf neutralen oder alkalischen. Die Wirkung des durch die Mikroorganismen beeinflussbaren Redoxpotentials besteht vor allem darin, daß unter reduzierenden Bedingungen die schwer löslichen und nicht Pflanzen verfügbaren 3- und 4-wertigen Manganverbindungen in leichter lösliche 2-wertige Formen umgewandelt werden können. Umgekehrt führen oxidierende Bedingungen zu einer Betonung der höherwertigen Formen (Mengel, 1979, Godo und Reisenauer, 1980).

Über ihre Auswirkung auf pH-Wert und Redoxpotential beeinflussen auch der Humusgehalt, die Pflanzen und die Klimafaktoren die Manganverfügbarkeit. Vor allem die Huminstoffe üben eine reduzierende Wirkung aus. Der pflanzliche Einfluß erfolgt über die Wurzel. Da die Gleichgewichtseinstellung der Oxide mit der Bodenlösung diffusionsabhängig ist, spielt die Entfernung des gelösten Oxids zur Pflanzenwurzel eine große Rolle. Für Pflanzen mit weit reichendem, fein verästelttem Wurzelwerk ist deshalb in der Regel mehr Mangan verfügbar. Auch über die Ausscheidung reduzierender und komplexierender Wurzelexsudate mit pH-Werten unterhalb von 5,5 ist eine erhöhte Manganverfügbarkeit für die Wurzelaufnahme zu erwarten (Schachtschabel, 1955, Godo und Reisenauer, 1980).

Mangan ist im Boden relativ unbeweglich. Selbst in Sandböden war unter forcierten Leaching-Bedingungen nur eine geringe Verlagerung zu beobachten (Rohleder, 1973). Die Beweglichkeit des Mangans in der Pflanze ist gleichfalls gering. Translokationsstudien (Williams und Vlamis, 1957; Romney und Toth, 1954; Singh und Steenberg, 1974; Wallace et al., 1977) zeigen höchste Gehalte in alten Blättern mit starker Konzentration in Blattspitzen und Interkostalfeldern und eine Abnahme in jungen Blättern und Stengeln. Ein Rücktransport in generative Organe ist nach Blattaufnahme vor dem Ährenschieben ebenfalls zu beobachten (Aarkrog, 1975). Die Manganaufnahme durch landwirtschaftliche Kulturpflanzen liegt in der Größenordnung von 500 bis 1000 g/ha (Schachtschabel, 1955).

Menzel (1965) ordnet Mangan aufgrund der auf der Basis der Trockenmasse ermittelten Transferfaktoren in die Gruppe der Elemente ein, die sich in der Pflanze leicht anreichern. In

anderen Versuchen wurde festgestellt, daß sich ^{54}Mn im Boden anders verhält als die nativen Formen. In einem Gefäßversuch stellten Myttenaere und Masset (1969) fest, daß unter ihren Versuchsbedingungen das ^{54}Mn dem nativen Mangan nicht in gleicher Weise folgt. Zunächst wurde eine wesentlich höhere Aufnahme des ^{54}Mn festgestellt. Mit zunehmender Versuchsdauer erfolgte eine Verteilung des ^{54}Mn auf die verschiedenen Pools im Boden. Es konnte die Einstellung eines Gleichgewichts nach ca. 60 Tagen festgestellt werden. Es zeigte sich im Verlauf des Experiments, daß die ^{54}Mn -Aufnahme absank. Gegen Ende des Versuchs (125 Tage) folgte sie der Aufnahme des stabilen Mangans.

3. Material und Methoden

3.1 Bedingungen zur praxisgerechten Durchführung von Transferstudien

Aufgrund des Einsatzes von Radionukliden, war bei vielen Versuchsanstellungen nicht die Voraussetzung gegeben, praxisgerechte Versuche durchzuführen. Deshalb basiert die Mehrzahl der in der Literatur errechneten Transferdaten auf Tracerversuchen, die nur bedingt repräsentative Bedingungen einhielten. In Tabelle 1 ist der Versuch unternommen worden (Führ, 1979), solche repräsentativen Bedingungen für Transferstudien abzugrenzen. Dazu gehören in erster Linie die Höhe der Kontamination und die spezifische Radioaktivität des Radionuklids bzw. die Konzentration des stabilen Elements. Da die Abgabe an Radionukliden aus Kernkraftwerken in der Regel trägerfrei ist, sollte eine möglichst hohe spezifische Radioaktivität des betreffenden Nuklids im Boden eingesetzt werden. Auf der anderen Seite ergibt sich bei geringer Konzentration eines Ions im Boden eine relativ hohe Sorption, so daß dadurch in hohem Maße die Bioverfügbarkeit für die Pflanzenwurzel mitbestimmt wird.

Bei der Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden wird oft als Voraussetzung angenommen, daß sich die Radioisotope beim Übergang in die Nahrungskette wie die stabilen Isotope verhalten. Diese Voraussetzung gilt nicht in jedem Fall (s. 2.1, 2.2, 2.3 und 2.4). Für die Aufnahme eines Elements aus dem Boden ist nicht so sehr seine absolute Konzentration, sondern der von den Pflanzen mobilisierbare und aufnehmbare Anteil maßgebend. Dieser Anteil kann in vielfältiger Weise von einer Reihe von Faktoren wie Bodenart und -struktur, organischem Kohlenstoffgehalt, Austauschkapazität, pH-Wert, chemischer Bindung und Konzentration an konkurrierenden Ionen im Medium Bodenlösung abhängen.

Besondere Bedeutung kommt dem Sorptionsverhalten eines Nuklids zu. Sorptionsbestimmend sind im Boden der organische Kohlenstoff und die Zusammensetzung der Tonfraktion. Gerade für das Radiocaesium ist aus vielen Untersuchungen deutlich geworden, daß die Fixierung dieser Radionuklide durch bestimmte

Tabelle 1:

Wesentliche Bedingungen zur Beurteilung von Transferfaktoren in Pflanzen

Einfluß-faktoren	Repräsentative Bedingungen	Extreme Bedingungen	Abzulehnende Bedingungen
1. Höhe der Kontamination a) Isotopenkonzentr. b) Elementkonzentr. c) Physio-chem. Status	Max. Nukliddosis, die durch Fallout hervorgerufen wird trägerfrei, niedrig Bis zur Höhe der Wurzelschädigung oder zur Erzielung maximal erlaubter Gehalte in Nahrungsmitteln Gleichgewicht		Strahlenschäden an Pflanzen
2. Spez. Aktivität des Radionuklids, Konzentration des stabilen Elements	Konzentrationsbereich in 98 % aller Böden	Konzentrationsbereich in 99,8 % aller Böden	Werte, die nur in 0,2 % der Böden existieren (z.B. industriebelastete Böden)
3. Transpirationskoeffizient a) Holzgewächse b) Pflanzen (C ₃) c) Pflanzen (C ₄)	l H ₂ O/kg Trockensubstanz 150–350 300–600 200–400	100– 600 200–1000 100– 600	<100 u. > 600 <200 u. > 1000 <100 u. > 600
4. Wasserspannung (pF) a) Blattfrüchte b) Übrige	2,0–2,7 2,5–3,0	1,8–3,0 2,3–3,5	<1,7 u. > 3,0 <2,3 u. > 3,5
5. pH (H₂O) a) Kulturland b) Wald	5,5–7,3 3,7–7,5	3,5–7,8 2,8–8,0	<3,5 u. > 7,8 <2,8 u. > 8,0
6. E_H (Redox-Pot.)	600–100 mV	800–(–200 mV)	<800 mV u. > –200
7. Org. Kohlenstoff (Mineralböden)	0,5–6 %	0,2–15 %	<0,2 % u. > 15 %
8. Org. Dünger (biologische Aktivität)	Pflanzenrückstände, Stalldung	Siedlungsabfälle (MKK, MK, KS)	
9. Anorg. Dünger	mittlerer bis hoher Versorgungsbereich	2-fache Menge der hohen Applikation u. einseitige Dünger- bzw. Mangelversorgung	überhöhte Düngieranwendung
10. Sorptionskapazität	vorkommende Böden, normaler T+S-Wert		Feiner Sand, Quarz, Kunstböden
11. Landwirtschaftl. Bearbeitung	normale Bodenbearbeitung	Begasung, Dampfsterilisation	
12. Versuchsdauer	normale Vegetationsdauer (optimaler Erntezeitpunkt)	verkürzte Vegetationszeiträume	

Tonfraktionen erfolgt (Dahlman u. Voris, 1975; Dahlman et al., 1974; Abbazov et al., 1978) und seine Bioverfügbarkeit von pH-Wert und austauschbarem Kalium beeinflusst wird, während die Strontiumverfügbarkeit für Wurzeln sehr wesentlich von der Basensättigung der Austausch mit Calcium abhängt (Auerbach u. Crossley, 1958; Abbazov et al., 1978; Anderson, 1971). Bekannt ist auch für Strontium, daß die Pflanzenaufnahme mit steigendem pH-Wert abnimmt. Der Einfluß des pH-Wertes ist in diesem Falle indirekter Natur, bedingt durch die gute Korrelation zwischen pH-Wert und Calciumsättigung (s. 2.1).

Die Aufnahme von Radionukliden ist diffusionskontrolliert und deshalb reduziert, wenn die Feuchtigkeitsgehalte im Boden abnehmen. So kommt auch der Bodenfeuchtigkeit eine besondere Bedeutung zu.

In der Regel werden Radionuklide als Ionen aufgenommen. Dabei bestehen zwischen den Pflanzenspezies Unterschiede bei der Wurzel Aufnahme aufgrund des differenzierten Aneignungsvermögens und Nährstoffbedarfs. Die Pflanzen zeigen im Verlauf einer Vegetationsperiode typische Aufnahmekurven mit starkem Maximum entsprechend der vegetativen Ausbildung der Pflanzen und einer Abnahme zum Zeitpunkt der generativen Phase mit einer teilweisen Rückverteilung als Folge der Umpolung der Transportverhältnisse in der Pflanze. Einige Radionuklide unterliegen in ihrer internen Verteilung in den Pflanzen bestimmten Gesetzmäßigkeiten, die in Zusammenhang stehen mit ihrem Transportverhalten in der Pflanze und deren Transpirationsleistung. Von daher spielt neben pflanzenphysiologischen Faktoren der Transpirationskoeffizient, ausgedrückt in $1 \text{ H}_2\text{O/kg}$ Trockenmasse, eine Rolle für die Anreicherung von Radionukliden in bestimmten Pflanzenorganen.

Ferner ist die Dauer der Aufnahme von Bedeutung. Kurzzeitversuche ergeben ein falsches Bild und lassen sich nicht extrapolieren auf die tatsächlichen Verhältnisse zum Zeitpunkt der Reife.

Bezüglich der Aufnahmeraten aus dem Boden muß weiter überlegt werden, daß die unterschiedlichen Werte, die oft in einer Vegetationsperiode in aufeinanderfolgenden Gras- und Klee-

schnitten auftreten, ihre Ursache darin haben können, daß die Pflanzen unterschiedlich intensiv wachsen, je Gewichtseinheit unterschiedlich Wasser verbrauchen, durch die Düngepraxis im Laufe der Vegetation variierende Nährstoffangebote im Boden vorfinden und daß aufgrund unterschiedlicher Beschattungsverhältnisse physiologische Verschiebungen auftreten. Von daher gehen auch landwirtschaftliche Anbaubedingungen in diese Betrachtung ein. Zusammenfassend läßt sich deshalb sagen: Die Höhe der Wurzelaufnahme von Radionukliden hängt wie die Aufnahme von Pflanzennährstoffen von einer Reihe von Faktoren ab wie Höhe und Art der Applikation bzw. Kontamination, physiko-chemisches Verhalten des Radionuklids im Boden, klimatischen Faktoren, Pflanzenspezies und besonders die verschiedenen Bodeneigenschaften.

3.2 Beschreibung der Versuchseinheiten und der einzelnen Versuche

Der Einsatz von Radionukliden im Feldversuch, der die Nachteile von Transferstudien mit Hilfe der Ablagerungen von Kernwaffenversuchen ausgleichen würde, ist nach der Strahlenschutzverordnung aus Strahlenschutzgründen nicht genehmigungsfähig und somit nicht möglich. Derartige Versuche können nur in Kontrollbereichen unter Beachtung der erforderlichen Strahlenschutzmaßnahmen in speziellen Versuchseinrichtungen durchgeführt werden. Das Institut für Radioagronomie verfügt über ein zum Kontrollbereich erklärtes Freigelände einschließlich Gewächshäusern mit einer Umgangsgenehmigung zum Einsatz von radioaktiven Stoffen bis zum 2×10^5 -fachen der Freigrenze bei Anwendung der Summenformel. Diese Genehmigung schließt auch den Umgang mit den Radionukliden ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn ein.

In den 1978 begonnenen Versuchen zur Ermittlung des Transfers der Radionuklide ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn und zur Bestimmung realistischer Transferfaktoren wurden verschiedene Versuchseinheiten verwendet und zwar Lysimeter, Kick-Brauckmann-Gefäße und Kleingefäße.

Lysimeterversuche unter Freilandbedingungen: In dem 1978 begonnenen Versuch wurden verschiedene Lysimeter eingesetzt:

a) Aus Polyethylen gefertigte, rechteckige Behälter mit einer Nutzfläche von 1 m^2 und einem Fassungsvermögen von ca. 500 l (Abb. 2). Die Seitenwände dieser Lysimeter sind außen mit Steinwolle (8 cm dick) isoliert. Zum Schutz gegen Nässe ist diese Isolierung mit einem Mantel aus Edelstahlblech umgeben. Im Boden des Lysimeters befindet sich ein Ablauf zum Sammeln des Sickerwassers. In diese Lysimeter wurde über eine 5 cm starke, zu Drainagezwecken eingebrachte Kiesschicht Ackerkrummenboden (Ap-Horizont) ca. 40 cm hoch eingefüllt.

b) Aus Edelstahl gefertigte, zylindrische und quaderförmige, oben und unten offene Lysimeter mit einer Nutzfläche von $0,25 \text{ m}^2$ und einem Fassungsvermögen von ca. 150 l (Abb. 2). Diese Lysimeter wurden zum Füllen mit ungestörten Bodenmonolithen in den Ackerboden gepreßt, in das Freigelände des Instituts gebracht und dort in flache Wannen gestellt, deren Boden 5 cm hoch mit Kies bedeckt war. Die Profiltiefe betrug ca. 50 cm. Auch diese Lysimeter wurden mit einer Isolierung - wie unter a) beschrieben - versehen.



Abb. 2: Lysimeter, Kick-Brauckmann-Gefäße und Kleingefäße

Die Flächen der 1 m²-Lysimeter wurden vor dem Anbau von Pflanzen halbiert. Insgesamt wurden je 8 mit Krumenboden bzw. ungestörten Bodenmonolithen einer Parabraunerde und eines Podsols gefüllte Lysimeter eingesetzt.

Diese Lysimeterversuche waren als Langzeitstudie über 8 Jahre (bis 1986) geplant, die es ermöglichen sollten, die Verlagerung der eingesetzten Radionuklide im Boden und deren Transfer in verschiedene Nutzpflanzen längerfristig unter Freilandbedingungen zu untersuchen. Vo allem sollten unter der landwirtschaftlichen Praxis weitgehend entsprechenden Verhältnissen möglichst realistische Transferfaktoren und deren Variation bestimmt werden.

In einem weiteren, 1982 begonnenen Versuch wurden 8 Lysimeter aus Edelstahl der unter b) beschriebenen Größe mit ungestörten Bodenmonolithen einer Parabraunerde und eines Podsols mit altem, intakten Weidebewuchs eingesetzt. Weitere 4 Lysimeter aus Edelstahl mit einer Nutzfläche von 0,5 m² und einer Füllhöhe von 80 cm wurden ebenfalls mit Monolithen eines ackerbau-lich genutzten Bodens (Parabraunerde, Standort Jülich) gefüllt. In diesem Versuch wurde die Aufnahme von ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co und ⁵⁴Mn in die Pflanze über Wurzel und Blatt sowie die Verlagerung dieser Radionuklide in der Pflanze nach Ablagerung auf den Boden bzw. auf Sommergerste nach dem Ährenschieben untersucht (Simulation der Ablagerung von Radionukliden als Folge eines Unfalls))

Versuche in Kick-Brauckmann-Gefäßen: Dies sind doppelwandige Gefäße aus Kunststoff (Hostalen) mit einem Fassungsvermögen von ca. 8-10 kg Boden (Abb. 2). Sie wurden für spezielle Untersuchungen in der Agrikulturchemie während der 60er Jahre entwickelt und werden standardmäßig in landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten eingesetzt. Die Gefäße stehen in Drehkreuzen, so daß durch tägliche Positionsveränderung möglicherweise auftretende kleinräumige Standortunterschiede ausgeglichen werden können. Je nach Pflanzenbewuchs müssen die Gefäße täglich auf eine bestimmte Wasserkapazität gegossen werden. Dadurch ist zwar eine gleichmäßige Wasserversorgung der Pflanzen gewährleistet. Jedoch treten durch die häufigen Wechsel zwischen trocken und feucht auch Desorptions-

vorgänge auf, wodurch die Verfügbarkeit von Nährstoffen und Radionukliden im Boden für die Wurzelaufnahme erhöht werden kann.

Parallel zu den Lysimeterexperimenten wurde 1979 ein Versuch in Kick-Brauckmann-Gefäßen mit den gleichen Böden, Radionukliden und Pflanzen in jeweils 4 Wiederholungen angesetzt mit dem Ziel, die Transferdaten aus beiden Experimenten miteinander zu vergleichen. Damit sollte gleichzeitig überprüft werden, inwieweit Ergebnisse aus Gefäßversuchen auf Feldverhältnisse übertragbar sind.

Aus Gründen der Entsorgung radioaktiver Abfälle und aus Kostengründen ist es nicht immer möglich, Lysimeterversuche mit allen Bodentypen eines geplanten oder bereits genutzten Standortes für kerntechnische Anlagen durchzuführen. Zu Vergleichszwecken bieten sich hier Gefäßversuche an, die bei ausreichender Zahl an Wiederholungen geringere Mengen an radioaktivem Abfall in Form kontaminierten Bodens zur Folge haben. Derartige Versuche sind nicht praxisgerecht, sind aber durchaus in der Lage, wichtige Informationen über die bodenbedingte Variation der Transferdaten an einem Standort oder auch zwischen verschiedenen Standorten zu liefern. In einem 1982/83 durchgeführten Versuch in Kick-Brauckmann-Gefäßen wurden deshalb 12 verschiedene Böden, und zwar die beiden Standardböden Parabraunerde und Podsol sowie 6 Böden aus der Umgebung des Kernkraftwerkes Biblis und 4 Böden aus der Umgebung des Kernkraftwerkes Stade eingesetzt mit dem Ziel, die Variation der Wurzelaufnahme verschiedener Radionuklide größenordnungsmäßig zu erfassen. Je Gefäß wurden 8 kg Boden mit 8 Wiederholungen je Boden eingewogen.

Kleingefäßversuche ("Neubauerversuche"): Für diese Versuche wurden rechteckige Gefäße aus Kunststoff (Kühltruhendosen) mit einem Fassungsvermögen von 0,5 bzw. 2 l benutzt (Abb. 2). Derartige Gefäße finden im allgemeinen in Biotestversuchen zur erschöpfenden Wurzelaufnahme von Nährstoffen standardmäßig Verwendung. Der Versuch wurde unter standardisierten Klimakammerbedingungen mit den in den Lysimeterversuchen eingesetzten Böden (Parabraunerde und Podsol) und Pflanzen durchgeführt. Je Gefäß wurden 0,4 bzw. 1,8 kg lufttrockener Krumboden einge-

setzt. Der Entwicklung und dem Bestand der Pflanzen entsprechend, wurde mindestens einmal täglich auf 65 % der maximalen Wasserkapazität des Bodens gegossen. Die Wasserzufuhr erfolgte über ein Verteilungsrohr in der Mitte des Gefäßes. Die Ergebnisse aus diesem Kleingefäßversuch sollen mit den Transferdaten der Lysimeterexperimente verglichen werden, um festzustellen, ob sich Kleingefäß-Versuche in der Klimakammer überhaupt dazu eignen, Transferfaktoren zu bestimmen, die auf Freilandverhältnisse übertragbar sind.

3.3 Böden

Als repräsentative Standardböden wurden die Ap-Horizontproben einer Parabraunerde (feinsandiger Lehm), Standort Eschweiler bzw. Jülich, und eines Podsols (Sandboden), Standort Gorleben bzw. Marleben, mit sehr unterschiedlichen Bodeneigenschaften eingesetzt (Tab. 2). Parabraunerde (Abb. 3) ist ein Vertreter der Böden, in denen eine Verlagerung von Tonsubstanz aus dem oberen in einen tieferen Bodenbereich stattfand (Mückenhausen, 1977). Sie hat eine relativ gleichmäßige Verteilung über das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland, wird zumeist ackerbau-lich genutzt, ist bei guter Bewirtschaftung ertragreich und für den Anbau aller Kulturpflanzen geeignet (Germann, 1972).

Der Podsol ist verbreitet im Norden Deutschlands (Abb. 3), darüberhinaus im Norden Europas und in Mittel- bzw. Hochgebirgslagen. Er ist in den oberen Horizonten verarmt an Eisen- und Tonsubstanz, sehr stark verarmt an Basen und Pflanzennährstoffen, besitzt eine stickstoffarme Humusform und ist in der Regel stark sauer (Mückenhausen, 1977). Dieser Bodentyp wird vorwiegend forstwirtschaftlich genutzt. Im norddeutschen Raum findet aber bei entsprechender Wasserversorgung und zusätzlicher Düngung auch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung statt.

Tabelle 2: Physikalische und chemische Eigenschaften der in den Lysimeterversuchen eingesetzten Böden.

Bodeneigenschaften		Bodentyp	Parabraunerde		Podsol	
		Horizont	Ap	Ah	Ap	Ah
		Herkunft	Eschweiler	Jülich	Gorleben	Marleben
		Boden-Nr.	1.1	1.3	2.1	2.2
Organischer C	(%)		1.4	1.1	1.1	6.2
Gesamt-N	(%)		0.1	0.1	0.1	0.4
Ton $\leq 2 \mu\text{m}$	(%)		12.0	10.5	2.6	9.3
Schluff (2-20 μm)	(%)		28.4	22.4	2.9	4.8
Feinsand (20-200 μm)	(%)		58.3	62.2	34.3	74.8
Austausch- kapazität	(meq/100 g)		10.2	8.5	6.2	17.0
Ca ⁺⁺	(meq/100 g)		11.8	6.7	2.0	4.5
K ⁺	(meq/100 g)		0.8	1.0	0.2	0.2
pH (CaCl ₂)			5.9	6.8	4.7	3.9
Cäsium	(mg/kg)		2.7		0.6	
Strontium	(mg/kg)		31.4		6.8	
Kobalt	(mg/kg)		8.0		0.5	
Mangan	(mg/kg)		636.0		152.0	

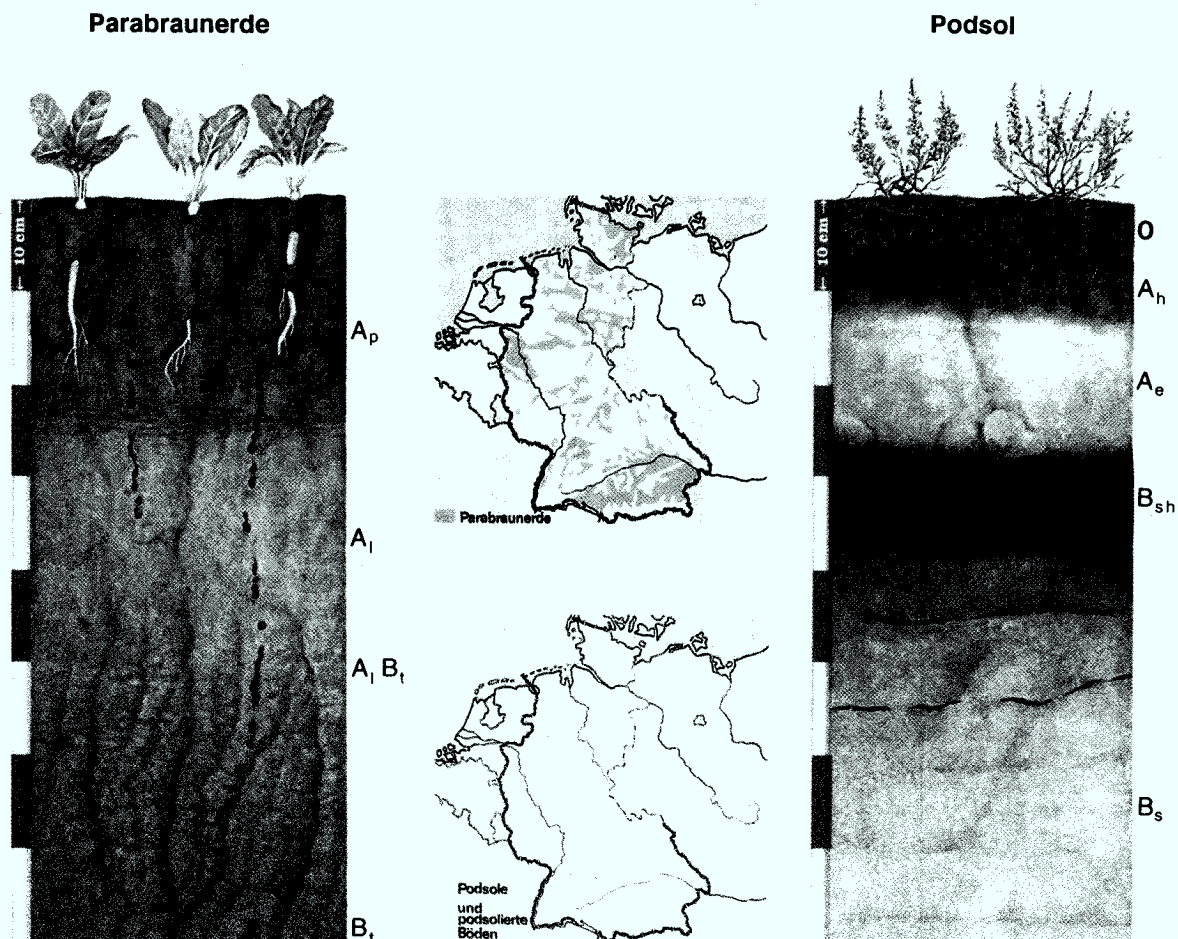


Abbildung 3: Profile der in den Lysimeterversuchen eingesetzten Böden und deren Vorkommen in der Bundesrepublik Deutschland (Mückenhausen, 1977; Germann, 1972).

Wie aus Tabelle 2 hervorgeht, ergeben sich besonders bezüglich der Bodeneigenschaften starke Unterschiede zwischen beiden Böden, die auch die natürlichen Gehalte der stabilen Elemente der eingesetzten Radionuklide betreffen. Beide Bodentypen entsprechen den von der OECD-Expertengruppe für Testbedingungen von Umweltchemikalien vorgeschlagenen, repräsentativen Böden, der Podsol als Vertreter des Spodosols und die Parabraunerde als Vertreter des Alfisols. Diese Böden wurden sowohl in den

Tabelle 3: Herkunft und Charakterisierung der in Gefäßversuchen zur Ermittlung des Einflusses verschiedener Bodenparameter eingesetzten Böden.

Boden Nr.	Herkunft	Standort	Horizont	Tiefe cm	Bodencharakterisierung	
					Deutsche Bezeichnung	Int. Soil Taxonomy
1.2	Eschweiler		Ahp	0-32	Parabraunerde	Typic hapludalf
2.1	Gorleben		Ahp	0-26	Podsol	Plaggeptic haplohumod
3.1	Nordheim	Biblis	Ah	0-30	Auenpararendzina	Mollic udifluvent
3.2	Griesheim	Biblis	Ahp	0-31	Sandparabraunerde	Alfic udipsamment
3.3	Weilerhof	Biblis	Ahp	0-26	Kalkbraunerde	Typic eutrochrept
3.4	Wattenheim	Biblis	Ahp	0-30	Auenschwarzerde	Aquic hapludoll
3.5	St. Stephan	Biblis	Ahp	0-46	Sandranker	Lithic udipsamment
3.6	Kernkraftwerk	Biblis	GoAhp	0-43	Auengley	Typic haplaquoll
4.1	Schloß Agathenburg	Stade	Ah	0-22	Übergangsmoor	Histic humaquept
4.2	Barnkrug	Stade	GoAh	0-32	Flußmarschgley	Aquic udifluvent
4.3	Hammah	Stade	Ahp	0-33	Saure Braunerde	Plaggeptic udipsamment
4.4	Brobergen	Stade	EAh	0-35	Podsol	Plaggeptic haplohumod

Tabelle 4: Physikalische und chemische Eigenschaften der in Gefäßversuchen zur Ermittlung des Einflusses verschiedener Bodenparameter eingesetzten Böden.

Boden	Ton	Schluff	Feinsand	Mittel-/Grob- Sand	Gesamt-	pH(CaCl ₂)	Austausch- kapazität	Ca ⁺⁺	K ⁺⁺
	≤ 2 μm	2-60 μm	60-200 μm	200-2000 μm	C				
	%	%	%	%	%		meq/100 g Boden		
1.2	12,0	82,6	4,0	1,4	1,4	6,2	11,2	9,6	0,8
2.1	2,6	5,1	32,1	60,2	1,1	4,7	6,2	0,8	0,2
3.1	13,3	25,2	23,9	37,6	1,4	7,5	15,7	12,2	0,7
3.2	6,4	10,4	70,9	12,2	0,8	6,7	6,8	5,6	0,5
3.3	24,4	22,5	42,5	10,6	1,3	7,4	14,3	12,3	0,9
3.4	17,1	26,3	23,1	33,5	1,1	7,4	11,9	10,1	0,8
3.5	3,4	8,5	74,1	14,1	0,4	7,6	3,3	2,0	0,3
3.6	17,6	20,7	19,5	42,2	1,1	7,4	13,2	8,7	1,3
4.1	0,7	22,7	25,0	47,7	14,7	5,2	66,2	55,0	0,3
4.2	19,8	60,2	19,0	1,0	2,5	7,2	17,6	15,3	0,1
4.3	8,6	20,0	36,6	34,9	2,1	4,1	10,0	1,7	0,2
4.4	2,4	1,9	19,2	76,5	2,7	4,3	6,6	2,6	0,1

Freiland-Lysimeterversuchen als auch in Gefäß- und Kleingefäßexperimenten eingesetzt.

In einem Zusatzversuch in Kick-Brauckmann-Gefäßen wurde speziell der Einfluß der unterschiedlichen Bodeneigenschaften auf den Transfer der 4 Radionuklide überprüft. Für diese Versuche wurden zusätzlich 6 Böden aus der Umgebung des Kernkraftwerkes Biblis sowie 4 Böden aus der Umgebung des Kernkraftwerkes Stade in Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenkunde der Universität Bonn aufgrund der Bodenkartierung ausgewählt. Die Charakterisierung der Böden und deren Eigenschaften sind in den Tabellen 3 und 4 angegeben.

3.4 Applikation der Radionuklide ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn

Aufgrund ihrer Halbwertzeiten von 28,5 und 30,1 Jahren sind die als Zerfallsprodukte entstehenden und von kerntechnischen Anlagen emittierten Radionuklide ^{90}Sr und ^{137}Cs radioökologisch langfristig von Bedeutung. Sie gelangen nach Aufnahme durch die Pflanzenwurzel in die Nahrungskette und können somit selbst Jahrzehnte nach ihrer Ablagerung zur Strahlenexposition des Menschen über die Ingestion beitragen. Die Radionuklide ^{60}Co und ^{54}Mn können als Korrosionsnuklide auftreten und ebenfalls in Spuren mit Abluft und Abwasser in die Umwelt gelangen. Radioökologisch sind sie aufgrund ihrer Halbwertzeiten von 5,3 Jahren bzw. 312 Tagen langfristig weniger relevant. Kobalt und Mangan sind jedoch als essentielle Spurenelemente für Pflanzen, Tier und Mensch von Bedeutung.

In den Lysimeterversuchen wurden ^{90}Sr als Nitrat, ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn als Chloride trägerfrei bzw. mit der höchstmöglichen spezifischen Radioaktivität eingesetzt. Durch die Anwendung mehrerer Applikationstechniken wurden verschiedene Ablagerungsformen simuliert:

1. Simulation der Ablagerung einer hohen Einzelemission als Folge eines Unfalls in einer kerntechnischen Anlage durch Einmischen der Radionuklide in die 0-1 cm Bodenschicht. Hierzu wurde diese Schicht den Lysimetern entnommen. Der Boden wurde bis auf 5 % Feuchtigkeit getrocknet, gesiebt (≥ 10 mm) und in einen Betonmischer gefüllt. Die Applikation der in je 50 ml

Tabelle 5: Applikation an radioaktivem und elementarem Strontium, Cäsium, Kobalt und Mangan in MBq und μg je Lysimeter, Versuchsbeginn 1978.

Simulation der Ablagerung einer hohen Einzelemission als Folge eines Unfalls und kontinuierlich emittierter, niedriger Radionuklidmengen durch Einmischen in die 0-1 bzw. 0-20 cm Bodenschicht.

		^{90}Sr	^{54}Mn	^{137}Cs	^{60}Co
<u>0-1 cm Bodenschicht</u>					
0,25 m ² Lysimeter	MBq	9,3	9,3	9,3	9,3
	μg	7,3	2,5	7,8	1,8
1 m ² Lysimeter	MBq	37,0	37,0	37,0	37,0
	μg	29,0	10,0	31,0	7,1
<u>0-20 cm Bodenschicht</u>					
0,25 m ² Lysimeter	MBq	13,9	13,9	13,9	13,9
	μg	10,8	3,8	11,5	2,7
1 m ² Lysimeter	MBq	55,5	55,5	55,5	55,5
	μg	43,0	15,0	46,0	10,7

einer 0,05 n HCl gelösten Radionuklide erfolgte mit Hilfe eines Sprühers. Aus meßtechnischen Gründen wurden ^{90}Sr und ^{54}Mn sowie ^{137}Cs und ^{60}Co gemeinsam in einem Lysimeter eingesetzt. Die je Lysimeter applizierte Radioaktivität sowie die Elementmengen sind in Tabelle 5 angegeben. Die spezifische Radioaktivität je kg Boden betrug je Nuklid 2,8 bis 3,0 MBq. Insgesamt wurden in diesem Versuch je 4 0,25 bzw. 1 m² Lysimeter eingesetzt, wovon jeweils 2 mit Parabraunerde bzw. Podsol gefüllt waren.

2. Simulation einer kontinuierlich erfolgenden längerfristigen Kontamination des Bodens mit niedrigen, während des Normalbetriebs von kerntechnischen Anlagen emittierten Radionuklidmengen durch Einmischen von ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn in die 0-20 cm Bodenschicht. Die Applikation erfolgte wie unter 1. beschrieben. Die je Lysimeter und Radionuklid eingesetzte Radioaktivität und Elementmenge sind Tabelle 5 zu entnehmen. Die spezifische Radioaktivität betrug in diesem Versuch 215 bis 222 kBq je kg Boden.

3. Simulation der Ablagerung einer hohen Einzelemission als Folge eines Unfalls in einer kerntechnischen Anlage durch Applikation der Radionuklide auf den Boden bzw. durch Beregnung auf den Bewuchs. In diesem 1982 begonnenen Lysimeterversuch erfolgte die Applikation von ^{90}Sr bzw. ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn , jeweils in 500 ml 0,02 n HNO₃ bzw. 0,02 n HCl gelöst, durch

- a) Pipettieren auf die Bodenoberfläche unter Weidegrasvegetation, wobei eine Kontamination des Bewuchses vermieden wurde,
- b) Beregnung auf Weidegras,
- c) Gießen auf die Bodenoberfläche nach Aussaat von Sommergerste und
- d) Beregnung auf Sommergerste nach dem Ährenschieben.

Die eingesetzte Radioaktivität und Elementmenge sind Tabelle 6 zu entnehmen.

4. Versuche in Kick-Brauckmann-Gefäßen

Für den 1979 begonnenen Versuch erfolgte die Einmischung der Radionuklide ^{90}Sr bzw. ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn , wie bereits

Tabelle 6: Applikation an radioaktivem und elementarem Strontium, Cäsium, Kobalt und Mangan in MBq und μg je Lysimeter, Versuchsbeginn 1982.
Simulation einer hohen Radionuklidablagerung als Folge eines Unfalles.

		^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{54}Mn
<u>Applikation auf Bodenoberfläche</u>					
0,25 m ² Lysimeter	MBq	13,6	28,4	24,5	17,1
(Gras)	μg	10,6	23,5	4,7	4,6
0,5 m ² Lysimeter	MBq	26,7	54,3	44,6	20,4
(Sommergerste)	μg	20,8	45,0	8,6	5,5
<u>Berechnung auf Bewuchs</u>					
0,25 m ² Lysimeter	MBq	13,6	28,4	24,5	17,1
(Gras)	μg	10,6	23,5	4,7	4,6
0,5 m ² Lysimeter	MBq	32,1	51,8	42,8	17,1
(Sommergerste)	μg	25,0	42,9	8,2	4,6

beschrieben, in einem Betonmischer. Mit einer Mischung konnten jeweils 8 Gefäße mit 8 kg Boden gefüllt werden. Der Versuch wurde in Gruppen mit 4 Wiederholungen durchgeführt. Die applizierte Radioaktivität betrug für ^{90}Sr und ^{54}Mn jeweils 370 kBq sowie für ^{137}Cs und ^{60}Co jeweils 185 kBq je kg Boden.

In dem 1982 begonnenen Versuch in Kick-Brauckmann-Gefäßen mit 12 verschiedenen Böden wurde aus meßtechnischen Gründen anstelle des Beta-Strahlers ^{90}Sr der Gamma-Strahler ^{85}Sr eingesetzt. Dadurch konnte die Zahl der Wiederholungen je Boden auf 8 erhöht werden. Die 4 Radionuklide wurden in 0,1 n HCl gelöst, die für 8 kg Boden vorgesehene Radionuklidmenge wurde in einer Vormischung von 1,5 kg Boden homogen verteilt und diese Mischung dem restlichen Boden anschließend beige-mischt. Die applizierte Radioaktivität an ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn betrug 206, 470, 394 bzw. 180 kBq je kg Boden.

5. Kleingefäßversuche: In den 1979 begonnenen Versuchen wurde je Gefäß mit 400 g Trockenboden jeweils nur 1 Radionuklid eingesetzt. Wie bei den übrigen Versuchen wurden ^{90}Sr als Nitrat sowie ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn als Chloride in 0,02 n HNO_3 oder HCl gelöst in den Boden eingemischt. In einem Mischvorgang wurde jeweils eine für 4 Gefäße ausreichende Bodenmenge kontaminiert. Je Gefäß und Radionuklid wurden 148 kBq eingesetzt.

In einem weiteren Kleingefäßversuch (Versuchsbeginn 1982) mit 1,8 kg Trockenboden je Gefäß wurde in einer Gruppe ^{90}Sr und in einer weiteren ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn zusammen eingesetzt. Die Radionuklide wurden zunächst in einer Vormischung von 2 kg Boden eingemischt. Diese Mischung wurde in 60 kg Boden mit Hilfe eines Betonmischer gleichmäßig verteilt und anschließend in die Kleingefäße gefüllt. Die je Gefäß applizierte Radioaktivität betrug für ^{90}Sr 310 kBq, für ^{137}Cs 370 kBq, für ^{60}Co und ^{54}Mn je 185 kBq.

Insgesamt wurden in allen Versuchen relativ hohe Mengen an Radioaktivität eingesetzt. Dies geschah aus mehreren Gründen: Nach den Ergebnissen in der Literatur waren für die untersuchten Radionuklide keine hohen Aufnahmen in die Pflanze zu erwarten. Ferner war vor allen in den Gefäßversuchen die Produktion an Pflanzenmasse und damit die Probenmenge limi-

tiert. Des weiteren sollten lange Meßzeiten und eine zeitaufwendige Analytik zur Bestimmung von ^{90}Sr vermieden werden.

3.5 Pflanzen und Nährstoffversorgung

Zwecks Äquilibrierung der in den Boden eingemischten Radionuklide erfolgte in den 1978 begonnenen Lysimeterversuchen die Aussaat von landwirtschaftlichen Nutzpflanzen erst 1 bis 3 Monate, bei den Versuchen in Kick-Brauckmann- und Kleingefäßen 4 bzw. 2 Wochen nach der Applikation. Während der ersten 3 Jahre wurden in boden-spezifischen Fruchtfolgen die landwirtschaftlichen Nutzpflanzen Zuckerrüben (Parabraunerde) oder Kartoffeln (Podsol), Winterweizen, Sommergerste und als Zwischenfrüchte bei günstigem Vegetationsverlauf die Gemüsekulturen Buschbohnen, Chinakohl, Möhren, Radieschen, Rettich, Salat und Spinat in den Lysimetern angebaut. In den nachfolgenden Jahren wurden hauptsächlich Nutzpflanzen eingesetzt, die direkt zum Verzehr gelangten. Roggen, verschiedene Kohlar ten, Lauch, Zwiebeln, Tomaten und Gurken wurden in die Untersuchungen einbezogen. Auf einigen Lysimetern stand Weidegras in Dauerkultur über den gesamten Versuchszeitraum. In den Gefäß- und Kleingefäßversuchen wurden, soweit möglich, die gleichen Pflanzen, soweit möglich, angebaut.

Eine optimale Nährstoffversorgung, die dem Bodentyp, dem Nährstoffstatus im Boden, der Pflanzenart und Fruchtfolge in den Lysimetern angepaßt war, wurde vor jedem Anbau durch Anwendung eines Mehrnährstoffdüngers gewährleistet. Je nach Anspruch der einzelnen Nutzpflanzen an die Nährstoffversorgung wurde die Stickstoffdüngung auf mehrere Gaben im Verlauf der Vegetationsperiode gesplittet. Die zu den einzelnen Kulturen verabreichten Düngermengen sind in Tabelle 7 angegeben. Weidegras wurde vor Beginn der Vegetationsperiode mit einer Grunddüngung ($60\text{--}80 \text{ g/m}^2$) eines Mehrnährstoffdüngers versorgt. Nach jedem Schnitt wurden zusätzlich 40 g/m^2 eines 25 %igen N-Düngers gegeben. Bei den Gefäß- und Kleingefäßversuchen wurden vor der Aussaat der Pflanzen 2 g eines Mehrnährstoffdüngers je kg Boden eingemischt.

Bei Lysimeterversuchen ist auf eine ausreichende Versorgung des Bodens mit Calcium besonders zu achten. Durch Auswaschung

Tabelle 7: Nährstoffversorgung der Lysimeterböden

Pflanzenart	Pflanzennährstoff, g/m ²			
	N	P	K	Mg
Zuckerrüben	16-24	7-10	20-30	2-4
Kartoffeln	10-16	5- 7	15-20	1-2
Gemüsearten	12-24	6-12	15-30	2-4
Weizen	8-12	4- 6	10-15	1-2
Gerste	6-10	3- 5	8-12	1-2
Roggen	6-10	3- 5	8-12	1-2
Klee	4- 8	4- 6	8-12	2-3
Gras*	6-10	3- 5	8-12	2-3

* Nach jedem Schnitt wurden zusätzlich 4 g N/m² gedüngt.

aus den relativ flachen Profilen können größere Verluste auftreten, die ein Absinken des pH-Wertes im Boden zur Folge haben. In einer Parabraunerde sollten die pH-Werte 5,4 und in einem Podsol 4,2 möglichst nicht unterschreiten. In Abhängigkeit von den angebauten Pflanzen und dem Bodentyp wurden in den Lysimeterversuchen ab 1980 50 bis 100 g Branntkalk/m² ausgebracht. In Einzelfällen betrug die Kalkgabe bis zu 200 g. Eine höhere Kalkung wurde auf dem Podsolboden in mehreren Gaben ausgebracht.

Da die Lysimeter im Freiland aufgestellt waren, war die Wasserversorgung weitgehend durch die Niederschläge - im langjährigen Mittel ca. 650 mm pro Jahr mit relativ gleichmäßiger Verteilung - gewährleistet. Lediglich in Trockenperioden während des Sommers wurde zusätzlich beregnet und zwar ca. 100 mm pro Vegetationsperiode in 10 mm-Dosierungen.

3.6 Probenahme und Aufbereitung

Die Pflanzen wurden zur Nutzungsreife geerntet und - sofern mit Erde kontaminiert - gewaschen. Das Pflanzenmaterial wurde nach Ermittlung des Frisch- oder Erntegewichtes im Trockenschrank bei 60° getrocknet, nach Bestimmung des Trockengewichts gemahlen und in die entsprechenden Meßröhrchen eingewogen.

Im Frühjahr und anfangs auch im Herbst wurden von jedem Lysimeter Bodenproben entnommen. Hierzu wurde ein Pürckhauer-Bohrstock verwendet. Von jeder Versuchsfläche wurden 5 Einzelproben entnommen und in Abschnitte von 0-1, 1-5, 5-15 und 15-40 cm auf den Lysimetern mit Weidevegetation sowie 0-20, 20-30 und 30-40 cm auf den Lysimetern mit Ackernutzung eingeteilt. Die Einzelprobe wurde vereinigt. Der Boden wurde getrocknet, auf ≤ 2 mm gesiebt und in Meßröhrchen eingewogen.

3.7 Radioaktivitätsmessung

Die Messung von ⁹⁰Sr erfolgte über dessen Tochternuklid ⁹⁰Y, das beim Zerfall von ⁹⁰Sr entsteht, unter Ausnutzung des Cerenkov-Effektes. Der Zerfall von ⁹⁰Y ist mit der Aussendung von Beta⁻-Teilchen von 2,27 MeV verbunden. Beim Durchgang dieser Teilchen durch ein optisches Medium tritt der Cerenkov-

Effekt in beträchtlichem Maße auf. Die Messung beruht auf der Wahrnehmung von Photonen, die in diesem optischen Medium entstehen. Für die Messung von ^{90}Sr wurden Flüssigkeits-Szintillations-Spektrometer vom Typ TriCarb 3375 bzw. 460 (Packard) verwendet.

Die Proben mit den Radionukliden ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn sowie ^{85}Sr , das in einem Versuch anstelle des ^{90}Sr eingesetzt wurde, wurden in einem Autogamma-Spektrometer (Packard Tri Carb 5650) mit NaJ-Detektor bzw. in einem Germanium/Lithium (GeLi)-Bohrloch-Detektor mit Vielkanalspektrometer gemessen.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Lysimeterversuche mit 2 Böden

4.1.1 Translokation der Radionuklide im Boden

In den 1978 begonnenen Lysimeterversuchen zur Simulation einer Unfallsituation wurden jeweils im Frühjahr und im Herbst Bodenproben mit einem Pürckhauer-Bohrstock entnommen und in 0-1, 1-5, 5-15 und 15-40 cm Schichten unterteilt (Mittelstaedt et al., 1983). In den Abbildungen 4 und 5 sind die Verlagerung von ^{137}Cs und ^{90}Sr über einen Zeitraum von 7,5 Jahren dargestellt. Generalisierend läßt sich das Ergebnis wie folgt zusammenfassen: Bei ^{137}Cs ergab sich nach 4 Jahren unabhängig vom Bodentyp (Podsol oder Parabraunerde) eine ähnliche Verteilung mit jeweils fast 50 % in der 0-1 cm Applikationsschicht unter Dauerweide sowie einer Verlagerung in die 1-5 cm Krumenschicht von gleichfalls fast 50 % (Abb. 4). In die darunterliegenden Bodenschichten wurden nach einer Verweilzeit von 92 Monaten maximal ca. 10-12 % verlagert (Steffens et al., 1986).

Anders sah die Situation für ^{90}Sr aus (Abb. 5). Unter der Dauerweide war dieses Radionuklid bereits nach 4 Jahren weitgehend aus den beiden oberen Bodenschichten (0-1 und 1-5 cm) ausgewaschen und befand sich überwiegend in der 5-15 cm Bodenschicht. Danach nahm speziell im Podsol die weitere Tiefenverlagerung rasch zu, so daß nach 92 Monaten bis zu 90 % der ursprünglich eingesetzten Radioaktivität in die 15-40 cm Bodenschicht verlagert wurden. Unter Parabraunerde war dieser

Abb. 4 Relative Verteilung von ^{137}Cs im Boden von Freiland-
lysimetern nach Applikation in die 0-1 cm Krumenschicht
und Dauerkultur von Gras.

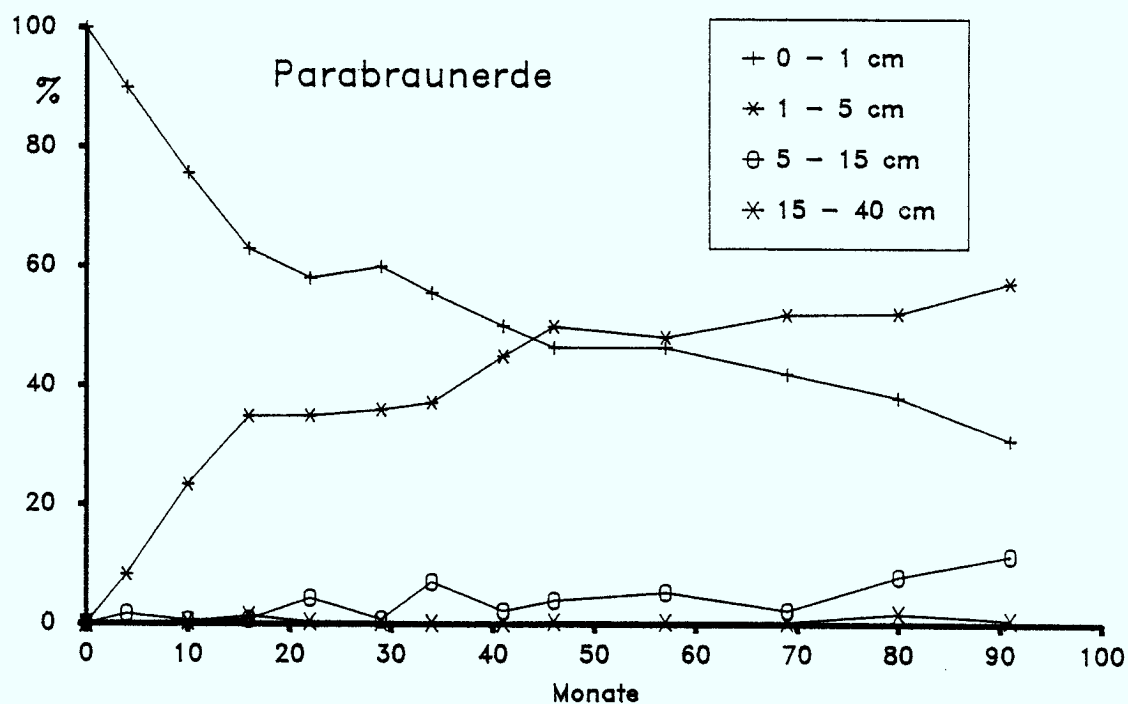
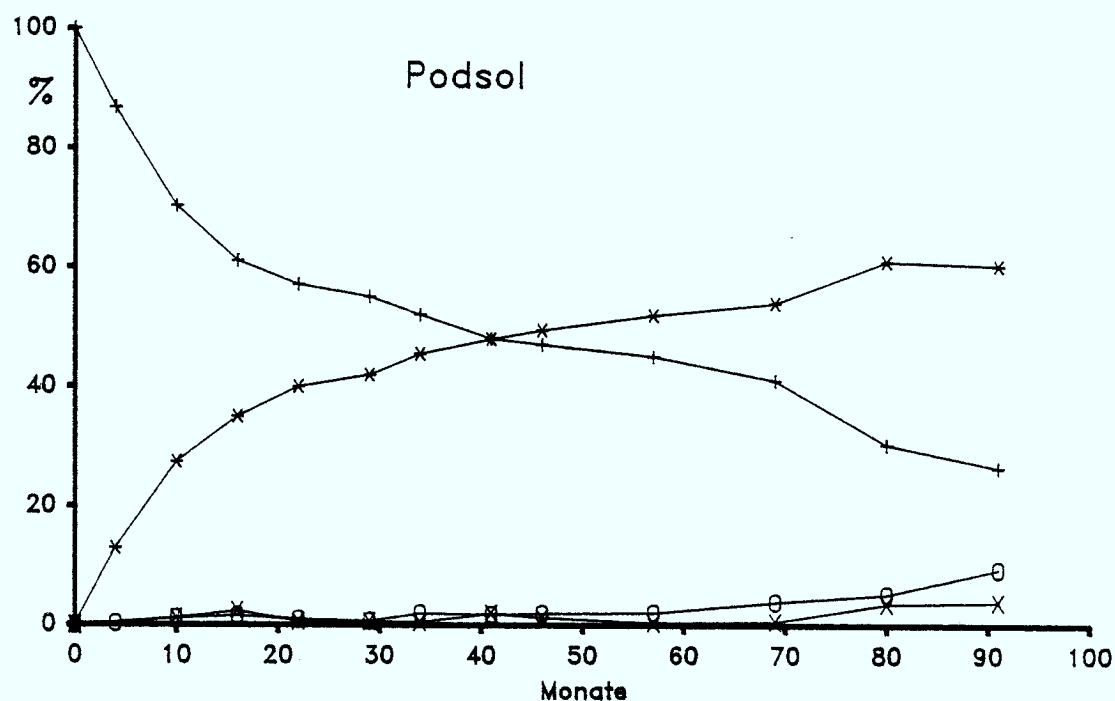
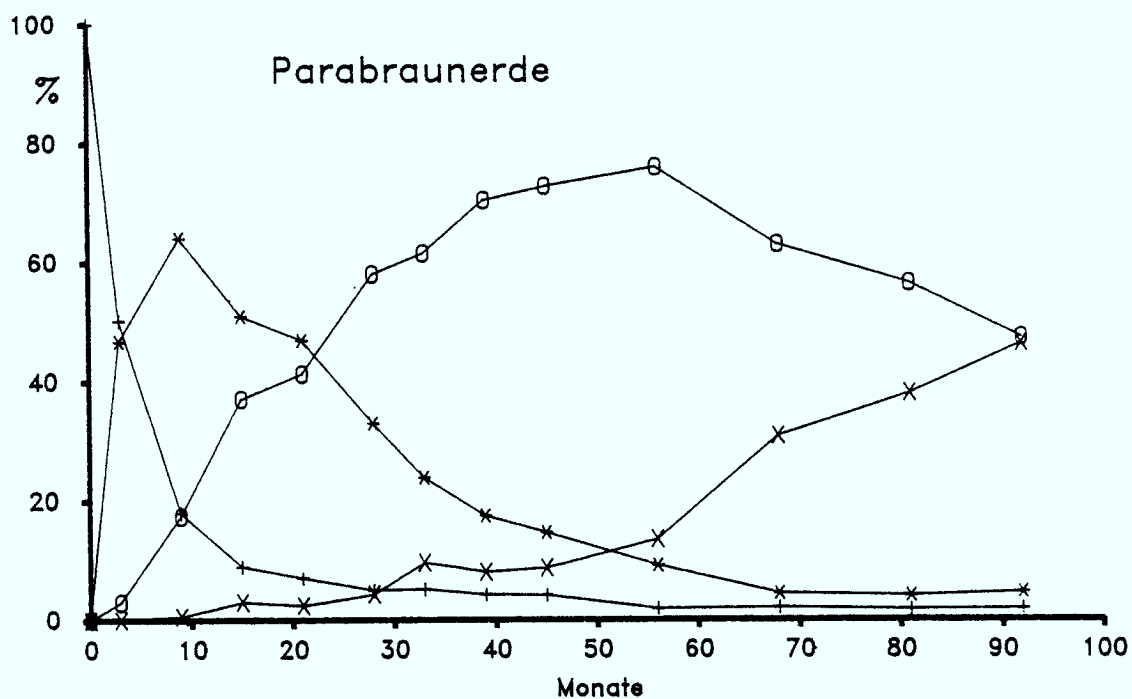
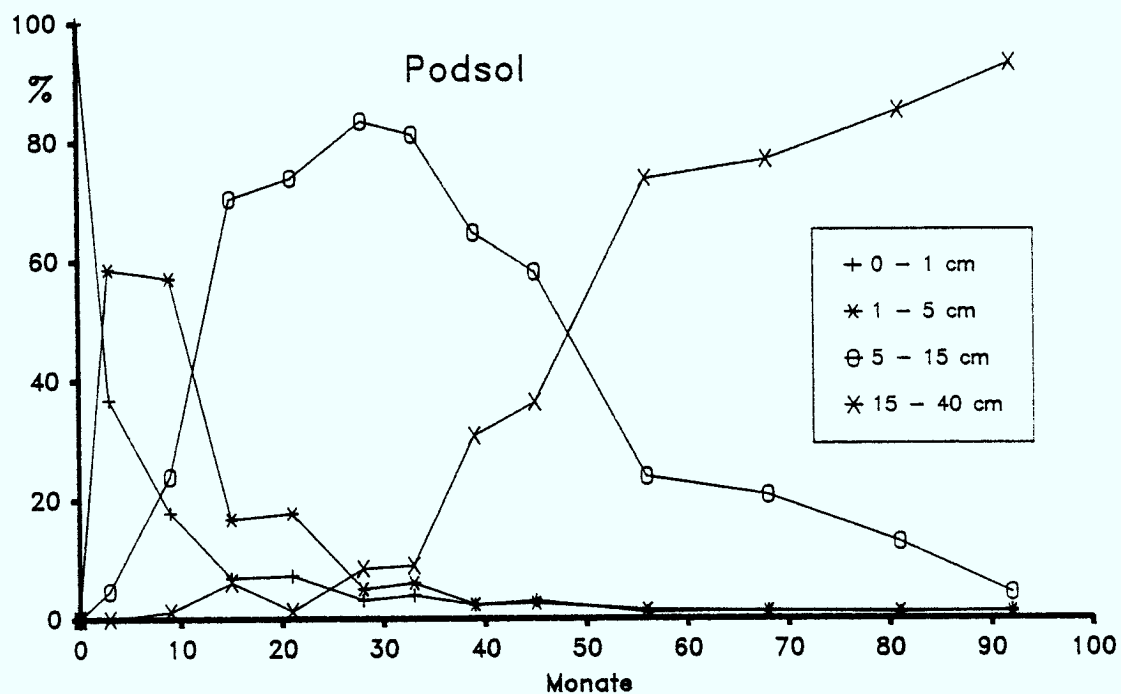


Abb. 5 Relative Verteilung von ^{90}Sr im Boden von Freiland-
lysimetern nach Applikation in die 0-1 cm Krumenschicht
und Dauerkultur von Gras.



Trend nicht so ausgeprägt. Hier ergab sich eine verzögerte Verlagerung, so daß auch nach 92 Monaten Verweilzeit das Radionuklid ^{90}Sr mit ca. 50 % noch in der 5-15 cm Bodenschicht verblieb.

^{60}Co war 48 Monate nach der Applikation in die 0-1 cm Bodenschicht weitgehend aus dieser Schicht verlagert und befand sich bei der Parabraunerde zu gleichen Teilen in der 1-5 und 5-15 cm Bodenschicht, während im Podsolboden die Konzentration in der 5-15 cm Bodenschicht das Maximum schon überschritten hatte und nach ca. 30 Monaten die ^{60}Co -Aktivität in der untersten 15-40 cm Bodenschicht deutlich anstieg.

^{54}Mn war ebenfalls weitgehend aus der Applikationsschicht verlagert worden und befand sich nach 48 Monaten in der Parabraunerde zu etwa gleichen Teilen noch in der 1-5 und 5-15 cm Bodenschicht. Im Podsolboden wurde nach 15 Monaten in den beiden oberen Bodenschichten 0-5 cm nur noch 10 %, dagegen in der 5-15 cm Bodenschicht bereits ca. 75 % der im Boden noch vorhandenen Radioaktivität gemessen.

4.1.2 Transferfaktoren

Den Empfehlungen der als Richtlinie zu § 45 der Strahlenschutzverordnung erlassenen allgemeinen Berechnungsgrundlage zur Bestimmung der Strahlenexposition des Menschen über die Ingestion folgend wurden zur Bestimmung der Transferfaktoren die in den zur Verzehr- oder Nutzungsreife geernteten Pflanzen sowie die im Trockenboden der einzelnen Lysimeter ermittelten Radioaktivitätswerte für ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn verwendet. Die zu Beginn jeder Vegetationsperiode entnommenen Bodenproben repräsentierten die aktuellen Radioaktivitätsgehalte in 0-10 bzw. 0-20 cm Tiefe bei Weide- oder Ackernutzung. Die aus den Meßdaten der 1978 bzw. 1982 begonnenen Freiland-Lysimeterversuche berechneten Transferfaktoren aller untersuchten Radionuklide und Pflanzenarten sind in den Tabellen 10-32 und den Abbildungen 6-12 zusammengestellt.

Die für die einzelnen Vegetationsperioden berechneten mittleren Transferfaktoren für ^{90}Sr in Gras, die aus 6- bzw. 7 Einzelwerten der in 4wöchigen Intervallen geernteten Proben

resultieren, zeigten nach einem leichten Anstieg im 2. Versuchsjahr eine zunächst abnehmende, in der 2. Versuchshälfte jedoch eine stark zunehmende Tendenz bei beiden Böden (Tab. 10-17, Abb. 6 und 7). Im letzten Versuchsjahr (1986) erreichten die mittleren Transferfaktoren für ^{90}Sr in Gras mit 1,1 (Parabraunerde) und 5,8 (Podsol) die höchsten Werte (Tab. 17). Diese Zunahme der mittleren Transferfaktoren für ^{90}Sr ist nicht auf eine mangelnde Nährstoffversorgung und ein damit verbundenes Absinken des pH-Wertes im Boden zurückzuführen. Die gemessenen pH-Werte (Tab. 8 und 9, Lysimeter Nr. 1 und 4) lassen eigentlich auf eine ausreichende Basensättigung der beiden Böden schließen. Als Erklärung für die hohen Transferfaktoren sind eher methodische Gründe anzuführen. In der Allgemeinen Berechnungsgrundlage geht man davon aus, daß die auf den Boden unter Weidevegetation abgelagerten Radionuklide vollständig in der 0-10 cm Bodenschicht über einen längeren Zeitraum verbleiben. Im vorliegenden Versuch wurde die Ablagerung einer hohen Radionuklidmenge als Folge eines Unfalls durch Einmischen in die 0-1 cm Bodenschicht der Lysimeter simuliert. Nach einer Wartezeit von wenigstens 1 Monat wurde in diese Böden Gras eingesät. Wie Abbildung 5 zu entnehmen ist, wird ^{90}Sr im Boden stark verlagert, so daß schließlich nur noch ein Bruchteil des ursprünglich applizierten ^{90}Sr in der 0-10 cm Bodenschicht vorhanden ist. Zur Berechnung der Transferfaktoren jedoch wurde entsprechend der Empfehlung der Allgemeinen Berechnungsgrundlage nur das im Boden der 0-10 cm Bodenschicht gemessene ^{90}Sr herangezogen. Im Laufe des Versuchs sind jedoch die Graswurzeln auch in tiefere Bodenschichten mit höheren ^{90}Sr -Gehalten vorgedrungen und können dort dieses Radionuklid aufnehmen. Dies wird bei dem verwendeten Berechnungsmodus nicht berücksichtigt.

Die einzelnen für ^{90}Sr ermittelten Transferfaktoren zeigten im auf dem Podsol gewachsenen Gras mit Werten von 0,3-7,7 eine wesentlich höhere Variation gegenüber 0,2-1,7 im Gras von der Parabraunerde (Abb. 6 und 7). Im Verlauf der einzelnen Vegetationsperioden wurden die höchsten Transferfaktoren für ^{90}Sr in Gras bei beiden Böden fast ausschließlich im Sommer gefunden (Abb. 6 und 7). Dies weist daraufhin, daß ^{90}Sr nach

Tabelle 8: pH-Werte im Boden der mit Parabraunerde gefüllten Lysimeter Versuchsbeginn 1978

Lysimeter Nr.	Applizierte Radionuklide	pH-Werte				
		1980	1981	1982	1983	1984
1	$^{90}\text{Sr}/^{54}\text{Mn}$	5.0	4.4	5.2	5.5	6.0
2	$^{90}\text{Sr}/^{54}\text{Mn}$	5.6	6.2	6.2	6.2	6.6
9	$^{90}\text{Sr}/^{54}\text{Mn}$	4.5	5.4	4.9	5.1	*
10	$^{90}\text{Sr}/^{54}\text{Mn}$	6.0	6.1	6.3	6.5	*
5	$^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$	5.0	5.2	5.2	5.1	6.2
6	$^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$	4.8	5.1	5.4	5.6	6.1
13	$^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$	6.1	6.0	6.0	5.9	*
14	$^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$	4.8	5.3	5.0	5.5	*

* Die Lysimeter Nr. 9, 10, 13 und 14 waren nur bis 1983 im Versuch

Tabelle 9: pH-Werte im Boden der mit Podsol gefüllten Lysimeter Versuchsbeginn 1978

Lysimeter Nr.	Applizierte Radionuklide	pH-Werte					
		1980	1981	1982	1983	1984	1985
3	$^{90}\text{Sr}/^{54}\text{Mn}$	4.2	4.3	4.6	4.9	5.1	5.2
4	$^{90}\text{Sr}/^{54}\text{Mn}$	4.4	4.8	4.8	4.6	5.8	6.0
11	$^{90}\text{Sr}/^{54}\text{Mn}$	5.0	4.9	4.9	4.9	*	*
12	$^{90}\text{Sr}/^{54}\text{Mn}$	4.5	4.8	4.7	4.9	*	*
7	$^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$	4.2	4.3	4.4	4.5	5.2	6.0
8	$^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$	4.8	5.0	4.9	4.9	5.8	6.2
15	$^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$	5.0	4.7	4.6	4.6	*	*
16	$^{137}\text{Cs}/^{60}\text{Co}$	4.7	4.9	4.8	5.1	*	*

* Die Lysimeter Nr. 11, 12, 15 und 16 waren nur bis 1983 im Versuch

Tabelle 10: Transferfaktoren für ^{90}Sr und ^{54}Mn in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysimetern, Vegetationsperiode 1979

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde			Podsol		
	T.M.	Transferfaktoren		T.M.	Transferfaktoren	
	%	⁹⁰ Sr	⁵⁴ Mn	%	⁹⁰ Sr	⁵⁴ Mn
Winterweizen	95.0	1.346	0.526	96.0	2.768	9.158
Winterweizen	91.0	0.054	0.353	90.0	0.137	3.414
Sommergerste	92.0	1.912	1.325	92.0	2.085	3.400
Sommergerste	95.0	0.087	0.310	95.0	0.166	1.000
Z.-Rüben	13.7	0.206	0.149			
Z.-Rüben	26.8	0.262	0.079			
Kartoffeln				9.2	0.785	1.966
Kartoffeln				21.2	0.029	0.136
Buschbohnen				9.1	0.259	0.494
Kopfsalat	8.6	0.341	0.280	6.3	0.460	0.480
Möhren				11.4	0.164	0.243
Radieschen	5.8	0.127	0.018	5.7	0.098	0.029
Rettich	13.7	0.006	0.002	13.1	0.302	0.106
Spinat				10.1	0.800	3.663
Gras, x 7 Schnitte	20.0	0.500	0.940	20.0	0.780	2.640
Mittelwert der Verzehrspflanzen		0.123	0.193		0.268	1.063

Tabelle 11: Transferfaktoren für ^{90}Sr und ^{54}Mn in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysimetern, Vegetationsperiode 1980

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde				Podsol	
	T.M. %	Transferfaktoren 90Sr	54Mn	T.M. %	Transferfaktoren 90Sr	54Mn
Winterweizen	95.2	3.163	0.299	94.2	5.533	7.398
Winterweizen	90.7	0.320	0.215	91.6	0.659	3.946
Sommergerste	95.2	4.987	0.122	95.0	8.428	7.021
Sommergerste	90.7	0.501	0.091	95.0	0.669	2.725
Z.-Rüben	14.8	1.356	1.073			
Z.-Rüben	26.6	0.623	0.164			
Kartoffeln				9.1	3.673	1.389
Kartoffeln				24.4	0.060	0.048
Buschbohnen				10.4	0.484	0.083
Kopfsalat	6.3	0.594	0.273	4.7	1.540	1.190
Möhren				11.0	0.507	0.188
Radieschen	5.8	0.254	0.002	5.8	0.587	0.045
Rettich	10.9	0.739	0.014	11.4	1.578	0.416
Chinakohl	3.5	0.527	0.034	3.3	0.883	0.501
Gras, x 7 Schnitte	20.0	0.514	0.349	20.0	1.467	2.223
Mittelwert der Verzehrspflanzen		0.489	0.105		0.774	1.016

Tabelle 12: Transferfaktoren für ^{90}Sr in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysimetern,
Vegetationsperiode 1981

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde		Podsol	
	T.M. %	Transferfaktoren	T.M. %	Transferfaktoren
Winterweizen	95.0	0.982	94.8	4.243
Winterweizen	93.6	0.115	95.0	0.386
Roggen	95.1	1.750	95.0	6.668
Roggen	95.0	0.099	95.0	0.361
Z.-Rüben	13.3	0.443		
Z.-Rüben	24.8	0.342		
Kartoffeln			8.0	2.108
Kartoffeln			22.4	0.066
Kopfsalat	5.0	0.185	6.6	0.789
Radisheschen	5.6	0.174	5.7	0.422
Spinat	7.0	0.390	11.3	1.284
Weißkohl	11.8	0.863	10.9	2.705
Rotkohl	12.5	0.811	12.6	1.257
Wirsing	10.7	0.570	10.8	1.287
Gras, x 7 Schnitte	20.0	0.277	20.0	0.371
Mittelwert der Verzehrspflanzen		0.401		0.951

Tabelle 13: Transferfaktoren für ^{90}Sr in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysometern,
Vegetationsperiode 1982

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde		Podsol	
	T.M. %	Transferfaktoren	T.M. %	Transferfaktoren
Roggen	85.2	1.660	84.1	3.265
Roggen	86.2	0.131	85.1	0.229
Kartoffeln	12.1	0.483	11.6	1.389
Kartoffeln	23.5	0.022	21.7	0.031
Buschbohnen	8.4	0.091	8.6	0.251
Feldsalat	7.8	0.469	5.5	0.421
Möhren	10.8	0.054	10.4	0.144
Zwiebeln	6.8	0.453	6.7	1.162
Zwiebeln	13.9	0.150	14.4	0.414
Chinakohl	4.3	0.283	5.4	0.497
Kohlrabi	7.8	0.092	7.5	0.270
Blumenkohl	8.8	0.073	9.3	0.213
Porree	12.2	0.331	13.1	0.678
Tomaten	8.9	0.008	10.3	0.014
Gurken	4.3	0.056	3.8	0.068
Gras, x 7 Schnitte	20.0	0.263	20.0	0.506
Mittelwert der Verzehrspflanzen		0.170		0.338

Tabelle 14: Transferfaktoren für ^{90}Sr in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysimetern,
Vegetationsperiode 1983

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde		Podsol	
	T.M. %	Transferfaktoren	T.M. %	Transferfaktoren
Roggen	85.7	2.487	84.8	5.292
Roggen	88.1	0.137	87.8	0.232
Kartoffeln	10.1	1.034	10.7	4.988
Kartoffeln	23.9	0.040	24.2	0.340
Buschbohnen	9.3	0.154	10.4	0.998
Kopfsalat	3.9	0.255	3.6	0.391
Möhren	14.2	0.320	13.2	1.078
Zwiebeln	7.4	0.668	8.5	4.501
Zwiebeln	13.5	0.283	13.5	1.134
Spinat	10.3	0.540	12.0	2.031
Kohlrabi	11.4	0.330	9.8	1.025
Blumenkohl	8.7	0.087	7.6	0.122
Gurken	3.5	0.069	3.9	0.212
Gras, x 7 Schnitte	20.0	0.803	20.0	3.554
Mittelwert der Verzehrspflanzen		0.262		1.097

Tabelle 15: Transferfaktoren für ^{90}Sr in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysometern,
Vegetationsperiode 1984

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde		Podsol	
	T.M. %	Transferfaktoren	T.M. %	Transferfaktoren
Sommerweizen	84.0	1.923	84.0	7.009
Sommerweizen	84.0	0.120	84.0	0.467
Wintergerste	83.4	2.427	84.4	7.894
Wintergerste	83.9	0.139	84.1	0.702
Kartoffeln	8.0	0.939	6.9	1.669
Kartoffeln	17.7	0.022	17.5	0.085
Buschbohnen	7.5	0.157	7.6	0.251
Kopfsalat	3.4	0.157	3.3	0.263
Feldsalat	10.8	0.586	10.7	0.619
Zwiebeln	5.8	0.309	7.5	0.795
Zwiebeln	15.3	0.208	14.1	0.548
Spinat	11.0	0.500	12.7	1.014
Chinakohl	3.7	0.308	4.2	0.371
Gras, x 7 Schnitte	20.0	0.591	20.0	1.606
Mittelwert der Verzehrspflanzen		0.251		0.512

Tabelle 16: Transferfaktoren für ^{90}Sr in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysometern,
Vegetationsperiode 1985

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde		Podsol	
	T.M. %	Transferfaktoren	T.M. %	Transferfaktoren
Sommerweizen	87.3	2.440	87.6	5.966
Sommerweizen	86.4	0.330	86.8	0.761
Wintergerste	84.5	3.674	85.5	14.990
Wintergerste	91.1	0.237	87.8	1.040
Kartoffeln	10.1	0.871	10.1	1.381
Kartoffeln	16.5	0.002	15.7	0.046
Buschbohnen	19.6	2.531	19.0	7.843
Buschbohnen	9.0	0.199	10.7	0.817
Kopfsalat	3.2	0.191	4.0	0.403
Gras, x 7 Schnitte	20.0	1.029	20.0	3.465
Mittelwert der Verzehrspflanzen		0.192		0.613

Tabelle 17: Transferfaktoren für ^{90}Sr in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysimetern,
Vegetationsperiode 1986

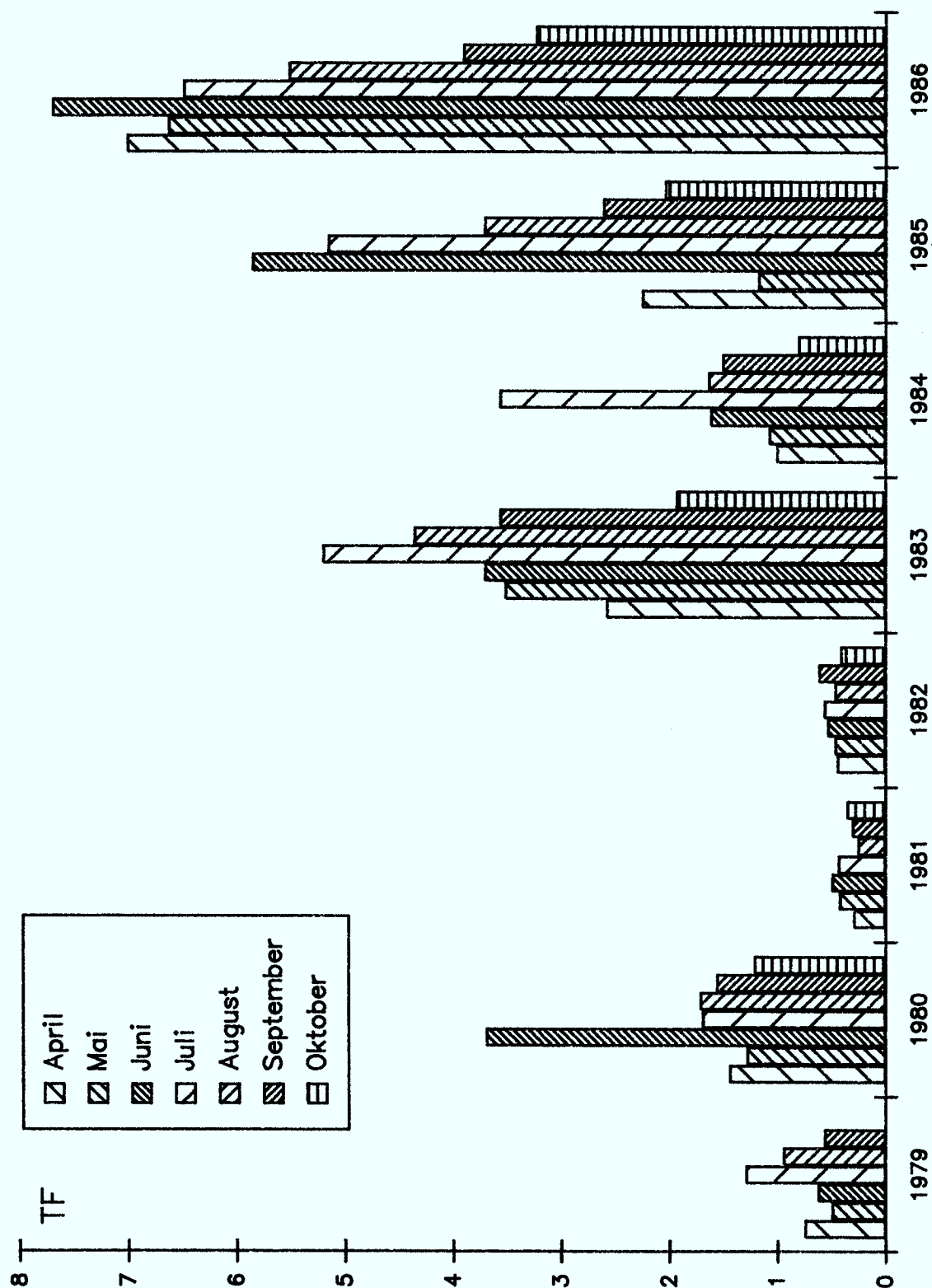
Pflanzenart und -organ	Parabraunerde		Podsol	
	T.M. %	Transferfaktoren	T.M. %	Transferfaktoren
Winterweizen	85.0	4.553	85.0	23.371
Winterweizen	85.0	0.116	85.0	0.667
Sommergerste	85.0	3.783	85.0	11.833
Sommergerste	85.0	0.210	85.0	0.816
Kartoffeln	9.8	1.053	9.2	4.576
Kartoffeln	20.1	0.036	18.1	0.068
Buschbohnen	19.8	2.817	20.2	8.495
Buschbohnen	9.8	0.206	10.1	0.868
Kopfsalat	3.8	0.254	4.1	0.532
Gras, x 7 Schnitte	20.0	1.108	20.0	5.774
Mittelwert der Verzehrspflanzen		0.164		0.590

Abb. 6: Transferfaktoren für ^{90}Sr in Gras aus Freilandlysometern mit Parabraunerde
(Ap-Horizont).

Ergebnisse der Vegetationsperioden 1979-1986.



Abb. 7: Transferfaktoren für ^{90}Sr in Gras aus Freilandlysometern mit Podsol
(Ap-Horizont).
Ergebnisse der Vegetationsperioden 1979-1986.



der Aufnahme durch die Pflanzenwurzel mit dem Transpirationsstrom in der Pflanze verlagert wird. In dem auf dem Podsol gewachsenen Gras wurden um den Faktor 1,5 bis 5 höhere Transferfaktoren für ^{90}Sr errechnet als im Gras von der Parabraunerde. Hierfür sind einige wesentliche Bodeneigenschaften z.B. Tongehalt, pH-Wert, Gehalt an austauschbaren Kationen in erster Linie verantwortlich.

Die in den zum Verzehr gelangenden Pflanzen bzw. Pflanzenorganen berechneten mittleren Transferfaktoren für ^{90}Sr variierten in den einzelnen Vegetationsperioden bei der Parabraunerde zwischen 0,12 und 0,49 sowie beim Podsol zwischen 0,27 und 1,1 (Tab. 10-17). Die Höchstwerte wurden in den auf der Parabraunerde gewachsenen Pflanzen 1980 und in den Pflanzen vom Podsol 1983 ermittelt. Vermutlich besteht auch hier eine Abhängigkeit zum pH-Wert des Bodens (Tab. 8 und 9, Lysimeter Nr. 2 und 3). Die Einzelwerte ließen eine außerordentlich hohe Variation erkennen. Die für ^{90}Sr berechneten Transferfaktoren schwankten in den Pflanzen von der Parabraunerde zwischen 0,006 und 5,0 sowie in den Pflanzen vom Podsol zwischen 0,01 und 23,4. Hierbei sind jedoch die unterschiedlichen Trockenmassegehalte der einzelnen Pflanzen und Pflanzenorgane nicht berücksichtigt. Im allgemeinen wurden in den vegetativen Pflanzenorganen (Blattgemüse, Stroh und Laub) deutlich höhere Transferfaktoren ermittelt als in Getreidekörnern, Speicherorganen (Kartoffeln, Rüben, Zwiebeln) und Früchten (grüne Bohnen, Blumenkohl, Tomaten, Gurken). Auch bei den ackerbaulich genutzten Pflanzen wurden in dem auf dem Podsol erzeugten Produkten im Vergleich zur Parabraunerde 1,5-5fach höhere Transferfaktoren für ^{90}Sr ermittelt. Verantwortlich hierfür sind die sehr unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften beider Böden. Der Einfluß der verschiedenen Bodeneigenschaften auf den Transfer von ^{90}Sr wurde bereits im Literaturteil eingehend diskutiert.

In Tabelle 26 sind die Transferfaktoren für ^{90}Sr sämtlicher untersuchter Pflanzen und Pflanzenorgane entsprechend deren Nutzung in 2 Gruppen zusammengefaßt. In den wichtigsten pflanzlichen Nahrungsmitteln Kartoffeln und Getreide sowie auch in Fruchtgemüse wurden auf beiden Böden relativ niedrige

Transferfaktoren für ^{90}Sr ermittelt, während Blattgemüse auf beiden Böden und Wurzelgemüse auf dem Podsolboden höhere Werte aufwiesen. Aus sämtlichen in den pflanzlichen Nahrungsmitteln errechneten Transferfaktoren wurden Mittelwerte gebildet. Diese betrugen in den auf der Parabraunerde erzeugten Nahrungsmitteln 0,2 sowie in denjenigen vom Podsol 0,54 und bestätigen den in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage angegebenen Transferfaktor für ^{90}Sr von 0,4 als hinreichend konservativ. In den Futterpflanzen wurden jedoch mit 1,28 (Parabraunerde) und 5,0 (Podsol) um den Faktor 3 bzw. 12,5 höhere Transferfaktoren für ^{90}Sr als in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage angegeben ermittelt.

Die für ^{137}Cs errechneten Transferfaktoren sind in den Tabellen 18 bis 25 angegeben. Die aus 6 bzw. 7 Einzelwerten je Vegetationsperiode errechneten mittleren Transferfaktoren für ^{137}Cs schwankten im Gras von der Parabraunerde zwischen 0,0015 und 0,015 sowie im Gras vom Podsol zwischen 0,029 und 0,43. Die Variationsbreite des Datenkollektivs von je 55 Werten der Jahre 1979 bis 1986 betrug im Gras von der Parabraunerde 0,002 bis 0,033 und im Gras vom Podsol 0,013 bis 0,60 (Abb. 8 und 9). Die höchsten Werte wurden 1981 (Parabraunerde) bzw. 1982 (Podsol) gefunden. Die niedrigsten gegen Ende des Versuchs in den Jahren 1985 und 1986. In den ersten Vegetationsperioden des Versuchs war ein Anstieg der Transferfaktoren für ^{137}Cs im Gras von beiden Böden zu beobachten, in der 2. Hälfte der Versuchsperiode folgte eine kontinuierliche Abnahme (Abb. 8 und 9). Dieser Trend der Transferfaktoren für ^{137}Cs im Gras kann nur zum Teil durch die Veränderung der pH-Werte im Boden, die in den letzten 3 Vegetationsperioden angehoben wurden (Tab. 8 und 9, Lysimeter Nr. 8 und 9), erklärt werden. Ein wesentlicher Grund für die Entwicklung der Transferfaktoren für ^{137}Cs im Gras ist im Verhalten des Cäsiums im Boden zu suchen. Nach dem Einmischen in die 0-1 cm Bodenschicht wird ^{137}Cs nur sehr langsam in den beiden Böden verlagert. Wie Abbildung 4 zu entnehmen ist, liegen selbst 8 Jahre nach der Applikation noch mehr als 90 % des ^{137}Cs in der 0-10 cm Bodenschicht und damit in der Zone vor, in der die Aufnahme über die Graswurzel hauptsächlich erfolgt. Innerhalb der einzelnen Vegetationsperioden erfolgte die Aufnahme, wie die

Tabelle 18: Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{60}Co in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysometern, Vegetationsperiode 1979.

Pflanzenart und -organ		Parabraunerde			Podsol		
		T.M.	Transferfaktoren	T.M.	Transferfaktoren		
		%	^{137}Cs	%	^{137}Cs	^{60}Co	^{60}Co
Winterweizen	Stroh	95.0	4.6 E-3	96.0	1.1 E-1	2.6 E-1	
Winterweizen	Korn	91.0	1.0 E-3	90.0	5.9 E-2	2.0 E-1	
Sommergerste	Stroh	92.0	5.1 E-3	92.0	8.1 E-2	1.8 E-2	
Sommergerste	Korn	95.0	2.3 E-3	95.0	3.9 E-2	1.3 E-2	
Z.-rüben/Kart. *	Blatt	17.1	9.0 E-3	10.7	5.7 E-2	3.2 E-1	
Z.-rüben/Kart. *	Knolle	26.8	4.0 E-3	21.7	5.3 E-2	9.0 E-2	
Buschbohnen	gr. Bohnen			8.9	7.1 E-3	9.8 E-2	
Kopfsalat		7.7	3.6 E-3	5.7	1.8 E-2	7.5 E-3	
Möhren	Rübe			10.7	9.8 E-3	2.2 E-2	
Radisheschen	Rübe	5.3	4.0 E-4	5.3	3.5 E-3	5.0 E-3	
Rettich	Rübe	14.2	n.n	13.8	6.8 E-3	8.5 E-3	
Spinat				9.7	2.1 E-2	4.1 E-1	
Gras, x 7 Schnitte		20.0	9.5 E-3	20.0	1.0 E-1	2.2 E-1	
Mittelwert der Verzehrspflanzen			1.8 E-3		2.4 E-2	9.5 E-2	

* Zuckerrüben auf Parabraunerde, Kartoffeln auf Podsol

Tabelle 19: Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{60}Co in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysimetern, Vegetationsperiode 1980.

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde				Podsol		
	T.M.	Transferfaktoren	^{60}Co	T.M.	Transferfaktoren	^{137}Cs	^{60}Co
	%	^{137}Cs	%	%	^{137}Cs	%	%
Winterweizen	95.0	1.1 E-3	2.7 E-3	95.0	8.4 E-2	1.4 E-1	1.4 E-1
Winterweizen	92.0	7.0 E-4	4.0 E-3	92.0	4.0 E-2	1.5 E-1	1.5 E-1
Sommergerste	95.0	2.2 E-3	7.1 E-3	95.0	7.9 E-2	4.9 E-1	4.9 E-1
Sommergerste	92.0	1.0 E-3	5.3 E-3	92.0	2.5 E-2	1.5 E-1	1.5 E-1
Z.-rüben/Kart.*	12.0	5.9 E-3	1.9 E-2	8.7	4.9 E-2	7.8 E-2	7.8 E-2
Z.-rüben/Kart.*	25.4	1.5 E-3	1.0 E-3	24.0	3.6 E-2	2.1 E-2	2.1 E-2
Buschbohnen				11.4	4.7 E-3	6.5 E-3	6.5 E-3
Kopfsalat	4.2	1.6 E-2	3.6 E-2	4.6	1.1 E-2	4.5 E-2	4.5 E-2
Möhren				12.5	2.5 E-2	6.6 E-3	6.6 E-3
Radishes	5.7	6.0 E-4	4.1 E-3	5.7	7.6 E-2	4.2 E-2	4.2 E-2
Rettich	12.1	3.1 E-3	1.2 E-2	11.6	1.5 E-2	8.4 E-2	8.4 E-2
Chinakohl	3.6	1.0 E-3	1.3 E-3	3.1	2.8 E-2	2.4 E-2	2.4 E-2
Gras, x 7 Schnitte	20.0	6.8 E-3	1.3 E-1	20.0	9.1 E-2	1.2 E-1	1.2 E-1
Mittelwert der Verzehrspflanzen		3.7 E-3	1.0 E-2		2.9 E-2	5.9 E-2	5.9 E-2

* Zuckerrüben auf Parabraunerde, Kartoffeln auf Podsol

Tabelle 20: Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{60}Co in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysometern, Vegetationsperiode 1981.

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde				Podsol			
	T.M.	Transferfaktoren	^{137}Cs	^{60}Co	T.M.	Transferfaktoren	^{137}Cs	^{60}Co
	%				%			
Winterweizen	89.2	3.3 E-3	2.7 E-3	89.2	1.3 E-1	4.7 E-2		
Winterweizen	94.9	6.4 E-4	9.6 E-4	94.8	3.1 E-2	2.7 E-2		
Roggen	95.0	4.4 E-3	1.7 E-3	95.0	9.3 E-2	1.0 E-1		
Roggen	95.0	7.3 E-4	9.8 E-4	95.0	2.5 E-2	5.3 E-2		
Z.-rüben/Kart. *	12.8	6.7 E-3	5.3 E-3	8.4	1.8 E-2	1.6 E-1		
Z.-rüben/Kart. *	24.9	2.7 E-3	4.0 E-3	21.1	1.0 E-2	2.7 E-2		
Kopfsalat	3.6	2.3 E-3	1.7 E-3	4.9	3.0 E-2	1.5 E-2		
Radieschen	5.4	2.0 E-4	7.5 E-4	5.1	3.5 E-3	3.8 E-3		
Spinat	13.6	9.9 E-3	1.5 E-2	14.3	3.0 E-2	1.2 E-1		
Weißkohl	12.6	1.1 E-3	1.1 E-3	9.4	5.3 E-2	4.6 E-2		
Rotkohl	12.5	1.3 E-3	2.2 E-3	11.2	9.6 E-2	4.7 E-2		
Wirsing	9.6	1.8 E-3	4.6 E-3	9.1	3.7 E-2	1.0 E-1		
Gras, x 7 Schnitte	20.0	1.5 E-2	1.0 E-1	20.0	1.8 E-1	6.0 E-2		
Mittelwert der Verzehrspflanzen		2.2 E-3	3.4 E-3		3.5 E-2	4.9 E-2		

* Zuckerrüben auf Parabraunerde, Kartoffeln auf Podsol

Tabelle 21: Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{60}Co in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysometern, Vegetationsperiode 1982.

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde				Podsol			
	T.M.		Transferfaktoren		T.M.		Transferfaktoren	
	%	^{137}Cs	^{60}Co	%	^{137}Cs	^{60}Co	%	^{137}Cs
Roggen	82.8	3.4 E-3	2.2 E-3	81.3	8.3 E-2	1.2 E-2		
Roggen	89.3	1.3 E-3	4.2 E-4	89.5	6.4 E-2	1.1 E-3		
Kartoffeln	12.5	4.9 E-2	1.3 E-1	12.5	1.9 E-1	3.0 E-1		
Kartoffeln	22.9	1.0 E-2	2.1 E-2	20.7	1.2 E-1	5.2 E-2		
Buschbohnen	9.3	8.0 E-4	9.9 E-4	8.9	2.4 E-2	7.8 E-2		
Feldsalat	7.2	1.9 E-3	4.0 E-3	6.7	2.4 E-2	1.3 E-1		
Möhren	11.3	5.5 E-3	6.1 E-3	11.0	1.3 E-2	1.1 E-2		
Zwiebeln	9.7	1.7 E-3	2.1 E-3	7.5	4.8 E-3	2.0 E-2		
Zwiebeln	13.7	1.4 E-4	5.2 E-4	13.8	6.7 E-3	2.2 E-2		
Chinakohl	4.3	3.5 E-3	8.9 E-4	4.5	3.7 E-2	1.3 E-2		
Kohlrabi	8.1	1.8 E-2	6.6 E-3	7.5	1.2 E-1	1.3 E-2		
Blumenkohl	11.5	4.6 E-2	8.5 E-3	8.0	1.8 E-1	3.3 E-2		
Porree	10.9	2.0 E-3	5.4 E-3	12.2	1.2 E-2	6.0 E-2		
Tomaten	7.9	1.7 E-3	1.3 E-3	9.5	3.3 E-2	4.9 E-3		
Gurken	4.3	1.5 E-3	6.3 E-4	4.2	1.9 E-2	1.9 E-2		
Gras, x 7 Schnitte	20.0	9.5 E-3	3.6 E-2	20.0	4.3 E-1	7.6 E-2		
Mittelwert der Verzehrspflanzen		7.2 E-3	4.5 E-3		5.1 E-2	3.5 E-2		

Tabelle 22: Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{60}Co in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysometern, Vegetationsperiode 1983

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde				Podsol	
	T.M.	Transferfaktoren	T.M.	Transferfaktoren	^{137}Cs	^{60}Co
	%	^{137}Cs	%	^{60}Co		
Roggen	87.1	1.2 E-3	74.7	1.0 E-2	8.7 E-2	1.3 E-1
Roggen	86.7	1.4 E-3	86.9	n.n.	5.6 E-2	4.6 E-2
Kartoffeln	8.7	1.5 E-3	8.7	5.0 E-3	8.1 E-3	1.1 E-1
Kartoffeln	24.3	5.1 E-4	24.3	8.8 E-4	9.2 E-3	1.9 E-2
Buschbohnen	10.3	1.9 E-4	10.9	3.6 E-3	6.7 E-3	9.8 E-2
Kopfsalat	3.3	1.1 E-3	3.1	5.6 E-4	5.2 E-3	3.2 E-3
Möhren	14.1	2.1 E-3	12.7	1.6 E-4	9.2 E-3	3.7 E-3
Zwiebeln	7.5	5.9 E-4	7.2	1.3 E-3	5.3 E-3	1.6 E-2
Zwiebeln	13.9	2.3 E-4	14.2	6.9 E-4	2.1 E-3	7.7 E-3
Spinat	11.0	2.5 E-3	11.7	2.2 E-3	1.0 E-2	8.1 E-2
Kohlrabi	10.0	6.8 E-4	10.0	1.0 E-4	3.7 E-2	5.2 E-3
Blumenkohl	8.8	1.2 E-3	7.4	8.8 E-5	5.5 E-2	1.1 E-2
Gurken	4.1	1.6 E-4	4.1	4.8 E-5	9.8 E-3	8.9 E-3
Gras, x 7 Schnitte	20.0	4.7 E-3	20.0	1.4 E-2	2.4 E-1	1.0 E-1
Mittelwert der Verzehrspflanzen		9.7 E-4		9.6 E-4	1.9 E-2	2.7 E-2

Tabelle 23: Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{60}Co in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysometern, Vegetationsperiode 1984

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde				Podsol	
	T.M.	Transferfaktoren	T.M.	Transferfaktoren	137Cs	60Co
	%	137Cs	%	60Co		
Sommerweizen	80.0	2.0 E-3	80.0	5.1 E-4	6.6 E-2	1.1 E-2
Sommerweizen	84.0	9.0 E-4	84.0	4.2 E-4	4.1 E-2	5.2 E-2
Wintergerste	79.8	3.1 E-3	80.0	5.1 E-4	8.9 E-2	3.8 E-2
Wintergerste	83.9	1.4 E-3	84.0	4.5 E-4	3.8 E-2	2.6 E-2
Kartoffeln	8.6	3.7 E-3	8.5	6.5 E-3	5.5 E-2	7.0 E-2
Kartoffeln	18.2	1.3 E-3	18.0	8.8 E-4	2.9 E-2	1.1 E-2
Buschbohnen	9.8	1.5 E-3	18.7	9.3 E-4	2.2 E-2	1.1 E-2
Kopfsalat	2.7	2.2 E-3	3.5	1.1 E-3	1.2 E-2	8.5 E-3
Feldsalat	8.0	8.5 E-3	4.3	4.3 E-2	6.5 E-3	4.0 E-3
Zwiebeln	6.1	1.3 E-3	6.9	1.0 E-3	8.1 E-3	1.2 E-2
Zwiebeln	14.6	2.8 E-4	14.0	8.4 E-5	4.6 E-3	5.2 E-3
Spinat	9.0	2.2 E-3	8.1	3.2 E-3	1.4 E-2	5.2 E-2
Chinakohl	3.7	2.8 E-3	3.8	3.9 E-4	4.1 E-2	7.5 E-3
Gras, x 7 Schnitte	20.0	3.2 E-3	20.0	1.5 E-2	1.1 E-1	6.6 E-2
Mittelwert der Verzehrspflanzen		2.2 E-3		5.1 E-3	2.2 E-2	1.9 E-2

Tabelle 24: Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{60}Co in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysometern, Vegetationsperiode 1985.

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde				Podsol		
	T.M. %	Transferfaktoren ^{137}Cs	^{60}Co	T.M. %	Transferfaktoren ^{137}Cs	^{60}Co	
Sommerweizen	86.2	5.7 E-3	1.9 E-3	85.0	4.2 E-2	2.7 E-2	
Sommerweizen	86.5	1.8 E-3	2.8 E-3	91.1	1.8 E-2	1.7 E-3	
Wintergerste	67.8	2.1 E-3	5.7 E-4	76.1	2.5 E-2	8.7 E-3	
Wintergerste	86.6	7.3 E-4	2.9 E-4	87.6	1.5 E-2	3.2 E-3	
Kartoffeln	12.2	3.0 E-3	2.1 E-3	9.1	9.8 E-3	3.8 E-2	
Kartoffeln	15.4	9.5 E-4	2.7 E-4	15.1	1.8 E-3	1.7 E-2	
Buschbohnen	20.7	2.9 E-3	3.6 E-3	17.9	1.2 E-2	6.5 E-3	
Buschbohnen	10.2	6.4 E-4	1.5 E-4	10.5	6.1 E-3	5.5 E-3	
Kopfsalat	3.9	4.1 E-3	1.1 E-3	4.3	1.5 E-2	3.8 E-3	
Gras, x 7 Schnitte	20.0	1.5 E-3	9.6 E-3	20.0	2.9 E-2	2.8 E-2	
Mittelwert der Verzehrspflanzen		1.6 E-3	9.2 E-3		1.1 E-2	6.2 E-3	

Tabelle 25: Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{60}Co in verschiedenen Nutzpflanzen aus Freilandlysimetern, Vegetationsperiode 1986.

Pflanzenart und -organ	Parabraunerde				Podsol	
	T.M.	Transferfaktoren	T.M.	Transferfaktoren	^{137}Cs	^{60}Co
	%	^{137}Cs	%	^{60}Co		
Winterweizen	85.0	2.4 E-3	85.0	9.6 E-4	3.3 E-2	3.7 E-2
Winterweizen	85.0	1.9 E-3	85.0	6.4 E-4	9.1 E-3	1.0 E-2
Sommergerste	85.0	4.3 E-3	85.0	2.7 E-3	1.3 E-2	1.4 E-2
Sommergerste	85.0	1.6 E-3	85.0	1.9 E-3	4.1 E-3	5.2 E-3
Kartoffeln	8.1	1.9 E-3	10.2	1.4 E-3	5.3 E-2	4.1 E-2
Kartoffeln	19.0	7.5 E-4	17.7	3.6 E-4	1.1 E-2	1.8 E-2
Buschbohnen	20.4	2.0 E-3	8.2	8.9 E-4	7.4 E-3	2.3 E-3
Buschbohnen	10.7	5.6 E-4	10.8	2.7 E-4	4.3 E-3	1.8 E-3
Kopfsalat	3.9	5.8 E-4	4.3	1.4 E-4	2.7 E-3	3.5 E-3
Gras x 7 Schnitte	20.0	2.7 E-3	20.0	1.6 E-2	3.8 E-2	2.1 E-2
Mittelwert der Verzehrspflanzen		1.1 E-3		6.6 E-4	6.2 E-3	7.7 E-3

Tabelle 26: Transferfaktoren für ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn in pflanzlichen Nahrungsmitteln und Futterpflanzen. Mittelwerte aus Versuchen in Freilandlysimetern 1979-1986.
Transferfaktoren in der allgemeinen Berechnungsgrundlage:

$$^{90}\text{Sr}=0.4, \quad ^{137}\text{Cs}=0.05, \quad ^{60}\text{Co}=0.02, \quad ^{54}\text{Mn}=0.5$$

Pflanzengruppen	Parabraunerde				Podsol			
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	⁵⁴ Mn	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	⁵⁴ Mn
Getreide	0.185	0.0012	0.0024	0.242	0.521	0.0332	0.0527	2.771
Kartoffeln	0.024	0.0027	0.0047		0.091	0.0338	0.0319	0.092
Wurzelgemüse	0.241	0.0028	0.0036	0.009	0.597	0.0229	0.0200	0.171
Blattgemüse	0.439	0.0033	0.0060	0.196	1.091	0.0232	0.0531	1.459
Fruchtgemüse	0.110	0.0054	0.0017		0.380	0.0310	0.0313	0.289
Mittelwert	0.200	0.0031	0.0037	0.149	0.536	0.0288	0.0378	0.956
Stroh	2.649	0.0032	0.0037	0.568	7.810	0.0725	0.0952	6.744
Gras	0.636	0.0066	0.0551	0.645	2.190	0.1523	0.0864	2.432
Rüben u. Blatt	0.539	0.0050	0.0086	0.366				
Mittelwert	1.275	0.0049	0.0225	0.526	5.000	0.1124	0.0908	4.588

Abb. 8: Transferfaktoren für ^{137}Cs in Gras aus Freilandlysometern mit Parabraunerde
(Ap-Horizont).
Ergebnisse der Vegetationsperioden 1979-1986.

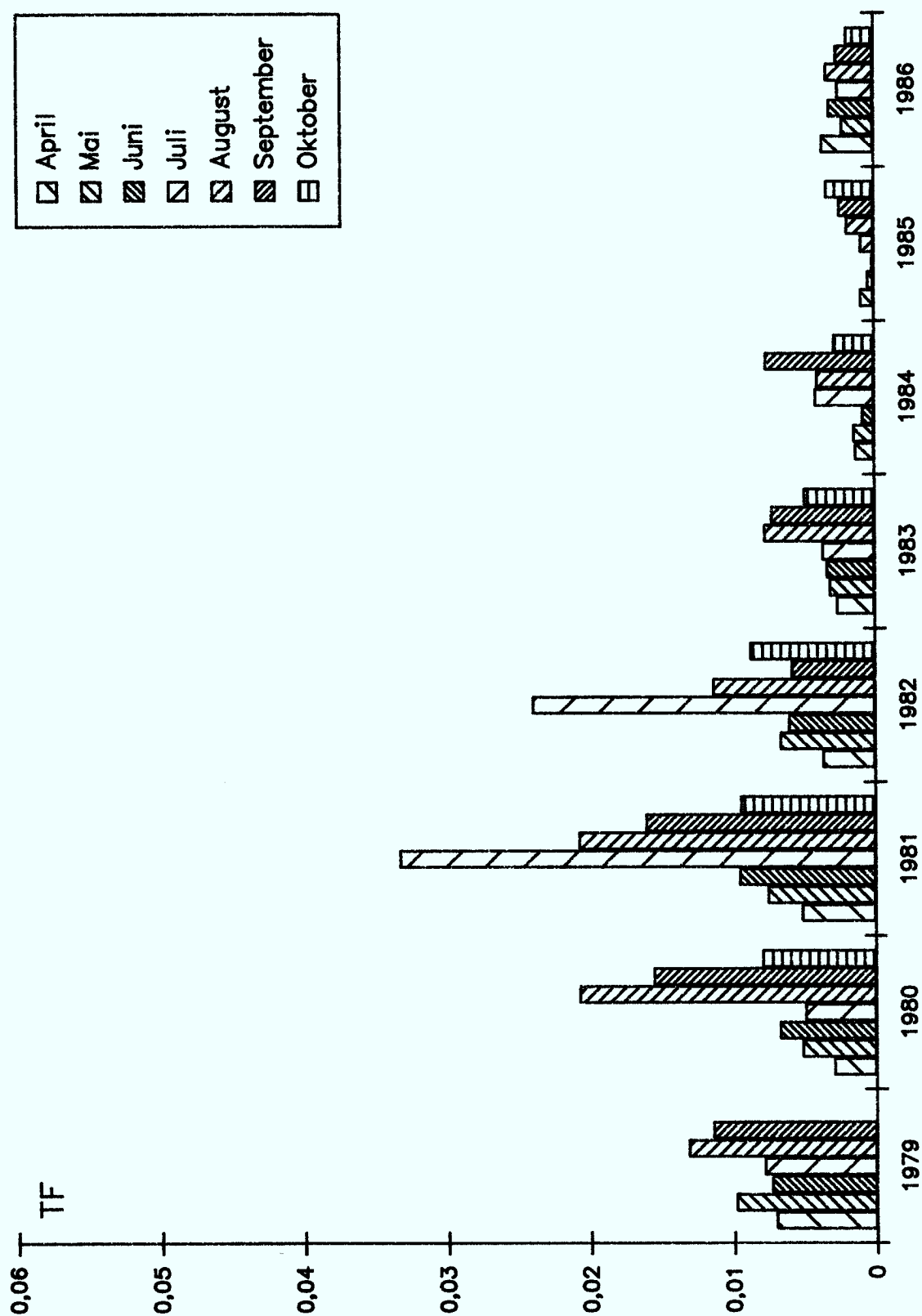
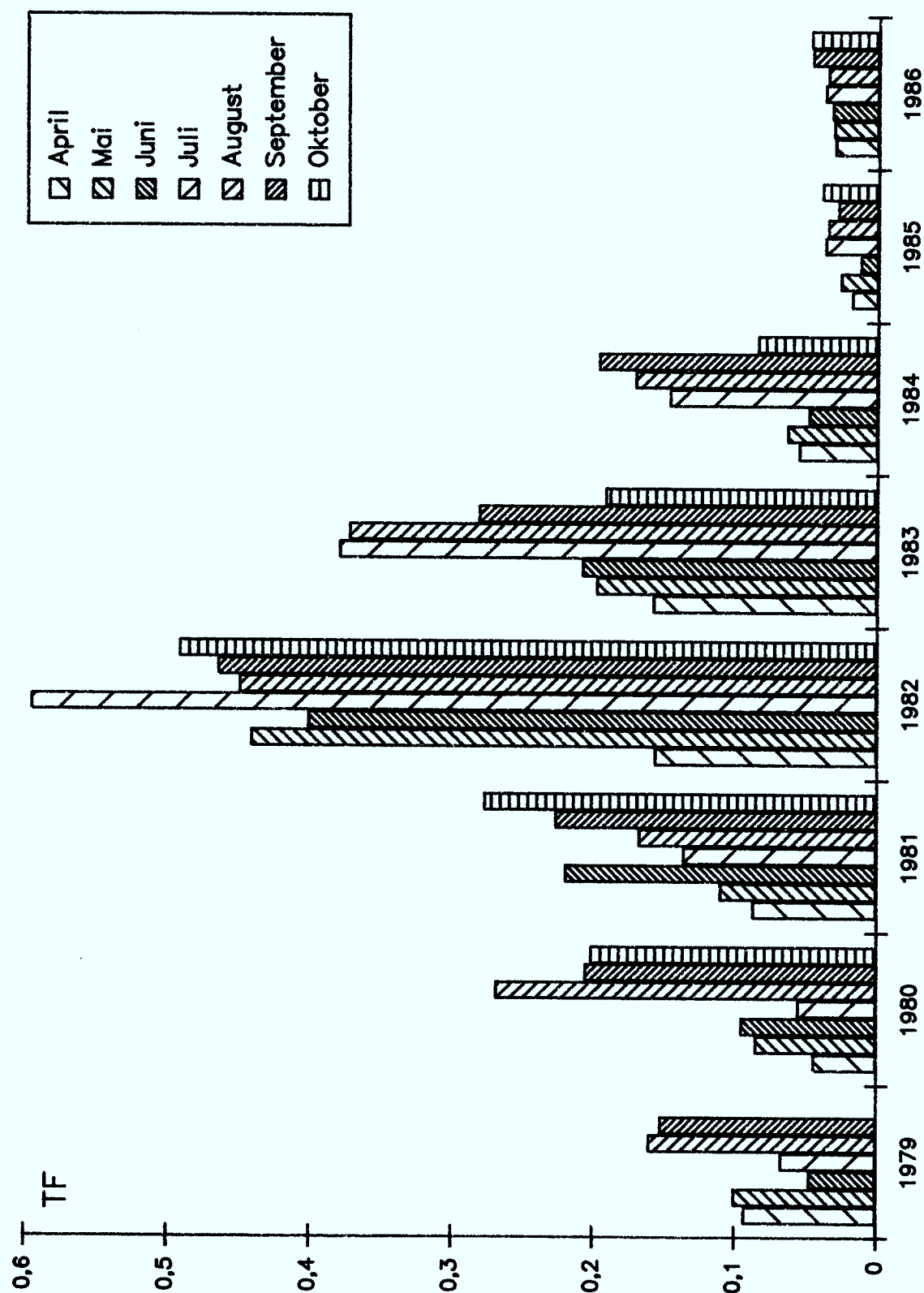


Abb. 9: Transferfaktoren für ^{137}Cs in Gras aus Freilandlysometern mit Podsol
(Ap-Horizont).
Ergebnisse der Vegetationsperioden 1979-1986.



Transferfaktoren für ^{137}Cs in Gras erkennen lassen hauptsächlich in den Sommermonaten entsprechend der höheren Transpirationsrate. In dem auf dem Podsol gewachsenen Gras wurden 10-15fach höhere Transferfaktoren für ^{137}Cs im Vergleich zur Parabraunerde ermittelt.

Die Transferfaktoren für ^{137}Cs aus den Lysimeterversuchen mit Simulierung einer langfristigen niedrigen Ablagerung durch Einmischen der Radionuklide in die 0-20 cm Bodenschicht sind in den Tabellen 18 bis 25 widergegeben. Die in den Verzehrspflanzen für die einzelnen Vegetationsperioden berechneten Mittelwerte der Transferfaktoren für ^{137}Cs in den auf Parabraunerde bzw. Podsol erzeugten Verzehrspflanzen variieren zwischen 0,001 und 0,007 bzw. 0,006 und 0,51. Die höchsten Mittelwerte wurden für beide Bodentypen in der Vegetationsperiode 1982 errechnet. Die Extremwerte der Transferfaktoren für ^{137}Cs sämtlicher Pflanzenproben liegen bei der Parabraunerde zwischen nicht nachweisbar und 0,05 und beim Podsol zwischen 0,002 und 0,19. Die Variation der Transferfaktoren ist beim ^{137}Cs somit bei weitem nicht so hoch wie beim ^{90}Sr . Im Laufe des Versuchs wurden die höchsten Transferfaktoren in der Vegetationsperiode 1982 ermittelt. Bis zum Versuchsende war eine kontinuierliche Abnahme der Transferfaktoren für ^{137}Cs in Pflanzen von beiden Böden zu beobachten. Dieses Ergebnis ist nur zum Teil auf die zum Versuchsende ansteigenden pH-Werte beider Böden zurückzuführen. Vielmehr kann man nach den Ergebnissen in der Literatur davon ausgehen, daß ^{137}Cs mit zunehmender Versuchsdauer immer stärker im Boden fixiert und für die Wurzelaufnahme immer weniger verfügbar wird. In den auf dem Podsol gewachsenen Pflanzen wurden deutlich höhere Transferfaktoren für ^{137}Cs errechnet als im Bewuchs von der Parabraunerde. Die Unterschiede können 1-2 Größenordnungen betragen und sind damit deutlich höher als die bei den Transferfaktoren für ^{90}Sr festgestellten. Verantwortlich für die Variation der Transferfaktoren zwischen den beiden Böden sind in erster Linie die bereits vorhin erwähnten unterschiedlichen Bodeneigenschaften.

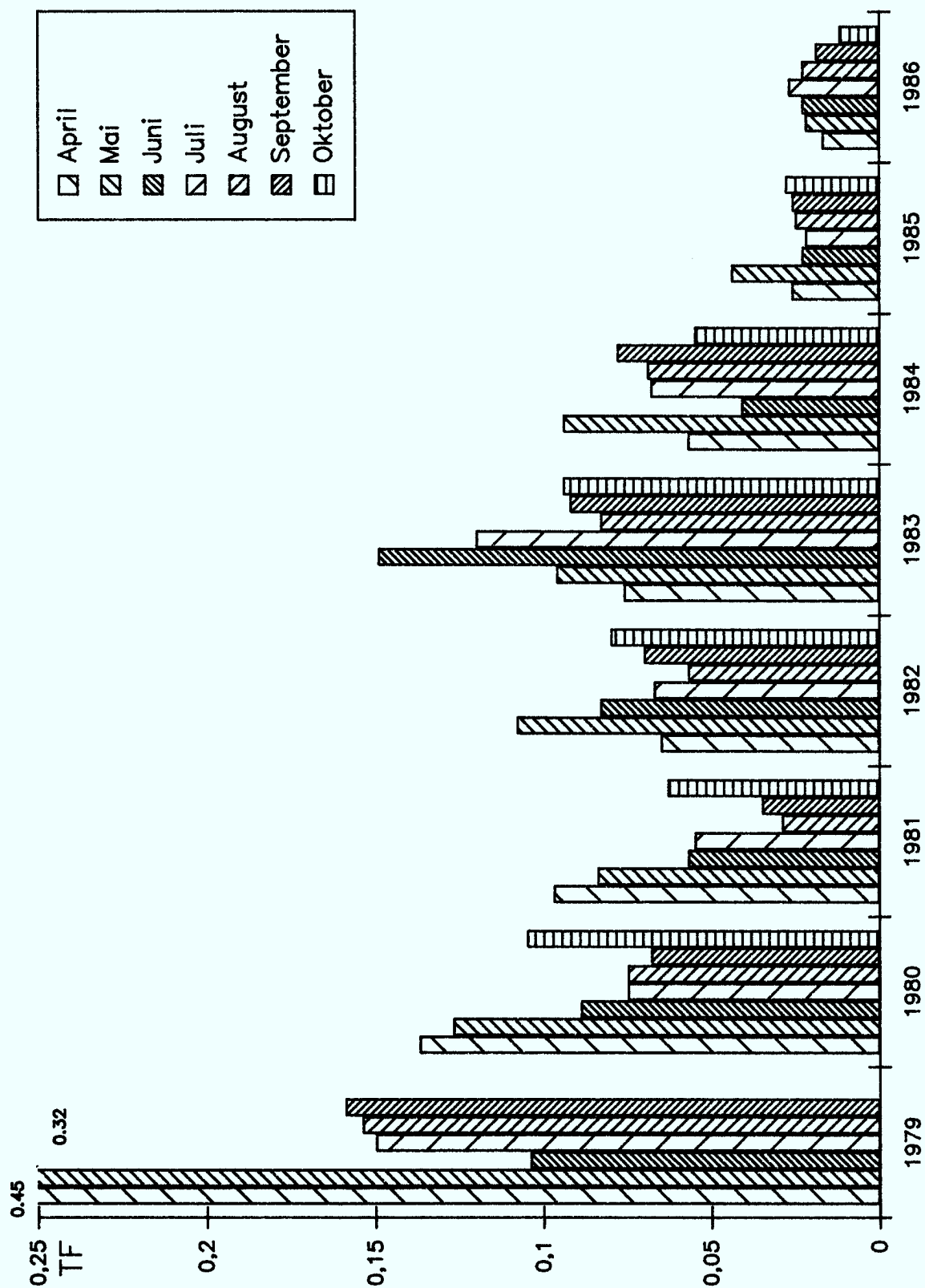
Die für die einzelnen Gruppen der pflanzlichen Nahrungsmittel berechneten Transferfaktoren für ^{137}Cs und deren Mittelwert in

Tabelle 26 zeigen, daß die einzelnen Transferfaktoren bei beiden Böden und auch deren Mittelwerte vor allem bei der Parabraunerde deutlich niedriger sind als der in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage für ^{137}Cs angegebene Transferfaktor von 0,05 der aufgrund der Lysimeterergebnisse als sehr konservativ bezeichnet werden kann. Dies gilt - wenn auch mit leichter Einschränkung - ebenso für die in den Futterpflanzen errechneten mittleren Transferfaktoren für ^{137}Cs .

Die für ^{60}Co berechneten Transferfaktoren sind in den Tabellen 18 bis 25 sowie in den Abbildungen 10 und 11 dargestellt. Im Gras von den mit Parabraunerde gefüllten Lysimetern wurden aus den Einzelwerten jeder Vegetationsperiode mittlere Transferfaktoren für ^{60}Co von 0,01 bis 0,13 berechnet. Die entsprechenden Werte im Gras der mit Podsol gefüllten Lysimeter betrugen 0,02 bis 0,22. Die Einzelwerte variierten zwischen 0,03 und 0,215 im Gras von der Parabraunerde sowie 0,01 und 0,45 im Gras vom Podsol (Abb. 10 und 11). In den ersten beiden Vegetationsperioden zeigten die Transferfaktoren für ^{60}Co im Gras von der Parabraunerde ansteigende in den nächsten beiden Jahren eine stark abnehmende Tendenz. Zwischen 1983 und 1986 war keine wesentliche Änderung hinsichtlich der Höhe der Transferfaktoren für ^{60}Co mehr festzustellen. Im Verlauf der einzelnen Vegetationsperioden zeigte sich keine eindeutige Tendenz. In dem auf Podsol gewachsenen Gras wurden die höchsten Transferfaktoren für ^{60}Co zu Beginn der Untersuchungen ermittelt. Eine Abnahme bis zum Jahr 1981 folgte ein leichter Anstieg und ab 1984 eine kontinuierliche Abnahme. Das Verhalten der Transferfaktoren für ^{60}Co im Verlauf der Vegetationsperiode weist keine Gesetzmäßigkeit auf. Hohe und niedrige Werte können jederzeit im Verlauf einer Vegetationsperiode auftreten (Abb. 10 und 11). Zwischen den beiden Böden ergaben sich hinsichtlich der Transferfaktoren für ^{60}Co keine großen Unterschiede, was darauf schließen läßt, daß die verschiedenen Bodeneigenschaften unter den vorliegenden Versuchsbedingungen keinen wesentlichen Einfluß auf den Transfer von ^{60}Co im Gras ausübten.

Die in den Verzehrspflanzen für jede Vegetationsperiode errechneten mittleren Transferfaktoren für ^{60}Co zeigen sowohl bei

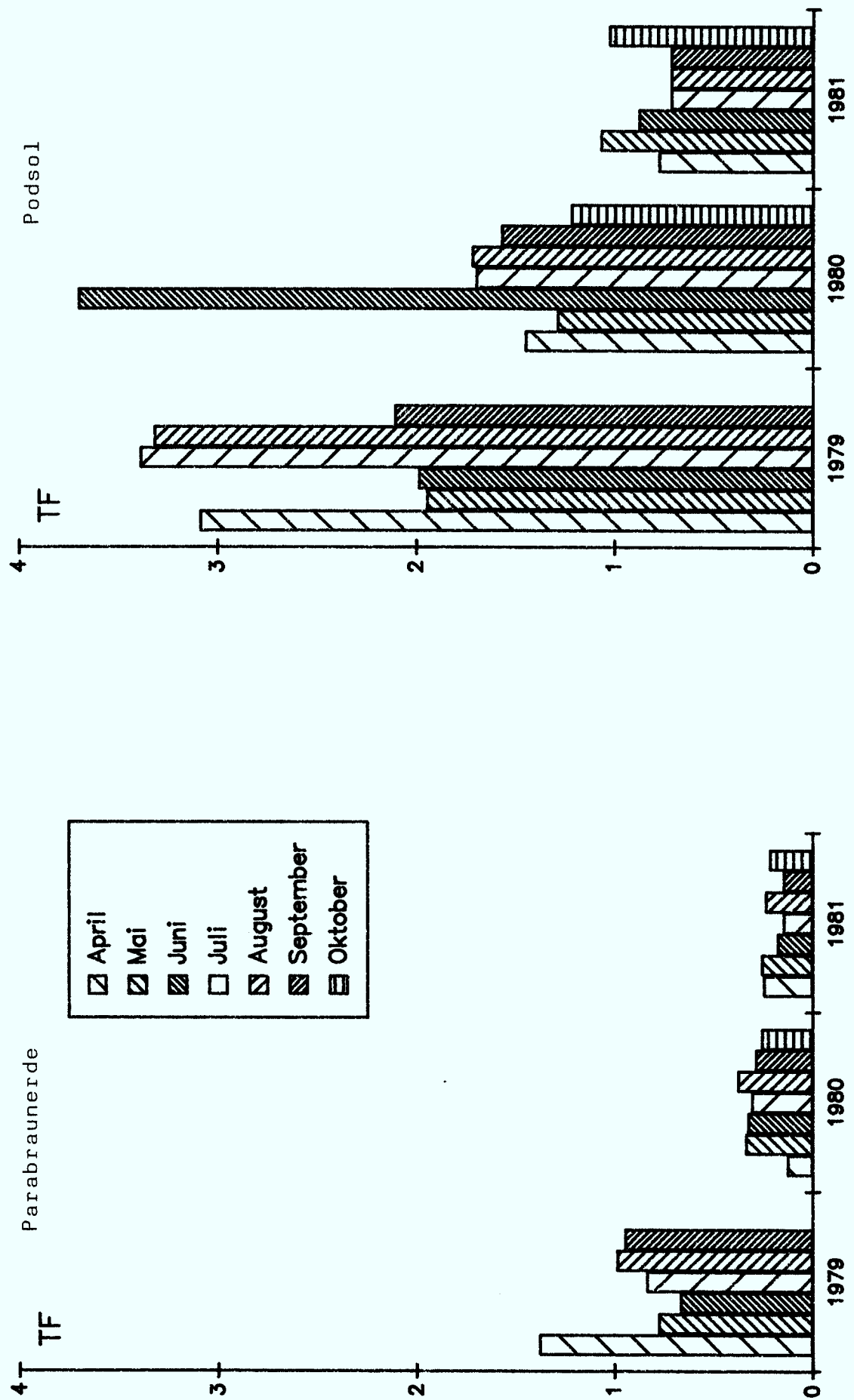
Abb. 11: Transferfaktoren für ^{60}Co in Gras aus Freilandlysometern mit Podsol
(Ap-Horizont).
Ergebnisse der Vegetationsperioden 1979-1986.



der Parabraunerde als auch beim Podsol im Verlauf der Untersuchungen abnehmende Tendenz. Die errechneten Mittelwerte liegen zwischen 0,00066 und 0,01 sowie zwischen 0,0062 und 0,095. Die Extremwerte der Transferfaktoren für ^{60}Co lagen in den Pflanzen von der Parabraunerde zwischen nicht nachweisbar und 0,13 sowie in denjenigen vom Podsol zwischen 0,001 und 0,49 (Tab. 18 bis 25). In den auf dem Podsolboden gewachsenen Pflanzen wurden im Einzelfall bis zu 2 Größenordnungen höhere Transferfaktoren für ^{60}Co errechnet als in den Pflanzen von der Parabraunerde. Wie Tabelle 26 zu entnehmen ist, sind die Transferfaktoren für ^{60}Co in den Speicherorganen, Samen und Früchten mit einer Ausnahme auf beiden Böden deutlich niedriger als die im Blattgemüse ermittelten. Im Vergleich zu dem in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage angegebenen Transferfaktor für ^{60}Co von 0,02 sind die Werte in den pflanzlichen Nahrungsmitteln bzw. Futterpflanzen von der Parabraunerde mit einer Ausnahme deutlich niedriger. Beim Podsolboden wurden zumindest in den Futterpflanzen deutlich höhere Transferfaktoren für ^{60}Co im Vergleich zur Allgemeinen Berechnungsgrundlage gefunden.

Aufgrund der kürzeren Halbwertszeit des ^{54}Mn konnte der Transfer dieses Radionuklids vom Boden in die Pflanze nur über 2 bzw. 3 Vegetationsperioden verfolgt werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen die Tabellen 10, 11 und 26 sowie die Abbildung 12. Im Gras wurden bereits im ersten Versuchsjahr die höchsten Transferfaktoren für ^{54}Mn mit 0,94 bzw. 2,64 bei beiden Böden ermittelt. In den nachfolgenden beiden Vegetationsperioden ist eine abnehmende Tendenz festzustellen. Diese Ergebnisse deuten daraufhin, daß Mangan im Boden festgelegt wird, wodurch sich die Verfügbarkeit für die Wurzelaufnahme verringert. Die im Verlauf der Vegetationsperioden errechneten einzelnen Transferfaktoren für ^{54}Mn lagen im Gras von der Parabraunerde zwischen 0,15 und 1,38 und vom Podsol zwischen 0,72 und 3,70. Im Verlauf der Vegetationsperioden wurden meist im Sommer die höchsten Transferfaktoren ermittelt (Abb. 12). Die in den verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzpflanzen ermittelten Transferfaktoren für ^{54}Mn lagen in einer zum ^{90}Sr vergleichbaren Größenordnung. Die Extremwerte betru-

Abb. 12: Transferfaktoren für ^{54}Mn in Gras aus Freilandlysometern mit Parabraunerde bzw. Podsol (Ap-Horizont).
Ergebnisse der Vegetationsperioden 1979-1981.



gen bei der Parabraunerde 0,002 und 1,3 sowie beim Podsol 0,03 und 9,2 (Tab. 10 und 11). Aufgrund der kurzen Versuchsdauer kann keine abschließende Aussage zum Langzeitverhalten von ^{54}Mn im Boden bzw. hinsichtlich des Transfers gemacht werden. Die in Tabelle 26 zusammengestellten in den einzelnen pflanzlichen Nahrungsmitteln sowie in den Futterpflanzen errechneten Transferfaktoren lassen erkennen, daß der in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage angegebene Transferfaktor für ^{54}Mn mit 0,5 nur bei guten Böden mit vergleichsweise niedrigen Transferfaktoren hinreichend konservativ ist. Bei sandigen Böden mit niedrigem pH sind höhere Transferfaktoren zu erwarten, wie am Beispiel des Podsols gezeigt werden konnte.

Die in diesen Lysimeterversuchen in einer Vielzahl von pflanzlichen Nahrungsmitteln errechneten Transferfaktoren für ^{90}Sr und ^{137}Cs zeigen mit den von Wiechen und Heine (1983) mit Hilfe des Fall-outs von Kernwaffenversuchen am Standort Gorleben bestimmten Transferdaten in den entsprechenden Pflanzen von vergleichbaren Böden eine gute Übereinstimmung. Die festgestellte, beträchtliche Variation der Transferfaktoren aller untersuchten Radionuklide, die pflanzen-, boden- und versuchsspezifische Ursachen hat, zeigt die Problematik der Festschreibung eines einzigen Wertes je Nuklid auf. Standortspezifische Transferstudien können diese Nachteile nur zum Teil beheben. Sie vermögen nicht die pflanzen-spezifischen Faktoren auszuschalten, die - wie die Lysimeterversuche gezeigt haben - von erheblichem Einfluß sein können.

In den 1982 begonnenen Lysimeterversuchen unter Freilandbedingungen zur Bestimmung des Radionuklidtransfers Boden/Bewuchs wurden in der Versuchsvariante "Simulation der Ablagerung als Folge eines Unfalls durch Applikation auf den Boden" Transferfaktoren für ^{90}Sr in Weidegras ermittelt (Tab. 27), die mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen (Steffens et al., 1981) und den Angaben in der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition" gut übereinstimmen. Im Grasbewuchs des Podsolbodens wurden im Vergleich zur Parabraunerde um etwa 1,5fach höhere Transferfaktoren ermittelt. Bei Berechnung mit einer Radionuklidlösung auf den Grasbewuchs ergaben sich dage-

gen deutlich höhere Transferfaktoren auf beiden Böden (Tab. 27). Dies ist vermutlich auf die Kontamination des oberirdischen Wurzelgeflechts der Grasnarbe, das nicht geerntet wird, und auf die in diesem Bereich der Pflanze stattfindende Aufnahme zurückzuführen. Bei allen Ernten, vor allen Dingen jedoch in der 1. Ernte, wurden im Gras der Versuchsvariante "Beregnung" trotz der Niederschläge von 40-60 mm/Monat deutlich höhere Radioaktivitätswerte/g Pflanzentrockenmasse und höhere Transferfaktoren als in den Pflanzen des Versuchs mit Bodenapplikation ermittelt.

Für die Radionuklide ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn wurde nach Applikation auf den Boden ein in der Tendenz dem ^{90}Sr ähnlicher Radionuklidtransfer Boden/Bewuchs festgestellt (Tab. 28-30). Es ergaben sich jedoch für ^{137}Cs und ^{54}Mn größere Unterschiede zwischen den Transferfaktoren im Gras der beiden Böden, während sich für ^{60}Co keine Unterschiede zeigten. Vor allem im Gras des Podsolbodens wurden deutlich höhere Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{54}Mn ermittelt als in früheren Versuchen (Steffens et al., 1981) und auch als die in der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition" angegebenen Werte. Nach Beregnung auf den Grasbewuchs wurden auch für die Radionuklide ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn deutlich höhere Radioaktivitätswerte/g Pflanzentrockenmasse und beträchtlich höhere Transferfaktoren in den 2. und 3. Schnitten gefunden als nach Applikation der Radionuklide auf den Boden (Tab. 28-30).

Die in Stroh und Korn von Sommergerste sowie im nachfolgend gepflanzten Salat ermittelten Radioaktivitätsgehalte und Transferfaktoren der parallel zu den Versuchen mit Weidegras zur gleichen Fragestellung durchgeführten Lysimeterexperimente sind in den Tab. 31 und 32 zusammengestellt. Im Stroh und vor allem im Korn wurden für alle untersuchten Radionuklide nach Applikation auf den Boden unmittelbar nach der Aussaat von Sommergerste relativ niedrige Transferfaktoren gefunden. Sie sind in der Größenordnung vergleichbar den Ergebnissen aus den 1978 begonnenen Versuchen mit Radionuklideinmischung in die 0-20 cm Schicht. Auch die relativ niedrigen Transferfaktoren in Salat weisen darauf hin, daß nach Applikation der Radionuklide

Tabelle 27: Transferfaktoren (TF_{BP}) für ^{90}Sr in Gras aus Freilandlysometern nach Simulierung einer störfallbedingten Ablagerung. TF_{BP} normiert auf 20 % Pflanzentrockenmasse (T.M.), berechnet über die Radionuklidkonzentration/kg Boden in der 0 - 10 cm Schicht.

		kBq/g Pflanzen-T.M.		TF_{BP} (20 % T.M.)	
		nach Applikation auf		nach Applikation auf	
		Boden	Pflanzen	Boden	Pflanzen
Parabraunerde					
1. Schnitt	13.08.1982	0.631	6.747	0.27	
2. Schnitt	09.09.1982	0.638	2.135	0.27	0.93
3. Schnitt	08.10.1982	0.849	1.728	0.36	0.75
Podsol					
1. Schnitt	13.08.1982	1.236	9.163	0.46	
2. Schnitt	09.09.1982	1.139	2.379	0.42	0.91
3. Schnitt	08.10.1982	1.320	2.858	0.49	1.10

Tabelle 28: Transferfaktoren (TF_{Bp}) für ¹³⁷Cs in Gras aus Freilandlysometern nach Simulierung einer störfallbedingten Ablagerung. TF_{Bp} normiert auf 20 % Pflanzentrockenmasse (T.M.), berechnet über die Radionuklidkonzentration/kg Boden in der 0 - 10 cm Schicht.

		kBq/g Pflanzen-T.M.		TF _{Bp} (20 % T.M.)	
		nach Applikation auf		nach Applikation auf	
		Boden	Pflanzen	Boden	Pflanzen
Parabraunerde					
1. Schnitt	13.08.1982	0.425	15.816	0.085	
2. Schnitt	09.09.1982	0.183	3.552	0.037	0.741
3. Schnitt	08.10.1982	0.179	4.959	0.037	1.034
Podsol					
1. Schnitt	13.08.1982	3.345	23.438	0.575	
2. Schnitt	09.09.1982	2.598	7.959	0.447	1.528
3. Schnitt	08.10.1982	1.579	2.153	0.272	0.413

Tabelle 29: Transferfaktoren (TF_{Bp}) für ⁶⁰Co in Gras aus Freilandlysometern nach Simulierung einer störfallbedingten Ablagerung. TF_{Bp} normiert auf 20 % Pflanzentrockenmasse (T.M.), berechnet über die Radionuklidkonzentration/kg Boden in der 0 - 10 cm Schicht.

	kBq/g Pflanzen-T.M.			TF _{Bp} (20 % T.M.)		
	nach Applikation auf			nach Applikation auf		
	Boden	Pflanzen		Boden	Pflanzen	
Parabraunerde						
1. Schnitt	13.08.1982	0.102	3.098	0.024		
2. Schnitt	09.09.1982	0.087	1.151	0.021	0.265	
3. Schnitt	08.10.1982	0.058	3.273	0.014	0.755	
Podsol						
1. Schnitt	13.08.1982	0.136	6.885	0.028		
2. Schnitt	09.09.1982	0.098	1.048	0.020	0.223	
3. Schnitt	08.10.1982	0.149	0.093	0.031	0.196	

Tabelle 30: Transferfaktoren (TF_{BP}) für ^{54}Mn in Gras aus Freilandlysometern nach Simulierung einer störfallbedingten Ablagerung. TF_{BP} normiert auf 20 % Pflanzentrockenmasse (T.M.), berechnet über die Radionuklidkonzentration/kg Boden in der 0 - 10 cm Schicht.

		kBq/g Pflanzen-T.M.		TF_{BP} (20 % T.M.)	
		nach Applikation auf		nach Applikation auf	
		Boden	Pflanzen	Boden	Pflanzen
Parabraunerde					
1. Schnitt	13.08.1982	1.547	5.232	0.517	
2. Schnitt	09.09.1982	0.609	2.305	0.203	0.790
3. Schnitt	08.10.1982	0.565	5.359	0.189	1.836
Podsol					
1. Schnitt	13.08.1982	3.335	10.051	0.970	
2. Schnitt	09.09.1982	2.417	1.900	0.703	0.582
3. Schnitt	08.10.1982	1.814	2.309	0.527	0.707

Tabelle 31: Transferfaktoren (TF_{BP}) für ^{90}Sr und ^{137}Cs in Sommergerste und Salat aus Freilandlysometern nach Simulierung einer störfallbedingten Ablagerung. TF_{BP} normiert auf 100 % Pflanzentrockenmasse (T.M.), berechnet über die Radionuklidkonzentration/kg Boden (Parabraunerde) in der 0 - 20 cm Schicht, Trockenmassegehalte in Stroh und Korn je 85 %, in Salat 3,5 - 4,5 %.

	kBq/g Pflanzen-T.M.		TF_{BP} (100 % T.M.)	
	nach Applikation auf		nach Applikation auf	
	Boden	Pflanzen	Boden	Pflanzen
^{90}Sr				
Stroh	0.225	5.961	1.027	
Korn	0.027	0.391	0.121	
Salat	0.733	2.138	3.345	8.936
^{137}Cs				
Stroh	0.010	8.378	0.023	
Korn	0.003	4.898	0.006	
Salat	0.072	0.233	0.163	0.757

Tabelle 32: Transferfaktoren (TF_{BP}) für ⁶⁰Co und ⁵⁴Mn in Sommergerste und Salat aus

Freilandlysimetern nach Simulierung einer störfallbedingten Ablagerung. TF_{BP} normiert auf 100 % Trockenmasse (T.M.), berechnet über die Radionuklidkonzentration/kg Boden (Parabraunerde) in der 0 - 20 cm Schicht, Trockenmassegehalte in Stroh und Korn je 85 %, in Salat 3,5 - 4,5 %.

	kBq/g Pflanzen-T.M.		TF _{BP} (100 % T.M.)	
	nach Applikation auf		nach Applikation auf	
	Boden	Pflanzen	Boden	Pflanzen
⁶⁰ Co				
Stroh	0.008	10.543	0.023	
Korn	0.004	10.161	0.012	
Salat	0.033	0.150	0.090	0.420
⁵⁴ Mn				
Stroh	0.021	4.942	0.125	
Korn	0.031	2.842	0.183	
Salat	0.122	0.219	0.729	1.898

auf den Boden in diesem frühen Stadium vermutlich eine sehr starke Sorption an den Boden erfolgt, wodurch die Verfügbarkeit für die Wurzelaufnahme reduziert wird.

Demgegenüber wurden nach Applikation der Radionuklide durch Beregnung auf Sommergerste nach dem Ährenschieben aufgrund der direkten Kontamination sowie der Blattaufnahme und Verlagerung innerhalb der Pflanze vor allem bei ^{137}Cs und ^{60}Co beträchtlich höhere Radioaktivitätswerte je g Trockenmasse in Stroh und Korn nachgewiesen. Infolgedessen wurden auch keine Transferfaktoren berechnet. Im nach Ernte der Sommergerste in diesem Versuch angebauten Salat wurden 2-5fach höhere Radioaktivitätswerte je g Trockenmasse und Transferfaktoren ermittelt als im Salat des Versuchs mit Bodenapplikation der Radionuklide. Vermutlich ist dieses Ergebnis auf die infolge der kurzen Zeitspanne zwischen Applikation und Wurzelaufnahme noch nicht abgeschlossenen Sorption und Äquilibrierung der Radionuklide im Boden zurückzuführen. Eine ebenso einleuchtende Erklärung könnte darin zu sehen sein, daß kontaminierte Ernterückstände der Sommergerste (Stoppeln und Wurzeln) nach dem Einarbeiten im Boden umgesetzt werden, wobei die Radionuklide freigesetzt und für die Salatwurzeln verfügbar werden.

Bei der Beurteilung vorliegender Ergebnisse ist zu beachten, daß die Radionuklide in allen Versuchen in leicht löslicher Form als Nitrate oder Chloride eingesetzt wurden. Dies hat zur Folge, daß die Radionuklide leichter über die vegetativen Pflanzenteile aufgenommen werden können und im Boden leichter und schneller verfügbar sind für die Wurzelaufnahme. Daraus dürfte ein höherer Transfer in die Pflanzen resultieren, als es in Wirklichkeit der Fall ist, da die auf den Boden abgelagerten, von kerntechnischen Anlagen emittierten radioaktiven Stoffe in Aerosolform im allgemeinen nicht diese hohe Löslichkeit aufweisen.

Der Umfang der Radionuklidaufnahme durch die Pflanze und damit auch die Höhe der Transferfaktoren dürfte nach den vorliegenden Ergebnissen sehr wesentlich davon abhängen, zu welchem Zeitpunkt im Verlauf der Vegetationsperiode und in welchem

Entwicklungsstadium der Pflanzen eine Radionuklidablagerung auf Boden und/oder Pflanze als Folge eines Störfalles erfolgt. Je weiter der Zeitpunkt der Kontamination vor der Ernte der Pflanzen liegt, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit einer Festlegung und Äquilibrierung der Radionuklide im Boden und umso geringer dürfte in diesem Fall die Radionuklidaufnahme über die Wurzel in die Pflanze sein. Dies gilt auch für die Verlagerung der nach Ablagerung auf die Pflanzen über das Blattwerk aufgenommenen Radionuklide in zum Zeitpunkt der Kontamination noch nicht gebildete Organe.

4.2 Gefäßversuche mit 12 Böden

Neben den in den Lysimeterversuchen eingesetzten Böden Parabraunerde, Standort Eschweiler und Podsol, Standort Gorleben, wurden Krumböden von 6 bzw. 4 verschiedenen Bodentypen aus der Umgebung der Kernkraftwerke Biblis bzw. Stade in einem Gefäßversuch im Kaltgewächshaus mit 8 Wiederholungen eingesetzt. Die Bodendaten sind unter 3.4 dargestellt.

In einer 2jährigen Fruchtfolge wurden Sommerweizen und Salat sowie Kartoffeln und Bohnen (*Phaseolus vulgaris*) angebaut. Die Pflanzen wurden zur Reife bzw. Verzehrsreife geerntet, getrocknet und gemahlen. Die Radioaktivitätsaufnahme ist in diesem Falle nicht dargestellt als Transferfaktor, sondern als Radioaktivität je Gramm Pflanzentrockenmasse (Bq/g Pflanzentrockenmasse). In den Speicherorganen bzw. Früchten von Sommerweizen, Kartoffeln und Buschbohnen wurden (Tab. 33, 35 und 36) für alle 4 eingesetzten Radionuklide erheblich geringere Radioaktivitätskonzentrationen festgestellt als im Salat (Tab. 34). Dies spiegelt deutlich die physiologische Verteilung der Radionuklide in den Pflanzen wider. Die Speicherorgane, die vorwiegend mit Stärke über das Phloem versorgt werden, erhalten damit gleichzeitig auch geringere Radioaktivitätsanteile von den über die Wurzel aufgenommenen Radionukliden ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn . Im Salat (Tab. 34) wurden dagegen im Vergleich zum Winterweizen (Tab. 33) zwischen 30 und 70fach höhere ^{85}Sr -Gehalte gemessen, im Durchschnitt 5-10fach höhere Mengen an ^{137}Cs , ca. 5-10fach

Tabelle 33: Transfer von ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn in Weizenkorn von Böden mit unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften (1982)

Boden Nr.	Trocken masse %	Bq/g Trockenmasse							
		^{85}Sr		^{137}Cs		^{60}Co		^{54}Mn	
		x	s	x	s	x	s		
1.1	94.0	23.6	± 1.6	2.9	± 0.3	1.0	± 0.1	109.0	± 9.0
2.1	95.2	43.2	± 8.2	104.0	± 7.6	56.0	± 10.2	1613.0	± 125.0
3.1	94.1	13.0	± 0.8	0.4	± 0.6	0.4	± 0.1	35.1	± 4.0
3.2	93.9	35.5	± 4.6	3.3	± 0.3	1.4	± 0.2	62.5	± 4.8
3.3	94.5	9.3	± 1.0	0.5	± 0.1	1.2	± 0.3	37.7	± 5.9
3.4	93.0	10.4	± 0.6	1.1	± 0.1	2.7	± 0.2	53.6	± 5.6
3.5	95.5	31.0	± 5.5	4.7	± 0.4	3.5	± 0.3	79.9	± 9.3
3.6	94.5	5.0	± 0.7	1.1	± 0.1	1.5	± 0.2	62.1	± 8.7
4.1	95.7	12.0	± 1.7	97.6	± 7.6	1.0	± 0.2	156.0	± 16.3
4.2	97.1	10.7	± 1.3	47.7	± 2.9	0.2	± 0.1	17.6	± 1.2
4.3	96.9	37.9	± 3.2	14.6	± 1.3	18.8	± 5.1	399.0	± 34.3
4.4	96.5	45.2	± 5.1	233.0	± 11.1	7.3	± 1.8	970.0	± 60.5

Tabelle 34: Transfer von ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn in Kopfsalat von Böden mit unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften (1982).

Boden Nr.	Trocken masse %	Bg/g Trockenmasse							
		^{85}Sr		^{137}Cs		^{60}Co		^{54}Mn	
		X	S	X	S	X	S	X	S
1.1	5.6	792	±109	40	± 11.9	6.4	± 1.7	137	± 12
2.1	6.0	2399	±115	549	± 73.2	241.0	±39.3	2251	±332
3.1	4.4	498	± 28	77	± 6.3	7.6	± 0.8	34	± 5
3.2	5.7	951	±121	38	± 6.6	15.2	± 4.2	113	± 17
3.3	5.4	378	± 46	7	± 1.4	5.1	± 0.8	28	± 4
3.4	5.1	708	± 67	24	± 7.4	14.1	± 3.0	80	± 10
3.5	5.7	1054	±119	56	± 5.7	34.5	±12.2	128	± 21
3.6	4.8	156	± 10	13	± 1.8	10.1	± 1.3	55	± 5
4.1	5.4	313	± 34	142	± 23.0	12.4	± 3.2	235	± 33
4.2	5.3	336	± 24	251	± 46.0	5.0	± 0.9	18	± 2
4.3	5.8	1601	±249	130	± 12.3	50.0	± 7.9	597	±158
4.4	4.7	1828	±248	802	±140.0	93.3	±16.6	1970	±314

Tabelle 35: Transfer von ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn in Kartoffeln von Böden mit unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften (1983).

Boden Nr.	Trocken- masse %	Bq/g Trockenmasse							
		^{85}Sr		^{137}Cs		^{60}Co		^{54}Mn	
		x	s	x	s	x	s	x	s
1.1	21.4			9.7	± 0.9	6.6	± 0.6	9.5	± 1.0
2.1	21.3			148.0	± 19.1	74.0	± 9.8	96.8	± 11.1
3.1	22.6	nicht nachweisbar		11.4	± 1.3	8.8	± 1.2	5.3	± 0.4
3.2	21.5	aufgrund des		14.5	± 1.0	11.4	± 1.2	7.7	± 0.8
3.3	21.4	Zerfalls		2.9	± 0.4	7.7	± 1.4	4.2	± 0.8
3.4	22.0			8.6	± 1.2	11.7	± 1.4	5.4	± 0.9
3.5	22.6			15.8	± 1.2	16.5	± 2.5	11.5	± 1.9
3.6	23.2			4.1	± 0.7	6.2	± 1.0	3.5	± 0.7
4.1	22.5			23.3	± 2.8	5.6	± 0.6	10.1	± 0.5
4.2	20.9			37.6	± 5.9	3.3	± 0.3	2.7	± 0.2
4.3	20.8			43.2	± 4.4	32.7	± 4.3	35.1	± 2.4
4.4	20.8			358.0	± 40.7	54.3	± 5.9	67.6	± 8.4

Tabelle 36: Transfer von ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn in grüne Bohnen von Böden mit unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften (1983)

Boden Nr.	Trocken- masse %	Bq/g Trockenmasse							
		^{85}Sr		^{137}Cs		^{60}Co		^{54}Mn	
		x	s	x	s	x	s	x	s
1.1	12.6			8.9	± 1.9	10.1	± 2.2	34.9	± 7.3
2.1	12.5			75.0	± 7.3	307.0	± 109.0	636	± 133.0
3.1	14.6	nicht nachweisbar		8.0	± 0.7	9.4	± 0.9	14.3	± 1.0
3.2	13.9	aufgrund des		15.0	± 1.4	16.3	± 1.7	23.3	± 2.3
3.3	13.2	Zerfalls		1.7	± 0.2	12.5	± 1.9	11.6	± 1.0
3.4	13.8			5.1	± 0.6	26.0	± 4.7	25.5	± 3.1
3.5	12.5			14.0	± 2.0	62.5	± 10.3	39.1	± 4.9
3.6	12.3			2.8	± 0.3	12.9	± 2.0	8.4	± 1.0
4.1	13.1			10.5	± 1.2	6.3	± 1.1	31.2	± 3.6
4.2	11.8			22.9	± 2.8	3.2	± 0.3	5.1	± 0.4
4.3	13.5			19.8	± 1.9	146.0	± 14.4	237	± 24.4
4.4	13.4			317.0	± 95.1	123.0	± 20.2	299	± 15.4

höhere Mengen an ^{60}Co und maximal 2fach höhere Mengen an ^{54}Mn . Sieht man von den Werten von ^{60}Co im Salat ab (Tab. 34), so ergaben sich recht gute Übereinstimmungen zwischen den 8 Wiederholungen einer Variante.

Die unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden bewirkten deutliche Verschiebungen der Bioverfügbarkeit der Radionuklide für eine Wurzelaufnahme. So ergaben sich erhebliche Unterschiede zwischen den insgesamt getesteten 12 Böden. Diese unterschiedliche Bioverfügbarkeit war nicht so stark ausgeprägt für ^{85}Sr , dagegen stark ausgeprägt für ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn (Tab. 34-36).

Die höchsten Radioaktivitätskonzentrationen für alle 4 getesteten Radionuklide wurden in den Früchten gemessen, die auf Sandböden (Podsole) wuchsen, die charakterisiert waren durch niedrige pH-Werte, geringen Tongehalt und Austauschkapazität sowie geringem Gehalt an austauschbarem Calcium (Tab 3 und 4, Böden Nr. 2.1, 4.3 und 4.4). Im Gegensatz dazu wurden geringe Radioaktivitätskonzentrationen in den Pflanzen gefunden, die auf Böden mit hohen Tongehalten und hohen Gehalten an austauschbarem Calcium sowie hoher Austauschkapazität generell wuchsen (Böden 3.3, 3.4, 3.6 und 4.2). Auch ein hoher Kohlenstoffgehalt, wie er sich im Boden 4.1, dem Moorboden, zeigt, führte zu einer Herabsetzung der Radionuklidaufnahme.

Von den 4 getesteten Radionukliden ergab sich die stärkste Variation der Radioaktivitätsaufnahme im Falle des ^{137}Cs . Diese Variation nahm ab in der Reihenfolge ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{85}Sr . Insgesamt resultierten aufgrund der unterschiedlichen Bodeneigenschaften Radionuklidgehalte in den Pflanzen, die um den Faktor 10 bis 100 variieren. Damit ist eindeutig demonstriert, daß der Boden den stärksten Einfluß auf die Wurzelaufnahme der Radionuklide besitzt. In erster Linie ist für die hier getesteten Radionuklide der pH-Wert für diese Variation verantwortlich. Die Aufnahme steigt mit abnehmendem pH-Wert. Weiterhin zeigte sich der Einfluß von Ton- und Schluffgehalten sowie auch von austauschbarem Kalium. Insgesamt reichen jedoch 12 Böden noch nicht aus, um eine statistische Absicherung der Einflüsse einzelner Bodeneigenschaften

zu erreichen. Für Strontium ergab sich jedoch eine gute Übereinstimmung mit Literaturwerten bezüglich des Einflusses des austauschbaren Calciums auf die Pflanzenaufnahme von Strontium (Abbazov et al., 1978, Frederiksson et al., 1970; Günther und Schröder, 1968; Lakanen und Paasikallio, 1968; Scheffer und Ludwig, 1959).

4.3 Kleingefäßversuche: Transferfaktoren

Aus Strahlenschutzgründen wurden in vielen Fällen Untersuchungen zum Transfer der Radionuklide vom Boden in die Pflanze in kleinen Gefäßen durchgeführt mit einer begrenzten Menge an Boden. Dabei überwiegen Versuche in Anlehnung an Standardverfahren der Agrikulturchemie zur Bestimmung der pflanzenaufnehmbaren Nährstoffe ("Neubauerversuche"). In diesen Versuchen mit bis zu 400 g Boden/Gefäß werden Bedingungen geschaffen, die in der Regel eine verstärkte Aufnahme von Nährstoffen und Radionukliden bedingen, so daß die Ergebnisse nicht auf die reale Freilandsituation übertragen werden können (s. 3.1). Die Pflanzen können in diesem geringen Bodenvolumen nur über einen begrenzten Zeitraum kultiviert werden, so daß in der Regel auch nicht die Verzehrsreife der Pflanzen erreicht wird. Im einzelnen wurde dies unter 3.1 diskutiert. Aus Vergleichsgründen wurden jedoch auch Versuche in Kleingefäßen durchgeführt.

Die Radionuklid-Zumischung zu dem Boden wurde 2 Wochen vor der Bepflanzung durchgeführt. Der Boden stand dann in der Klimakammer bei 65 % der max. Wasserkapazität, um so eine Äquilibrierung der Radionuklide mit den Boden-eigenen, natürlichen Formen an Strontium, Cäsium, Kobalt und Mangan zu erreichen. Anschließend wurden folgende Pflanzen angesät: Sommerweizen, Sommergerste, Spinat, Radieschen, Zuckerrüben sowie eine Weidegrasmischung und Klee (Perserklee). Salat und Möhren wurden eingepflanzt. Die Pflanzen wurden über 28 bzw. 42 Tage kultiviert.

In Tab. 37 sind die Transferfaktoren für ^{54}Mn und ^{60}Co beispielhaft dargestellt. Die Transferfaktoren sind, entsprechend der Definition, bezogen auf Radioaktivität in der Frischmasse in Beziehung gesetzt zu Radioaktivitätsgehalten im

Trockenboden. Grundsätzlich läßt sich folgendes feststellen: Im Durchschnitt ergaben sich um den Faktor 70 höhere Transferfaktoren für ^{54}Mn nach einer Wachstumsdauer von 28 Tagen im Vergleich zu den Transferfaktoren für ^{60}Co . Dies ist eine gute Übereinstimmung mit Angaben aus der Literatur (Ng et al., 1979; Heine und Wiechen, 1978).

Die Aufnahme von ^{54}Mn aus Podsol war bei einer Vegetationszeit von 42 Tagen bis zu 125fach höher als die entsprechende Aufnahme an ^{60}Co aus dem gleichen Boden. In der Parabraunerde ergeben sich für ^{54}Mn 20-200fach höhere Aufnahmewerte im Vergleich zu den Gehalten an ^{60}Co . Der Podsolboden mit niedrigerem pH-Wert, hohem Sandanteil und entsprechend geringerem Sorptionspotential hat eine höhere Aufnahme der betreffenden Radionuklide zur Folge. Die Transferfaktoren liegen um ca. eine Zehnerpotenz höher. Im Vergleich jedoch zu den in der Berechnungsgrundlage festgeschriebenen Transferfaktoren für ^{54}Mn von 0,5 und ^{60}Co von 0,02 sind diese Werte in den kleinen Gefäßen im Durchschnitt an der oberen Grenze, beziehungsweise sind zum Teil je nach Versuchsdauer in Kleingefäßen deutlich höher sowohl für ^{54}Mn als auch für ^{60}Co (Tab. 37).

Tabelle 37 : Transferfaktoren für ^{60}Co und ^{54}Mn in Gras, Klee, Sommerweizen, Sommergerste, Zuckerrüben, Spinat, Salat, Radieschen und Möhren aus Kleingefäßen, 1979.

Radionuklid und Versuchsdauer	Transferfaktoren		
	Parabraunerde	Podsol	Berechnungs- grundlage
^{60}Co , 18 Tage	0.004-0.040	0.033-1.476	0.02
^{60}Co , 42 Tage	0.001-0.016	0.062-0.420	
^{54}Mn , 28 Tage	0.090-3.504	0.820-3.190	0.50
^{54}Mn , 42 Tage	0.180-1.906	0.830-2.180	

Die Kleingefäßversuche bieten keine realistischen Bedingungen, wie sie nach der Freisetzung von Radionukliden aus dem Betrieb von kerntechnischen Anlagen oder im Falle einer Unfallsituation sich im Boden einstellen. Dabei muß deutlich gesagt werden, daß in diesen Versuchen schon allein die Äquilibrierung der Radionuklide eine erhebliche Rolle spielt. Um dies zu untersuchen, wurde parallel zu den o.g. Versuchen mit ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn ein Gefäßversuch mit jeweils 1,8 kg Boden/Gefäß und 10 eingepflanzten Gerstenpflanzen angesetzt. Es wurden dabei die beiden Böden Parabraunerde, Standort Eschweiler und Podsol, Standort Groleben eingesetzt. ^{90}Sr wurde trägerfrei als Nitrat und die anderen Radionuklide in Form der Chloride dem Boden zugemischt (Förstel und Steffens, 1984). Die Böden wurden auf 60 % der maximalen Wasserkapazität gehalten. Die Bepflanzung erfolgte unmittelbar nach dem Zusatz der Radionuklide, 1,2,5,8,14,28 und 56 Tage später. Jeweils 4 Wiederholungen wurden 2,4 und 6 Wochen nach dem Pflanzen von 10 Gerstenpflanzen (1 Woche alt) vorgenommen und nach 12 und 23 Monaten im Falle von ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn wiederholt. Die Versuche fanden in einer Klimakammer statt (Einzelheiten bei Förstel und Steffens, 1984).

Der Zeitfaktor spielte bei der Äquilibrierung der Radionuklide im Boden offensichtlich nicht die Rolle, wie ursprünglich erwartet. Bereits nach wenigen Tagen hatte sich unter den geschilderten Feuchte- und Temperaturverhältnissen im Boden ein Gleichgewicht bezüglich der Bioverfügbarkeit der Radionuklide für eine Wurzelaufnahme zwischen den bodeneigenen, nativen Elementformen und den zugesetzten Radionukliden eingestellt (Förstel et al., 1982; Förstel und Steffens, 1984). Eine Ausnahme bildet ^{90}Sr , das während der ersten 100 Tage nach der Applikation in höherem Maße von den Pflanzen aufgenommen wurde.

Die für die Aufnahme von Radionukliden wichtige Frage nach der im Boden vorliegenden chemischen Form und Bindung eines Nuklids konnte in den vorliegenden Arbeiten bisher nicht geklärt werden. Es bleibt jedoch festzuhalten, daß die Kleingefäßversuche aus den eingangs geschilderten Gründen nur

bedingt für die Bestimmung von Transferfaktoren relevanter Radionuklide eingesetzt werden können.

4.4 Vergleich der Transferfaktoren aus verschiedenen Versuchseinheiten

Pflanzen unter Normalbedingungen benötigen einen ihrer Entwicklung gemäßen Standraum an Bodenvolumen, um adäquat mit Nährstoffen und Wasser versorgt zu werden. Wird dieser Standraum eingeengt, im Extremfall wie im Kleingefäßversuch auf 400 g Boden, hat dies erhebliche Auswirkungen auf die Entwicklung der Pflanzen und auf die Nährstoffaufnahme und interne Verteilung. Dies muß auch berücksichtigt werden bei der Bestimmung von Transferfaktoren für Radionuklide, da sich in der Regel gute Übereinstimmungen zwischen z.B. dem Verhalten von Cäsium und Kalium einerseits und Strontium und Calcium andererseits belegen lassen. Speziell in Kleingefäßversuchen gibt es verschiedene Faktoren, die beträchtlichen Einfluß auf Aufnahme und interne Verteilung der hier untersuchten Radionuklide ausüben:

1. Die Pflanzen kommen nicht zur Verzehrsreife, so daß nur bestimmte Stadien der vegetativen Entwicklung erreicht werden.
2. Die Pflanzenwurzel reagiert auf das begrenzte Bodenvolumen mit einer intensiven Durchwurzelung und ständigem Erneuern des Wurzelnetzes. Damit ergibt sich im Vergleich zur Freilandsituation ein um das Mehrfache engeres Wurzel-/Bodenverhältnis. Speziell im aktiven Wurzelbereich werden H^+ -Ionen und organische Anionen in den Rhizosphärenboden ausgeschieden, so daß eine beträchtliche Absenkung, aber auch Erhöhung der pH-Werte im Rhizosphärenboden von der Wurzel selbst geschaffen werden (Marschner und Römheld, 1983). Diese H^+ -Ionen wirken auf die Kationen der Bodenkolloide austauschend und auf die im Kristallgitter eingebauten Kationen lösend. Die organischen Anionen vermögen zum Teil Metallionen aus den Gittern zu lösen.
3. Aufgrund des begrenzten Bodenvolumens und des wesentlich dichteren Pflanzenbestandes im Verhältnis zum verfügbaren Bodenvolumen muß täglich 1-2 mal gegossen werden. Dabei wird

in der Regel die maximale Wasserkapazität des Bodens bis zu 70 % aufgefüllt. Dies kann nicht gleichmäßig geschehen, sondern punktuell wird die volle Wasserkapazität erreicht bzw. sogar überschritten. Durch diese wiederholten Gießvorgänge stellen sich stets neue Gleichgewichte zwischen sorbierten und gelösten Kationen ein, so daß auf diese Art und Weise eine Desorption der Radionuklide initiiert wird (Kerpen, 1985). Die Folge davon ist eine erhöhte Chance der Wurzelaufnahme aus der Bodenlösung.

Aus Gründen der Entsorgung kontaminierter Versuchsmaterialien wird es jedoch nicht für alle Bodentypen der Bundesrepublik möglich sein, derart aufwendige Lysimeterversuche, wie sie im Freigelände des Instituts für Radioagronomie der Kernforschungsanlage Jülich laufen, anzustellen. Deshalb wurden parallel zu Lysimeterversuchen standardisierte Gefäßversuche mit 8 kg Boden je Gefäß im Gewächshaus und im Freiland sowie Kleingefäßversuche mit 400 g Boden je Gefäß, wie sie in der Agrikulturchemie zur Bestimmung von pflanzenverfügbaren Nährstoffen als Schnellmethode (Keimpflanzenmethode, Neubauer-Verfahren) üblich sind, unter reproduzierbaren Klimakammerbedingungen durchgeführt (s. 4.4). Während die Pflanzen im Lysimeter- und Gefäßversuch problemlos zur Nutzungs- bzw. Verzehrsreife gelangten, war der Kleingefäßversuch nur über 4-6 Wochen nach der Aussaat durchführbar. Die Pflanzen erreichten somit in dieser Versuchseinheit bei der Entnahme keineswegs ein vergleichbares Entwicklungsstadium. Anhand der Ergebnisse dieser Versuchsserien wurde die Übertragbarkeit von Transferdaten aus standardisierten Gefäßversuchen auf Freilandverhältnisse überprüft. Hierzu wurden die Transferfaktoren aus den Gefäß- und Kleingefäßversuchen den auf 1 normierten Werten aus den Lysimeterversuchen gegenübergestellt. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 13-20 dargestellt.

Salat wies im Kleingefäßversuch für die Radionuklide ^{90}Sr und ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn im Durchschnitt 2-3fach, im Extremfall 13 (Kobalt) bzw. 16fach (Cäsium) höhere Transferfaktoren als im Lysimeterversuch auf. Bei Gerste ist zu einem Teil der Transferfaktor im Kleingefäßversuch erniedrigt. Hier wird deutlich, daß der unterschiedliche Entwicklungsstand eine völlig andere

Abb.13: Relative Transferfaktoren für Strontium in Pflanzen aus Gefäß- und Kleingefäßversuchen im Vergleich zu Lysimeterergebnissen
(Lysimeterergebnisse = 1)

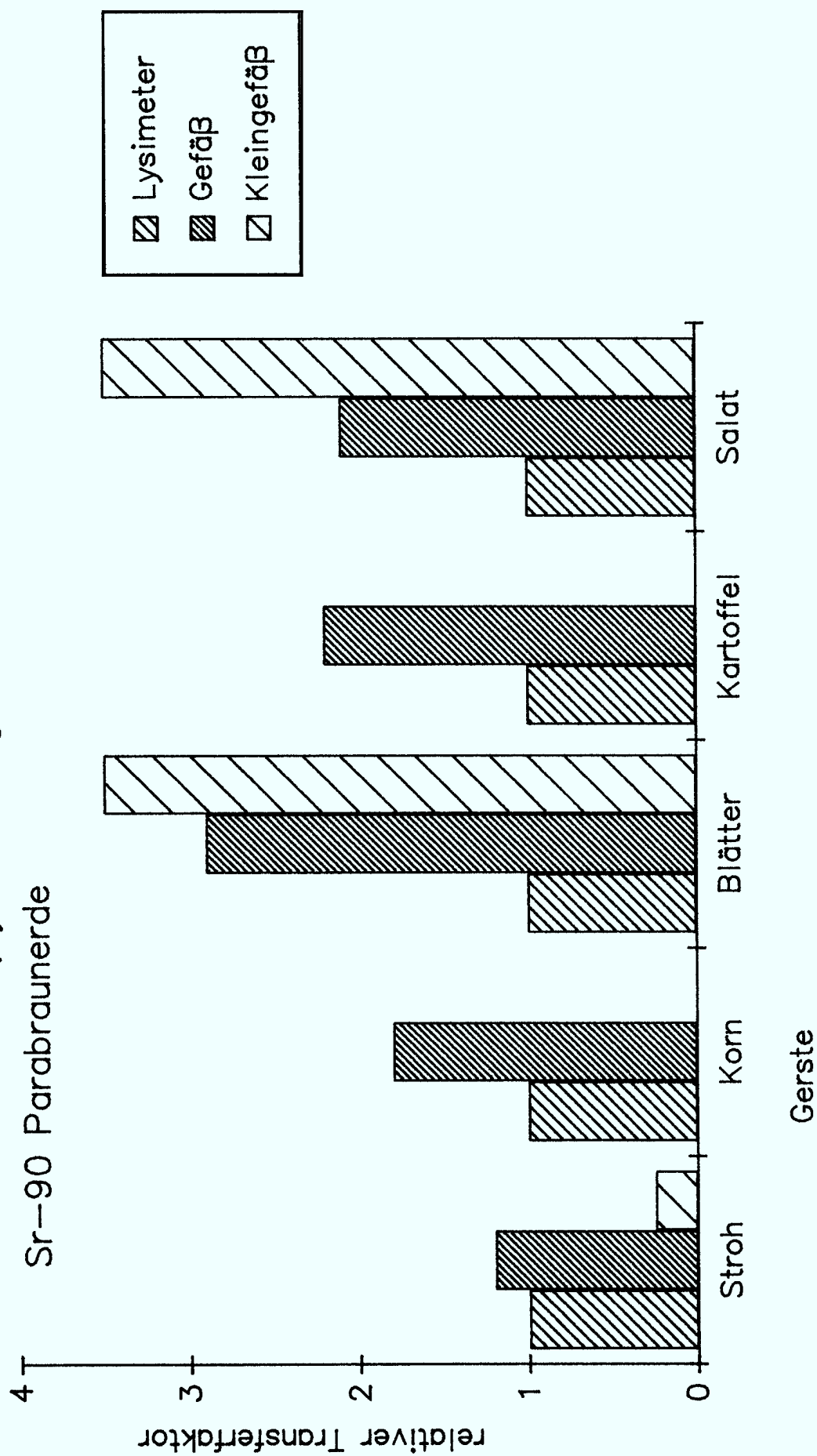


Abb.14: Relative Transferfaktoren für Strontium in Pflanzen aus Gefäß- und Kleingefäßversuchen im Vergleich zu Lysimeterergebnissen
(Lysimeterergebnisse = 1)

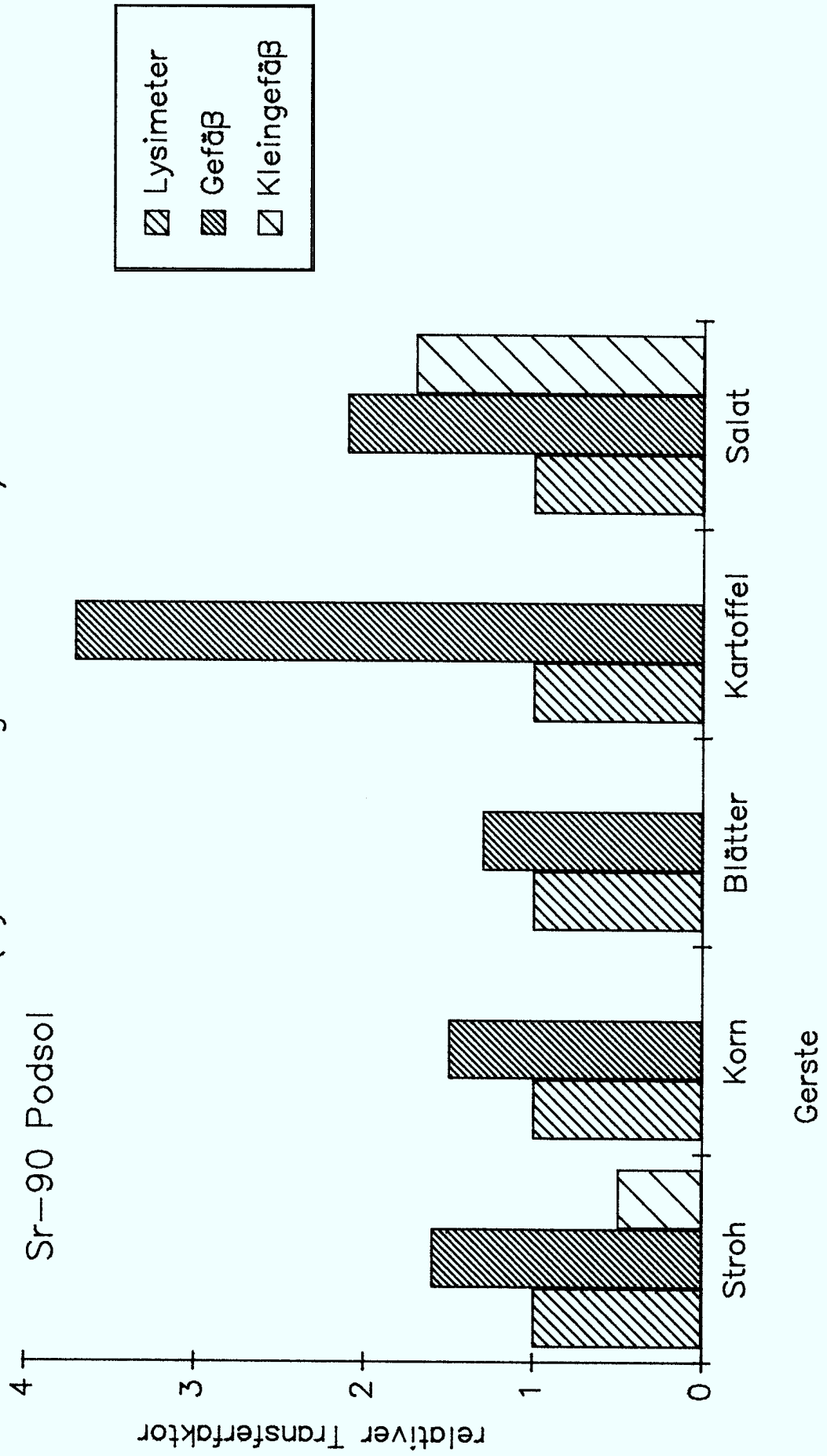


Abb.15: Relative Transferfaktoren für Cäsium in Pflanzen aus Gefäß- und Kleingefäßversuchen im Vergleich zu Lysimeterergebnissen
(Lysimeterergebnisse = 1)

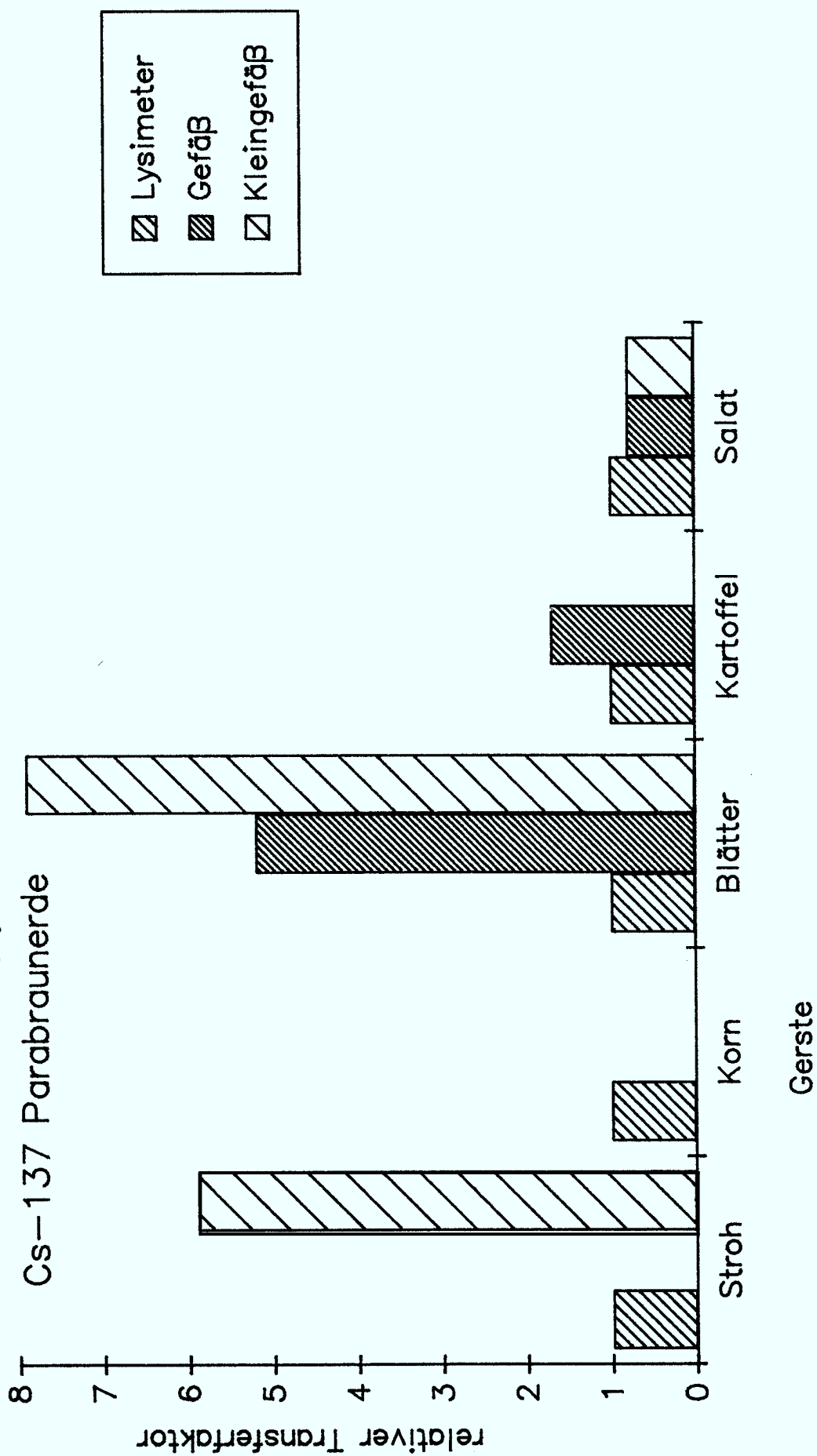


Abb.16: Relative Transferfaktoren für Cäsium in Pflanzen aus Gefäß- und Kleingefäßversuchen im Vergleich zu Lysimeterergebnissen
(Lysimeterergebnisse = 1)

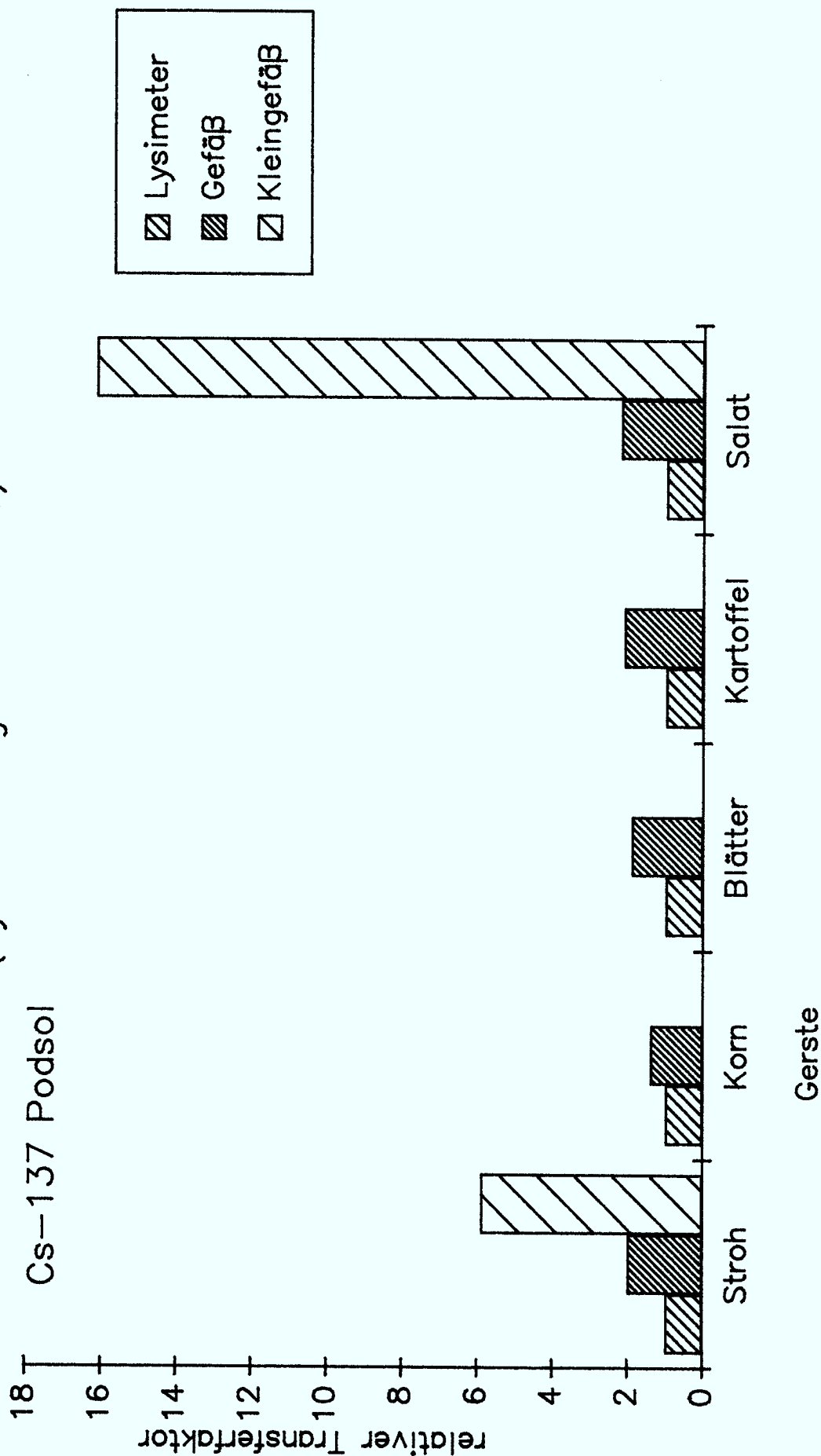


Abb.17: Relative Transferfaktoren für Kobalt in Pflanzen aus Gefäß- und Kleingefäßversuchen im Vergleich zu Lysimeterergebnissen
(Lysimeterergebnisse = 1)

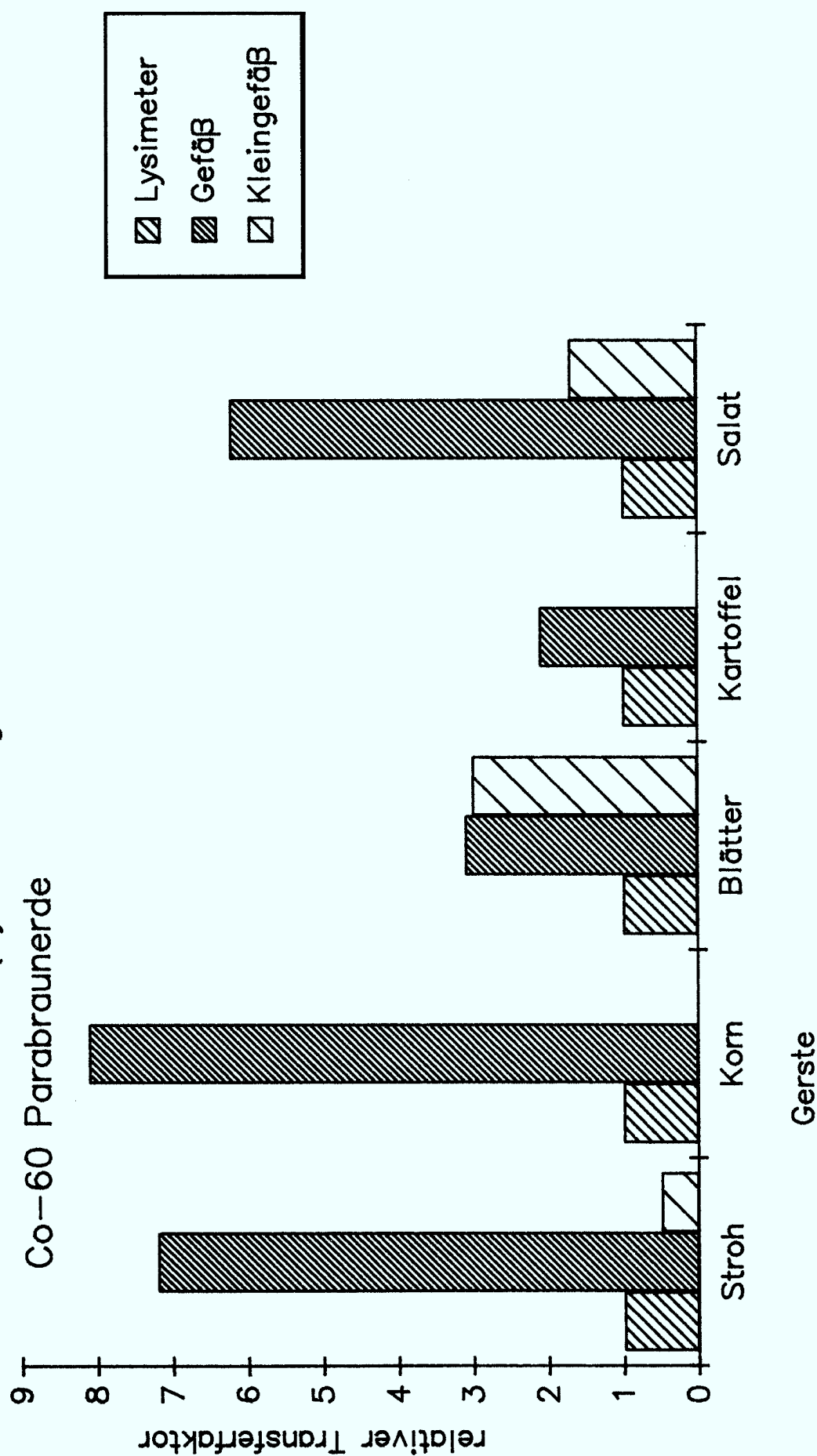


Abb.18: Relative Transferfaktoren für Kobalt in Pflanzen aus Gefäß- und Kleingefäßversuchen im Vergleich zu Lysimeterergebnissen
(Lysimeterergebnisse = 1)

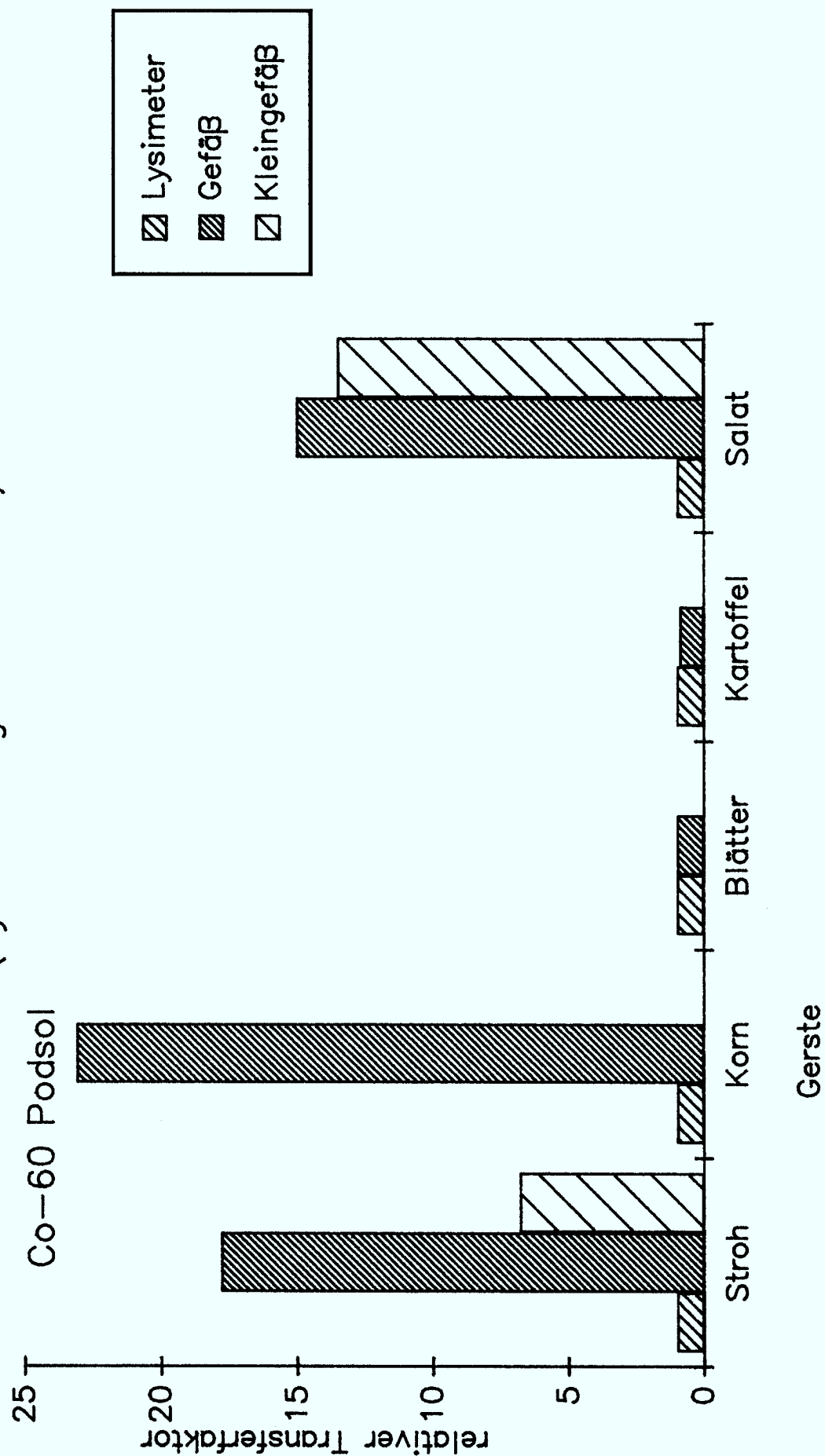


Abb.19: Relative Transferfaktoren für Mangan in Pflanzen aus Gefäß- und Kleingefäßversuchen im Vergleich zu Lysimeterergebnissen
(Lysimeterergebnisse = 1)

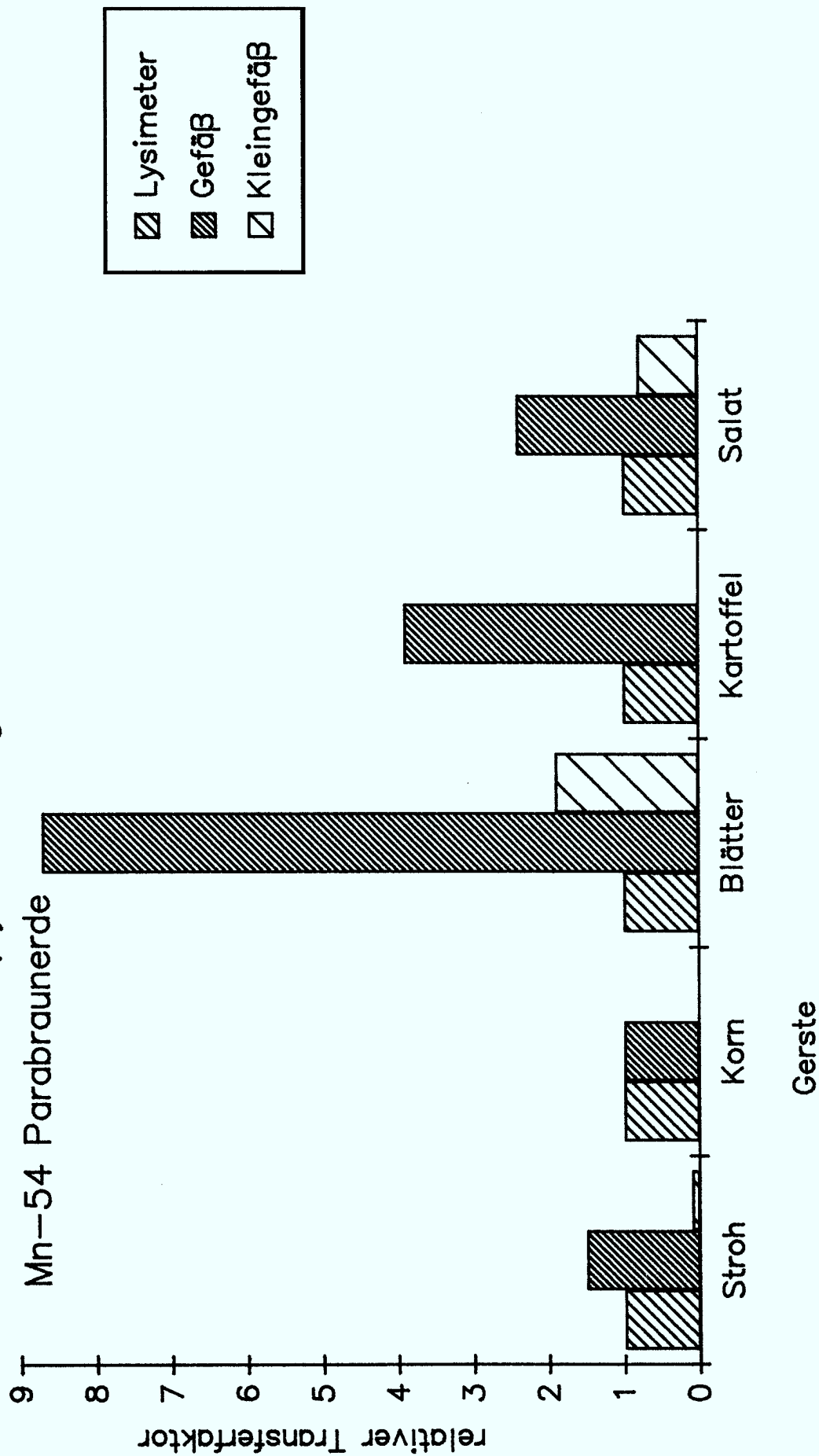
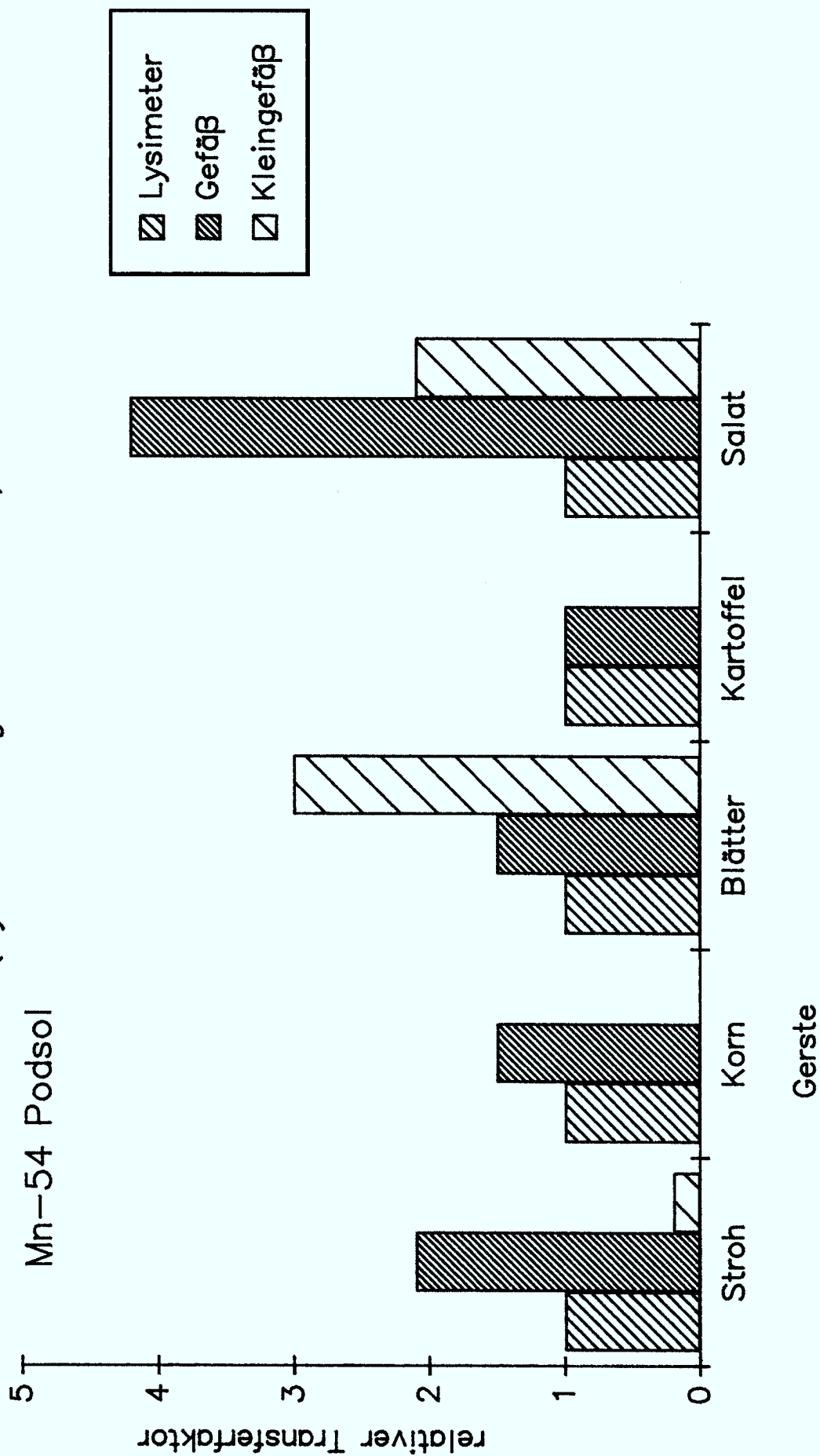


Abb.20: Relative Transferfaktoren für Mangan in Pflanzen aus Gefäß- und Kleingefäßversuchen im Vergleich zu Lysimeterergebnissen
(Lysimeterergebnisse = 1)



Aufnahmekinetik und Transpiration bedingt, die diese Unterschiede in der Aufnahme zusätzlich erklären.

Eher zu vergleichen sind aufgrund der Tatsache, daß in beiden Versuchseinheiten die Pflanzen bis zur Verzehrsreife bzw. Vollernte wuchsen, die Ergebnisse aus Lysimeterversuchen und Gefäßversuchen nach Kick-Brauckmann. Aber auch hier zeigt sich, daß z.B. für ^{90}Sr im Gefäßversuch die Werte in der Regel 2fach erhöht sind (Abb. 13 und 14). Bei Cäsium findet man mit Ausnahme des Transferfaktors in den Zuckerrübenblättern eine ähnliche Verdoppelung der Transferfaktoren gegenüber Pflanzen von Lysimetern. Auch für ^{54}Mn ergibt sich maximal eine Verdoppelung der Transferfaktoren in Pflanzen aus dem Gefäßversuch. Bei Zuckerrüben auf Parabraunerde erhöhten sich jedoch die Transferfaktoren relativ um den Faktor 4 bzw. 9 (Abb. 19). Bei ^{60}Co ergab sich speziell auf dem leichten Boden eine starke Überhöhung der Transferfaktoren bis zum 23fachen im Gerstenkorn (Abb. 18). Aber auch in der Parabraunerde lag der Transferfaktor noch um den Faktor 8 höher als im Lysimeter. Dagegen gleichen sich auf dem Podsolboden die Transferfaktoren in Kartoffeln weitgehend an, während sie in der Parabraunerde für Zuckerrüben um den Faktor 2 bzw. 3 ansteigen.

Insgesamt war eine starke Variation für alle Radionuklide und Pflanzen zu beobachten. Dies bestätigt zu einem Teil die Erfahrung mit Gefäßversuchen, die bezogen auf das eingesetzte Bodenvolumen und aufgrund der besseren Nährstoffversorgung und optimalen Wasserzufuhr um etwa das 3fache erhöhte Transpirationsraten im Vergleich zum Lysimeter erkennen ließen. Damit ist auch eine stärkere Translokation der Radionuklide im Boden zur Wurzel hin anzunehmen und als Folge davon eine verstärkte Aufnahme und interne Verlagerung in oberirdische Pflanzenteile.

Deutlich wurde aus diesen Versuchen, daß aufgrund der eingangs geschilderten, gravierenden Unterschiede in der Versuchsanstellung die Transferfaktoren in kleinen Versuchseinheiten beträchtlich variieren können. Man kann bestenfalls in vergleichenden Untersuchungen in Kleingefäßen relative Transferfaktoren bestimmen. Aufgrund der Abhängigkeit offensichtlich auch von der Pflanzenart ist jedoch Vorsicht geboten bei

der Übertragbarkeit von Transferdaten, die in derartigen Experimentansätzen erzielt wurden. Die Lysimeterversuche zeigten dagegen eine gute Übereinstimmung mit Freilanddaten, die auf dem gleichen Bodentyp in Gorleben von Heine und Wiechen (1978) ermittelt wurden.

4.5 Schlußfolgerungen im Hinblick auf den Transfer von Cäsium aus dem Tschernobyl-Unfall

Im Spektrum der deponierten Radionuklide, die auf Böden in der Bundesrepublik nach dem Tschernobyl-Unfall abgelagert wurden, wurden von den langlebigen radioaktiven Stoffen vorwiegend die beiden Cäsium-Nuklide ^{134}Cs (Halbwertszeit 2,1 Jahre) und ^{137}Cs (Halbwertszeit 30,1 Jahre) sowie ^{90}Sr (Halbwertszeit 28,5 Jahre) gemessen. Das Radiocäsium stellt dabei stets den Hauptanteil der Nukliddeposition. So wurden in Nordrhein-Westfalen je m^2 zwischen 1000 und 5000 Bq ^{137}Cs , 500-2500 Bq ^{134}Cs und 50-100 Bq ^{90}Sr registriert (Steffens und Hille, 1987). Daraus ergaben sich für Böden im Lande NRW die in Tabelle 38 dargestellten Meßwerte. Hierbei ist berücksichtigt, daß die Böden bereits einen Grundwert an Radioisotopen als Folge der Atombombenversuche mitbringen. Die hier dargestellten Bq-Werte sind Messungen entnommen, die ein Jahr nach Tschernobyl vorgenommen wurden, so daß aufgrund des nuklidspezifischen Verhaltens im Boden (siehe 2.1 und 2.2) und der Bodenbearbeitung eine Verteilung der Radionuklide in der Krumenschicht bereits erfolgt ist.

Wieviele ^{134}Cs , ^{137}Cs oder ^{90}Sr die Pflanzenwurzeln aufnehmen, hängt ab von den nuklidspezifischen Gesetzmäßigkeiten, wie sie in der Literatúrauswertung (s. 2.1 und 2.2) dargestellt wurden. Sie ist aber auch bestimmt von der Summe der in der Bodenlösung vorhandenen und verfügbaren Elemente wie Kalium und Calcium. Viele Untersuchungen haben gezeigt, daß bei guter Versorgung des Bodens mit Kalium die Aufnahme an Cäsium über die Pflanzenwurzel verringert wird. Ähnliches gilt für Calcium und die Aufnahme von Strontium. Eine zusätzliche Düngung mit Kalium und Calcium ist jedoch nur von Nutzen, so lange der Sättigungsgrad und die Austauschkapazität dieser Nährstoffe im

Boden noch nicht erreicht bzw. erschöpft sind. Hier kann eine Bodenuntersuchung Aufschluß geben.

Der Einsatz von Wirtschaftseigenen Düngern (Stalldung, Kompost, Gülle) ist ebenfalls zu empfehlen. Bei den intensiven Umsetzungsprozessen in Böden entstehen neue Sorptionsträger, die mit zu einer Reduzierung der Verfügbarkeit der beiden Radionuklide beitragen können.

Wie aus den Lysimeterversuchen hervorgeht (siehe 4.1.1), wird Cäsium in der Ackerkrume vorwiegend durch mechanische Einwirkung der Bodenbearbeitung verteilt. Eine Tiefenverlagerung im ungestörten Bodenprofil geht nur sehr langsam vor sich und erreicht maximal Werte von ca. 1 cm pro Jahr in Krumenböden. Das Cäsium wird stark an Tonminerale, besonders an Illit, der Haupttonfraktion der Böden der Bundesrepublik, und an Vermikulit gebunden. Aus diesem Grund werden die Cäsium-Nuklide selbst in Sandböden mit geringen Tongehalten kaum verlagert. In Böden unter Dauergrünlandnutzung wurde aufgrund der Lysimeterversuche nach 8jähriger Dauer eine Verlagerung von maximal 1 cm Profiltiefe je Jahr gemessen (s.4.1.1).

Strontium ist im Boden wesentlich beweglicher. Hier zeigen sich aufgrund der chemischen Verwandtschaft Parallelen zu Calcium. Zwar wird auch Strontium an Tonfraktionen gebunden, aber wesentlich schneller wieder an die Bodenlösung abgegeben und mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten verlagert (s. 4.1.1).

Das radioaktive Cäsium aus dem Tschernobyl-Unfall ist in Ackerböden aufgrund der Bodenbearbeitung vorwiegend in der Ackerkrume verteilt worden. Damit verdünnte sich automatisch die Konzentration an Radioaktivität je kg Boden. Das gleiche gilt für Strontium, wobei bei diesem Nuklid damit zu rechnen ist, daß es innerhalb weniger Jahre auch bereits den Krumenboden verlassen wird. Auf ungestörten Böden wie Wiesen und Weiden wird das Radiocäsium aus dem Tschernobyl-Unfall erst langsam in die durchwurzelte Bodenschicht eingewaschen. Von daher wird sich für beide Radionuklide ein unterschiedlicher Transfer in den Bewuchs ergeben.

Tabelle 38: Radionuklidkonzentration in nordrhein-westfälischen Böden vor und nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl

Radionuklid	Bq/kg Trockenboden			
	Ackernutzung*		Weidenutzung	
	vorher	nachher	vorher	nachher
Cäsium-137	5-10	10-30	5-10	13-50
Cäsium-134	0	2-10	0	4-20
Strontium-90	1- 3	1- 3,4	1- 3	1,4-3,8
Kalium-40		40-1000		

*Ackernutzung: 0-20 cm Schicht = 250 kg Trockenboden

Weidenutzung: 0-10 cm Schicht = 120 kg Trockenboden

Tabelle 39: Radioaktivität in pflanzlichen Nahrungsmitteln und Weidegras berechnet auf der Basis mittlerer Radioaktivitätsgehalte im Boden (nach Tabelle 38)

	Radioaktivität Bq/kg			
	Cs-137	Cs-134	Sr-90	K-40
Pflanzliche Nahrung ca.	1	0,3	1	40-200
Weidegras ca.	1,6	0,6	1	100-200

Die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens durchgeführten Untersuchungen in verschiedenen Versuchseinheiten haben klar gezeigt, daß die Transferfaktoren für Cäsium aufgrund der geringen Verfügbarkeit für Wurzeln wesentlich niedriger liegen als die für Strontium. Weiterhin wurde unter definierten und vergleichbaren Experimentbedingungen klar belegt, daß der Einfluß der Böden die Varianz der Transferfaktoren erheblich beeinflussen kann aufgrund der unterschiedlichen Sorptionsbedingungen in den verschiedenen Bodentypen. Außerdem gibt es pflanzentypische Unterschiede in Bezug auf das Aneignungsvermögen der Wurzeln. Nach diesen Ergebnissen können die Radionuklidkonzentrationen in Pflanzen, die auf sandigen bzw. podsoligen Böden mit niedrigen Gehalten an Ton, austauschbarem Kalium und Calcium sowie niedrigen pH-Werten gewachsen sind, um 1-2 Größenordnungen höher sein als in Pflanzen, die auf Löß- und Lehm Böden angebaut wurden. Auch zwischen den einzelnen Pflanzenarten und -organen sind aufgrund des verschiedenen Aneignungsvermögens und Nährstoffbedarfs Unterschiede zu erwarten. So werden z.B. in den vegetativen Pflanzenorganen höhere Transferfaktoren gefunden als in Speicherorganen, Samen und Früchten, die den Hauptteil der pflanzlichen Nahrungsmittel stellen. Die für Radiocäsium und Radiostrontium ermittelten Transferfaktoren im Rahmen dieses Forschungsvorhabens bestätigen die in der Allgemeinen Berchnungsgrundlage als Richtlinie zur Strahlenschutzverordnung festgesetzten Transferfaktoren Boden/Pflanze für Radiocäsium von 0,05 und Radiostrontium von 0,4 (Kalium-40: 0,37).

Aufgrund der Radioaktivitätswerte in Böden des Landes NRW (Tab. 38) und der für die Abschätzung verwendeten Transferfaktoren und unter Berücksichtigung der unter 4.1.2 sowie 4.2 dargestellten Ergebnisse konnten über das ^{137}Cs - und ^{90}Sr -Gehalte im Boden der Transfer in pflanzliche Nahrungsmittel und Weidegras berechnet werden (Tab. 39). Daraus ergab sich, daß für die beiden Cäsium-Radionuklide eine zusätzliche Belastung der Tschernobyl-Ablagerung von maximal 1-1,3 Bq/kg pflanzliches Nahrungsmittel zu erwarten ist. In den folgenden Jahren wird die Aufnahme an radioaktivem Cäsium aufgrund des Zerfalls von ^{134}Cs und der noch weiter zu erwartenden Verringerung der Verfügbarkeit von ^{137}Cs durch Festlegung im Boden

weiter abnehmen. Die Aufnahme von ^{90}Sr ist durch die geringen Ablagerungen nach dem Tschernobyl-Unfall nur geringfügig erhöht worden. Der weitaus größte Teil des ^{90}Sr in Nahrungsmitteln stammt von den oberirdischen Kernwaffenversuchen. In der Tabelle ist zu Vergleichszwecken der Gehalt an natürlichem Kalium-40 in Nahrungsmitteln angegeben. Diese Gehalte liegen um ein Vielfaches höher als die zu erwartenden Gehalte an radioaktivem Cäsium.

5. Zusammenfassung

Aufgrund ihrer Halbwertzeiten von 28,5 und 30,1 Jahren sind die als Zerfallsprodukte entstehenden und von kerntechnischen Anlagen emittierten Radionuklide ^{90}Sr und ^{137}Cs radioökologisch langfristig von Bedeutung. Sie gelangen nach Aufnahme durch die Pflanzenwurzel in die Nahrungskette und können somit selbst Jahrzehnte nach ihrer Ablagerung zur Strahlenexposition des Menschen über die Ingestion beitragen. Die Radionuklide ^{60}Co und ^{54}Mn können als Korrosionsnuklide auftreten und ebenfalls in Spuren mit Abluft und Abwasser in die Umwelt gelangen. Radioökologisch sind diese aufgrund ihrer Halbwertzeit von 5,3 Jahren bzw. 312 Tagen weniger relevant. Kobalt und Mangan sind jedoch als essentielle Spurenelemente für Pflanzen, Tier und Mensch von Bedeutung.

In umfangreichen Lyismeterversuchen unter Freilandbedingungen wurde der Transfer dieser Radionuklide in einer Vielzahl landwirtschaftlicher und zum Teil gärtnerischer Kulturpflanzen untersucht. Dabei wurden 2 Bodentypen eingesetzt, die in der Bundesrepublik eine außerordentlich große Verbreitung haben und sich bezüglich ihrer Bodeneigenschaften stark unterscheiden: die Parabraunerde und der Podsol. Parallel dazu wurden Gefäßversuche unter standardisierten Bedingungen im Gewächshaus und Kleingefäßversuche in der Klimakammer durchgeführt, um die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus derartigen Versuchsansätzen auf die reale Freilandsituation zu überprüfen. Die Radionuklide wurden in Nitrat- (^{90}Sr) oder Chloridform (^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn) trägerfrei bzw. mit der höchstmöglichen spezifischen Radioaktivität eingesetzt.

In den Lysimeterversuchen wurde zusätzlich unterschieden zwischen der Situation im Boden nach 50jährigem Dauerbetrieb - Einarbeitung der Radionuklide in die 0-20 cm Krumenschicht - und einer Unfallsituation - gleichmäßige Einmischung in die 0-1 cm Krumenschicht. In einem Sonderversuch wurde die Ablagerung einer hohen Einzelemission durch Direktapplikation auf die Bodenoberfläche unter Weidegrasvegetation bzw. Beregnung auf Weidegras und Sommergerste nach dem Ährenschieben simuliert. Weiterhin wurde in einem umfangreichen Gefäßversuch mit je 8 Wiederholungen die Varianz der Transferfaktoren in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften unter Einsatz von 10 Böden aus der Umgebung der Kernkraftwerke Stade und Biblis untersucht.

Die Palette der Nutzpflanzen reichte von Zuckerrüben, Kartoffeln, Winterweizen und -gerste, Sommerweizen und -gerste, Roggen, Buschbohnen, Möhren, Salat, Spinat, Radieschen, Rettich, Rot-, Weiß-, Blumen- und Chinakohl, Kohlrabi, Porree, Zwiebeln, Tomaten und Gurken bis hin zu Weidegras. Alle Pflanzen erhielten eine optimale Nährstoffversorgung, dem Boden und der Pflanzenart angepaßt. Weiterhin wurden Pflanzenschutzmaßnahmen bestimmungsgemäß durchgeführt. Die Ernte erfolgte in der Regel zur Verzehrs- bzw. Nutzungsreife.

Wesentliche Ergebnisse:

1. Bei ^{137}Cs ergab sich nach 4 Jahren unabhängig vom Bodentyp eine ähnliche Verteilung im Bodenprofil der Lysimeter unter Dauerweide mit jeweils fast 50 % in der 0-1 cm Applikationsschicht sowie einer Verlagerung von gleichfalls ca. 50 % in die 1-5 cm Krumenschicht. In die darunterliegenden Bodenschichten wurden nach einer Verweilzeit von 92 Monaten maximal 10-12 % verlagert. ^{90}Sr war dagegen bereits nach 4 Jahren weitgehend aus der 0-5 cm Bodenschicht ausgewaschen und befand sich überwiegend in der 5-15 cm Bodenschicht. Nach 92 Monaten wurden in dem Podsolboden bis zu 90 % der ursprünglich eingesetzten Radioaktivität in die 15-40 cm Bodenschicht verlagert. Unter Parabraunerde war dieser Trend nicht so ausgeprägt.

2. Die in den Lysimeterversuchen von 1979 bis 1986 ermittelten Transferfaktoren unterlagen in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften, Pflanzenart und -organ, dem Entwicklungsstand der

Pflanzen bei der Ernte und den experimentellen Bedingungen breiten Schwankungen. Im Gras, das nach Simulation einer unfallbedingten Ablagerung durch Einmischen von ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn in die 0-1 cm Bodenschicht als Dauerbewuchs angebaut wurde, wurden mit der Versuchsdauer zunehmende Transferfaktoren für ^{90}Sr bei beiden Bodentypen errechnet. Hier ist ein Zusammenhang zu vermuten zwischen Verlagerung von ^{90}Sr im Boden, Aufnahme durch die Graswurzeln auch aus einer tieferen Bodenzone sowie der Verwendung der aktuellen abnehmenden ^{90}Sr Radioaktivität in der 0-10 cm Bodenschicht. Für die übrigen untersuchten Radionuklide zeigen die Transferfaktoren im Gras von beiden Böden eine mit der Versuchsdauer abnehmende Tendenz. Die Variationsbreite des Datenkollektivs der im Gras von der Parabraunerde bzw. dem Podsol errechneten Transferfaktoren lag für ^{90}Sr zwischen 0,21 und 1,73 bzw. 0,26 und 7,69, für ^{137}Cs zwischen 0,002 und 0,033 bzw. 0,013 und 0,595, für ^{60}Co zwischen 0,003 und 0,215 bzw. 0,012 und 0,452 sowie für ^{54}Mn zwischen 0,15 und 1,38 bzw. 0,72 und 3,7. Die aus den Einzeldaten von 8 Vegetationsperioden errechneten mittleren Transferfaktoren betrugen für ^{90}Sr 0,64 bzw. 2,19, für ^{137}Cs 0,066 bzw. 0,1039, für ^{60}Co 0,067 bzw. 0,086 und für ^{54}Mn 0,65 bzw. 2,43.

Die ackerbaulich genutzten Pflanzen, die nach Simulation einer kontinuierlichen, niedrigen Ablagerung durch Einmischen von ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn in die 0-20 cm Schicht in Fruchtfolge angebaut wurden, ließen die Transferfaktoren eine ähnliche Tendenz wie im Gras erkennen. Die Einzelwerte der 8 Vegetationsperioden variierten in den auf Parabraunerde bzw. Podsol gewachsenen Pflanzen für ^{90}Sr von 0,006 bis 5,0 bzw. 0,01 bis 23,4, für ^{137}Cs zwischen n.n. bis 0,05 bzw. 0,002 bis 0,19, für ^{60}Co zwischen n.n. bis 0,13 bzw. 0,001 bis 0,5 und für ^{54}Mn zwischen 0,002 bis 1,3 bzw. 0,03 bis 9,2. Bei dieser Zusammenstellung sind alle Transferfaktoren, auch die in Stroh und Laub ermittelten extrem hohen Werte, erfaßt.

Die Mittelwerte wurden nach Verzehrs- und Futterpflanzen getrennt berechnet. In den zum Verzehr gelangenden Pflanzen und Pflanzenorganen, die von der Parabraunerde und dem Podsol geerntet wurden, wurden folgende mittleren Transferfaktoren

berechnet: für ^{90}Sr 0,20 bzw. 0,54, für ^{137}Cs 0,003 bzw. 0,029, für ^{60}Co 0,004 bzw. 0,038 und für ^{54}Mn 0,15 bzw. 0,96. Die in den Futterpflanzen berechneten mittleren Transferfaktoren waren für alle Radionuklide deutlich höher. In den auf der Parabraunerde gewachsenen Pflanzen wurden für alle Radionuklide deutlich niedrigere Transferfaktoren ermittelt als in den Pflanzen vom Podsol. Vegetative Pflanzenorgane wiesen für alle untersuchten Radionuklide stets höhere Transferfaktoren auf als Speicherorgane, Samen und Früchte. Dies ist auf die physiologischen Verhältnisse innerhalb der Pflanzen zurückzuführen.

Betrachtet man sämtliche Einzelergebnisse so ist eine Abnahme der Transferfaktoren in der Reihenfolge $^{54}\text{Mn} \geq ^{90}\text{Sr} \geq ^{60}\text{Co} \geq ^{137}\text{Cs}$ festzustellen. Die in den zum Verzehr gelangenden Pflanzen und Pflanzenorganen ermittelten Transferfaktoren für ^{90}Sr , ^{137}Cs und ^{60}Co bestätigen die in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage angegebenen Werte von 0,4 für ^{90}Sr , 0,05 für ^{137}Cs , und 0,02 für ^{60}Co als ausreichend konservativ. Für ^{54}Mn wurden in den Lysimeterversuchen zum Teil höhere Transferfaktoren ermittelt als der in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage angegebene Wert von 0,5.

In dem 1982 begonnenen Lysimeterversuch mit Simulierung einer Störfall-bedingten Ablagerung hoher Radionuklidmengen während der Vegetation konnten auf die Applikationsform und -zeit zurückzuführende Unterschiede festgestellt werden. Nach Applikation der Radionuklidlösung mit ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn direkt auf den Boden wurden sowohl bei Sommergerste als auch bei Gras für alle Radionuklide niedrigere Radioaktivitätsgehalte je g Trockenmasse bzw. niedrigere Transferfaktoren ermittelt als nach Beregnung mit Radionuklidlösungen auf die Pflanze. Die Ergebnisse zeigten ferner, daß ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn nach Ablagerung auf die Pflanze von den Blättern aufgenommen und in der Pflanze selbst in zum Zeitpunkt der Kontamination noch nicht entwickelte Pflanzenteile verlagert werden, während ^{90}Sr zwar aufgenommen aber in der Pflanze nicht oder nur in geringem Umfange retransloziert wurde.

3. Im Gefäßversuch wirkten sich die unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften der 12 Böden deutlich aus auf die Bioverfügbarkeit speziell der Radionuklide ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn für eine Wurzelaufnahme. Die höchsten Radioaktivitätskonzentrationen für alle 4 getesteten Radionuklide wurden in den Pflanzen gemessen, die auf Sandböden wuchsen, die charakterisiert waren durch niedrige pH-Werte, geringen Tongehalt und Austauschkapazität sowie geringen Gehalt an austauschbarem Calcium. Im Gegensatz dazu wurden geringe Konzentrationen an Radionukliden in den Pflanzen gefunden, die auf Böden mit hohen Tongehalten, Kohlenstoffgehalten und Gehalten an austauschbarem Calcium wuchsen. Insgesamt ergaben sich aufgrund der unterschiedlichen Bodeneigenschaften Radionuklidgehalte in den Pflanzen, die um den Faktor 10 bis 100 variieren.

4. In Kleingefäßerversuchen wurden die höchsten Transferfaktoren gemessen. Im Vergleich zu den in der Berechnungsgrundlage festgeschriebenen Transferfaktoren liegen die Werte an der oberen Grenze bzw. sind in der Regel je nach Versuchsdauer um den Faktor 2-100 höher.

5. Transferfaktoren, berechnet in Pflanzen aus Lysimeterversuchen zum Zeitpunkt der Verzehrsreife, zeigten eine gute Übereinstimmung mit Freilandergebnissen. Pflanzen, die in Gefäßen oder gar Kleingefäßen wuchsen, zeigten Transferfaktoren, die um den Faktor 2-23 höher waren als im Lysimeterversuch. Außer der Tatsache, daß in Kleingefäßversuchen die Pflanze nicht zur Verzehrsreife heranwuchs, reagierte in dem begrenzten Bodenvolumen die Pflanze mit einer intensiveren Durchwurzelung und ständigen Erneuerung des Wurzelnetzes. Dabei ergab sich ein wesentlich engeres Boden/Wurzelverhältnis. Regelmäßiges Gießen - bis zu 2 mal täglich - initiierte Desorptionsprozesse, die zu einer höheren Bioverfügbarkeit der Radionuklide in der Bodenlösung führten. Speziell Kleingefäßversuche, aber bedingt auch Gefäßversuche eignen sich nur zur Bestimmung von relativen Transferfaktoren.

6. LITERATUR

- A. Aarkrog: Radionuclide levels in mature grain related to radiostrontium content and time of direct contamination.
Health Phys. 28, 557-562, 1975
- M.A. Abbazov, D.J. Dergunov, R.G. Mikulin: Effect of soil properties on the accumulation of strontium-90 and cesium-137 in crops.
Soviet Soil Sci. (Washington). 10, 52-57, 1978
- D.C. Adriano, M. Delaney, D. Paine: Availability of cobalt-60 to corn and bean seedlings as influenced by soil type, lime, and DTPA.
Comm. Soil Sci. Plant Analysis 8, 615-628, 1977
- V.L. Ananyan, G.A. Sarkisyan: Uptake of radioactive strontium, calcium, and potassium by some types and groups of herbaceous plants of Armenia.
Biol. Zh. Arm. 29, 77-82, 1976
- A.J. Anderson: Influence of liming and mineral fertilization on plant uptake of radiostrontium from danish soils.
Soil Sci. 95, 52-59, 1963
- A.J. Anderson: Influence of phosphorus and nitrogen nutrition on uptake and distribution of strontium and calcium in oat plants.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35, 108-111, 1971
- H. Aubert, M. Pinta: Trace Elements in Soils.
Elsevier Scientific Publishing Comp., Amsterdam, New York, 1977
- S.I. Auerbach, D.A. Crossley: Strontium-90 and cesium-137 uptake by vegetation under natural conditions.
Proc. 2nd Un. Nat. Int. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy, 18, 494-499, 1958
- D.K. Banerjee, R.H. Bray and S.W. Melsted: Some aspects of the chemistry of Cobalt in soils.
Soil Sci. 75, 421-431, 1953
- D.A. Barber: Influence of soil organic matter on the entry of caesium-137 into plants.
Nature 204, 1326-1327, 1964
- H.J.M. Bowen, J.A. Dymond: The uptake of Cs and Sr by plants from soil and nutrient solutions.
J. Exp. Bot. 7, 264-272, 1956
- Bundesminister des Innern: Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emmission radioaktiver Stoffe mit der Abluft.
Empfehlung der Strahlenschutzkommission, Bonn, Oktober 1977a

- Bundesminister des Innern: Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch radioaktive Einleitungen in Oberflächengewässer. I. Flußgewässer, Empfehlung der Strahlenschutzkommission, Bonn, Januar 1977b
- Bundesminister des Innern: Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 Str Sch. V.) Gemeinsames Ministerialblatt 1979, 369-435
Berichtigt durch Bekanntmachung des Bundesministers des Innern vom 9. Oktober 1980
Gemeinsames Ministerialblatt 1980, 576
Berichtigt und geändert durch Rundschreiben des Bundesministers des Innern vom 14. Dezember 1982
Gemeinsames Ministerialblatt 1982, 735-737
- J.F. Cline, W.H. Rickard: Radioactive strontium and cesium in cultivated and abandoned field plots. Health Phys. 23, 317-324, 1972
- J.F. Cline: Aging effects of the availability of strontium and cesium to plants. Health Physics 41, 293-296, 1981
- R.C. Dahlman, C.W. Francis. T. Tamura: Radiocesium cycling in vegetation and soil.
Proc. Symp. on Mineral Cycling in southeastern Environments, Savannah River Ecology Laboratory, 1974
- R.C. Dahlman, P. van Voris: Cycling of ^{137}Cs in soil and vegetation of a flood plain 30 years after initial contamination.
Proc. 4. Nat. Symp. Radioecology, Corvallis/Or./USA, 291-298, 1975
- Th. Diez, A. Rosopulo: Schwermetallgehalte in Boden und Pflanzen nach extrem hohen Klärschlammgaben.
Landw. Forsch. SH 33, 236-248, 1976
- E.P. Dunigan, C.W. Francis: Absorption and desorption of ^{60}Co , ^{85}Sr , and ^{137}Cs on soil humic acid.
Soil Sci. 114, 494-496, 1972
- H. Förstel, W. Goeres, W. Steffens: Variation of the transferfactor soil/plant during the time of equilibration after contamination with ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{54}Mn .
Proc. 3rd Int. Symp. Radiation Protection - Advances in Theory and Practice, Inverness, Scotland, June 6-11, 1982
- H. Förstel, W. Steffens: Influence of aging effects on the soil-plant radionuclide transfer after application of carrier-free ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{54}Mn to the soil. Compacts of the 6th International Congress of the International Radiation Protection Association, Berlin 7.-12.5.1984, Vol. I, 189-192

- C.W. Francis, S.S. Talmage, B.B. Mc Mullin: Radionuclide movement in soils and uptake by plants. A selected, annotated bibliography. ORNL-EIS-75-77, August 1975, Oak Ridge National Laboratory
- C.W. Francis: Radiostrontium movement in soils and uptake in plants. Technical Information Center, US Department of Energy, 1978, TID-27564
- L. Fredriksson: Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions. IV. Influence of exchangeable potassium and of exchangeable calcium in soil on the absorption of ^{137}Cs by red clover in pot experiments with 178 swedish soils.
FOA 4 Rapport, A 4321-4623, Stockholm, 1963
- L. Fredriksson, B. Eriksson, B. Rasmuson, B. Gahne, K. Edvarson, K. Löw: Studies on soil-plant-animal interrelationships with respect to fission products.
Proc. 2nd Un. Nat. Int. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy 18, 449-470, 1958
- L. Fredriksson, E. Haak, A. Eriksson: Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions. IX. Plant uptake of ^{90}Sr and ^{45}Ca as influenced by soil chemical properties.
FAO 4 Rapport C 4378-28, Stockholm, 1968
- L. Fredriksson, A. Eriksson, E. Haak: Plant uptake of fission products. II. Uptake of ^{90}Sr by Trifolium as influenced by the calcium and phosphate status in the soil.
Lantbrukshögskolans Annaler 36, 19-39, 1970
- F. Führ: Die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden - Ermittlung praxisgerechter Transferfaktoren.
Fachtagung Radioökologie des Deutschen Atomforums e.V. 2.-3. Oktober 1979, 147-161, 1979
- A.R. Garrett: Accumulation of ^{137}Cs and ^{85}Sr by Florida forages in an uniform environment.
Health Phys. 21, 67-70, 1971
- H. Gebhardt, V. Rosemann: Cäsium- und Strontium-Austauscheigenschaften von Marschböden.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 592-603, 1984
- O. Germann: Zur Bodenfruchtbarkeit. G. Stalling-Verlag, Oldenburg 1972
- G.H. Godo, H.M. Reisenauer: Plant effects on soil manganese availability.
Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 993-995, 1980
- Große-Brauckmann, E. (1973): Vergleichende Untersuchungen über das unterschiedliche Wachstum von Getreide im Feldbestand und in Gefäßen.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 134, 101-107

- W.E. Grummit: Transfer of cobalt-60 to plants from soils treated with sewage sludge.
Spec. Publ.-Ecol. Soc. Am. 1 (Radioecol. Energy Resources), 331-335, 1976
- J. Günther, D. Schroeder: Über den Einfluß von Bodeneigenschaften auf die Aufnahme von radioaktivem Strontium durch Pflanzen.
II. Untersuchungen an Modellböden mit systemisch variierten Merkmalen.
Z. Pflanzenern., Düngg., Bodenkde 120, 78-89, 1968
- E. Haak, H. Lönsjö: Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions. XVI. Uptake of ^{90}Sr by barley and peas from 12 different soils combined with 2 subsoils in a long term microplot experiment.
Rep. 30, Uppsala 1975, ISBN 91-7088-416-1
- E.H. Halstead, S.A. Barber, D.D. Warncke, J.B. Bole: Supply of Ca, Sr, Mn and Zn to plant roots growing in soil.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 32, 69-72, 1968
- Y. Handa, T. Koga, T. Aureoha: Behaviour of ^{60}Co in a non flowing small-scale rice field oecosystem.
J. Radiat. Res. 14 (3), 209-218, 1973
- R. Handley, R. Overstreet: Effect of various cations upon absorption of carrier-free cesium.
Plant Physiol. 36, 66-69, 1961
- R. Handley, K.L. Babcock: Translocation of ^{85}Sr , ^{137}Cs , and ^{106}Ru in crop plants. Rad. Bot. 12, 113-119, 1972
- K. Harmsson, K.: Behaviour of heavy metal in soils. Agricultural Research Report, Wageningen, Niederlande, 1977
- K. Heine, A. Wiechen (1978): Bestimmung von Konzentrationsfaktoren von Elementen in der Nahrungskette Boden-Bewuchs-Milch Milchwirtschaft 33, 230-233
- A.C. Hill, St. J. Toth, F.E. Bear: Cobalt status of New Jersey soils and forage plants and factors affecting the cobalt content of plants.
Soil Sci. 76, 273-284, 1953
- J.F. Hodgson: Chemistry of micronutrient elements in soils.
Advances in Agronomy 15, 119-159, 1963
- K. Isermann: Uptake of stable strontium by plants and its effect on plant growth. (unveröffentlicht private Mitt.)

- W. Kerpen: Bioavailability of the Radionuclides Cesium-137, Cobalt-60, Manganese-54 and Strontium-85 in Various Soils as a Function of their Soil Properties. Methods Applied and First Results.
In: Application of Distribution Coefficients to Radiological Assessment Models.
Ed.: Th.H. Sibley and C. Myttenaere.
Proceedings of an International Seminar jointly organized by the Commission of the European Communities and the Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgium, 7.-11. Oktober, 322-335, 1985
- F.E. Khasawneh, A.S.R. Juo, S.A. Barber: Soil properties influencing differential Ca to Sr adsorption.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 32, 209-211, 1968
- E. Lakanen, A. Paasikallio: The effects of soil factors on the uptake of radiostrontium by plants. Part I Annales Agric. Fenniae 7, 89-94, 1968
- H. Lönsjö, E. Haak: Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions. XVII. Uptake of ^{90}Sr by agricultural crops as influenced by soil type, liming rate and PK-fertilization in a long term microplot experiment.
Report 31, Uppsala 1975, ISBN 91-7088-417-x
- U. Marckwordt, J. Lehr: Factors of transfer of ^{137}Cs from soils to crops.
Int. Symp. EUR-4800, 2, 1057-1067, 1972
- H. Marschner: Die Aufnahme von Cäsium und dessen Verteilung in der Pflanze. Dissertation Univ. Hohenheim, 1962
- H. Marschner, V. Römheld: In-vivo measurement of root-induced pH changes at the soil-root interface: Effect of plant species and nitrogen source.
Z. Pflanzenphysiol. 111, 241-251, 1983
- R.P. Martin, P. Newbould, R. Russel: Discrimination between strontium and calcium in plants and soils.
Proc. 1st UNESCO Int. Conf. "Radioisotopes in Scientific Research" 4, 173-190, 1958
- R.M. McKenzie: The mineralogy and chemistry of soil cobalt. In Nicholas, P.J.D. and A.R. Egan (Hsg.) "Trace Elements in Soil Plant Systems."
Academic Press, Inc. New York, 1975
- K. Mengel: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze.
5. Aufl., G. Fischer, Stuttgart-New York, 1979
- R.G. Menzel: Soil-plant relationships of radioactive elements.
Health Phys. 11, 1325-1332 1965

- R.G. Menzel, W.R. Heald: Distribution of potassium, rubidium, cesium, calcium and strontium within plants grown in nutrient solutions.
Soil Sci. 80, 287-293, 1955
- R.G. Menzel, W.R. Heald: Strontium and calcium contents of crop plants in relation to exchangeable strontium and calcium of the soil.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 23, 110-112, 1959
- G. Michael: Über das Wahlvermögen der Pflanzen bei der Mineralstoffaufnahme.
Deutsche Akad. Landwirtschaftswiss., Berlin 8, H 4, 3-32, 1959
- K.B. Mistry, B.M. Bhujbal: Effect of calcium and organic matter additions on the uptake of radiostrontium and radium by plants from indian soils.
Agrochimica 18, 173-183, 1974
- R.L. Mitchell: The trace element content of plants.
Research 10, 357-362, 1972
- W. Mittelstaedt, W. Steffens, F. Führ: Die Verlagerung von ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn in 2 deutschen Böden nach Simulierung einer störfallbedingten Ablagerung in Freilandlysimetern.
Seminar on the Transfer of Radioactive Materials in the Terrestrial Environment Subsequent to an Accidental Release to Atmosphere. Report Nr. 14. Organized by the Commission of European Communities, Dublin, 11th-15th April 1983
- E. Mückenhausen: Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. DLG-Verlag, Frankfurt, 1977
- C. Myttenaere: Influence du rapport strontium-calcium sur la croissance et l'absorption du strontium et du calcium chez *Pisum sativum* L.
Ann. Physiol. Vég. Univ. Bruxelles 8, 47-60, 1963
- C. Myttenaere: The influence of strontium/calcium ratio of the nutrient solution on the translocation and chemical forms of strontium and calcium in *Pisum sativum*.
Rad. Bot. 5, 143-151, 1965
- G. Myttenaere, M. Masset: Availability of stable manganese and ^{54}Mn to the rice plant in flooded soil.
Soil Sci. 107, 296-301, 1969
- Y.C. Ng, C.S. Colsher, S.E. Thompson: Transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products. Vortrag: Int. Symp. on Biological Implications of Radionuclides Released from Nuclear Industries, IAEA Wien, 26.-30. März 1979

- H. Nishita, A.J. Steen, K.H. Larson: Release of Sr-90 and Cs-137 from vinal loam upon prolonged cropping.
Soil Sci. 86, 195-201, 1958
- R.W. Rinne, R.G. Langston: Effect of growth on redistribution of some mineral elements in peppermint.
Plant Physiol. 35, 210-218, 1960
- K. Rohleder: Modellversuche zur Tiefenverlagerung künstlicher radioaktiver Stoffe im Erdboden.
Kerntechnik 15, 301-305, 1973
- E.M. Romney, W.L. Ehrler, A.H. Lange, K.H. Larson: Some environmental factors influencing radiostrontium uptake by plants.
Plant & Soil XIII, 41-48, 1960
- E.M. Romney, J.W. Neel, H. Nishita, J.H. Olafson, K.H. Larson: Plant uptake of Sr-90, Y-91, Cs-137 and Ce-144 from soils.
Soil Sci. 83, 369-376, 1957
- E.M. Romney, St.J. Toth: Plant and soil studies with radioactive manganese.
Soil Sci. 77, 107-117, 1954
- B.L. Sawhney: Sorption and fixation of microquantities of cesium by clay minerals.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 28, 183-186, 1964
- P. Schachtschabel: Das Mangan im Boden.
Phosphorsäure 15, 133-145, 1955
- K. Scharrer, K. Mengel: Mangan. In: H. Linser (Hsg.) Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung Bd. 1. Pflanzenernährung, 1. Hälfte, Springer, Wien-New York, 1969
- F. Scheffer, F. Ludwig: Gefäßversuche über die Aufnahme von Radiostrontium aus dem Boden.
Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkunde, Bd. 85, 244-249, 1959
- F. Scheffer, P. Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde.
10. Aufl., Enke-Verlag, Stuttgart, 1979
- G. Schilling: Strontium in der höheren Pflanze. II. Verteilung und Bindungszustand in der Pflanze.
Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkde. 91, 212-224, 1960
- R.K. Schulz, R. Overstreet, I. Barshad: On the soil chemistry of cesium-137.
Soil Sci. 89, 16-27, 1960
- B.R. Singh, K. Steenberg: Plant response to micronutrients. II. Uptake, distribution and translocation of manganese in maize and barley plants.
Plant & Soil 40, 647-654, 1974

- J. Shalhevet: Effects of mineral type and soil moisture content on plant uptake of ^{137}Cs .
Rad. Bot. 13, 165-171, 1973
- K.A. Smith: The comparative uptake and translocation by plants of calcium, strontium, barium and radium. II. *Triticum vulgare* (wheat).
Plant & Soil 34, 643-651, 1971
- K. Steenberg, G. Semb: Experiments on plant uptake of radiostrontium from contaminated soils. Effect of liming.
Meld. Norges Landbrughogsk. 43, 1-11, 1964
- W. Steffens, F. Führ, W. Mittelstaedt: Die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden - Bestimmung von Transferfaktoren.
Sonderdruck aus: Jahresbericht 1979/80 der Kernforschungsanlage Jülich GmbH, 9-18
- W. Steffens, W. Mittelstaedt, F. Führ: The transfer of Sr-90, Cs-137, Co-60 and Mn-54 from soils to plants - results from lysimeter experiments.
5th International Congress of IRPA, Jerusalem, Israel, March 9-14, 1980a Abstract No. 1232, 1-4
- W. Steffens, W. Mittelstaedt, F. Führ: Evaluation of small scale laboratory and pot experiments to determine realistic transfer factors for the radionuclides ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{54}Mn .
5th International Congress of IRPA, Jerusalem, Israel, March 9-14, 1980b, Abstract No. 1231, 1-4
- W. Steffens, W. Mittelstaedt, H.G. Ehrlich, F. Führ: Ermittlung des Transfers Boden/Bewuchs der Radionuklide ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn - Ergebnisse aus Lysimeterversuchen unter Freilandbedingungen 1979/80. Gemeinsame Strahlenschutztagung über radiologische Auswirkungen von Kernkraftwerken und anderen kerntechnischen Anlagen auf den Menschen und seine Umwelt, Fachverband für Strahlenschutz e.V. und Société Française de Radioprotection, Lausanne, Schweiz, 30.9.-2.10.1981
- W. Steffens, W. Mittelstaedt, F. Führ: Der Transfer Boden/Bewuchs für die Radionuklide ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co und ^{54}Mn - Ergebnisse aus Freilandversuchen nach Simulierung einer hohen Radionuklidablagerung auf den Boden als Folge eines Störfalles.
Seminar on the Transfer of Radioactive Materials in the Terrestrial Environment Subsequent to an Accidental Release to Atmosphere. Report Nr. 24. Organized by the Commission of European Communities.
Dublin, 11th-15th April 1983

- W. Steffens, W. Mittelstaedt, J. Klaes, F. Führ: Radionuclide transfer of Sr, Cs, Co and Mn to plants grown on soil with different physical and chemical properties, and from different sites at Eschweiler, Gorleben, Biblis, and Stade, F.R.G.
Compacts of the 6th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA), Berlin, 7.-12 Mai 1984, Vol. I, 193-196
- W. Steffens, W. Mittelstaedt, F. Führ, H. Föstel, J. Klaes: Tschernobyl-Unfall: Abschätzung der Aufnahme des abgelagerten Cs-137 und Sr-90 über die Wurzel. Verlagerung von Cs-137 und Sr-90 im Boden. Sonderdruck aus "atomwirtschaft", XXXI, 7, 389-392
- W. Steffens, R. Hille: Immer noch Gefahr durch Cäsium? Landwirtschaftliches Wochenblatt Westfalen-Lippe 144, 9. April 40-43, 1987
- K.G. Tillier, J.L. Honeysett, E.G. Hallsworth: The isotopically exchangeable form of native and applied cobalt in soils.
Austr. J. Soil Res., 7, 43-56, 1969
- A. Wallace, E.M. Romney, G.V. Alexander, J. Kinnear: Phytotoxicity and some interactions of the essential trace element metals iron, manganese, molybdenum, zinc, copper and boron.
Commun. Soil Sci. & Plant Analysis 8, 741-750, 1977
- A. Wiechen, K. Heine: Untersuchungen zum Transfer von Strontium-, Cäsium und relevanten Schwermetallradionukliden unter den radioökologischen Bedingungen von Gorleben. Abschlußbericht, Forschungsvorhaben St.Sch. 702c Institut für Chemie und Physik der Bundesanstalt für Milchforschung, Kiel, April 1983
- D.E. Williams, J. Vlamis: The effect of silicon on yield and manganese-54 uptake and distribution in the leaves of barley plants grown in culture solution.
Plant Physiol. 32, 404-409, 1957

Dieses Forschungsvorhaben wurde vom Bundesminister des Inneren gefördert.

Wir danken Herrn Prof. Dr. H. Zakosek und Herrn Prof. Dr. H. Wiechmann vom Institut für Bodenkunde der Universität Bonn für die Hilfe bei der Auswahl der Böden und deren Charakterisierung sowie für die Erstellung der Bodendaten.

