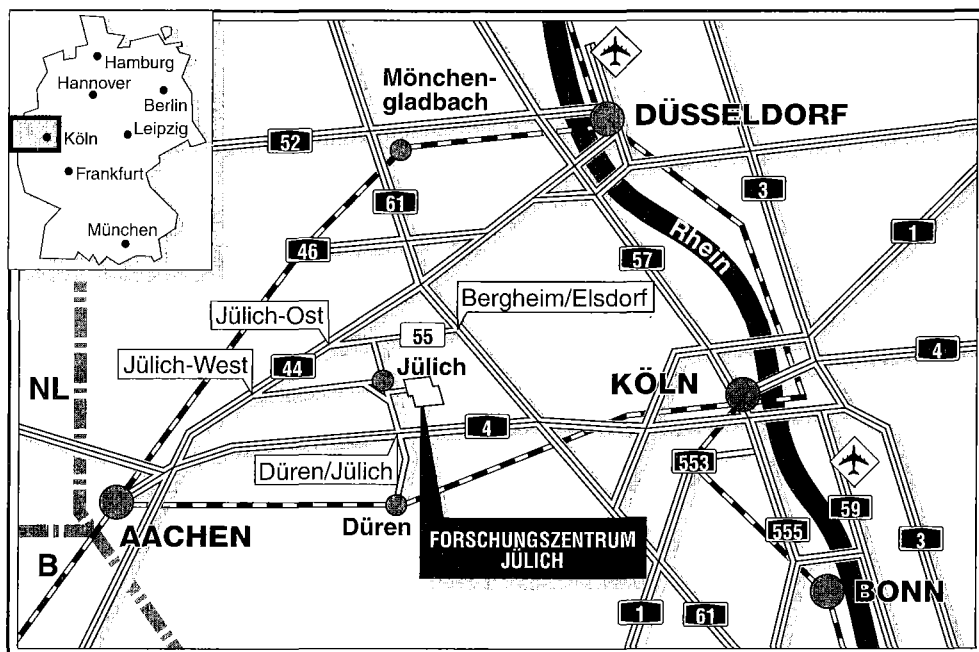


Institut für Radioagronomie

**Trockene Deposition von Aerosolen aus
einer simulierten Reaktor-Kern-Schmelze
und Eintritt von darin enthaltenem
 ^{137}Cs und ^{90}Sr in die Nahrungskette**

Marc Muszinski



Berichte des Forschungszentrums Jülich ; 3277

ISSN 0944-2952

Institut für Radioagronomie Jül-3277

D98 (Diss. Universität Bonn)

Zu beziehen durch : Forschungszentrum Jülich GmbH · Zentralbibliothek

D-52425 Jülich · Bundesrepublik Deutschland

Telefon : 02461/61-61 02 · Telefax : 02461/61-61 03 · Telex : 833 556-70 kfa d

**Trockene Deposition von Aerosolen aus
einer simulierten Reaktor-Kern-Schmelze
und Eintritt von darin enthaltenem
 ^{137}Cs und ^{90}Sr in die Nahrungskette**

Marc Muszinski

MUSZINSKI, Marc: Trockene Deposition von Aerosolen aus einer simulierten Reaktor-Kern-Schmelze und Eintritt von darin enthaltenem ^{137}Cs und ^{90}Sr in die Nahrungskette.

Obwohl sich westeuropäische Druckwasserreaktoren erheblich von dem am 26.4.1986 in der Ukraine havarierten "Tschernobyl-Typ" unterscheiden, könnte es auch hier bei einer Kern-Schmelze zur Freisetzung radioaktiver Aerosole kommen. Um die Vorhersage des zu erwartenden Eintritts von Radionukliden in die Nahrungskette zu verbessern und mögliche Maßnahmen zur Schadensbegrenzung unter den praxisnahen Bedingungen eines Großlysimeters (3,2 m²; 1,5 m tief) zu untersuchen, wurde im Rahmen des europäischen RESSAC-Programmes eine typische Parabraunerde (Orthic Luvisol vom Standort Jülich-Merzenhausen) künstlich mit metallenen Partikeln eines aerodynamischen Durchmessers von ca. 1 µm kontaminiert.

Bei geringer Luftbewegung erfolgte die Deposition auf Kohlrabi (*Brassica oleracea* var. gongylodes L.) und Weizen (*Triticum aestivum* L.) im Gewächshaus vor allem durch Sedimentation auf die Blattoberseiten, auf den Boden vermutlich auch durch Thermo- und Diffusiophorese. Mit dichterem Bewuchs nahm die Deposition auf den Boden ab, die Gesamtd deposition nahm jedoch durch erhöhte Ablagerung auf den Pflanzen zu. Der Absorptionskoeffizient zur Beschreibung des auf den Pflanzen deponierten Anteils lag mit 12 m²/kg Trockenmasse beim Vierfachen der von anderen Autoren im Freiland ermittelten Werte.

Die Blattaufnahme des in den Partikeln enthaltenen ^{137}Cs wurde durch Entfernen der epikutikulären Wachse mit Celluloseacetat-Film untersucht. Fünf Tage nach Beginn der Kontamination fanden sich bei Weizen 13-14 % des Radiocäsiums im Blatt, bei Kohlrabi etwa doppelt so viel. Die erste Beregnung (9 mm, 5 Tage nach Beginn der Kontamination) entfernte weniger als 1/3 des ^{90}Sr jedoch 2/3 des ^{137}Cs von Weizen, sowie 2/3 beider Nuklide von Kohlrabi. Dies läßt auf nuklid- und kulturspezifische Abwitterungsprozesse schließen. Nach der anfänglich sehr raschen Abwitterung des ^{137}Cs wurden für Weizen in den beiden folgenden Wochen 14 Tage Halbwertszeit errechnet, bis zur Ernte dann 27 Tage. Die Abwitterung verlief also nicht exponentiell.

Im Weizenkorn wurden 0,11 % des während der Bestockung (EC 21), bzw. 0,25 % des während des Schossens (EC 31) auf den Pflanzen deponierten ^{137}Cs nachgewiesen. Das phloem-mobile ^{137}Cs gelangte zu 3 % erst während des (simulierten) Mähdruschs mit direkt kontaminiertem Stroh an das Korn, das phloem-immobile ^{90}Sr aber zu 90 %. Diese in der Literatur bisher kaum berücksichtigte Sekundärkontamination könnte im Falle eines realen Unfalles im Freiland über die Einstellung der Schneidtrichhöhe am Mähdrischer reduziert werden.

Im Herbst führte "pflugähnliche" Bodenbearbeitung zu einer ungleichmäßigen Verteilung von ^{137}Cs und ^{90}Sr in 15-30 cm Tiefe. Durch "Pflügen mit Vorschäler" gelangte der größte Teil der Radionuklide in die 30-35 cm Schicht, jedoch verblieben Bruchstücke der direkt kontaminierten Bodenoberfläche in geringerer Krumentiefe. Dies konnte mit einem neuen autoradiographischen Verfahren nachgewiesen werden. Wintergerste nahm ^{137}Cs in beiden Varianten vor allem im Januar auf. Der flächenbezogene Transferfaktor $\text{TF}_d(\text{Cs})$ für Gerstenkorn lag unabhängig von der Bodenbearbeitung bei $4 \cdot 10^{-6}$ m²/kg Frischmasse. Die Tieflegung konnte den Transfer Boden-Pflanze von Radiocäsium also nicht vermindern.

MUSZINSKI, Marc: Dry deposition of aerosols from a simulated melt-down of a reactor core and subsequent entry of ^{137}Cs and ^{90}Sr into the food chain.

Although the pressurised water reactors (PWR) in Western Europe differ considerably from the "Chernobyl type" nuclear power plants that blew up in the Ukraine on April 26th 1986, a melt down of their core could lead to the accidental release of radioactive aerosols. Such metal particles of a mean aerodynamic diameter of about 1 μm were artificially generated in the European RESSAC Programme to investigate the radionuclide transfer into the food chain. The objectives of the studies in large lysimeters (3,2 m²; 1,5 m depth) were improved predictions and the testing of potential countermeasures under field-like conditions.

The process of sedimentation accounted for the greatest proportion of the deposition on kohlrabi (*Brassica oleracea* var. gongylodes L.) and wheat (*Triticum aestivum* L.) in the (windless) greenhouse. Thermophoresis and diffusiophoresis probably also played a part in deposition on the soil (an orthic luvisol from Jülich-Merzenhausen). With increasing density of vegetation, deposition on the soil decreased, whereas total deposition and the percentage intercepted by the plants increased. This percentage, as described by an absorption coefficient of 12 m²/kg dry weight, appeared to be 4 times the literature value derived from field studies.

Foliar absorption of ^{137}Cs from the particles was investigated by stripping epicuticular waxes with celluloseacetate film. Five days after contamination, 13-14 % of the ^{137}Cs was found inside the leaves of wheat, and twice as much inside the leaves of kohlrabi. The first irrigation (9 mm, 5 days after contamination) removed less than 1/3 of the ^{90}Sr , but 2/3 of the ^{137}Cs from wheat and 2/3 of both radionuclides from kohlrabi. This suggests that the processes involved depend on the nuclide and the crop. After the rapid initial decrease of ^{137}Cs , its weathering half-life from wheat for the following fortnight was 14 days, from then till harvest it was approximately 27 days. Hence, decrease was not exponential.

After contamination of wheat at tillering (EC 21), 0.11 % of the ^{137}Cs deposited on the leaves was found in the grain, after contamination at shooting (EC 31) 0.25 % was found there. Unlike the easily translocated ^{137}Cs , the major pathway of ^{90}Sr to the grain was the (simulated) combine harvesting with its directly contaminated straw. This often neglected secondary contamination at harvest accounted for 90 % of the ^{90}Sr , but only 3 % of the ^{137}Cs transfer. It could be considerably decreased in case of a real accident by setting the combine head to a greater cutting height.

After harvest, tillage comparable to "normal ploughing" scattered the radionuclides irregularly at a depth of 15-30 cm. By "double-depth ploughing", most of the radioactivity was brought into the 30-35 cm layer, but a new autoradiographic method showed that fragments of the directly contaminated soil surface were located all over the tilled profile. Regardless of the tillage, roots of winter barley absorbed ^{137}Cs mainly in January and the transfer factor to the grain $\text{TF}_d(\text{Cs})$, standardised to the surface area, amounted to $4 \cdot 10^{-6}$ m²/kg fresh weight. Thus the "double depth ploughing" could not reduce the transfer.

MUSZINSKI, Marc: Déposition sèche d'aérosols produits dans une simulation de la fusion du coeur d'un réacteur et entrée consécutive de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans la chaîne alimentaire.

Malgré les différences considérables entre les réacteurs du type "Tchernobyl", accidenté en Ukraine le 26 avril 1986, et les réacteurs à eau pressurisée répandus en Europe occidentale, le rejet d'aérosols radioactifs ne pourra être exclu si une fusion du coeur survenait dans ceux-ci. Le programme européen RESSAC étudie l'entrée consécutive de radioéléments dans la chaîne alimentaire afin d'améliorer les prévisions et de mettre à l'essai des contre-mesures potentielles. Afin de se placer dans des conditions proches de la réalité, un lysimètre (3,2 m²; 1,5 m de profondeur) de sol brun lessivé (Orthic Luvisol provenant de Jülich-Merzenhausen) fut contaminé par des particules métalliques artificielles d'un diamètre aérodynamique de 1 µm environ.

Dans une serre, en l'absence de vent, la sédimentation dominait le processus de déposition sur choux-raves (*Brassica oleracea* var. gongylodes L.) et blé (*Triticum aestivum* L.), tandis que la thermophorèse et la diffusiophorèse s'y ajoutaient probablement pour contaminer le sol. Une densité croissante du couvert végétal réduisait la déposition sur le sol, alors que la déposition totale ainsi que le pourcentage retenu par la végétation augmentaient. Ce pourcentage, décrit par un coefficient d'absorption de 12 m²/kg de matière sèche s'élevait au quadruple des valeurs observées par d'autres auteurs en plein champ.

L'absorption foliaire du ^{137}Cs contenu dans les particules fut étudiée en enlevant les cires épicuticulaires par un film d'acétate de cellulose. Cinq jours après la contamination, 13-14 % du ^{137}Cs se trouvaient à l'intérieur des feuilles de blé, 28 % dans les feuilles des choux-raves. La première irrigation (9 mm, 5 jours après la contamination) lessivait moins de 1/3 du ^{90}Sr mais 2/3 du ^{137}Cs des feuilles de blé ainsi que 2/3 des deux radioéléments des feuilles de choux-rave. Ceci suggère l'existence de mécanismes différents selon les espèces et les radioéléments. Après le lessivage rapide du ^{137}Cs par la première irrigation le pourcentage retenu sur le blé était divisé par deux dans la première quinzaine. Ensuite, la période de décroissance écologique jusqu'à la récolte était de 27 jours. Le lessivage ne suivait donc pas une loi exponentielle.

Lors de la récolte, 0,11 % du ^{137}Cs déposé sur les feuilles du blé au tallage (EC 21) ont été trouvés dans le grain. Après une contamination à la montaison (EC 31), on y en trouvait 0,25 %. Le battage du grain avec sa paille directement contaminée s'est avéré responsable de seulement 3 % du transfert de ce radioélément facilement transporté dans la sève, alors que 90 % du ^{90}Sr , immobile dans les plantes, étaient transférés pendant le battage. Dans le cas d'un accident réel, cette contamination secondaire, rarement considérée dans les publications, pourrait être réduite au champ en ne moissonnant que la partie supérieure de la plante.

L'année suivante, l'absorption racinaire des radioéléments fut étudiée en fonction de la méthode de labour. Par un labour "classique" les radioéléments furent incorporés de façon hétérogène dans une profondeur de 15 à 30 cm. Le "labour enfouisseur" en plaçait la majeure partie entre 30 et 35 cm, mais les couches superficielles étaient alors parsemées de morceaux de sol provenant de la surface directement contaminée. Ceci a été mis en évidence par une nouvelle méthode autoradiographique. Indépendamment du travail du sol, l'orge d'hiver absorbait le ^{137}Cs surtout en janvier, et le facteur de transfert sol-plante ramené à la surface ($\text{TF}_d(\text{Cs})$) était de $4 \cdot 10^{-6}$ m²/kg de grain frais.

INHALTSVERZEICHNIS

VERZEICHNIS DER TABELLEN.....	10
VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN.....	11
VERZEICHNIS DER FORMELN	13
VERZEICHNIS VERWENDETER EINHEITEN	13
VERZEICHNIS VERWENDETER FORMELZEICHEN	13
VERZEICHNIS VERWENDETER ABKÜRZUNGEN.....	14
1 EINLEITUNG	15
2 PROBLEMSTELLUNG UND LITERATURÜBERSICHT	17
2.1 ANGENOMMENES SZENARIO EINER UNFALLBEDINGTEN KONTAMINATION.....	17
2.2 RADIONUKLIDEINTRITT IN DIE MENSCHLICHE NAHRUNGSKETTE.....	17
2.2.1 <i>Abhängigkeit von der Jahreszeit</i>	18
2.2.2 <i>Maßnahmen zur Schadensbegrenzung</i>	19
2.3 TROCKENE DEPOSITION VON AEROSOLEN	20
2.3.1 <i>Begriffsbestimmung und Einflußgrößen</i>	20
2.3.2 <i>Vorhersage der Deposition auf Pflanzen und Boden</i>	22
2.4 ABWITTERUNG VON BLATTOBERFLÄCHEN	23
2.4.1 <i>Bestimmungsverfahren</i>	24
2.4.2 <i>Kontaminationsformen</i>	24
2.4.3 <i>Trockene Abwitterung</i>	25
2.4.4 <i>Abwitterung durch Niederschläge</i>	25
2.5 TRANSLOKATION INS WEIZENKORN.....	26
2.6 SEKUNDÄRKONTAMINATION DURCH MÄHDRUSCH.....	27
2.7 TRANSFER IN DIE FOLGEKULTUR	28
2.7.1 <i>Wurzelaufnahme und Verlagerung im Boden</i>	28
2.7.2 <i>Maßnahmen zur Verminderung des Transfers</i>	29
3 MATERIAL UND METHODEN	33
3.1 EINBINDUNG IN EIN INTERNATIONALES PROJEKT.....	33
3.2 STRAHLENSCHUTZ.....	33
3.2.1 <i>Höhe der Markierung</i>	33
3.2.2 <i>Arbeit im Gewächshaus</i>	34
3.2.3 <i>Handhabung der Proben</i>	35
3.2.4 <i>Standardisierte Meßverfahren</i>	35
3.3 VERSUCHSSYSTEM	36
3.3.1 <i>Großblysimeter</i>	36
3.3.2 <i>Gewächshaus</i>	37
3.3.3 <i>Kontamination mit Aerosolen</i>	39
3.4 RADIOAKTIVITÄTSMESSUNGEN.....	43
3.4.1 <i>Bestimmung des ¹³⁷Cs-Gehaltes durch γ-Messungen</i>	43
3.4.2 <i>Bestimmung des ⁹⁰Sr-Gehaltes durch β-Messungen</i>	43

3.5 DIREKTE KONTAMINATION DES WEIZENS IM MAI 1994	45
3.5.1 Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen	45
3.5.2 Beprobungsstellen	45
3.5.3 Bestimmung der Bodenkontamination	46
3.5.4 Exposition von Filterpapieren in verschiedenen Winkeln	46
3.5.5 Entwicklungsstadien zum Zeitpunkt der Kontamination	46
3.5.6 Nichtlineare Regression zur Bestimmung der Blattfläche	47
3.5.7 Ablagerung auf Pflanzen	49
3.5.8 Untersuchung der Blattaufnahme durch Celluloseacetat-Stripping	51
3.6 SIMULATION DES MÄHDRUSCHS BEI DER WEIZENERNTE	51
3.7 FOLGEKULTUR WINTERGERSTE	53
3.7.1 Bodenbearbeitung	54
3.7.2 Markierung des Bodenwassers mit D ₂ O	54
3.7.3 Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen	55
3.7.4 Probenahmen	55
4 ERGEBNISSE	58
4.1 DEPOSITION DER AEROSOLE	58
4.1.1 Korrelation der Deposition von Radiocäsium und Radiostrontium	58
4.1.2 Deposition auf Flächen unterschiedlicher Ausrichtung zur Horizontalen	59
4.1.3 Deposition auf Boden	60
4.1.4 Deposition auf Pflanzen	61
4.2 ABWITTERUNG	62
4.3 BLATTAUFNAHME	62
4.4 RADIOAKTIVITÄT IM ERNTEGUT	66
4.4.1 Erträge	66
4.4.2 Primärkontamination des Korns durch Translokation	66
4.4.3 Sekundärkontamination des Korns durch Drusch mit kontaminiertem Stroh	67
4.5 NUKLIDTRANSFER IN DIE FOLGEKULTUR	69
4.5.1 Bodenwasser	69
4.5.2 Radioaktivitätsverteilung im Boden	70
4.5.3 Pflanzenproben	78
5 DISKUSSION	82
5.1 DEPOSITION DER AEROSOLE	82
5.1.1 Ablagerung auf Flächen unterschiedlicher Ausrichtung zur Horizontalen	82
5.1.2 Anteil der Pflanzen an der Gesamtdeposition	83
5.2 ABWITTERUNG	85
5.2.1 Prozeß der Abwitterung	85
5.2.2 Mathematische Form der Abwitterungsfunktion	89
5.3 TRANSLOKATION IN DAS WEIZENKORN	91
5.3.1 Abgrenzung zwischen Abwitterung und Blattaufnahme	91
5.3.2 Blattaufnahme	92
5.3.3 Translokation	93
5.3.4 Sekundärkontamination durch Mähdrusch	95

5.3.5 Verluste durch Verarbeitung zu Weizenmehl.....	96
5.4 NUKLIDTRANSFER IN DIE FOLGEKULTUR.....	97
5.4.1 Bodenwasser.....	97
5.4.2 Nuklidverteilung im Boden.....	98
5.4.3 Verlauf der Wurzelaufnahme von Radiocäsium in Gerstenpflanzen.....	98
5.4.4 Radiocäsiumtransfer in das Gerstenkorn.....	99
6 AUSBLICK.....	100
6.1 BEITRAG DES RESSAC-PROGRAMMES ZU AKTUELLEN FRAGEN DER RADIOÖKOLOGIE.....	100
6.2 ZUKUNFT DES JÜLICHER LYSIMETERS	100
7 ZUSAMMENFASSUNG.....	102
8 LITERATUR.....	103
9 ANHANG.....	115
9.1 SORTENBESCHREIBUNG <i>ARBON</i>	115
9.2 SORTENBESCHREIBUNG <i>ORBLONE</i>	116
9.3 ARBEITSVORSCHRIFTEN DES LMRE	117

Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Langlebige Cäsium- und Strontium-Isotope	18
Tabelle 2: Definition verschiedener Aerosole	20
Tabelle 3: Prozesse der Deposition atmosphärischer Aerosole.....	21
Tabelle 4: Translokationsfaktoren von Radiocäsium und Radiostrontium in das Weizenkorn nach Blattkontamination verschiedener Entwicklungsstadien.....	27
Tabelle 5: Gruppen mit Lysimeterversuchen im RESSAC-Projekt.....	33
Tabelle 6: Ortsdosisleistung durch γ - und β -Strahlung über dem mit ^{137}Cs und ^{90}Sr kontaminierten Lysimeter	34
Tabelle 7: Obligatorische Schutzausrüstung für die Arbeit in Labor und Gewächshaus.....	34
Tabelle 8: Profilbeschreibung der Parabraunerde im Jülicher Großlysimeter	37
Tabelle 9: Berechnung des Großlysimeters nach langjährigem Jülicher Mittel.....	39
Tabelle 10: Physikalische und chemische Eigenschaften der POLYR-Aerosole	41
Tabelle 11: Zusammensetzung der POLYR-Aerosole	41
Tabelle 12: Zeitlicher Verlauf der Kontamination und der ersten Beprobungen	42
Tabelle 13: Meßgeometrien für die ^{137}Cs -Bestimmung durch γ -Messungen	44
Tabelle 14: Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen, Winterweizen 1993/94.....	45
Tabelle 15: Regressionsparameter für die Blattflächenbestimmung über das Frischgewicht von Weizenpflanzen bzw. Kohlrabiblättern	49
Tabelle 16: Regressionsparameter für die Blattflächenbestimmung über das Frischgewicht unterschiedlicher Blatthälften von Kohlrabi	49
Tabelle 17: Varianten der Mähdruschsimulation nach Blattkontamination von Weizen unterschiedlicher Entwicklungsstadien.....	52
Tabelle 18: Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen, Wintergerste 1994/95.....	55
Tabelle 19: Kontamination des Bodens mit ^{137}Cs -haltigen Aerosolen.....	60
Tabelle 20: Blattaufnahme von ^{137}Cs bis zur ersten Beprobung	63
Tabelle 21: Weizenerträge auf dem Jülicher Lysimeter 1994.....	66
Tabelle 22: Translozierte Radioaktivität im Weizenkorn	67
Tabelle 23: Sekundärkontamination von Weizenkorn mit ^{137}Cs durch Drusch mit direkt kontaminiertem Stroh	67
Tabelle 24: Sekundärkontamination von Weizenkorn mit ^{90}Sr durch Drusch mit direkt kontaminiertem Stroh	68
Tabelle 25: Erhöhung der Sekundärkontamination mit der Dauer des Dreschvorganges ...	68
Tabelle 26: Vergleich der Bodenfeuchte im Lysimeter mit Messungen im Freiland.....	69
Tabelle 27: Gerstenerträge und Radiocäsium-Transfer in Erntefractionen 1995.....	80
Tabelle 28: Verlauf der Abwitterung des Radiocäsiums von Weizen: Radioaktivität der Pflanzen und mittlere Halbwertszeiten.....	89
Tabelle 29: Rechnerisch ermittelte Abwitterungshalbwertszeiten für ^{137}Cs von Weizen und Kohlrabi: Abhängigkeit vom Beprobungsdatum	90
Tabelle 30: Vergleich der beobachteten Translokationsfaktoren mit Literaturwerten für Radiocäsium in Getreide	93
Tabelle 31: Literaturwerte zum Dekontaminationsgrad durch Ausmahlen von Getreide nach chronischer Deposition.....	97

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Trägheitsabscheidung und Interzeption eines Partikels an einem Zylinder	22
Abbildung 2: Lysimeterarbeit mit Schutzausrüstung im Gewächshaus.....	35
Abbildung 3: Unterteilung der Lysimeterfläche in drei Parzellen mit Hilfe von Edelstahlplatten; Bewuchs zum Zeitpunkt der Kontamination.....	36
Abbildung 4: Modell des Großlysimeter-Gewächshauses in Cadarache	38
Abbildung 5: Querschnitt durch Gewächshaus und Großlysimeter.....	38
Abbildung 6: Skizze der Kontaminationsvorrichtung.....	40
Abbildung 7: Temperatur und Luftfeuchte während der Kontamination.....	43
Abbildung 8: Ausrichtung von Filterpapieren bei den Versuchen zum Einfluß des Winkels auf die Deposition ^{137}Cs -haltiger Aerosole	47
Abbildung 9: Ausrichtung der Blatthälften von Kohlrabi bei den Versuchen zum Einfluß des Winkels auf die Deposition ^{137}Cs -haltiger Aerosole.....	50
Abbildung 10 a-b: Verfahren zur Simulation des Mähdrusches im Labor	53
Abbildung 11: Stahlsonden zum Stechen quadratischer Bodensäulen	57
Abbildung 12: Korrelation zwischen ^{137}Cs - und ^{90}Sr -Deposition.....	58
Abbildung 13: Deposition von ^{137}Cs -haltigen Aerosolen auf Filterpapieren unterschiedlicher Ausrichtung zur Horizontalen	59
Abbildung 14: Deposition von ^{137}Cs -haltigen Aerosolen auf Blättern unterschiedlicher Ausrichtung zur Horizontalen	60
Abbildung 15 a-b: Deposition von ^{137}Cs -haltigen Aerosolen auf Boden und Bewuchs in Abhängigkeit von der Bodenbedeckung	61
Abbildung 16: Abwitterung des ^{137}Cs von Weizen und Kohlrabi in den ersten drei Wochen nach der Kontamination	62
Abbildung 17: Abwitterung des ^{137}Cs von Weizen zwischen Kontamination und Ernte	63
Abbildung 18: Autoradiographien zweier Fahnenblätter und der in Celluloseacetatfilm von beiden Seiten abgezogenen epikutikulären Wachse	64
Abbildung 19: Autoradiographie eines Kohlrabiblattes und der in Celluloseacetatfilm von der Oberseite abgezogenen epikutikulären Wachse.....	65
Abbildung 20 a-c: Parzelle B (Tieflegung) und C (Pflug): Entwicklung der D_2O -Gehalte in Bodenprofilen 1995 nach Applikation von D_2O in 15 cm Tiefe am 30.9.94...	71
Abbildung 21 a-b: Parzelle (C): Radionuklidverteilung im Boden nach oberflächlicher Deposition und simuliertem Pflügen	72
Abbildung 22 a-b: Parzelle (B): Radionuklidverteilung im Boden nach oberflächlicher Deposition und Tieflegung der kontaminierten Schicht	73
Abbildung 23: Parzelle (B): Autoradiographie einer Bodensäule nach oberflächlicher Radionuklid-Deposition und Tieflegung der kontaminierten Schicht.....	74
Abbildung 24: Parzelle (B): Semi-quantitative Auswertung der Autoradiographie einer Bodensäule (vgl. Abbildung 23)	75
Abbildung 25: Parzelle (C): Autoradiographie einer Bodensäule nach oberflächlicher Radionuklid-Deposition und simuliertem Pflügen	76
Abbildung 26: Parzelle (C): semi-quantitative Auswertung der Autoradiographie einer Bodensäule (vgl. Abbildung 25)	77
Abbildung 27: Biomasse-Entwicklung der Gerste auf beiden Parzellen (B und C)	78

Abbildung 28: Deuterium-Gehalt in Gerstenhalmen beider Parzellen (B und C)	79
Abbildung 29: Deuterium-Gehalt in Gerstenhalmen und Boden beider Parzellen	79
Abbildung 30: Zeitlicher Verlauf der Wurzelaufnahme von Radiocäsium in Wintergerste ...	81
Abbildung 31: Im Gewächshaus auf Pflanzen deponierter Aerosolanteil: Vergleich mit dem Filtrationsmodell für das Freiland	84
Abbildung 32: $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ Verhältnis (Bq/Bq) auf Weizen und Kohlrabi nach dem ersten Regen: Interspezifische Unterschiede.....	88

Verzeichnis der Formeln

Formel 1: Depositionsgeschwindigkeit.....	21
Formel 2: Filtrationsmodell für auf den Pflanzen deponierten Anteil der Gesamtdosition 23	
Formel 3: Dimensionsloser Translokationsfaktor	26
Formel 4: Dimensionsloser Transferfaktor Boden-Pflanze	28
Formel 5: Flächenbezogener Transferfaktor Boden-Pflanze	28
Formel 6: Blattflächenbestimmung von Weizen aus der Frischmasse einer Einzelpflanze .	48
Formel 7: Flächenbestimmung einer Blattspreite von Kohlrabi aus deren Frischmasse	49
Formel 8: Errechnung der Standardabweichung einer Grundgesamtheit	56
Formel 9: Korrelation der Deposition von ^{137}Cs und ^{90}Sr auf Filterpapier.....	58
Formel 10: Korrelation der Deposition von ^{137}Cs und ^{90}Sr auf Pflanzen	58
Formel 11: Definition des δ -Wert für Isotopenverhältnisse	70
Formel 12: Lineare Regression für den auf Pflanzen deponierten Aerosolanteil.....	83
Formel 13: Abwitterungshalbwertszeit	89
Formel 14: Flächenbezogener Translokationsfaktor.....	94
Formel 15: (Wurzel-) Aufnahmefaktor	95

Verzeichnis verwendeter Einheiten

a	Jahre
d	Tage
dt	Dezitonne (1 dt = 100 kg)
ha	Hektar (1 ha = 10 000 m ²)
mval	Millival
U/min	Umdrehungen pro Minute

Verzeichnis verwendeter Formelzeichen

A	Fläche
b	absolutes Glied einer Gleichung (y-Achsenabschnitt)
e	Eulersche Zahl = 2,718 281
f	"intercepted fraction"
m	Steigung einer Geraden
r	Korrelationskoeffizient
r ²	Bestimmtheitsmaß, in Abbildungen "R ² "
V	Volumen
B	oberirdische Biomasse (Trockenmasse)
FM	Frischmasse

Verzeichnis der Abkürzungen

BFI	Blattflächenindex (m^2 Blattfläche / m^2 Bodenfläche)
d. h.	das heißt
D ₂ O	Deuteriumoxid, Schwerwasser
EC	Angabe der Entwicklungsstadien von Getreide nach dem zweistelligen, numerischen Code von ZADOKS & al. (1974). Die Abkürzung "EC" steht für EUCARPIA (Europ. Ges. f. Pflanzenzüchtung) und ist in den alten Bundesländern allgemein gebräuchlich (QUADE 1993, OEHMICHEN 1986). In den neuen Bundesländern wurde bisher die Abkürzung DC für Dezimalcode verwendet (QUADE 1993).
Fa.	Firma
FM	Frischmasse
GSF	Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH (Neuherberg)
IAEA	International Atomic Energy Agency (Wien)
IPSN	Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire (Paris, Frankreich)
KAK	Kationenaustauschkapazität
KFA	Forschungszentrum Jülich GmbH
LEL	Laboratoire pour Expérimentation sur Lysimètre (Cadarache, Frankreich)
LMRE	Laboratoire de Mesure de la Radioactivité de l'Environnement
MAD	Median des Aerodynamischen Durchmessers
n. e.	nicht ermittelt
s. o.	siehe oben
TF _{BP}	dimensionsloser Transferfaktor Boden-Pflanze (Formel 4)
TF _d	flächenbezogener Transferfaktor Boden-Pflanze (in m^2/kg , Formel 5)
u. a.	unter anderem
v. a.	vor allem
z. T.	zum Teil

1 Einleitung

Nach dem Ende der Kernwaffentests in der Atmosphäre galt das Hauptinteresse der Radioökologie den geringen, aber langfristigen Ablagerungen von Spalt- und Aktivierungsprodukten aus dem Normalbetrieb von Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen. Ausbreitung in der Biosphäre, Anreicherung in deren Teilkompartimenten und Eintritt in die Nahrungskette galt es abzuschätzen, um die zivilisatorische Strahlenexposition zu minimieren.

Zu zeitlich und/oder räumlich eng begrenzten Radionuklideinträgen führte dagegen die Kern-Schmelze im grafitmoderierten Reaktor von Tschernobyl am 26. April 1986. In weiten Teilen Europas gingen sie, mit Ausnahme der Jodisotope, in Form metallener Aerosole nieder. Während in der Ukraine und in Weißrußland Menschen und Umwelt z. T. erheblichen Strahlenbelastungen ausgesetzt waren und sind, blieb die Folgedosis für die Bevölkerung in der Bundesrepublik gering im Vergleich zur natürlichen Radioaktivität. Auch die in den sechziger Jahren durch Kernwaffentests in der Atmosphäre erhaltene Dosis hatte deutlich höher gelegen (DIEHL & al. 1987).

Diese langfristige Prognose war bereits 1986 durch Modellrechnungen möglich und wurde später durch Messungen bestätigt (STEFFENS & al. 1993). Allerdings zeigte sich auch eine Schwäche der meist für chronische Freisetzungen entwickelten Vorhersagemodelle: Fragen nach kurzfristigen Folgen und sinnvollen Maßnahmen zur Schadensbegrenzung nach Unfällen konnten nur bedingt beantwortet werden.

Seither haben zahlreiche radioökologische Arbeiten zum besseren Verständnis der Stoffflüsse in aquatischen, landwirtschaftlich genutzten und naturnahen Ökosystemen beigetragen. Große Schwierigkeiten bei der Interpretation von im Freiland gewonnenen Daten bereitet nach wie vor die Variabilität der Klimafaktoren. Sie erschwert systematische Untersuchungen und schränkt die Übertragbarkeit der Ergebnisse ein. Laborversuche können zwar unter exakt definierten Bedingungen durchgeführt werden, jedoch das oft komplexe Zusammenspiel der Einzelkomponenten nicht immer erfassen. Zudem wurden nach Ende der oberirdischen Kernwaffentests die meisten Versuche mit gelösten Nukliden durchgeführt, da realistische metallene Aerosole nicht produziert werden konnten.

Hier setzt das von Frankreich initiierte und von der EU geförderte Projekt zur "*Rehabilitation of Soils and Surfaces after a Nuclear Accident*" (RESSAC) an. Um die Vorhersagen zu verbessern und konkrete Gegenmaßnahmen unter freilandähnlichen Bedingungen langfristig zu erproben, wurden durch das *Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire* (IPSN) am Forschungszentrum von Cadarache (Frankreich) Gewächshauszellen errichtet, in denen mit aufwendiger Technik bestimmte europäische Klimate simuliert und in Großlysimetern jahreszeitliche Veränderungen der Wasserspannung am unteren Lysimeterrand nachgefahren werden sollen. Radioaktive Aerosole werden mit einem eigens entwickelten Ofen erzeugt, der die physikalisch-chemischen Bedingungen einer Kern-Schmelze in einem europäischen Druckwasserreaktor simuliert.

Die Kontamination von repräsentativen Ackerböden aus Frankreich, Großbritannien, Spanien, Belgien und Deutschland war zunächst für Frühjahr und Sommer 1993 geplant, wurde dann aber um ein Jahr verschoben. Da die Anlage erst kurz vor Versuchsbeginn fertiggestellt wurde, mußte auf Vorversuche verzichtet werden. Der so entstandene

Zeitdruck bei nicht wiederholbaren Versuchen mit hoher Radioaktivität führte zu einer Reihe von Beschränkungen, insbesondere bei der Probenzahl. Auch die aufgrund der Sicherheitsvorkehrungen schwierigen Arbeitsbedingungen im Gewächshaus und die Abstimmung der Methoden und der Labornutzung mit allen Partnern aus den beteiligten Ländern verringerten den Spielraum für die eigene Versuchsgestaltung. Dadurch blieben die zeitliche Auflösung und die statistische Absicherung der Ergebnisse begrenzt, obwohl die gegebenen personellen und technischen Möglichkeiten ausgeschöpft wurden.

In der vorliegenden Arbeit wird die Kontamination des in der Nähe des Forschungszentrum Jülich entnommenen Lysimeters dokumentiert. Ziel der Untersuchungen war die Ermittlung von Parametern zur Verbesserung der Vorhersagemodelle, die Erprobung angepaßter Maßnahmen zur Schadensbegrenzung, sowie die Charakterisierung des Versuchssystems im Hinblick auf die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Freilandsituation. Im ersten Versuchsjahr standen dabei die quantitative Erfassung der Kontamination oberirdischer Pflanzenteile, die anschließende Abwitterung sowie die Translokation in das Weizenkorn im Vordergrund. Im Nachbau 1995 wurde eine Maßnahme zur Verminderung des Transfers vom Boden in das Gerstenkorn unter praxisnahen Bedingungen erprobt.

2 Problemstellung und Literaturübersicht

2.1 Angenommenes Szenario einer unfallbedingten Kontamination

Für die in dieser Arbeit beschriebenen Versuche wurde folgendes Unfallszenario angenommen (MAURY 1994; RONGIER 1994; MAUBERT 1991; PIOCH & al. 1991; RONGIER 1989; LHIAUBERT & MANESSE 1988):

In einem Druckwasserreaktor kommt es aufgrund eines Fehlers im Kühlsystem zu einer Kernschmelze. Bei rasch steigenden Temperaturen verdampfen Teile des Kerns. Es bilden sich metallene Aerosole, die in der wassergesättigten Atmosphäre des Sicherheitsbehälters bei ca. 80°C chemischen Veränderungen unterliegen und aggregieren.

Um ein Bersten des Sicherheitsbehälters zu verhindern, wird ab ca. 24 h nach Beginn der Kern-Schmelze der Überdruck durch einen Sandfilter abgelassen. Hierbei werden Aerosole mit einem mittleren aerodynamischen Durchmesser von ca. 1 µm freigesetzt. Größere Partikel sinken im Reaktorgebäude zu Boden oder werden im Filter zurückgehalten. Die freigesetzten radioaktiven Partikel enthalten neben dem Brennstoff ($^{238}\text{UO}_2$) auch Aktivierungsprodukte (^{134}Cs), Spaltprodukte (^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{54}Mn , ^{60}Co sowie Nuklide von Te, Ru, Mo, La, Ce, ...) und Strukturmaterialien (Fe, Zr, Cr, Ni, Ag, In, Sn, Cd, ...) in verschiedenen chemischen Formen. Es wird vermutet, daß nur Jod, Radiostrontium und Radiocäsium in wasserlöslicher Form in den Aerosolen enthalten sein werden, letzteres mit etwa 50 % Massenanteil (LHIAUBERT & MANESSE 1988).

Die kontrollierte Entlüftung des Sicherheitsbehälters ist Bestandteil der französischen "Accident-Management"-Prozeduren für Druckwasserreaktoren (900 MW elektrisch, "U5-Prozedur"). Ähnliche Konzepte wurden auch für deutsche Druckwasserreaktoren untersucht, die jedoch etwas andere bauliche Voraussetzungen haben (BRACHT & FRIEDRICHS 1985).

Da Frankreich das Projekt initiiert und zum überwiegenden Teil finanziert hat, war das französische Unfallszenario Grundlage der Arbeiten.

2.2 Radionuklideintritt in die menschliche Nahrungskette

Radioaktive Aerosole aus dem havarierten Reaktor in Tschernobyl wurden in weiten Teilen Europas (COUGHTREY & al. 1991; BILO 1990; OSUCH & al. 1989; SCHUBERT & BEHREND 1987; JOST & al. 1986; DEVELL & al. 1986; FRY & al. 1986) aber auch in Nordamerika (BONDIETTI & BRANTLEY 1986) und Japan (TOKUYAMA & al. 1989) gefunden und charakterisiert. JOST & al. (1986) zeigten, daß die in der Schweiz trocken und mit Niederschlag deponierten Aerosole aus Tschernobyl einen mittleren Durchmesser von 1 µm hatten. In Tennessee (USA) gefundene Aerosole waren mit 0,3-0,7 µm etwas kleiner (BONDIETTI & BRANTLEY 1986). Nur Partikel dieser Größe werden über größere Strecken transportiert (PRÖHL & al. 1995; CARLSON & al. 1976). Die Verweilzeit in der unteren Troposphäre entspricht für Partikel von 0,1-1 µm etwa der Zeit für eine Erdumkreisung (WEISS 1989).

Unter dem Gesichtspunkt der Gesundheitsgefährdung durch Strahlenbelastung galt ein Großteil des Interesses, neben dem kurzlebigen ^{131}I , den in Tabelle 1 aufgeführten radioaktiven Isotopen des Cäsiums und des Strontiums. Dies liegt zum einen an deren langer physikalischer Halbwertszeit, zum anderen an deren chemischen "Verwandten", auf die im folgenden eingegangen wird.

Cäsium und Strontium verhalten sich als Alkali- bzw. Erdalkalimetalle im wesentlichen wie Kalium und Calcium. Dies gilt sowohl für physikalisch/chemische Vorgänge wie etwa die Sorption im Boden, als auch für biologische Prozesse wie Wurzelaufnahme und Phloemmobilität (SHAW & BELL 1989; BUKOVAC & al. 1965). Da sich die Elemente der gleichen Hauptgruppen jedoch insbesondere im Ionenradius unterscheiden, existieren einige Unterschiede bei der Sorption an Tonmineralen und spezifischen biologischen Funktionen wie der Enzyminduktion.

Die Ähnlichkeit von Cäsium und Strontium mit Kalium und Calcium erklärt auch das besondere Interesse der Radioökologie an diesen Elementen: Cäsium und Strontium verhalten sich in der Nahrungskette wie Kalium und Calcium. Im menschlichen Körper wird Radiostrontium in die Knochen eingebaut und führt dort zu einer lebenslangen internen Strahlenbelastung. Radiocäsium wird wie Kalium wieder ausgeschieden, so daß seine biologische Halbwertszeit im Körper weit unter der physikalischen liegt (Tabelle 1). Aus physikalischer und biologischer Halbwertszeit wird die effektive Halbwertszeit errechnet.

Tabelle 1: Langlebige Cäsium- und Strontium-Isotope

(verändert nach BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1991))						
Isotop	Halbwertszeit		Halbwertszeit		Periodensystem Hauptgruppe	chem. ähnlich
	physikalisch		(für besonders kritisches Organ) biologisch	effektiv		
			(Ganzkörper des Erwachsenen)			
¹³⁴ Cs	2	Jahre	70 Tage	65 Tage	I	K
¹³⁷ Cs	30	Jahre	70 Tage	65 Tage	I	K
			(Knochen)			
⁹⁰ Sr	28	Jahre	50 Jahre	18 Jahre	II	Ca

2.2.1 Abhängigkeit von der Jahreszeit

Wurzelaufnahme, direkte Kontamination von Blattgemüse oder Früchten sowie die Translokation aus den Blättern in später gebildete Speicherorgane sind je nach Pflanze, Nuklid und Jahreszeit der Deposition von unterschiedlicher Bedeutung. Hinzu kommt äußerlich anhaftender, kontaminierter Boden, aus dem Radionuklide in die Pflanze aufgenommen werden können. Boden gelangt mit dem Futter auch in den Verdauungstrakt von Nutztieren.

Modellberechnungen von PRÖHL (1982) zur 50-Jahre-Folgedosis nach einer unfallbedingten Freisetzung von Radionukliden zeigen, daß die höchste Radioaktivitätszufuhr für alle Nuklide über den Getreide- und Milchpfad erfolgen würde. Bei einer Freisetzung

während der Vegetationsperiode ist die Kontamination von Nahrungs- oder Futtermitteln wegen der Blattaufnahme besonders hoch (MÜLLER & PRÖHL 1995; PRÖHL 1982). Hinzu kommt, daß bei einem Unfall im Sommer Getreide, Blattgemüse und viele Früchte direkt kontaminiert würden, so daß die Folgedosis durch Radiocäsium dann am höchsten ist (MÜLLER & PRÖHL 1995; PRÖHL 1982).

Für Getreide liegt der ungünstigste Kontaminationszeitpunkt 1-2 Wochen nach dem Ährenschieben. Die Verlagerung von Radiocäsium in das Weizenkorn ist dann um einen Faktor 1000 höher als bei Wurzelaufnahme nach Deposition der gleichen Nuklidmenge auf den Boden (VOIGT & al. 1991). Danach gehen die interzeptierende Blattfläche und die Translokationsaktivität wieder zurück.

Strontium wird im Gegensatz zu Cäsium nicht von den direkt kontaminierten Blättern in die später gebildeten Speicherorgane transloziert, sondern gelangt bei einer Kontamination vor dem Ährenschieben praktisch nur über Wurzelaufnahme ins Korn (PRÖHL 1982).

Verschiedene Modelle wurden entwickelt, um den Eintritt von Radionukliden in die menschliche Nahrungskette vorherzusagen (VOIGT & al. 1991; PRÖHL 1986, 1982; THORNE & COUGHTREY 1983; SIMMONDS & LINSLEY 1981). Sie sind die Basis für die Planung von Maßnahmen zur Schadensbegrenzung. Diese Thematik wurde von der GSF Neuherberg und dem Bundesamt für Strahlenschutz ausführlich bearbeitet, so daß an dieser Stelle auf deren Schriften, insbesondere auf die Veröffentlichungen von MÜLLER & PRÖHL (1995), WILLRODT & BAYER (1993), WILLRODT (1993), VOIGT & al. (1991), PRÖHL & al. (1986) und PRÖHL (1982) verwiesen werden kann.

2.2.2 Maßnahmen zur Schadensbegrenzung

Um die Auswirkungen eines Unfalls möglichst gering zu halten, kann kurzfristig versucht werden, Nahrungs- und Futterpflanzen vor direkter Kontamination zu schützen (WILLRODT 1993) oder besonders stark belastete Produkte vom Verzehr auszuschließen. In der folgenden Vegetationsperiode wird versucht die Wurzelaufnahme in diese Pflanzen zu vermindern, indem man Boden abträgt, Sorbentien (z. B. Zeolithe) oder Dünger ausbringt. Weitere Maßnahmen zielen auf eine Verminderung der Weiterverbreitung durch Wind und Wasser oder des Anteils von kontaminiertem Boden in Futtermitteln. Gelegentlich wird die Umstellung der Produktion auf Nicht-Nahrungspflanzen empfohlen (IAEA 1989).

Dabei stellen die z. T. sehr teuren Maßnahmen oft selbst einen erheblichen Eingriff in das Ökosystem dar (SEGAL 1993). Ökologische Kosten-Nutzen-Analysen gehen darum in die Überlegungen ebenso ein, wie die Verfügbarkeit von Geräten, Transport- und Deponiekapazitäten (MAUBERT & al. 1993; SEGAL 1993).

Erfahrungen in der Ukraine zeigen, daß starker öffentlicher Druck oft aufwendige und wenig nutzbringende Sanierungsmaßnahmen fordert, auch wenn man objektiv weit einfacher die Gesundheit der Bevölkerung verbessern könnte, beispielsweise durch ausreichende Vitaminversorgung (STAVROV 1994).

Neben dem Menschen soll auch die Natur vor Strahlenschäden geschützt werden. Die Schutzziele unterscheiden sich allerdings. Während man den Menschen als Individuum schützen möchte, hängt das ökologische Gleichgewicht von der (selektiven) Schädigung von Populationen ab. Diese tritt erst bei deutlich höheren Strahlendosen auf, als die Schädigung von Individuen. Aus diesem Grunde wird oft die Ansicht vertreten, daß mit der

Einhaltung der für den Menschen festgelegten Grenzwerte gleichzeitig die Natur ausreichend geschützt wird (ICRP 1977).

2.3 Trockene Deposition von Aerosolen

2.3.1 Begriffsbestimmung und Einflußgrößen

Aerosol nennt man in einem Gas suspendierte, feste oder flüssige Partikel mit einer Größe von 0,01-100 μm . Nach Zusammensetzung und Größenverteilung werden die in Tabelle 2 aufgeführten Typen unterschieden. Einzelne Partikel werden auch durch ihre Dichte und ihren Durchmesser charakterisiert, der bei der Abweichung von der Kugelform unterschiedlich definiert sein kann (Tabelle 2).

Tabelle 2: Definition verschiedener Aerosole

<u>Größe</u>	
Monodisperse Aerosole:	alle Partikel haben die gleiche Größe
Polydisperse Aerosole:	die Partikel haben unterschiedliche Größen
<u>Zusammensetzung</u>	
Homogene Aerosole:	alle Partikel haben die gleiche Zusammensetzung
Heterogene Aerosole:	die Partikel haben unterschiedliche Zusammensetzung
<u>Durchmesser</u>	
Oberflächenäquivalent-Durchmesser:	Durchmesser einer Kugel, deren Oberfläche der des Partikels entspricht
Aerodynamischer Durchmesser:	Durchmesser einer Kugel der Dichte 1, deren Sedimentationsgeschwindigkeit der des Partikels entspricht
Stokes-Durchmesser:	Durchmesser einer Kugel, deren Dichte und Sedimentationsgeschwindigkeit denen des Partikels entsprechen

Bei der Betrachtung der Deposition polydisperser Aerosole wird in der Regel der Median des aerodynamischen Durchmessers angegeben. Die Masse aller Partikel mit einem Durchmesser kleiner als der Median entspricht dann der Hälfte der Gesamtmasse aller Aerosole.

Atmosphärische Aerosole können durch verschiedene Prozesse zur Erdoberfläche gelangen. Naßabscheidung und trockene Deposition werden in verschiedene Vorgänge unterteilt (Tabelle 3). Im Folgenden wird auf die Prozesse der trockenen Deposition (Abbildung 1) genauer eingegangen, da diese im verwendeten Versuchssystem angestrebt wurde. "Rainout" und "Washout" werden hier nur kurz betrachtet, da sie unter gänzlich anderen Bedingungen als die trockene Deposition erfolgen (PRÖHL & al. 1995).

Die trockene Deposition von Partikeln wird durch die in Formel 1 definierte Depositionsgeschwindigkeit (auch als Ablagerungsgeschwindigkeit bezeichnet) beschrieben (SEHMEL 1980; BMU 1990). Sie hängt u. a. von der Teilchengröße und der Windgeschwindigkeit ab und ergibt sich aus der Summe aller Depositionsprozesse.

Tabelle 3: Prozesse der Deposition atmosphärischer Aerosole

Nach MAURY (1994); MONTEITH & UNSWORTH (1990); JONAS & VOGT (1982); AHMED (1979)

<u>Naßabscheidung ("wet deposition")</u>	
"Rainout"	: Abscheidung von Aerosolteilchen innerhalb der Wolken. Die Aerosolteilchen wirken als Kondensationskerne bei der Niederschlagsbildung oder lagern sich an Wolkentröpfchen an.
"Washout"	: Abscheidung von Aerosolteilchen durch Niederschlags-elemente (Regentropfen, Schneeflocken) unterhalb der Wolkenuntergrenze.
<u>Trockene Deposition ("dry deposition", "fallout")</u>	
Sedimentation	: Ablagerung durch Gravitation, gebremst durch die Stoke'sche Reibung in einem viskosen Medium (Luft).
Trägheitsabscheidung	: Die Partikel können aufgrund ihrer trägen Masse dem Luftstrom nicht um das Hindernis folgen (z. B. Regentropfen an Straßenlaterne, Abbildung 1 a).
Interzeption	: Die geometrische Ausdehnung der Partikel ist größer als der Abstand ihres Mittelpunktes vom Hindernis (z. B. Auskämmen von Nebeltröpfchen an Spinnweben, Abbildung 1 b).
Diffusion	: Die Brown'sche Molekularbewegung führt zur Deposition an Grenzflächen.
Thermophorese	: Partikel wandern entgegen dem Wärmegradienten und lagern sich an Oberflächen ab, die kälter als die umgebende Luft sind.
Diffusiophorese	: An einer Oberfläche kondensierender Wasserdampf befördert Partikel dorthin (ähnlich Thermophorese)

Theoretische Überlegungen von (SEHMEL 1971) zeigen, daß die Diffusion bei Partikeln von 1 µm Durchmesser und einer Dichte von 1-10 g/cm³ nur eine untergeordnete Rolle für die Depositionsgeschwindigkeit auf glatten Flächen spielt. PETERS (1995) stellt fest, daß für Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser >0,5 µm Sedimentation und Trägheitsabscheidung die größte Bedeutung haben. Bei geringen Windgeschwindigkeiten überwiegt der Prozeß der Sedimentation, und Partikel werden nahezu ausschließlich auf horizontal nach oben exponierten Flächen abgelagert (DASCH 1983; GREGORY 1961).

Formel 1: Depositionsgeschwindigkeit

$$\text{Depositionsgeschwindigkeit (m * s}^{-1}\text{)} = \frac{\text{Deponierte Menge pro Fläche und Zeiteinheit (g * m}^{-2} \text{ * s}^{-1}\text{)}}{\text{Luftkonzentration in definierter Höhe über der Fläche (g * m}^{-3}\text{)}}$$

Mit zunehmender Windgeschwindigkeit und verminderter Partikelgröße verliert die Sedimentation an Einfluß und abwärts gerichtete Flächen werden ebenso hoch kontaminiert (GREGORY 1961). Der Autor zeigte, daß Sporen (*Lycopodium giganteum*) von etwa $4\text{ }\mu\text{m}$ bereits bei $1,7\text{ m/s}$ auf Ober- und Unterseite von gläsernen Objekträgern in gleichem Maße deponiert wurden. Bei einer Windgeschwindigkeit von $2,5\text{ m/s}$ und einem Radius $< 2\text{ }\mu\text{m}$ spielt Sedimentation keine Rolle. Erst ab $5\text{ }\mu\text{m}$ sind über 50 % der Deposition auf Sedimentation zurückzuführen (MONTEITH & UNSWORTH 1990).

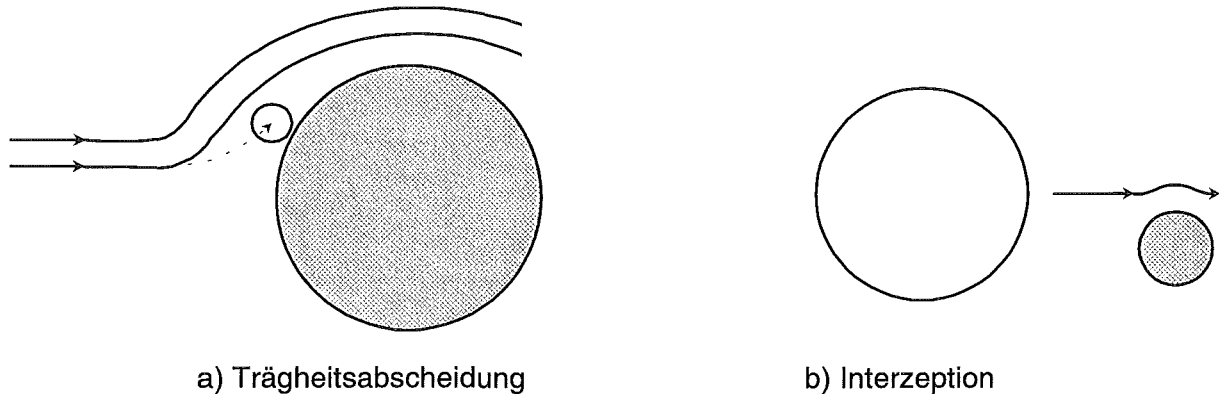


Abbildung 1: Trägheitsabscheidung und Interzeption eines Partikels an einem Zylinder

Partikel hell, Zylinder dunkel dargestellt

(verändert nach MONTEITH & UNSWORTH 1990; GREGORY 1961)

Die Deposition von Partikel um $1\text{ }\mu\text{m}$ wird im Freiland somit von den Prozessen der Trägheitsabscheidung und der Interzeption beherrscht. Bei beiden steigt die Ablagerungsgeschwindigkeit mit der Windgeschwindigkeit (JAYASEKERA & al. 1990; JONAS & VOGT 1982; SEHMEL 1971; LITTLE 1971). So konnten JAYASEKERA & al. (1990) an Spinat zeigen, daß Partikel von $1,5\text{ }\mu\text{m}$ mit steigender Windgeschwindigkeit ($30\text{--}78\text{ cm/s}$) schneller deponiert werden. LITTLE (1971) fand einen proportionalen Anstieg der Deposition. PRISTER & al. (1992) führten die erhöhte trockene Deposition von Radiocäsium an Waldrändern, Überflutungsgebieten kleiner Flüsse und niedrig gelegener Marschen in der Ukraine auf erhöhte Luft-Turbulenzen zurück.

Das Vorhandensein von Trichomen ist für die Ablagerung kleiner Partikel auf Pflanzen ein entscheidender Faktor (McLEOD & al. 1980; WEDDING & al. 1975; LITTLE 1971). Adaxiale und abaxiale Blattseite können aufgrund unterschiedlicher Morphologie (Blattnerven, Trichome, epikutikuläre Wachse) unterschiedlich hoch kontaminiert werden (LITTLE 1971, PIELOU & al. 1962). Wirbeldiffusion kann höhere Depositionsraten an Blatträndern als in der Blattmitte verursachen (LITTLE & WHIFFEN 1977).

2.3.2 Vorhersage der Deposition auf Pflanzen und Boden

Werden Aerosole auf bewachsenen Flächen abgelagert, so erreicht nur ein Teil den Boden, während der Rest von den Pflanzen zurückgehalten wird. Bei sehr dichtem Bewuchs bleibt der Boden nahezu unkontaminiert. Diese Überlegungen lassen mit steigender Biomasse eine asymptotische Annäherung an 100 % Interzeption durch die Pflanzen erwarten.

Über die Biomasse wird die in erster Näherung direkt proportionale Blattfläche einbezogen. Letztere ist linear mit der deponierten Stoffmenge verknüpft (WEDDING & al. 1975, 1977). PRÖHL & al. (1995) unterstreichen, daß dieser Zusammenhang nur während der vegetativen Pflanzenentwicklung gilt, da während der generativen Entwicklungsphase (z. B. Kornfüllung des Getreides) die Trockenmasse noch zunimmt, während der Blattflächenindex bereits wieder abnimmt.

CHAMBERLAIN (1967, 1970) schlug ein von der IAEA (1994) übernommenes Filtrationsmodell vor, um den Zusammenhang zwischen Biomasse und der Interzeption windbürtiger Partikel durch Pflanzendecken zu beschreiben. Danach steigt der auf den Pflanzen deponierte Anteil der Gesamtdosition mit steigender Trockenmasse nach Formel 2.

Formel 2: Filtrationsmodell für auf den Pflanzen deponierten Anteil der Gesamtdosition

$$f = 1 - e^{(-\mu * B)}$$

Dabei ist f der auf den Pflanzen deponierte Anteil der gesamten Dosition je Flächeneinheit Boden. Der vom Autor eingeführte Begriff "intercepted fraction" wird auch im folgenden in Anführungszeichen gesetzt, da er nicht mit dem Vorgang der Interzeption (Abbildung 1, Tabelle 3) synonym ist.

B die oberirdische Pflanzentrockenmasse (kg/m^2) und

μ der Absorptionskoeffizient (m^2/kg)

Den Absorptionskoeffizienten μ schätzte er aus eigenen Messungen und Literaturdaten von verschiedenen Kulturen auf einheitlich ca. $3 \text{ m}^2/\text{kg}$.

PINDER & al. (1988, 1989) untermauerten das von CHAMBERLAIN vorgeschlagene Trockenmassen-Filtrationsmodell (und den Schätzwert $\mu \approx 3 \text{ m}^2/\text{kg}$) mit Literatur- und eigenen Daten. Von ihnen alternativ durchgeführte Berechnungen über die Blattfläche verwirft er wieder, da sie keine Verbesserung bringen. IAEA (1994) und PRÖHL & al. (1995) zeigen anhand von Literaturdaten, daß dieser Schätzwert für kleine Partikel bei trockener Dosition eine gute Näherung darstellt. Bei großen Partikeln ist er deutlich niedriger, bei feuchten oder nassen Blättern dagegen erhöht.

Verbleibende Unsicherheiten in der Vorhersage der Dosition auf verschiedene Pflanzenarten könnten auch auf Unterschiede in Blattstellung und -oberfläche zurückzuführen sein (PINDER & al. 1988; WITHERSPOON & TAYLOR 1970; MOORBY & SQUIRE 1963b).

2.4 Abwitterung von Blattoberflächen

Die Radioaktivität kontaminierter Pflanzen nimmt im Zeitverlauf durch radioaktiven Zerfall und andere Prozesse ab. Letztere werden unter dem Begriff der "Abwitterung" zusammengefaßt. Die jeweilige Bedeutung von Faktoren wie Wind, Niederschläge und Abrasion ist jedoch kaum quantifizierbar (PRÖHL & al. 1995).

Der Einfluß von Niederschlägen ist vermutlich ebenso groß wie der aller anderen Faktoren zusammen (ERTEL & al. 1989). Mit "Abrasion" werden in der Regel Vorgänge bezeichnet,

bei denen die Radioaktivität zusammen mit Bestandteilen der Pflanzenoberfläche abwittert, z.B. durch Abschilferung von epikutikulären Wachsen.

Bei Zusammenfassung aller Faktoren ist nach IAEA (1982, ZITIERT IN IAEA 1994) eine Halbwertszeit von 15 Tagen für Partikel in der Vegetationsperiode ein ausreichend konservativer Schätzwert. Die deutschen Störfallberechnungsgrundlagen (BMU 1994) legen 14 Tage Verweilzeit zugrunde.

2.4.1 Bestimmungsverfahren

Frühe Untersuchungen zur Abnahme der auf Pflanzen deponierten Radioaktivität fanden hauptsächlich unter dem Blickwinkel des Transfers in die Nahrungskette statt. Dies bedeutet, daß auch die Verdünnung durch Biomassezuwachs als Abnahmeprozess betrachtet wurde. Inzwischen ist man bestrebt, die beteiligten Prozesse besser zu verstehen und bereinigt die Abwitterung um den Biomassezuwachs und den radioaktiven Zerfall, so daß die Abwitterungshalbwertszeit angegeben wird.

Die Verfahren zur Abschätzung der Abwitterungshalbwertszeit reichen vom Abspülen des behandelten Blattes mit 5 ml Leitungswasser (LEVI 1966) aus der Spritzflasche bis zum minuten- (KOPP & al. 1988) oder stundenlangen (LEVI 1966) Tauchen des Blattes in destilliertes Wasser (KOPP & al. 1988; LEVI 1966) bzw. CsCl-Lösung (LEVI 1966). Faktoren wie der Randwinkel der Tropfen auf dem Blatt werden meist nicht erfaßt. Da zudem verschiedene Pflanzen unter verschiedenen Wachstumsbedingungen verwendet werden, ist ein Vergleich schwierig.

In Übersichtsartikeln und für die Entwicklung von Vorhersagemodellen werden oft Zahlen aus sehr unterschiedlichen Versuchen zusammengefaßt, um eine ausreichend große Datenbasis zu erhalten. Eine systematische Untersuchung der Einflußfaktoren steht aber noch aus.

2.4.2 Kontaminationsformen

Unterschiede zwischen den Ergebnissen verschiedener Autoren lassen sich auch auf die Kontaminationsform zurückführen. Während in den fünfziger und sechziger Jahren meist Fallout aus Kernwaffenversuchen untersucht wurde, behelf man sich später mit der Sprühapplikation gelöster Radionuklide zur Bestimmung der Blattaufnahme. Um das Verhalten von Partikeln zu untersuchen, wurden u. a. Pollen oder Pilzsporen verwendet. Beide Verfahren sind nur bedingt auf Aerosole aus dem unter 2.1 beschriebenen Szenario übertragbar, da die Aerosole schwerer löslich bzw. deutlich kleiner sind.

Im Vergleich zu Sporen verbleiben kleine, dichte Partikel ($1-3\ \mu\text{m}$, $5,9\ \text{g/cm}^3$) länger auf dem Blatt, da sie nicht aus der laminaren Grenzschicht ragen und damit nur geringen Scherkräften durch Wind ausgesetzt sind (CARLSON & al. 1976). Zudem verfangen sie sich eher als große Partikel zwischen den epikutikulären Wachsen (CATALDO & VAUGHAN 1980), welche die Verweilzeit der Partikel bestimmen (PRÖHL 1982). Niederschläge können entweder ganze Partikel abwaschen oder Bestandteile herauslösen (KNOCH 1994; CATALDO & VAUGHAN 1980; CARLSON & al. 1976).

2.4.3 Trockene Abwitterung

Obwohl Kartoffeln nach Sprayapplikation in Versuchen von MIDDLETON (1959) vor Niederschlägen geschützt waren, witterten ca. 42 % des Radiocäsiums und des Radiostrontiums in 70 Tagen ab. Kohl verlor in 89 Tagen über 95 % der Radioaktivität. Nuklidspezifische Unterschiede zeigten sich beim Weizen, der in 56 Tagen 7 % des Radiocäsiums und 14 % des Radiostrontiums verlor.

Auch MIDDLETON (1958) beobachtete trockene Abwitterung von Radiocäsium und Radiostrontium nach Sprayapplikation auf Kohl und führte diese auf dessen starke Wachsschicht zurück. MOORBY & SQUIRE (1963b) vermuteten den Verlust von Wachspartikeln durch wachsende Blätter hinter der trockenen Abwitterung von aufgesprühter bzw. aufgetropfter Strontium-Lösung. BEAUFORD & al. (1977) zeigten, daß die Abschlüpfung von Wachsen von Wachstumsbedingungen und mechanischer Beanspruchung der Blätter abhängt.

MARTIN (1965) untersuchte Fallout-Partikel ($< 5 \mu\text{m}$) an Wüstenbüschen nach einem Atomwaffentest. Er hielt die Bezeichnung "Halbwertszeiten" für sachlich nicht korrekt, da die Abwitterung kurz nach der Kontamination rascher vor sich ging als zwei Monate später. Im Durchschnitt der ersten 5 (30, 60) Tage betrug die "Halbwertszeit" 23 (27, 52) Tage.

2.4.4 Abwitterung durch Niederschläge

Für Modelle zur Vorhersage der Radionuklidkonzentration in Nahrungs- und Futtermitteln wurden vor dem Reaktorunfall in Tschernobyl oft Abwitterungshalbwertszeiten von 13-14 Tagen angenommen, da aufgrund der vielen, im Feld oft nicht quantifizierbaren Einflußfaktoren genauere Schätzungen oft schwierig sind (COUGHTREY & al. 1991; JAYASEKERA & al. 1990; CATALDO & VAUGHAN 1980). So beobachteten WATTERSON & NICHOLSON (1992) trockene Abwitterung von Weizen. Partikel von $4\text{-}22 \mu\text{m}$ zeigten eine Halbwertszeit von etwa 15 Tagen. PRÖHL (1982) vertrat die Ansicht, die Abwitterung von Gras könne näherungsweise mit zwei hintereinandergesetzten meteorologischen Halbwertszeiten von 14 und 28 Tagen beschrieben werden.

Ohne Literaturangaben verweisen COUGHTREY & al. (1991) darauf, daß Studien "vor Tschernobyl" auf eine in zwei Phasen verlaufende Abwitterung hinweisen, die durch Halbwertszeiten von 3,3-4,4 d bzw. 18-34 d charakterisiert sind. Vermutlich bezieht er sich dabei auf WITHERSPOON & TAYLOR (1970, 1971), die dies für polydisperse Partikel von $44\text{-}175 \mu\text{m}$ beobachteten. Nach starker Abwitterung von verschiedenen Kulturen in den ersten beiden Wochen, verlief die Abwitterung für alle Kulturen mit ähnlicher, abnehmender und später konstanter Geschwindigkeit (WITHERSPOON & TAYLOR 1970). In einer weiteren Studie stellten die gleichen Autoren WITHERSPOON & TAYLOR (1971) fest, daß kleinere polydisperse Partikel ($1\text{-}44 \mu\text{m}$, Mittel $7,5 \mu\text{m}$) langsamer abwittern und sich Unterschiede zwischen Kulturpflanzen erst in der zweiten Abwitterungsphase zeigten.

Nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl wurden Halbwertszeiten von 1-33 d beobachtet, wobei die kleinen Werte meist entweder kurz nach dem Zeitpunkt maximaler Depositionsraten oder nach heftigem Niederschlag auftraten. Die größeren Werte stammten meist aus späteren Beobachtungen oder aus Ländern, in denen trockene Deposition vorherrschend war (COUGHTREY & al. 1991).

Ein Vergleich der Ergebnisse verschiedener Autoren findet sich bei PRÖHL & al. (1995). Die Mittelwerte der Abwitterungshalbwertszeit von Partikeln schwanken demnach zwischen 7,5 und 20 d (Extrema 2,8-34 d). PRISTER & al. (1992) beobachteten in der Ukraine 1986 im Anschluß an den Tschernobyl-Unfall eine exponentielle Abwitterungsfunktion, mit Halbwertszeiten von 0,25-1 d für gering gebundene Radionuklidfraktionen und von 1-14 d für stark gebundene. ERTEL & al. (1989) applizierten mit Tschernobyl-Fallout kontaminiertes Regenwasser auf Gras und konnten die anschließende Abwitterung mit einer Funktion beschreiben, bei der 90 % als schnell (2 d Halbwertszeit) und 10 % als langsam (30 d Halbwertszeit) abwitternd angenommen werden.

Aufgrund der anfänglich raschen Abwitterung trugen Nutzungseinschränkungen in der Landwirtschaft in den ersten Tagen nach dem Tschernobyl-Unfall erheblich zur Verminderung der Inkorporation von Radionukliden bei (PRISTER & al. 1992).

Aus der Literatur sind keine Studien bekannt, die sich mit der kurzfristigen (Stunden/Tage) Abwitterungskinetik von Partikeln der Größe um 1 µm befassen. Da diese jedoch wegen des weiten atmosphärischen Transports (siehe 2.1) von globaler Bedeutung sind und Partikel-Abwitterung offenbar von der Größe abhängt (CATALDO & VAUGHAN 1980), schließt deren Untersuchung im RESSAC-Programm eine wichtige Lücke.

2.5 Translokation ins Weizenkorn

Sind die eßbaren Pflanzenteile zum Zeitpunkt der Kontamination noch nicht entwickelt, werden sie nicht direkt kontaminiert. Insbesondere die phloem-mobilen Nuklide gelangen jedoch auch indirekt dorthin. Die Höhe dieser Translokation ist vom Zeitpunkt der Kontamination abhängig (siehe 2.2.1) und wird meist mit dem dimensionslosen Translokationsfaktor (Formel 3) beschrieben.

Formel 3: Dimensionsloser Translokationsfaktor

$$\text{Translokationsfaktor} = \frac{\text{im Korn gefundene Radioaktivität (Bq/m}^2 \text{ Boden)}}{\text{auf Blättern der Getreidepflanzen abgelagerte Radioaktivität (Bq/m}^2 \text{ Boden)}}$$

Der Einfluß der Jahreszeit auf die Höhe des Translokationsfaktor kann mit einer Gauß-Funktion beschrieben werden. Durch Normalisierung auf den Ertrag werden die Unterschiede zwischen den Ergebnissen verschiedener Autoren vermindert, so daß kein Meßwert stärker als um den Faktor drei von der Kurve abweicht (VOIGT & al. 1991).

AARKROG (1969) kontaminierte verschiedene Getreide mit Radionuklidspray zu verschiedenen Entwicklungsstadien. Aus dem auf den Pflanzen deponierten Nuklidanteil berechnete er für Weizen die in Tabelle 4 angegebenen Translokationsfaktoren.

2.6 Sekundärkontamination durch Mähdrusch

Während Lysimeter- und Topfversuche zum Radionuklideintritt in die Nahrungskette meist nur den Transfer in das gereifte Getreidekorn untersuchen, werden in Laborversuchen die Verluste bei der Mehlerstellung (BUNZL & KRACKE 1987) oder bei der Zubereitung von Speisen quantifiziert (LOFTI & al. 1989).

Dabei bleibt der Erntevorgang unberücksichtigt, obwohl das nur indirekt kontaminierte Korn dabei mit direkt kontaminiertem Stroh in Kontakt kommt. Beim praxisüblichen Tangential-Dreschsystem werden Ähren und Stroh nach dem Einzug durch Haspel und Einzugswalze über ein Förderband zur Dreschtrommel transportiert. Hier werden 80-90 % des Korns abgeschieden, unvollständig ausgedroschene Ährenteile werden erneut der Dreschtrommel zugeführt. Das übrige Korn wird auf dem Schüttler von Stroh getrennt. Die Spreu wird rückseitig ausgeblasen.

Tabelle 4: Translokationsfaktoren von Radiocäsium und Radiostrontium in das Weizenkorn nach Blattkontamination verschiedener Entwicklungsstadien

Nuklid	begrannte Sorte	Applikationszeitpunkt	Translokationsfaktor (nach Formel 3)	Quelle
Cs		kurz vor Ährenschieben	0,052-0,088	MIDDLETON (1959)
Cs	ja	kurz vor Ährenschieben	0,04-0,039	AARKROG (1969)
Cs	nein	kurz vor Ährenschieben	0,119	AARKROG (1969)
Cs	ja	kurz vor Ährenschieben	0,035	VOIGT & al. (1991)
Cs	ja	kurz nach Bestockung	0,006	VOIGT & al. (1991)
Sr		kurz vor Ährenschieben	0,0004-0,0012	MIDDLETON (1959)
Sr	ja	kurz vor Ährenschieben	0,0008-0,0009	AARKROG (1969)
Sr	nein	kurz vor Ährenschieben	0,002	AARKROG (1969)

Da bei diesem Verfahren durch rotierende Schlagwerkzeuge ein intensiver Kontakt zwischen Stroh und Korn hergestellt wird und Ähren und Körner mit dem entstehenden Staub in Berührung kommen, besteht die Möglichkeit einer sekundären Kontamination des Korns durch äußerlich am Stroh anhaftende Radionuklide.

McLEOD & al. (1980) beobachteten, daß (bei chronischer Deposition) rund 70 % des Plutonium-Gehaltes von Weizenkorn auf Sekundärkontamination beim Mähdrusch zurückzuführen waren. Etwa 0,5 % der auf vegetativen Pflanzenteilen deponierten Aerosole gelangten im Mähdrescher an das Korn. Anhaftender oder aufgewirbelter Boden ist mit < 3 % gegenüber dem Übergang von direkt kontaminierten vegetativen Pflanzenteilen offenbar zu vernachlässigen.

Auch PINDER & al. (1990) benutzten ein praxisnahes Mähdruschverfahren. Unterschiede in der Sekundärkontamination von Weizen, Mais und Sojabohnen führten sie auf unterschiedliche Schneidrisshöhen zurück.

2.7 Transfer in die Folgekultur

2.7.1 Wurzelaufnahme und Verlagerung im Boden

Radionuklide können direkt oder indirekt auf den Boden gelangen. Vor der Aussaat der nächsten Feldfrucht werden sie dann bei der Bodenbearbeitung eingemischt und die Wurzelaufnahme wird zum wichtigsten Eintrittspfad in Nahrungs- und Futtermittel.

Eine Abschätzung der Aufnahme erlaubt der Transferfaktor Boden-Pflanze (Formel 4). Er wird für die jeweilige Kultur, den jeweiligen Boden und das untersuchte Nuklid empirisch ermittelt. Wesentliche Voraussetzungen für die praxisgerechte Ermittlung von Transferfaktoren wurden von STEFFENS & al. (1988) beschrieben.

Der TF_{BP} wird jeweils auf die verzehrten oder verfütterten Pflanzenteile (Korn, Kartoffeln, Blattgemüse, Weidelgras) bezogen. Die Konzentration im Trockenboden wird auf eine Bezugstiefe von 20 cm für Ackerböden und 10 cm für Grünland standardisiert, um die Vergleichbarkeit der TF_{BP} zu gewährleisten (IAEA 1994).

Formel 4: Dimensionsloser Transferfaktor Boden-Pflanze
nach IAEA (1994)

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

Durch Angabe eines flächenbezogenen TF entfällt der Einfluß der Entnahmetiefe. Im Gegensatz zum dimensionslosen TF_{BP} wird der flächenbezogene TF_d als Verhältnis von spezifischer, gewichteter Pflanzenkontamination und Flächendeposition in m^2/kg angegeben (Formel 5, IAEA 1994; BILO 1991; LÖNSJÖ & al. 1990).

Formel 5: Flächenbezogener Transferfaktor Boden-Pflanze
nach LÖNSJÖ & al. (1990)

$$TF_d (m^2/kg) = \frac{\text{Bq/kg Pflanzentrockenmasse}}{\text{Bq/m}^2 \text{ Boden}}$$

Die beobachteten Werte des TF_{BP} streuen z. T. über Größenordnungen, vor allem durch Bodentyp, Vegetation und wechselnde Klimabedingungen. Für unterschiedliche pH-Werte des gleichen Bodentyps werden für bestimmte Nuklide Korrekturfaktoren angegeben (FRISSEL 1992). Auch Bodenbearbeitung, Düngung und Bewässerung beeinflussen die Aufnahme von Radionukliden stark (IAEA 1994).

Das Konzept der Transferfaktoren wird auch in deutschen Rechtsvorschriften verwendet. Laut § 45 der Strahlenschutzverordnung (ANONYM 1992a) müssen kerntechnische Anlagen so ausgelegt und betrieben werden, daß die Strahlenexposition des Menschen bestimmte Grenzwerte nicht überschreitet. Das BMU (1990, 1994) stellt hierfür Rechenmodelle und Datentabellen zur Verfügung. Vereinfachend wird für jedes Nuklid nur ein einziger, konservativ berechneter TF_{BP} zur "Berechnung des Radionuklidtransportes" in

pflanzliche Produkte angegeben. Er ist in erster Linie für die Planung von Anlagen bestimmt und wird auf die Pflanzenfrischmasse bezogen, da auch der anzunehmende Lebensmittelverbrauch als Frischmasse angegeben wird. Gegenüber dieser konservativen Abschätzung wird in verfeinerten Vorhersagemodellen auch die Schwankungsbreite der ermittelten Werte berücksichtigt, welche durch den Bezug des TF_{BP} auf die Trockenmasse der Pflanzen (Formel 4) verringert werden kann (IAEA 1994).

Ähnlich wurden Transferfaktoren auch für den Übergang von Radionukliden aus Futtermitteln in die Milch und das Fleisch von Nutztieren ermittelt. Durch Kombination mit dem TF_{BP} für Futterpflanzen soll letztlich aus der Radionuklid-Deposition auf landwirtschaftlichen Flächen die Konzentrationen in der menschlichen Nahrung vorhergesagt werden (BMU 1990, 1994).

Die in der vorliegenden Arbeit beschriebenen Versuche fanden mit einer Parabraunerde statt, für die der Transfer Boden-Pflanze von STEFFENS & al. (1988) bereits umfassend untersucht wurde. In Lysimeterversuchen mit gelöstem $^{134/137}CsCl$ erzielte er für das Korn verschiedener Getreidearten sehr ähnliche Werte. Im Mittel lag der auf die Pflanzenfrischmasse bezogene TF_{BP} bei 0,00124 mit einem Variationskoeffizienten von 42 %. Die Verlagerung von Radiocäsium im Boden untersuchte er nach Applikation in die 0-1 cm Bodenschicht unter Dauerweide. Nach vier Jahren waren etwa 50 % in die darunterliegende 1-5 cm Schicht verlagert worden. In tieferen Bodenschichten wurden nach 7,5 Jahren erst 10-12 % gefunden. Die Nuklide des Cäsium gehören damit zu den wenig mobilen Radionukliden.

Kontaminationen in Aerosolform lassen ähnliche Ergebnisse erwarten, da Cäsium in diesen leicht löslich ist (siehe auch 3.3.3.1). So beobachteten OSUCH & al. (1989) eine rasche Abnahme des Radiocäsium-Gehaltes von im Boden befindlichen "hot particles".

Für den Transfer von Radiostrontium in das Getreidekorn ermittelten STEFFENS & al. (1988) auf Parabraunerde einen TF_{BP} von $0,185 \pm 0,123$ (bezogen auf die Pflanzenfrischmasse). Aufgrund der geringeren Sorption wurde Radiostrontium im Boden rascher verlagert als Radiocäsium. Bereits 12 Monate nach der Applikation in die 0-1 cm Bodenschicht unter Dauerweide befanden sich rund 60 % in einer Tiefe von 1-5 cm und 20 % in 5-15 cm. Weitere drei Jahre später war das Radiostrontium bereits weitgehend aus den ersten 5 cm ausgewaschen und befand sich zu etwa 75 % in der 5-15 cm Schicht, wo nach 92 Monaten noch etwa 50 % gemessen wurden. Die restlichen 50 % waren in tiefere Bodenschichten vorgedrungen (STEFFENS & al. 1988).

In Kleingefäßversuchen von STEFFENS & al. (1988) lag der TF_{BP} meist höher als in Lysimeterversuchen. Die Autoren führten dies auf die intensivere Durchwurzelung und die häufigere Austrocknung und Wiederbefeuchtung des Bodens zurück.

2.7.2 Maßnahmen zur Verminderung des Transfers

Verschiedene Autoren haben Maßnahmen zur Reduzierung der Pflanzenaufnahme von Radionukliden untersucht. Die Wirkung von Düngemaßnahmen hängt entscheidend von Nuklid, Bodentyp und der Pflanzenart ab und beruht auf der Ionenkonkurrenz bei der Wurzelaufnahme (LEMBRECHTS 1993). Allerdings kann diese Konkurrenz auch an Bindungsstellen im Boden auftreten und so zu einem erhöhten Transfer führen. Unabhängig von den Wachstumsbedingungen unterscheidet sich der Transfer in

verschiedene Gersten- und Weidelgras-Sorten (OEHLENSCHLAEGER & al. 1993; OEHLENSCHLAEGER & GISSEL-NIESEN 1991). Die beteiligten Mechanismen werden noch nicht ausreichend verstanden, um verlässliche Vorhersagen zu machen (SEGAL 1993; IAEA 1989).

Erhöhte Verfügbarkeit von stabilen Isotopen des gleichen Elements oder chemisch ähnlichen Elementen können den Transfer Boden-Pflanze herabsetzen. Kalkung und erhöhter pH-Wert vermindern die Strontium-Aufnahme, Kali- und Phosphat-Düngung die Cäsium-Aufnahme (IAEA 1989). Reine Stickstoffdüngung erhöht u.U. den Cäsium-Transfer. Die besten Ergebnisse werden mit Mehrnährstoffdüngern erzielt, auch weil diese die Produktivität erhöhen (PRISTER & al. 1992).

Verschiedene Zeolithe, Komplexbildner und Tonmineralien (SEGAL 1993; SHENBER & JOHANSON 1992) mit hoher spezifische Bindungskapazität wurden ebenfalls mit gutem Erfolg erprobt. Ein Teil der Wirkung der Zeolithe ist vermutlich auf die Zufuhr von darin enthaltenem Kalium zurückzuführen (SHENBER & JOHANSON 1992). Teilweise sind Zeolithe toxisch oder binden essentielle Mikronährelemente, die nur bedingt durch Dünger zugeführt werden können (IAEA 1989). Die besten Erfolge werden im allgemeinen auf Böden mit geringer eigener Bindungskapazität erzielt (MADRUGA & CREMERS 1995; SHENBER & JOHANSON 1992), da dort mit verhältnismäßig geringen Mengen von Zusätzen die Sorption von Radiocäsium und Radiostrontium stark erhöht werden kann.

Die Ausbringung von 100 t Zeolithe auf einem Hektar mit rund 5000 t Ackerkrume verdoppelt die Sorptionskapazität des Gemisches nur dann, wenn die des Bodens um den Faktor 50 unter der des Sorbenten liegt. Dies ist nur auf Böden mit geringer Kationenaustauschkapazität (KAK) der Fall. Die KAK der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Parabraunerde ist mit 11,4 mval / 100 g Boden (PÜTZ 1993) bereits so hoch, daß sie durch Ausbringung von Zeolithen nicht wesentlich erhöht werden kann (VALCKE 1994).

In den meisten landwirtschaftlich genutzten Böden nimmt die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in den ersten beiden Jahren nach der Kontamination um jeweils etwa 15 % ab (IAEA 1994). Dies wird u. a. von BILO (1991) bestätigt, in dessen Transferversuchen Radiocäsium aus Atombomben-Fallout der fünfziger und sechziger Jahre weniger pflanzenverfügbar war als Radiocäsium aus dem Tschernobyl-Unfall 1986. Vor allem an (Dreischicht-) Tonmineralen wird es sorbiert und z. T. irreversibel fixiert (BROUWER & al. 1983; SCHULZ & al. 1960), wobei es insbesondere mit Kalium und Ammonium konkurriert. An etwa 0,02-0,06 % der KAK mineralischer Bodenbestandteile wird Cäsium bevorzugt gebunden (CREMERS & al. 1988), und zwar vor allem an den aufgeweiteten Randschichten von Illit (SAWHNEY 1972). Die Cäsium-Fixierung an diesen Bindungsstellen wird in Batch-Versuchen mit geringen Cs^+ -Konzentrationen vor allem durch Erhöhung der NH_4^+ - und K^+ -Konzentration in der Bodenlösung vermindert, da diese einen ähnlichen Ionendurchmesser aufweisen (SWEECK & al. 1990).

Durch Einlegen der kontaminierten Schicht in Bodentiefen zwischen 50 und 100 cm versuchten MYHRE & al. (1964) und MENZEL & al. (1967, 1968), die Radiostrontium-Aufnahme zu vermindern. Erst in Kombination mit Na_2CO_3 zur Störung des Wurzelwachstums konnte der Transfer Boden-Pflanze deutlich vermindert werden. Als wichtigste Nachteile der Methode werden mögliche Langzeiteffekte der Substanz, ihre Verlagerung im Boden und die benötigte hohe Aufwandmenge (22 t/ha) genannt. Zudem

könne diese Maßnahme bei erneuter Kontamination nicht wiederholt werden, da sonst Radioaktivität und Na_2CO_3 wieder an die Oberfläche gelangten.

Die Bearbeitung des Bodens bis in 100 cm Tiefe ist nur auf sehr tiefgründigen Böden möglich und wird bei großen Flächen vermutlich auch auf technische Schwierigkeiten stoßen. ROED & ANDERSON (1995) konstruierten einen Pflug, der unter Praxisbedingungen in der Lage ist, die kontaminierte Schicht (z. B. die oberen 5 cm) von verschiedenen Bodentypen abzuschälen und in ca. 45 cm Tiefe wieder einzulegen. Er bezeichnete ihn als "Skim-and-burial plough". Mit dieser Konstruktion werden in Abhängigkeit von Art und Höhe der Kontamination verschiedene Ziele (z.T. parallel) verfolgt:

1. Ernährungssicherung durch Wiederaufnahme der landwirtschaftlichen Produktion dank Verminderung des Transfers von Radionukliden aus dem Boden in die Pflanze (Eintritt in die Nahrungskette, interne Exposition). Die angestrebte Wirkung beruht auf der Annahme, Pflanzen nähmen den überwiegenden Teil der Nährstoffe aus der Ackerkrume (bis ca. 30 cm) auf.
2. Vermeidung von großflächigem Bodenabtrag, für den oft die Geräte, Transportmöglichkeiten und Deponieraum fehlen.
3. Verhinderung der Weiterverbreitung durch Wind und Erosion nach Niederschlägen.
4. Verminderung der Ortsdosisleistung um 94 % (normales Pflügen vermindert die externe Strahlenexposition bereits um 89 %).

Nach Angaben von ROED & ANDERSON (1995) wird die Wirksamkeit dieser Maßnahme derzeit in der 30 km-Sperrzone um Tschernobyl geprüft.

LÖNSJÖ & al. (1990) führten umfangreiche Versuche zum Einfluß der Kalium-Düngung und der Pflugtiefe durch. Den Transfer von Radiocäsium in Gersten- und Weizenkorn konnten sie bei guter Kalium-Versorgung auf 13-15 % senken, indem er die Radioaktivität in 25-27 cm Tiefe einlegte, anstatt sie in die 0-25 cm Krume einzumischen.

Die Krume der im vorliegende Versuch verwendeten Parabraunerde aus Löß ist gut mit Kalium versorgt (1,0 meq/100 g, STEFFENS & al. 1988) und reich an Ton (15,4 % , PÜTZ 1993). Somit sind weder die Düngung noch die Ausbringung von Sorbenten vielversprechende Maßnahmen zur Verringerung des TF_{BP} (KARTHEIN & al. 1992). Das Einlegen der kontaminierten Schicht unterhalb des Bearbeitungshorizontes könnte jedoch den Transfer verringern. Deshalb wurde für die vorliegende Arbeit ein direkter Vergleich zweier Bodenbearbeitungsmaßnahmen unter praxisnahen Bedingungen vorgenommen.

3 Material und Methoden

3.1 Einbindung in ein internationales Projekt

Die bei den Versuchen verwendeten Methoden waren aus verschiedenen Gründen weitgehend vorgegeben:

1. Alle beteiligten Gruppen (Tabelle 5) sollten die gleichen standardisierten Methoden verwenden, um die Vergleichbarkeit der auf verschiedenen Lysimetern gewonnenen Ergebnisse zu gewährleisten.
2. Da nur zwei der beteiligten Arbeitsgruppen Erfahrung im Umgang mit radioaktiven Aerosolen hatten, wurden deren Methoden zur sicheren Handhabung der Proben übernommen.
3. Die Möglichkeit eigener Vorversuche bestand nicht, da die Laboratorien erst kurz vor Versuchsbeginn eingerichtet wurden und sich dann fünf Gruppen in konzentriertem Zeitplan abwechselten.

Eine ständige Anwesenheit in Cadarache wäre für die Versuchsbetreuung hilfreich gewesen, war aber mangels Labor- und Büroraum nicht möglich. Zudem konnte in vielen Bereichen auf die Infrastruktur der Forschungszentrum Jülich GmbH nicht verzichtet werden.

Tabelle 5: Gruppen mit Lysimeterversuchen im RESSAC-Projekt

Institut	Organisation	Land
Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire (IPSN)	COMMISSION À L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CEA), Cadarache	Frankreich
Instituto de Protección Radiológica y Medio Ambiente	CENTRO DE INVESTIGACIONES ENERGÉTICAS MEDIOAMBIENTALES Y TECNOLÓGICAS (CIEMAT), Madrid	Spanien
Instituto de Fisiología Vegetal	UNIVERSIDAD DE BARCELONA	
Radiation Protection Unit	STUDIECENTRUM VOOR KERNENERGIE (SCK/CEN), Mol	Belgien
Harwell Laboratory	AEA TECHNOLOGY, Harwell	Großbritannien
Institut für Radioagronomie	FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH GmbH (KFA), Jülich	Deutschland
Finanzielle Unterstützung durch die KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (CEC)		

3.2 Strahlenschutz

3.2.1 Höhe der Markierung

Um das Verhalten der Radionuklide über Jahre hinweg auch noch bei starker Verdünnung im Boden beobachten zu können, wurden die Lysimeter mit rund je 30 MBq ^{137}Cs und ^{90}Sr pro Quadratmeter kontaminiert. Die Ortsdosisleistung (Tabelle 6) wurde durch die

Aufstellung dreier Lysimeter nebeneinander noch verstärkt. Aus Sicht des Strahlenschutzes war aber die Vermeidung der Inkorporation von Aerosolen weit wichtiger als der Schutz vor externer Strahlenbelastung.

Tabelle 6: Ortsdosisleistung durch γ - und β -Strahlung über dem mit ^{137}Cs und ^{90}Sr kontaminierten Lysimeter (ANONYM 1994)

mGy / h	γ - Strahlung	β - Strahlung
in 1 m Höhe ...		
über Zentrum des Lysimeters	0,02	1
am Rand des Lysimeters (in der Mitte einer Längsseite)	0,01	0,5

3.2.2 Arbeit im Gewächshaus

Jedes Betreten des Gewächshauses für Messung, Beprobung oder Reparaturen erforderte das Anlegen der kompletten in Tabelle 7 aufgelisteten Schutzausrüstung. Der Schaft der Handschuhe und die Maske wurden zusätzlich mit Klebeband am Schutzanzug befestigt. Dies war nur mit der Hilfe einer weiteren Person möglich. Beim Verlassen des Gewächshauses wurde die Schutzkleidung (II) mit Hilfe eines Helfers abgelegt, nicht jedoch die Atemschutzmaske. Diese, sowie die Kleidung (I) wurden dann auf Kontaminationen überprüft, bevor weitergearbeitet werden konnte.

Tabelle 7: Obligatorische Schutzausrüstung für die Arbeit in Labor und Gewächshaus

I) Kleidung für das Arbeiten mit radioaktiven Stoffen:
Overall für den Kontrollbereich Arbeitsschuhe für den Kontrollbereich
II) Schutzkleidung für den Zutritt zum Gewächshaus:
Atemschutzmaske elektronisches Personendosimeter Einweg-Papieroverall mit angenähten Schuhen Weiteres Paar Überschuhe Handschuhe: 1: Baumwollhandschuhe, 2: dicke "Haushaltshandschuhe" mit Schaft, 3: dünne Latexhandschuhe, die während der Arbeit gewechselt werden

Da das Tragen einer Filtermaske den Kreislauf stark belasten kann, mußte der Blutdruck vor Betreten und nach Verlassen des Gewächshauses gemessen werden. Zudem wurde vorgeschrieben, das Gewächshaus nur zu zweit zu betreten und/oder sich vom Versorgungsgang aus überwachen zu lassen. Die Arbeitsschutzbestimmungen beschränkten die Arbeit mit Schutzmaske auf maximal 90 min pro Tag.



Abbildung 2: Lysimeterarbeit mit Schutzausrüstung im Gewächshaus

3.2.3 Handhabung der Proben

Da keine direkte Verbindung zwischen Gewächshaus und Handschuhbox bzw. Radionuklidabzug im Labor bestand, mußten alle Proben in einem komplizierten Verfahren mit mehreren Personen doppelt verpackt werden, bevor sie das Gewächshaus verlassen konnten. Da sie nur in verpacktem Zustand gewogen werden konnten, mußte für jede einzelne Probe mehrere Verpackungen zuvor gewogen und gekennzeichnet werden.

Die ersten Probenvorbereitungen mußten in einer kleinen, unpraktischen Handschuhbox durchgeführt werden. Sie war vom Strahlenschutz nicht genehmigt, da die Abluft gefiltert ins Labor geblasen wurde, anstatt abgesaugt zu werden. Auch hier war häufig die Hilfe einer weiteren Person nötig, die nicht immer zur Verfügung stand. Im zweiten Versuchsjahr stand eine größere, genehmigte Box zur Verfügung.

3.2.4 Standardisierte Meßverfahren

Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse aller beteiligten Forschungseinrichtungen zu garantieren, fand die Probenvorbereitung nach Arbeitsvorschriften des LMRE (Laboratoire de Mesure de la Radioactivité de l'Environnement, Paris) statt (im Anhang S. 117). Die Messungen für alle beteiligten Gruppen wurden vor Ort durch einen Techniker des LMRE ausgeführt.

Die Meßkapazitäten des Labors bestimmten die den Arbeitsgruppen erst nach Beginn der Arbeiten zugeteilte Anzahl der Radiocäsium-Messungen. Hierdurch mußte die Versuchsplanung sehr kurzfristig umgestellt werden. Wegen der aufwendigen Abtrennung konnte Radiostrontium nicht in allen Proben bestimmt werden. Lange Wartezeiten bei den

Messungen und der Übermittlung der Ergebnisse machten es unmöglich, sie bis zur jeweils folgende Probenahme auszuwerten und die Folgearbeiten darauf abzustimmen.

Aufgrund der genannten Beschränkungen konnten die Ergebnisse statistisch nicht abgesichert werden und bleibt die zeitliche Auflösung teilweise unbefriedigend.

3.3 Versuchssystem

3.3.1 Großlysimeter

In Jülich-Merzenhausen wurde im Herbst 1992 ein Lysimeter mit einem ungestörten Bodenmonolithen einer Fläche von 180*180 cm und einer Profiltiefe von 150 cm einer typischen Parabraunerde entnommen. Dieses Lysimeter wurde nach Cadarache gebracht. Über eine poröse Keramik-Bodenplatte (MOUTIER 1990b) sollen im dortigen Gewächshaus jahreszeitliche Veränderungen der Wasserspannung am unteren Lysimeterrand nachgefahren werden. Beschreibungen des Lysimeters sowie der Entnahmetechnik finden sich bei MOUTIER (1990a).

Die Profilbeschreibung nach AG BODENKUNDE (1982) (Tabelle 8) stammt von PÜTZ (1993), der auch eine ausführliche Bodenbeschreibung wiedergibt. Die Einordnung der Bodenfarben nahm er nach ANONYM (1965) vor.

Die beschriebene Parabraunerde enthält ca. 2700 µg/kg stabile Cäsium- und 31000 µg/kg stabile Strontium-Isotope (MANZ 1986). In auf diesem Boden gewachsenem Gras wurden ca. 19 µg/kg stabiles Cäsium und 14263 µg/kg stabiles Strontium gefunden (MANZ 1986).

Der für das zweite Versuchsjahr geplante Vergleich unterschiedlicher Bodenbearbeitungen machte eine Unterteilung der Lysimeterfläche notwendig. Anfang 1993 wurde die Lysimeterfläche mit Edelstahlplatten in drei Parzellen von je 1,08 m² unterteilt (Abbildung 3). Hierzu wurde bis 35 cm Tiefe aufgegraben und die Platte danach bis auf 45 cm Tiefe mit einem Kunststoffhammer eingeschlagen.

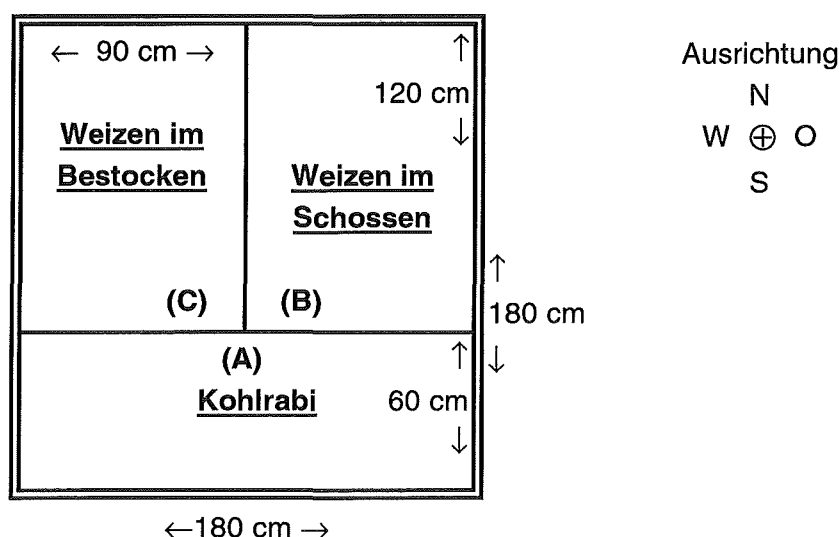


Abbildung 3: Unterteilung der Lysimeterfläche in drei Parzellen mit Hilfe von Edelstahlplatten; Bewuchs zum Zeitpunkt der Kontamination

In bezug auf die zu wählende Weizensorte mußte zwischen den beteiligten Partnern ein Kompromiß gefunden werden, da sich die landwirtschaftliche Praxis unter den klimatischen Bedingungen der beteiligten Länder unterscheidet. Zum einen sollte die Praxisnähe gewahrt bleiben, zum anderen sollten aber auch Quervergleiche zwischen den einzelnen Lysimetern möglich sein. Abwitterung und Blattaufnahme könnten durch die genetisch bestimmte Dicke und Struktur der Kutikula (UDDIN & MARSHALL 1988; TROUGHTON & HALL 1967) beeinflußt werden. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu wahren, wurde für alle Lysimeter die südfranzösische Weizensorte *Arbon* gewählt (Sortenbeschreibung im Anhang, S. 115).

Tabelle 8: Profilbeschreibung der Parabraunerde im Jülicher Großlysimeter

(aus PÜTZ 1993)

Tiefe (cm) von - bis	Hori- zont	Boden- art	Beschreibung
0-39	A _p	sL	10YR 4/2 dunkelbrauner, feinsandiger Lehm; schwach humos; krümeliges Gefüge; gleichmäßig durchwurzelt; vereinzelte Wurmgänge; sehr karbonatarm (c').
39-55	A _l	sL	7,5YR 4/4 in Spuren humos; schwach polyedrisches Gefüge; etwas plattig; schwach durchwurzelt; Nadelstichporen; sehr karbonatarm (c').
55-77	B _{t1}	s'L-L	7,5YR 4/2 humoser, schwach feinsandiger Lehm bis Lehm; polyedrisches Gefüge; schwach durchwurzelt; Nadelstichporen; schwache Ton-Humusüberzüge auf den Gefügeflächen; mäßige Wurmgänge; sehr karbonatarm (c').
77-98	B _{t2}	L	7,5YR 5/4 in 4/4 sehr schwach humoser Lehm; polyedrisches Gefüge; kaum durchwurzelt; Ton-Humusüberzüge auf den Gefügeflächen; vereinzelte Wurmgänge; sehr karbonatarm (c').
98-119	B _{t3}	suL	7,5YR 5/4 brauner feinsandiger-schluffiger Lehm; polyedrisches Gefüge; Nadelstichporen; mäßige Ton-Humusüberzüge auf den Gefügeflächen; einzelne Wurmgänge; sehr karbonatarm (c').

Durch die Verschiebung der Versuche um 12 Monate wurde in 1994 erneut die Weizensorte *Arbon* gesät, und zwar im Nordosten des Lysimeter (B) am 3. März, im Nordwesten (C) am 1. April. Dadurch konnten Mitte Mai zwei verschiedene Entwicklungsstadien gleichzeitig kontaminiert werden.

Auf der südlichen Fläche (A) wurde kurz vor der Kontamination in Töpfen angezogener Kohlrabi der Sorte *Noriko GS* gepflanzt.

3.3.2 Gewächshaus

Das speziell für den Zweck der Kontamination mit radioaktiven Aerosolen errichtete, erdbebensichere Gewächshaus erlaubte eine umfassende Klimasimulation. Abbildung 4 zeigt ein Modell des gesamten Gebäudes, Abbildung 5 einen Längsschnitt.

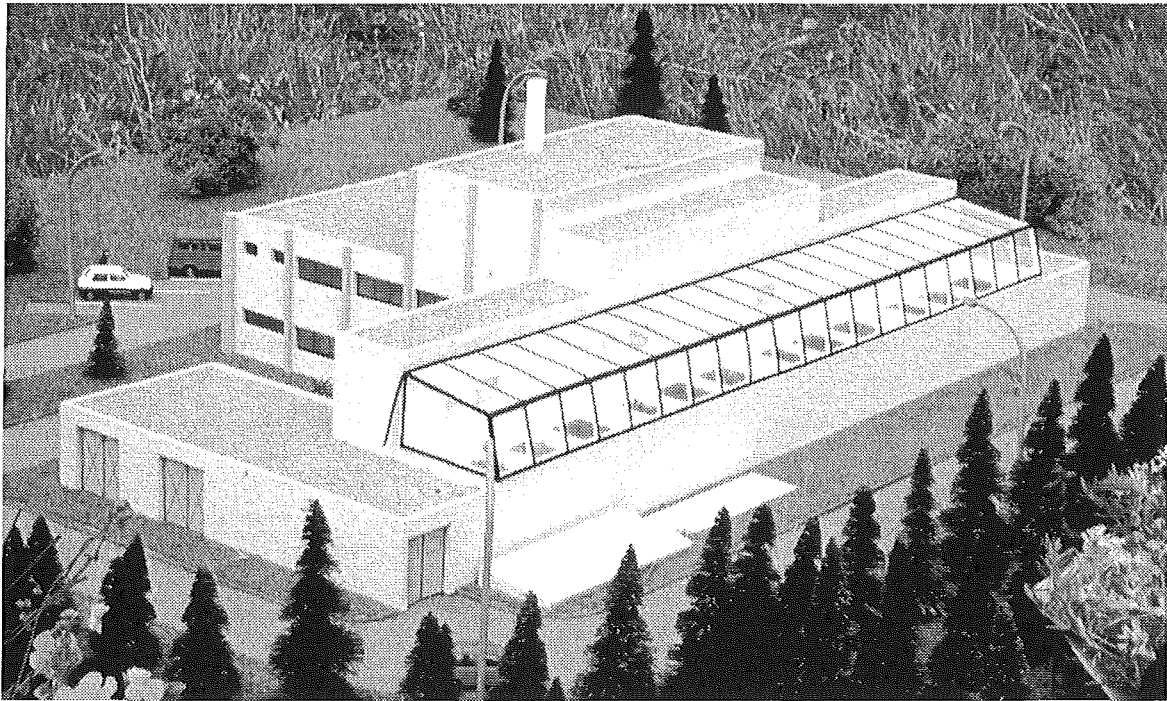


Abbildung 4: Modell des Großlysimeter-Gewächshauses in Cadarache
(Ansicht von Südwesten, Quelle: IPSN)

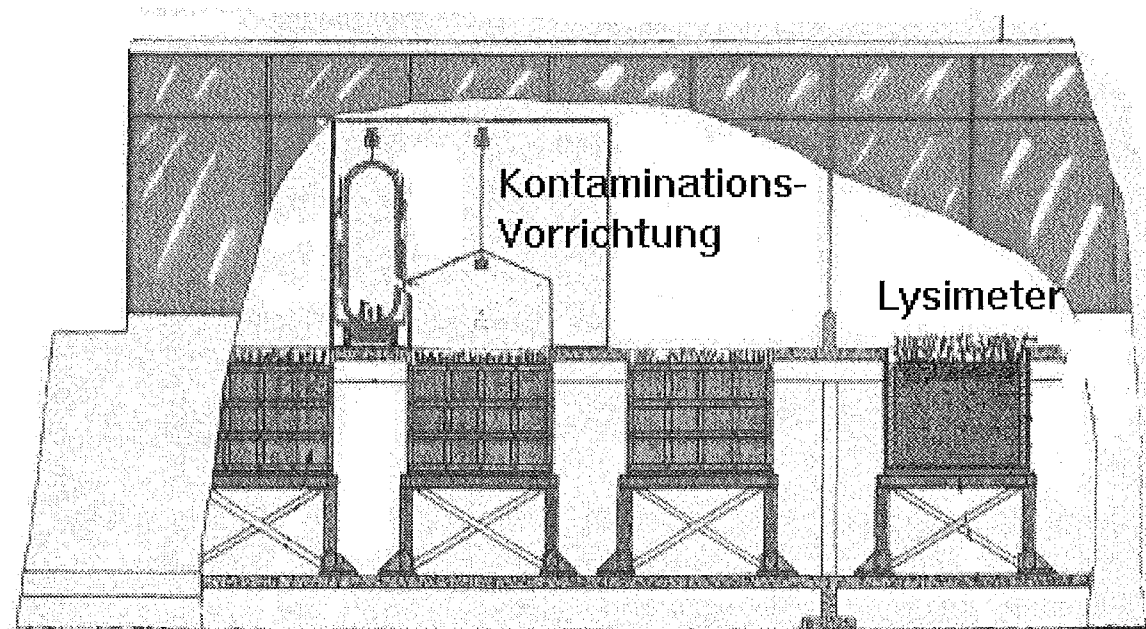


Abbildung 5: Querschnitt durch Gewächshaus und Großlysimeter
(Quelle: IPSN) Die nur schematisch dargestellte Kontaminationseinheit
ist in Abbildung 6 genauer beschrieben.

Das Gebäude besteht aus einem in vier "Klimazonen" unterteilten Gewächshaus in der ersten Etage und angeschlossenem Labor-, Büro- und Versorgungsteil. In jede "Klimazone" können drei Lysimeter durch eine Öffnung im Boden eingefahren werden.

Zur Kontamination werden die Lysimeter in die vierte, speziell ausgerüstete Klimaeinheit gebracht. Für den Transport auf einem Luftkissenwagen unter dem Gewächshausboden wird das Lysimeter mit einer Folienhaube abgedeckt und dann abgesenkt.

Theoretisch wäre die Simulation des Klimas eines bestimmten Jahres möglich gewesen. Da nur ein Lysimeter zur Verfügung stand (keine räumliche Wiederholung) erschien es jedoch sinnvoller, ein mittleres Klima zu nachzufahren und dieses jährlich zu wiederholen. Hierdurch sollte vermieden werden, daß Witterungseinflüsse die Untersuchung anderer Parameter stören. Beispielsweise wird die Pflanzenverfügbarkeit von Nukliden im Boden nicht nur durch Alterung, sondern auch durch das Klima beeinflusst. Die Untersuchung der Alterung setzt also eine Wiederholung des gleichen Klimas voraus.

Den verantwortlichen Technikern wurden hierzu umfassende Klimadaten zur Verfügung gestellt:

- Die langfristigen Beobachtungen der meteorologischen Station der Kernforschungsanlage Jülich (BERGS & al. 1986);
- Die von PÜTZ (1993) zwischen dem 29.7.1988 und dem 17.12.1990 ermittelten Bodenfeuchtedaten am Entnahmeort des Lysimeters in Jülich-Merzenhausen.

Da sich das Jülicher Lysimeter in einer "Klimazone" mit denen aus Mol (B) und Harwell (GB) befand, wurde vereinbart, für Luftfeuchte, Temperatur und Einstrahlung die Meßwerte von den jeweiligen Herkunftsorten zu mitteln. Die Berechnung wurde auf dem Jülicher Lysimeter zweimal wöchentlich nach dem langjährigen Monatsmittel vorgenommen (Tabelle 9). Nähere Angaben zur Berechnung werden in Abschnitt 3.5.7.2 auf Seite 50 gemacht.

Tabelle 9: Berechnung des Großlysimeters nach langjährigem Jülicher Mittel

Januar 49 mm	Februar 41 mm	März 53 mm	April 49 mm	Mai 69 mm	Juni 69 mm
Juli 71 mm	August 64 mm	September 51 mm	Oktober 50 mm	November 60 mm	Dezember 57 mm

nach BERGS & al. 1986; Jahresmittel: 683 mm

3.3.3 Kontamination mit Aerosolen

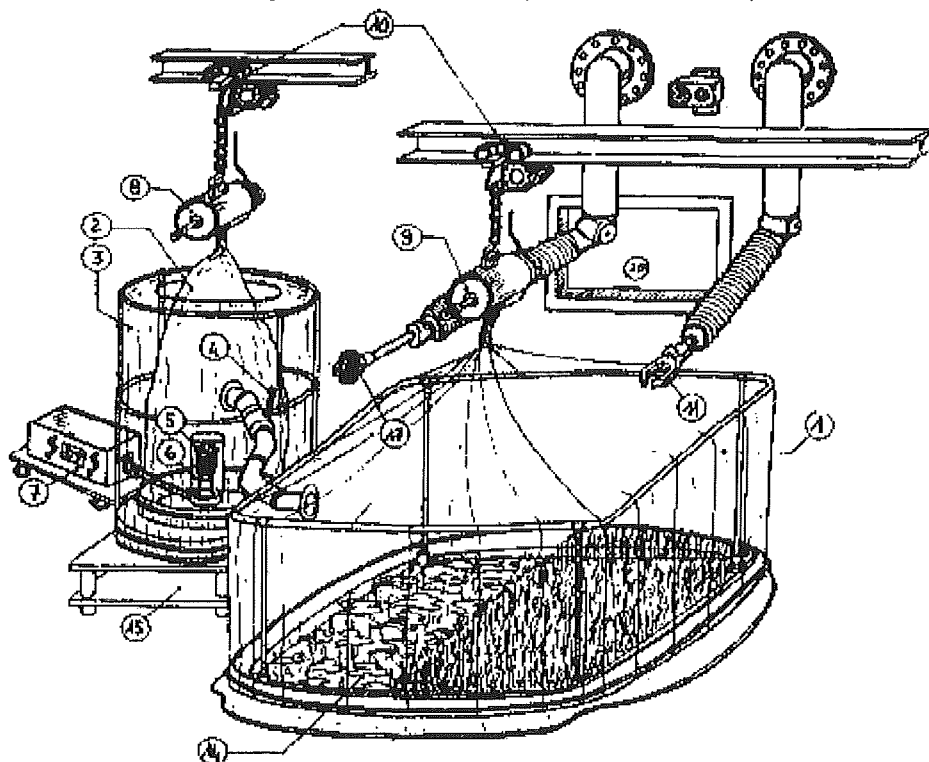
3.3.3.1 Physikalische und chemische Eigenschaften der Aerosole

Die Kontamination wurde mit dem in Leuven (B) und Cadarache (F) entwickelten POLYR-System durchgeführt (Abbildung 6).

Es besteht aus einem induktiv geheizten Ofen (Nr. 3 in Abbildung 6), in dem 15 im Reaktor vorkommende Elemente (Brennstoff, Strukturmaterialien, Spalt- und Aktivierungsprodukte, siehe Tabelle 11) auf fast 3000°C erhitzt werden. In Annäherung an das in 2.1 beschriebene Szenario werden die entstehenden Aerosole nach einem Reifungs- und Aggregations-Prozeß in der wassergesättigten Atmosphäre des "Sicherheitsbehälter-Zeltes"

(Nr. 4) in ein Kunststoffzelt über dem Lysimeter gezogen (Nr. 1), wo sie sich ablagern (MAURY 1994; ANONYM 1992b; MAUBERT 1991).

Trockene Aerosole zeigen eine unregelmäßige Form und ähneln damit dem Tschernobyl-Fallout (ANONYM 1992b; MAUBERT 1991; DEVELL & al. 1986). Der Mittlere aerodynamische Durchmesser (MAD) von 50 % der Aerosole liegt zwischen 0,5 und 1,5 μm (MAURY 1994; ANONYM 1992b; MAUBERT 1991). Somit entspricht ihre Größe im "Sicherheitsbehälter-Zelt" den weit transportierten Tschernobyl-Partikeln (DEVELL & al. 1986). Die Matrix besteht meist aus Silber, Eisen und/oder Indium. Bei Partikeln < 1 μm kann die Zusammensetzung stark schwanken (MAUBERT 1991).



- | | | | |
|--------|--|--------|-----------------------------|
| Nr. 1 | "Kontaminations-Zelt" | Nr. 5 | Induktionsspirale des Ofens |
| Nr. 2 | "Sicherheitsbehälter-Zelt" | Nr. 7 | Hochspannungsgenerator |
| Nr. 3 | zweite Sicherheitshülle | Nr. 11 | Greifarme des Manipulators |
| Nr. 4 | Überführungsventil | Nr. 14 | Lysimeter |
| Nr. 20 | Bleiglasfenster für Beobachtung und Bedienung des Manipulators | | |

Abbildung 6: Skizze der Kontaminationsvorrichtung
(Aufsicht von Süd-Südost, Quelle: IPSN)

Versuche von MAURY (1994) deuten auf einen höheren Durchmesser der bei der Lysimeterkontamination verwendeten feuchten Aerosole hin (Tabelle 10). Nach Angaben des Autors ist der im "Sicherheitsbehälter-Zelt" ermittelte Meßwert von 2,5 μm jedoch nicht unbedingt repräsentativ, da die Aufheizung des Ofens vorzeitig abgebrochen werden mußte. Messungen aus dem eigentlichen "Kontaminations-Zelt" (Nr. 1) stehen nicht zur Verfügung.

Ofenladungs-Bestandteile mit hohem Schmelzpunkt wie UO_2 , Ru, Zn und Zr wurden nur in geringem Maße in den künstlichen Aerosolen gefunden (ANONYM 1992b), während sie in

Partikeln aus dem Tschernobyl-Unfall in größeren Anteilen vorhanden waren (SCHUBERT & BEHREND 1987; DEVELL & al. 1986).

Tabelle 10: Physikalische und chemische Eigenschaften der POLYR-Aerosole

(nach MAURY 1994)

Größenverteilung	polydispers, log-normal
Mittlerer aerodynamischer Durchmesser	trocken 1,5 µm, feucht vermutlich 2,5 µm
Dichte	7,8 g/cm ³

Die Zusammensetzung der Aerosole (MAURY 1994) ist in Tabelle 11 dargestellt. Das Uranoxid wurde aus abgereichertem Uran hergestellt, ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr wurden geträgert zugesetzt. Von den übrigen Elementen kamen stabile Isotope zum Einsatz. In den gebildeten Partikeln liegen Cäsium und Strontium zunächst elementar, durch Luftfeuchte jedoch bald als Hydroxide, Cäsium auch als Iodid vor (ANONYM 1992b; MAUBERT 1991).

Tabelle 11: Zusammensetzung der POLYR-Aerosole

(nach MAURY 1994)

Element	Ag	Fe	In	Te	Sn	Cs	Sr	Cr	Cd	Ni	UO ₂	Ce	Zr	I	Ru
Gewichts-Anteil (%)	45	11,5	10	7	6	6	5	2	1,5	1	0,1	0,1	0,04	0,01	0,01
radioaktives Isotop						¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr								
MBq/g						87,4*10 ⁺⁴	61,3*10 ⁺⁴								

Zur Löslichkeit der POLYR-Aerosole gibt es unterschiedliche Angaben. Während MAUBERT (1991) zwischen 70 und 80 % wasserlösliches Cäsium fand, war bei Versuchen von PIOCH & al. (1991) das gesamte Cäsium wasserlöslich. Auch bei Strontium unterschieden sich die Beobachtungen der beiden Autoren, die Löslichkeiten von 0-45 % bzw. 20-100 % angeben.

In verschiedenen Böden wird Cäsium aus POLYR-Partikeln rasch gelöst und verhält sich wie in löslicher Form appliziertes. Strontium dagegen wird weniger schnell gelöst und zeigt ein teilweise abweichendes Verhalten (DEBROUWER 1994).

Da Cäsium und Strontium als Metall, als Oxid und als Hydroxid leicht löslich sind, ist zu vermuten, daß diese Unterschiede durch den Einschluß der Spaltprodukte in eine unlösliche Matrix zustande kommen. Hinweise darauf finden sich bei ANONYM (1992b), wo je nach Zusammensetzung der Ofenladung verschiedene Löslichkeiten ermittelt wurden. Die Löslichkeit der Aerosole steigt zudem mit deren Alterung innerhalb weniger Tage (ANONYM 1992b).

Einen Einschluß in Reaktormaterial vermuteten auch BONDIETTI & BRANTLEY (1986), als er etwa 27 % unlösliches Radiocäsium im Tschernobyl-Fallout fand.

3.3.3.2 Zeitlicher Verlauf der Kontamination

Für die Kontamination wurde das Jülicher Lysimeter in das dafür vorgesehene Gewächshaus umgesetzt, um später wieder in das Klimazonen-Gewächshaus zurückgebracht zu werden. Der zeitliche Verlauf des Umsetzens und der ersten Beprobungen ist in Tabelle 12 dargestellt.

Technische Schwierigkeiten mit der Klimaanlage (Temperaturen bis 30°C) machten die Verminderung der Sonneneinstrahlung durch teilweises Schließen der Jalousien unumgänglich, wodurch nur ein schmaler Lichtspalt übrigblieb.

Das feucht-warme Klima während 14 Tagen vor der Kontamination bewirkte bei einseitiger Beleuchtung ein starkes Längenwachstum des Weizens zur Lichtquelle (Südosten), wodurch sich der Pflanzenbestand uneinheitlich entwickelte. Der Habitus war gegenüber der Freilandsituation leicht verändert (siehe 3.5.5).

Tabelle 12: Zeitlicher Verlauf der Kontamination und der ersten Beprobungen

5.5.94	Umsetzen des Lysimeters aus dem Klimazonen-Gewächshaus in das Kontaminations-Gewächshaus.
11.5.94	Auspflanzen von Kohlrabi auf südlicher Lysimeter-Fläche (A).
16.5.94	Beprobung des Weizens auf beiden Parzellen zur Bestimmung des Blattflächenindex.
17.5.94	Schließen des "Kontaminations-Zeltes"; Beginn des ersten Kontaminationsversuches; Klimamessungen im Zelt siehe Abbildung 7.
18.5.94	Öffnen des "Kontaminations-Zeltes". Der Transfer der Aerosole aus dem "Sicherheitsbehälter-Zelt" mißglückte, weil das Zelt aufriß; die Kontamination mußte wiederholt werden.
19.5.94	Schließen des "Kontaminations-Zeltes"; Beginn des zweiten Kontaminationsversuches.
20.5.94	Ende der zweiten, erfolgreichen Kontamination; "Kontaminations-Zelt" geöffnet. Entnahme der Filterpapiere über dem Bestand und auf dem Boden.
24.5.94	Erste Beprobung von Pflanzen und Boden; danach erster Regen (Erläuterung siehe 0)
25.5.94	Zweite Beprobung der Pflanzen
8.6.94	Dritte Beprobung der Pflanzen

Während des Transportes in ein anderes Gewächshaus und während der beiden 24stündigen Kontaminationen befand sich das gesamte Lysimeter unter einem Folienzelt, so daß die Luftfeuchte (durch Evapotranspiration) rasch anstieg. Sie erreichte ca. 2 h nach Beginn der Kontamination 80 %. Da die Wände zum Gewächshaus am Tag kälter als das Innere des Zeltes waren, wurden 100 % Feuchte erst während der Nacht erreicht. Die Klima-Messungen während der Kontamination des Jülicher Lysimeters sind in Abbildung 7 dargestellt. Der Transfer der Aerosole aus dem "Sicherheitsbehälter-Zelt" führte zu einem Temperatursprung um die Mittagszeit.

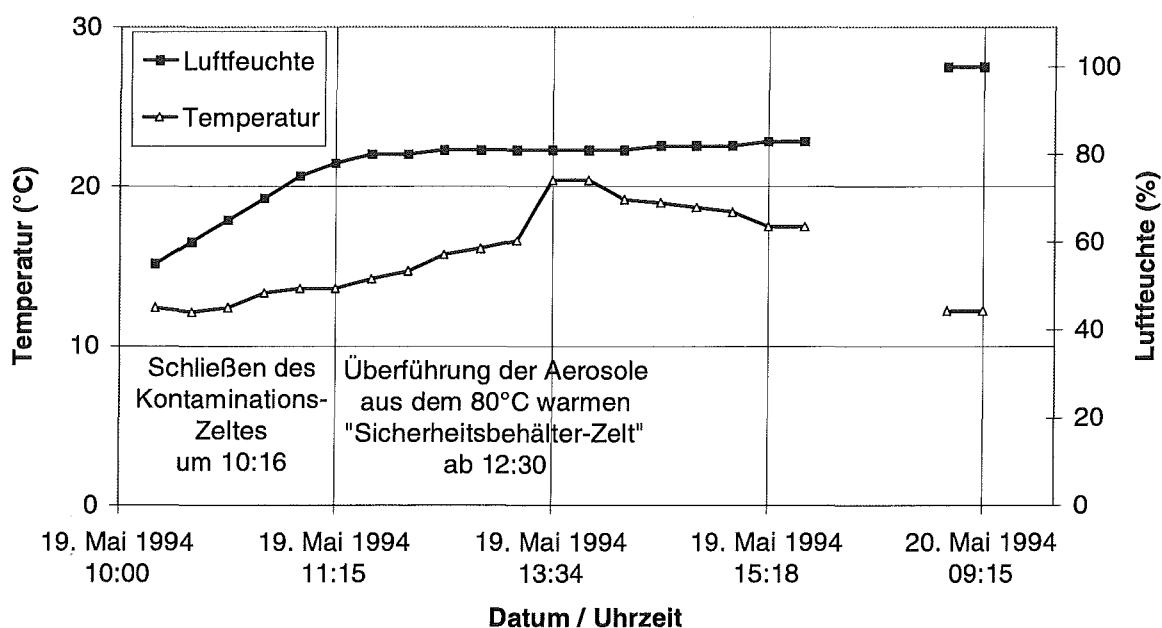


Abbildung 7 : Temperatur und Luftfeuchte während der Kontamination

3.4 Radioaktivitätsmessungen

3.4.1 Bestimmung des ^{137}Cs -Gehaltes durch γ -Messungen

Ein Germanium-Halbleiterdetektor der Firma INTERTECHNIQUE NUCLÉAIRE (GeHP, Model EGSC 10, Durchmesser 57 mm) mit automatischem Probenwechsler und Bleiabschirmung diente zur Bestimmung der ^{137}Cs -Aktivitäten der Proben. Handhabung, Eichung und Wartung des Detektors wurden vom Techniker des LMRE durchgeführt. Die Meßgeometrien (Tabelle 13) wurden vom LMRE vorgegeben und konnten weitgehend eingehalten werden. War die Einhaltung der exakten Geometrie nicht möglich, so wurde der relative Fehler bestmöglich minimiert, z. B. durch Messung einer inhomogenen Probe in größerem Abstand zum Detektor.

Selbstabsorption in der Probe und radioaktiver Zerfall wurden rechnerisch korrigiert, so daß sich alle Radioaktivitätsangaben auf das Kontaminationsdatum beziehen.

Sofern die Errechnung der Standardabweichung möglich war, wird diese in Abbildungen als Fehlerbalken gezeigt (teilweise nur einseitig) und in Tabellen mit "±" hinter dem Meßwert angegeben. Diese Angaben beziehen sich auf die Streuung der einzelnen Wiederholungen, der statistische Radioaktivitätsmeßfehler von ca. 5 % wurde nicht berücksichtigt.

Die Meßgrenze lag zwischen 0,7 und 1,2 Bq ^{137}Cs /Probe.

3.4.2 Bestimmung des ^{90}Sr -Gehaltes durch β -Messungen

Der ^{90}Sr -Gehalt wurde mit dem Verfahren von TORMOS & al. (1995) bestimmt. Dabei wird die Probe zunächst im Muffelofen verascht. Silikate werden durch Behandlung mit Flußsäure gelöst. Danach wird das ^{90}Sr mit Kronenäthern von dessen Tochter ^{90}Y und dem

in den Proben enthaltenen ^{137}Cs getrennt. Die Ausbeute der Abtrennung wurde mit zugegebenem ^{85}Sr exakt bestimmt und lag meist über 80 %. Im Flüssigkeits-Szintillationspektrometer (LKB/WALLAC 1409) wurden demnach ^{85}Sr , ^{90}Sr und gegebenenfalls das seit der Abtrennung daraus entstandene ^{90}Y gemessen.

Diese Methode erlaubt eine raschere Bestimmung des Sr-Gehaltes als andere Verfahren, die oft die Erreichung eines Mutter-Tochter-Nuklid-Gleichgewichts von ^{90}Sr und ^{90}Y voraussetzen (nach etwa 19 Tagen). Sie erfordert aber eine aufwendige Abtrennung, da die von ^{137}Cs ausgesandte β -Strahlung die Quantifizierung stören würde.

Insbesondere Getreidekorn und -stroh lassen sich mit dem genannten Verfahren nur schlecht aufschließen. Ein Druckaufschluß mit Salpetersäure könnte schneller und genauer sein (MOHL 1994). Eine entsprechende Änderung der Arbeitsvorschriften wäre für zukünftige Versuche zu prüfen.

Für Umweltproben unbekannter Zusammensetzung und Mischungen verschiedener Radionuklide ist diese Methode der ^{90}Sr -Abtrennung nicht geeignet, da die verwendeten Kronenäther auch Calcium und Barium binden, und damit die Bindungsplätze für Strontium blockiert werden könnten (MILLAN-GOMEZ 1994).

Die Meßgrenze lag bei ca. 1 Bq ^{90}Sr /Probe.

Tabelle 13: Meßgeometrien für die ^{137}Cs -Bestimmung durch γ -Messungen

Geometrie	Proben
I) <u>Kunststoff-Petri-Schalen</u> (Durchmesser: 5 cm, Höhe: 1 cm, dicht schließend) mit gleichmäßig auf dem Boden verteilter Radioaktivität; Abstand zum Detektor 0,5 oder 10 cm	• Runde Filter und Bohrkerne aus der Depositionsmessung • kleine Pflanzenproben • Celluloseacetat-Film • Filterplättchen von achteckigen Rahmen (Abbildung 8)
II) <u>Kunststoff-Petri-Schalen</u> (Durchmesser: 5 cm, Höhe: 1 cm, dicht schließend) mit im Volumen verteilter Radioaktivität; Abstand zum Detektor 0,5 oder 10 cm	• Pflanzenproben
III) <u>Kunststoffflasche</u> für 500 ml Flüssigkeit, zylindrisch, 11 cm hoch; Abstand zum Detektor 0,5 cm	• Celluloseacetat-Lösung
IV) <u>Kunststoffschale</u> 200 ml Abstand zum Detektor 0,5 oder 10 cm	• Korn, Spreu und Stroh nach der Gerstenernte

3.5 Direkte Kontamination des Weizens im Mai 1994

3.5.1 Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen

Die Bewirtschaftung des Lysimeters fand nach ortsüblicher landwirtschaftlicher Praxis statt. Pflanzenschutzmaßnahmen wurden jeweils einheitlich auf allen Lysimetern im gleichen Gewächshaus durchgeführt (Tabelle 14).

Tabelle 14: Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen, Winterweizen 1993/94

Aussaat:	Nordosten (B):	3.3.94		
	Nordwesten (C):	1.4.94		
	Sorte:	ARBON		
	Saatstärke:	444 Körner/m ²		
	Reihenabstand:	12,5 cm		
	Saattiefe:	2-3 cm		
Düngung		g, ml / 1,08 m ²	kg, l / ha	Nährstoffe /ha
(beide Flächen) 3.3.94		108	1000	THOMASKALI 80 kg P ₂ O ₅ 150 kg K ₂ O 60 kg MgO
(beide Flächen) 9.6.94		9,7	90	AMMONIUMNITRAT 30 kg N
(NO) 9.6.94		6,4	60	AMMONIUMNITRAT 20 kg N
(NW) 26.7.94		6,4	60	AMMONIUMNITRAT 20 kg N
Unkrautbekämpfung:				
(NO) 11.3.94		0,36	3,33	TRIBUNIL
Pflanzenschutzmaßnahmen:				
(NO) 5.5.94		0,032	0,3	STEMPOR
(beide Flächen) 10.6.94		0,1	9,3	OPUS
(beide Flächen) 10.6.94		0,016	0,15	KARATE
(NW) 23.6.94		0,05	0,47	STEMPOR
(beide Flächen) 26.7.94		0,03	0,25	DECIS
Ernte:		26./27.9.94		

3.5.2 Beprobungsstellen

In der Regel wurden die Beprobungsstellen bei jeder Probenahme zufällig auf der Fläche verteilt. Um den Eingriff durch die einzelnen Beprobungen zu minimieren, wurden die Filter, Bodenschalen, Bohrkerne und Pflanzen jeweils nebeneinander aufgestellt bzw. entnommen.

Die nordöstliche Fläche wies zum Zeitpunkt der Kontamination einen deutlichen Gradienten der Entwicklungsstadien in Richtung der Reihen auf (siehe 3.3.3.2). Darum wurden die Pflanzenproben bei den ersten drei Terminen jeweils von bestimmten Reihen (Nr.: 2, 3, 4,

5, 7) entnommen. Die sieben Saatreihen jeder Fläche wurden hierzu vom Lysimeterrand zur Mitte hin nummeriert.

Kohlrabi wurde so beprobt, daß den verbleibenden Pflanzen ausreichend Standraum blieb.

3.5.3 Bestimmung der Bodenkontamination

Zur Ermittlung der Bodenkontamination wurden zwei verschiedene Verfahren angewandt. Sie wurden in fünf Wiederholungen je Fläche ausgeführt, so daß 1,8 % der Lysimeterfläche beprobt wurden.

3.5.3.1 Filterpapiere

Celluloseacetat-Filter von 4,7 cm Durchmesser wurden in Petrischalen (Innendurchmesser 4,9 cm) auf der Versuchsfläche ausgelegt. Nach Öffnen des Zelttes (20.5.94) wurden sie entnommen und direkt zur ^{137}Cs -Bestimmung gegeben.

Zur Ermittlung der Flächendeposition (Bq/cm^2) wurde bei ^{137}Cs die Bodenfläche der Schale zugrunde gelegt. ^{90}Sr wurde nur auf der um 4 % kleineren Fläche des eingelegten Filterpapiers bestimmt, da nur dieses mineralisiert wurde.

3.5.3.2 Bohrkerne

Geht man davon aus, daß die Radionuklide nach der Kontamination zumindest bis zum ersten Regen nicht wesentlich in den Boden eindringen, so bietet sich ein weiteres Verfahren für die Bestimmung der Kontaminationen mit γ -Strahlern an: Bohrkerne von 5 cm Durchmesser (die Tiefe von 5 cm ist hier unbedeutend) wurden am Vormittag des 24.5.94 in Kunststoffhülsen entnommen und ihre Oberseite wie ein Celluloseacetat-Filter auf dem Detektor gemessen (Geometrie I in Tabelle 13). Bei der vorliegenden oberflächlichen Kontamination war keine Selbstabsorption im Probenmaterial zu befürchten. Die leichte Unterschätzung der Radioaktivität infolge des etwas größeren Durchmessers wurde vernachlässigt.

Die entstandenen Löcher wurden mit inaktivem Krumenboden vom Entnahmestandort des Lysimeters verfüllt.

3.5.4 Exposition von Filterpapieren in verschiedenen Winkeln

Um die Radiocäsium-Ablagerung auf Pflanzen mit der Ablagerung auf standardisierten Oberflächen vergleichen zu können, wurden Cellulosefilter in ca. 50 cm Höhe über dem Boden exponiert. Filterstücke von $5 \times 1,5$ cm wurden mit Montagekleber innen und außen an achteckigen Rahmen aus Aluminiumblech befestigt, so daß sie in definierten Winkeln zur Horizontalen standen (Abbildung 8). Jeder der 10 Rahmen trug 16 Filterpapiere, die γ -Messung wurde nur an insgesamt 50 Filterpapieren vorgenommen.

3.5.5 Entwicklungsstadien zum Zeitpunkt der Kontamination

Die Pflanzen auf der im März gesäten Parzelle "B" bestanden zum Zeitpunkt der Kontamination aus dem Haupttrieb und zwei bis vier Nebentrieben, wobei teilweise bereits der erste Knoten "wahrnehmbar" (KURTZ 1979) war. Nach dem Dezimalcode von ZADOKS & al. (1974) und KURTZ & al. (1979) ist dies mit EC 22-24 bzw. EC 30-31 zu beschreiben. Gemäß der Empfehlung von TOTTMAN & BROAD (1987) wird im folgenden

zur Charakterisierung des Bestandes das am meisten fortgeschrittene Stadium herangezogen, also die Bezeichnung "EC 31" verwendet.

Auf der im April gesäten Parzelle "C" hatten die Pflanzen vier Blätter entfaltet und bestanden aus dem Haupttrieb und einem Nebentrieb (EC 14/21). Im Folgenden wird dies mit "EC 21" abgekürzt.

Durch Dunkelheit und Wärme im Kontaminations-Gewächshaus waren (siehe 3.3.3.2) die Pflanzen zum Zeitpunkt der Kontamination leicht etioliert und hatten lange, schmale Blätter ausgebildet.

Die Kohlrabipflanzen (Sorte: *Noriko* GS) für die Depositions- und Abwitterungsstudien hatten zum Zeitpunkt der Kontamination 3-4 Blätter entfaltet. Die Blattaufnahme wurde an älteren Pflanzen untersucht, die gerade mit der Knollenbildung begannen.

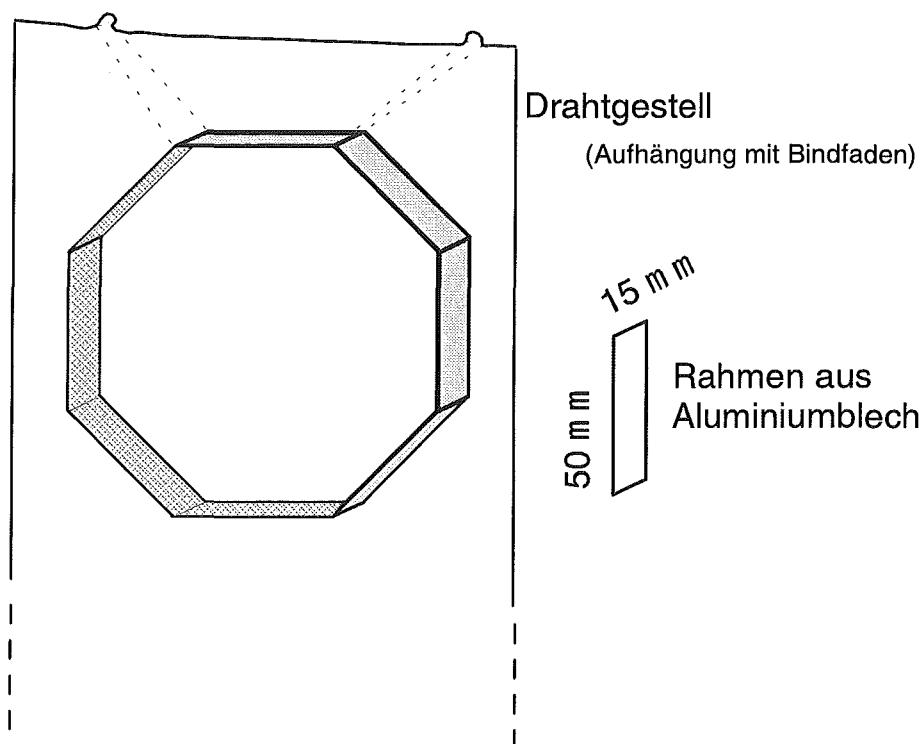


Abbildung 8: Ausrichtung von Filterpapieren bei den Versuchen zum Einfluß des Winkels auf die Deposition ^{137}Cs -haltiger Aerosole

3.5.6 Nichtlineare Regression zur Bestimmung der Blattfläche

3.5.6.1 Meßverfahren zur Bestimmung der Blattfläche

Blattspreiten von Kohlrabipflanzen und ganze Weizenpflanzen wurden drei Tage vor der Kontamination frisch gewogen, fotokopiert und getrocknet. Durch definierte Kontrollflächen auf den Fotokopien wurden nur geringe Verzerrungen der Flächengröße (< 2 % der Fläche) festgestellt.

Je Weizenfläche wurden 7 Pflanzen 2 cm über dem Boden abgeschnitten. Bis zur Bestimmung der Frischmasse (ca. 30 min später) wurden diese in Plastiktüten gelagert, so daß der Wasserverlust gering blieb. Bei Schossern (EC 31, Parzelle B) wurden die

Blattspreiten von Halm (und Blattscheiden) abgetrennt und beide fotokopiert. Die kurzen Halme gingen also mit ihrer Projektionsfläche in die Blattflächenbestimmung mit ein. Ihr Anteil betrug dabei stets weniger als 15 %. Dieses Verfahren wurde gewählt, weil wegen der schwierigen Arbeitsbedingungen im Gewächshaus eine Trennung von Blattspreiten und Halmen bei der Probenahme nicht möglich war. Bei Kohlrabi wurden nur die Blattspreiten (ohne Stiel) unmittelbar nach der Ernte gewogen.

Anhand der Fotokopien wurde an der Universität Barcelona mit automatischen Bildverarbeitungsverfahren die Blattfläche bestimmt. Zur Kontrolle wurden aus weiteren Fotokopien die geschwärzten Flächen mit der Schere ausgeschnitten und gewogen. Über das Flächengewicht des Papiers (80 g/m²) konnte die Blattfläche errechnet werden.

Aus den so erhaltenen Datenpaaren (Blattfläche-Frischmasse) wurden Regressionen ermittelt, die zur Errechnung der Blattfläche der nach der Kontamination entnommenen Pflanzenproben dienen sollten. Die Pflanzen bzw. Blätter waren so gewählt worden, daß sie einen weiten Größenbereich abdeckten, der auch die später genommenen Proben umfaßte. Zur Errechnung der Blattfläche späterer Proben wurde also ausschließlich interpoliert, nicht extrapoliert.

3.5.6.2 Mathematische Form der Regressionsgleichung

Da die gewünschte Genauigkeit mit linearer Regressionsrechnung nicht erreichbar war, wurde mit folgender theoretischer Überlegung eine nichtlineare Regression begründet:

Bei einem Würfel wächst die Größe einer Seitenfläche (A) mit dem Quadrat der Kantenlänge, das Volumen (V) wächst mit ihrer dritten Potenz. Analog ist ein linearer Zusammenhang zwischen der Quadratwurzel der Blattfläche und der dritten Wurzel der Blattgewichtes zu vermuten:

$$\begin{array}{llll}
 \text{Würfel:} & 2\sqrt{A} & = & 3\sqrt[3]{V} \quad \sim \quad 3\sqrt[3]{FM} \\
 \text{allgemein:} & 2\sqrt{A} & & \sim \quad 3\sqrt[3]{FM} \\
 & \Leftrightarrow A & & \sim \quad (3\sqrt[3]{FM})^2 \\
 & \Leftrightarrow A & & \sim \quad FM^{2/3}
 \end{array}$$

Geraden-Gleichung:

$$A \text{ (m}^2\text{)} = m * FM \text{ (g)}^{2/3} + b$$

Wie aus Tabelle 15 hervorgeht, ergaben die automatische Flächenbestimmung ("EDV") und das Wiegen der ausgeschnittenen Fotokopien ("Schnitt") geringfügig unterschiedliche Werte für die Parameter m und b . Da von der automatischen Auswertung ("EDV") zahlreichere Datenpaare vorlagen, wurden diese zur Ermittlung der Regressionsgeraden herangezogen.

Damit wurde ein Bestimmtheitsmaß von 0,96-0,99 erreicht, was als ausreichend angesehen wurde. Es ergeben sich folgende Gleichungen:

Formel 6: Blattflächenbestimmung von Weizen aus der Frischmasse einer Einzelpflanze

$$A \text{ (m}^2\text{)} \quad \sim \quad 3,9\text{E-}3 * FM \text{ (g)}^{2/3} - 4,7\text{E-}4$$

Die Fläche ganzer Kohlrabiblätter wurde über folgende Formel aus deren Frischmasse bestimmt:

Formel 7: Flächenbestimmung einer Blattspreite von Kohlrabi aus deren Frischmasse

$$A \text{ (m}^2\text{)} \sim 4,2\text{E-}3 * \text{FM (g)}^{2/3} - 5,8\text{E-}4$$

Im Hinblick auf die Versuche mit definierten Winkeln von Kohlrabiblättern wurden vier Blätter in proximale und distale Hälften geteilt. In Tabelle 16 sind die Parameter der Regressionsgeraden für die verschiedenen Hälften sowie für die Gesamtheit der Blatteile angegeben. Deren Regressionsgleichungen unterscheiden sich vornehmlich im y-Achsenabschnitt, was vermutlich am höheren Gewicht der proximalen dickeren Mittelrippe liegt.

Tabelle 15: Regressionsparameter für die Blattflächenbestimmung über das Frischgewicht von Weizenpflanzen bzw. Kohlrabiblättern

$A \text{ (m}^2\text{)} = m * \text{FM (g)}^{2/3} + b$				
Flächenbestimmung über Verfahren		<u>m</u>	<u>b</u>	<u>Bestimmtheitsmaß</u>
<u>Einzelpflanze Weizen</u>				
	EDV	3,9 E-3	- 4,7 E-4	0,99
	Schnitt	3,6 E-3	- 3,0 E-4	0,99
<u>Blattspreite von Kohlrabi</u>				
	EDV	4,2 E-3	- 5,8 E-4	0,96
	Schnitt	4,1 E-3	- 4,0 E-4	0,96

Es zeigt sich, daß sich die Regressionen für proximale und distale Blatthälfte wenig unterscheiden, so daß für beide die gleiche Formel wie für ganze Blätter (Formel 7) verwendet werden konnte, die auf einer größeren Zahl von Datenpaaren basiert.

Tabelle 16: Regressionsparameter für die Blattflächenbestimmung über das Frischgewicht unterschiedlicher Blatthälften von Kohlrabi

$A \text{ (m}^2\text{)} = m * \text{FM (g)}^{2/3} + b$				
<u>Blatthälfte</u>		<u>m</u>	<u>b</u>	<u>Bestimmtheitsmaß</u>
	proximal	3,0 E-3	-1,6 E-4	0,83
	distal	3,1 E-3	3,2 E-4	0,84
	proximal und distal	2,9 E-3	1,7 E-4	0,77

3.5.7 Ablagerung auf Pflanzen

3.5.7.1 Pflanzen vor dem ersten Regen

Die Versuchspflanzen konnten erstmals gleichzeitig mit der Entnahme der Bohrkerne am Vormittag des 24.5.94, fünf Tage nach Beginn der Kontamination, beprobt werden. Auf den Weizenflächen wurden an fünf Stellen jeweils 3 Pflanzen ca. 2 cm über dem Boden

abgeschnitten. Die drei Pflanzen wurden zu einer Probe vereinigt, so daß fünf Wiederholungen für die Messungen zur Verfügung standen.

Vom Kohlrabi wurden jeweils drei ganze Pflanzen entnommen und in Blattspreiten und Stiele getrennt. Zur Verminderung der Probenzahl mußten diese drei Pflanzen vereinigt werden, so daß keine Standardabweichungen berechnet werden konnten. Drei weitere Kohlrabiblätter wurden mit Celluloseacetat behandelt, um ^{137}Cs und ^{90}Sr auf Ober- und Unterseite der Blätter von dem bereits aufgenommenen Anteil zu trennen (siehe 3.5.8).

Um die Kontamination von Blättern mit unterschiedlichem Winkel zur Horizontalen zu untersuchen, wurden insgesamt zwölf Kohlrabiblätter ausgewählt. Diese wurden durch Drahtgestelle während der Kontamination in (nahezu) rechtem Winkel gehalten. Zur Verdeutlichung ist die Ausrichtung der Blatthälften schematisch in Abbildung 9 dargestellt. Bei sechs Blättern war die proximale Hälfte vertikal und die distale Hälfte horizontal ausgerichtet, bei weiteren sechs Blättern war es genau umgekehrt.

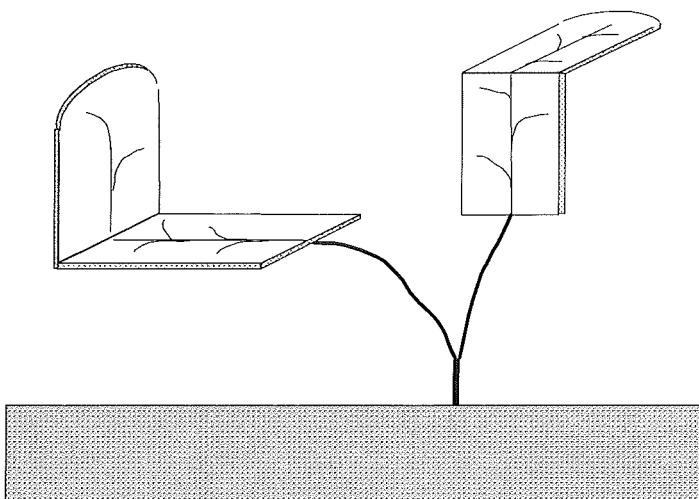


Abbildung 9: Ausrichtung der Blatthälften von Kohlrabi bei den Versuchen zum Einfluß des Winkels auf die Deposition ^{137}Cs -haltiger Aerosole

3.5.7.2 Beregnung

Während des gesamten Versuchs wurde mit auf dem Dach des Gebäudes gesammeltem Regenwasser bewässert. Im Anschluß an die erste Beprobung wurden am 24.5.94 von 17⁰⁰ bis 19⁰⁰ ca. 9 mm Regen aufgebracht.

Mit Ausnahme der Blattwinkel und der Celluloseacetat-Behandlung wurde vierzehn Stunden nach dem ersten Regen und am 8.6.94 erneut die gleiche Anzahl Pflanzenproben wie am 24.5.94 genommen. Bis dahin wurde mit weiteren 45 mm beregnet. Die Höhe der Einzelgaben ist aus Abbildung 16 ersichtlich. Danach wurde entsprechend dem langjährigen Jülicher Monatsmittel (Tabelle 9) in etwa gleich großen Gaben zweimal wöchentlich beregnet.

Die Beregnung des Lysimeters fand mit einer mittig in ca. 2,5 m Höhe über dem Lysimeter an einer Laufkatze befestigten Flachstrahl-Düse statt. Während der erste Niederschlag mit einer LECHLER Düse (110-02) bei 0,5 bar eine Intensität von ≈ 5 mm/h erreichte, wurde später mit ≈ 13 mm/h beregnet (LECHLER 110-05). Dieser Wechsel wurde nötig, da die erste Düse oft verstopfte. Sie produzierte kleinere Tropfen als die zweite. Das genaue Tropfenspektrum ist nicht bekannt.

3.5.8 Untersuchung der Blattaufnahme durch Celluloseacetat-Stripping

Für eine exakte Untersuchung der Blattaufnahme müssen äußerlich am Blatt haftende Stoffe von intra- und subkutikulären Radionukliden getrennt werden. Ablagerungen auf Blättern und epikutikuläre Wachse können mit Hilfe eines Celluloseacetat-Films von der Kutikula abgezogen werden. Hierzu wird eine ca. 5-7 %ige Lösung in Aceton (Gewicht/Volumen) hergestellt und mit dem Pinsel oder als Spray aufgetragen (KNOCHE 1994; SILCOX & HOLLOWAY 1986). Eine weitere Möglichkeit stellt das Eintauchen von Blättern dar, für das die optimale Konzentration ermittelt werden muß (KNOCHE 1994).

In Vorversuchen wurde durch Eintauchen ein weit homogenerer Film als durch Sprühen erreicht. Auch war dieser leichter vom Blatt zu trennen. Bei Konzentrationen um 10 % oder mehrmaligem Aufsprühen waren die Filme sehr dick und es traten Gewebeschäden auf, vermutlich durch Verdunstungskälte des Acetons. Die Schäden konnten durch Trocknung unter einer Infrarotlampe verringert werden.

Das Eintauchen in eine 7 %ige Lösung lieferte die besten Ergebnisse und kam in den späteren Versuchen zur Anwendung. Bei der ersten Beprobung der Pflanzen konnte im Gegensatz zu den Vorversuchen das Celluloseacetat nicht vollständig vom Blattgewebe getrennt werden. Der Grund liegt vermutlich in der wegen der hohen Probenzahl unvermeidlichen, z. T. stundenlangen Aufbewahrung der Proben in Folienverpackungen. Während dieser Zeit führten Reste des Acetons zu Blattschäden. Folglich wurde der Anteil an aufgenommenen Radiocäsium nur aus den vollständig trennbaren Fraktionen ermittelt.

Bei der 14 Tage später erfolgten dritten Beprobung wurden einige Kohlrabiblätter auf die gleiche Weise mit Celluloseacetat behandelt, verblieben aber nur wenige Minuten in den zum Transport vorgeschriebenen Folienverpackungen. Die Trennung der Filme vom Blatt war hier vollständig. Das gleiche gilt für zum Vergleich herangezogene Fahnenblätter des Weizens vom später kontaminierten britischen Lysimeter. Von diesen Blättern und den in Celluloseacetat abgezogenen epikutikulären Wachsen wurden bei -22°C (nach Schock-Gefrieren in flüssigem Stickstoff) mit *Biolmager*-Platten (Fa. *Raytest*, *BAS 1000*) autoradiographische Aufnahmen angefertigt. Die Auswertung der gewonnenen Bilddaten erfolgte mit dem Softwarepaket *Tina 2,0 d* der Firma *Raytest*.

3.6 Simulation des Mähdruschs bei der Weizenernte

Aufgrund verspäteter Abreife wurde die Ernte des Weizens erst am 26./27.9.94 (130 Tage nach der Kontamination) auf beiden Parzellen durchgeführt. Korn- und Stroherträge wurden jeweils auf der gesamten Parzelle bestimmt. Radionuklidkonzentrationen, Feuchte und Gewichtsanteil der einzelnen Pflanzenfraktionen wurden an je fünf Proben aus je drei Pflanzen ermittelt.

Hierzu wurden zunächst die Ähren gedroschen und die Radioaktivität im Korn gemessen. Zur Abschätzung einer möglichen Sekundärkontamination des Korns durch Mähdrusch mit direkt kontaminierten Stroh wurden die Halme des im Schossen kontaminierten Weizens (Parzelle B) zusammen mit inaktiven Ähren nach dem unten beschriebenen Verfahren gedroschen. Das radioaktive Pflanzenmaterial stammte dabei vom im Mai 1994 kontaminierten Jülicher Lysimeter. Inaktive Ähren stammten von der Kultur des Vorjahres auf der gleichen Lysimeterfläche.

Die beiden Messer einer Küchenmaschine (MOULINETTE 899, Außendurchmesser 17 cm) wurden durch Überkleben mit Textilband abgestumpft und die Drehzahl durch einen Thyristor-Regler herabgesetzt. Gedroschen wurden jeweils drei Ähren mit Stroh von drei Halmen (Abbildung 10 a).

Vorversuche zeigten, daß

- bei einer Drehzahl < 600 U/min das Gerät nicht zuverlässig arbeitet,
- bei einer Erhöhung der Drehzahl verstärkt Kornbeschädigungen (Bruch, Entfernung des Keimlings) auftreten,
- bei einer Dreschzeit von < 10 sec nicht alle Ähren zuverlässig ausgedroschen werden,
- bei einer Dreschzeit von > 30 sec das Stroh stark zerkleinert und das Korn beschädigt wird.

Aufgrund der Vorversuche wurden für den Lysimeterversuch zwei standardisierte Verfahren definiert, die eine zuverlässige Trennung des Korns ohne Beschädigungen ermöglichen:

1. 10 Sekunden bei 600 U/min,
2. 30 Sekunden bei 600 U/min.

Beide wurden in den Versuchen angewandt, um unterschiedliche Intensitäten des Korn-Stroh-Kontaktes zu untersuchen (Tabelle 17, Nr. 7, Nr. 9).

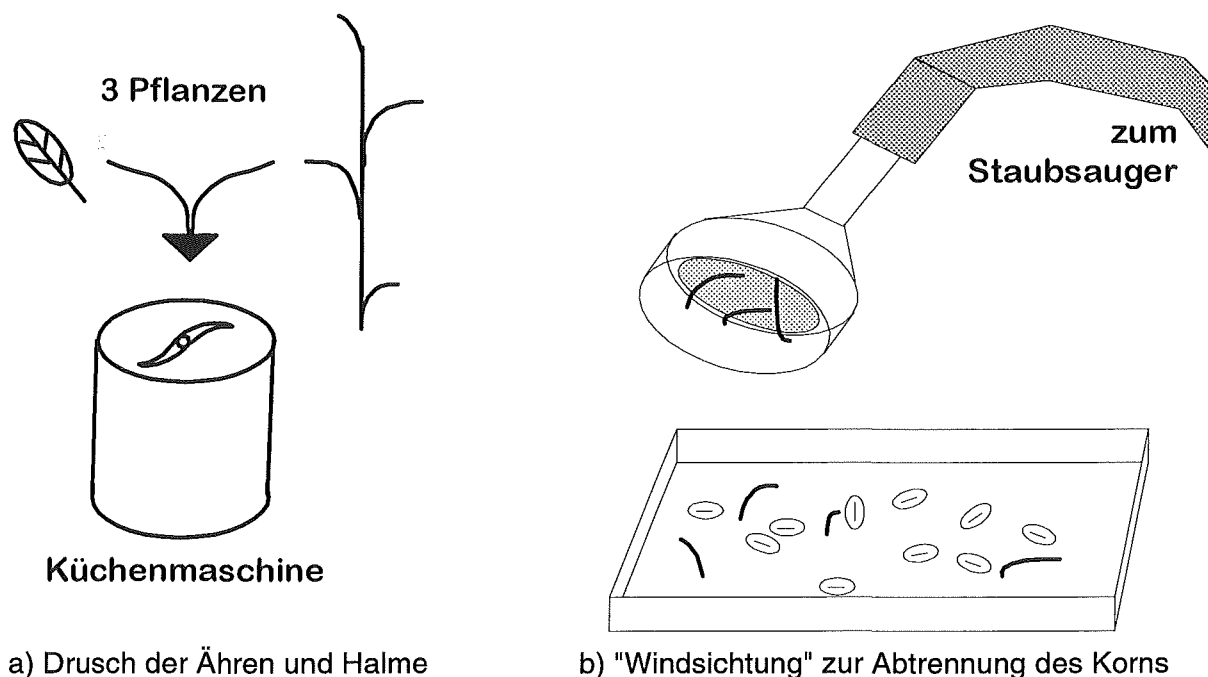
Da unter den Arbeitsbedingungen im Gewächshaus nur eine unvollständige Reinigung des Gerätes möglich war, wurde die Reihenfolge des Drusches von der vermutlich geringsten zur vermutlich höchsten Kontamination festgelegt. In Tabelle 17 sind die verschiedenen Kombinationen zusammengefaßt.

Tabelle 17: Varianten der Mähdruschsimulation nach Blattkontamination von Weizen unterschiedlicher Entwicklungsstadien

Nr.	Entwicklungsstadium bei der Kontamination	Druschzeit (sec)	Wiederholungen
1	inaktiver Kontrolldrusch	10	1
2	<u>EC 21 (Parzelle C)</u> radioaktive Ähren ohne Stroh	10	5
3	EC 31 (Parzelle B) radioaktive Ähren ohne Stroh	10	5
4	inaktiver Kontrolldrusch	10	1
5	inaktive Ähren mit oberem Halmteil (incl. Fahnenblatt)	10	5
6	inaktiver Kontrolldrusch	10	1
7	inaktive Ähren mit ganzem Halm	10	5
8	inaktiver Kontrolldrusch	10	1
9	inaktive Ähren mit ganzem Halm	30	5

Nach den fünf Wiederholungen jeder Variante wurden Behälter und Messer trocken abgewischt und eine inaktive Kontrolle gedroschen. Zwischen Variante "Nr. 2" und "Nr. 3" wurde hierauf verzichtet, da bei translozierter Radioaktivität keine Kreuzkontamination zu erwarten war. Die späteren ¹³⁷Cs-Messungen der Kontrollen ergaben Werte an der Meßgrenze, so daß eine Kreuzkontamination ausgeschlossen werden kann.

Für die Trennung des Kornes von Spreu und Stroh wurde das Dreschgut in einem flachen Behälter ausgebreitet, um größere Strohteile mit der Pinzette abzusammeln. Dann wurde ca. 1 cm über das Gemisch ein Büchnertrichter gehalten, durch den mit einem (Haushalts-) Staubsauger Luft gesaugt wurde (Abbildung 10 b). Während das Korn am Boden des Behälters liegen blieb, wurde die leichtere Fraktion des Gemisches (Spelzen, Spindel, Strohteile) angesaugt und im Trichter zurückgehalten. Bei dieser "Windsichtung" wurden Korn und Dreschrest vollständig getrennt und der Radioaktivitätsbestimmung zugeführt. Kleine, durch den Trichter gesogene Partikel konnten nicht bilanziert werden.



a) Drusch der Ähren und Halme

b) "Windsichtung" zur Abtrennung des Kornes

Abbildung 10 a-b: Verfahren zur Simulation des Mähdrusches im Labor

3.7 Folgekultur Wintergerste

Entsprechend der landwirtschaftlichen Praxis im Rheinland wurde nach dem Weizen des Jahres 1994 Gerste angebaut. In Abstimmung mit den beteiligten EU-Partnern wurde einheitlich die Sorte *Orblonde* gewählt.

Durch unterschiedliche Bodenbearbeitung auf den Parzellen "B" und "C" des Lysimeters sollten zwei mögliche Maßnahmen zur Verminderung der Wurzelaufnahme von Radionukliden unter praxisnahen Bedingungen verglichen werden. Praxisnah bedeutet in diesem Fall, daß der Boden durchmischt wurde, die Trennung und Positionierung der einzelnen Schichten aber präziser erfolgte, als dies in der landwirtschaftlichen Praxis geschieht. Letzteres erschien zur Verminderung der Varianz innerhalb der Parzellen sinnvoll.

3.7.1 Bodenbearbeitung

3.7.1.1 Pflugähnliche Bodenbearbeitung auf der nordwestlichen Parzelle (C)

Zur Simulation der üblichen wendend-mischenden Bodenbearbeitung mit dem Pflug wurde zunächst die 0-15 cm Schicht mit Spaten und Schaufel in eine Kunststoffwanne (1 m²) gefüllt. Um eine grobe Vermischung zu erreichen, ohne die Aggregate zu zerstören, wurde das entnommene Material jeweils flächig in die Wanne geworfen.

Die 15-30 cm Schicht wurde nach dem gleichen Verfahren in eine zweite Wanne gefüllt. Anschließend wurden die Schichten in umgekehrter Reihenfolge wieder eingefüllt. Die Bodenbearbeitung war also mischend, nicht nur wendend. Durch die Vermischung sollte die Sorption der Radionuklide im Boden begünstigt, und damit deren Bioverfügbarkeit herabgesetzt werden.

Während der Verfüllung wurde der Boden alle 10-15 cm mit einer Harke rückverfestigt. Am Lysimeterrand wurde zusätzlich mit dem Spatenstiel verfestigt, um Randabfluß zu verhindern.

3.7.1.2 Tieflegung der kontaminierten Bodenschicht auf der nordöstlichen Parzelle (B)

In Anlehnung an den "Skim-and-burial plough" (ROED & ANDERSON 1995) wurde die kontaminierte obere 0-5 cm Bodenschicht abgeschält und unterhalb von 30 cm Tiefe in den Boden eingelegt.

Im Gegensatz zu dem von ROED & ANDERSON (1995) vorgeschlagenen Verfahren kann diese Tiefe durch Pflügen mit einem Vorschäler mit bereits zur Verfügung stehenden Maschinen erreicht werden, so daß man keine Spezialmaschine benötigt. Ziel dieser Maßnahme war eine Verminderung des Transfers in die Kulturpflanzen durch Einlegen der kontaminierten Bodenschicht in eine tiefere, geringer durchwurzelte Bodenzone.

Zunächst wurden die ersten fünf Zentimeter Boden vorsichtig abgeschält und unter grober Vermischung (wie unter 3.7.1.1) in eine Kunststoffwanne gefüllt. Anschließend wurden die Schichten 5-20 cm sowie 20-35 cm entnommen. Wie bereits auf der nordwestlichen Parzelle (C) erfolgte die Rückverfüllung in umgekehrter Reihenfolge, so daß dann die direkt kontaminierte Schicht in 30-35 cm Tiefe eingelegt wurde. Auch auf Parzelle "B" wurde rückverfestigt wie für Parzelle "C" beschrieben.

3.7.2 Markierung des Bodenwassers mit D₂O

Um Informationen über die Tiefe der aufnahmeaktiven Wurzeln zu gewinnen, wurde auf beiden Parzellen das Bodenwasser mit D₂O markiert. Zudem sollte der Einfluß der unterschiedlichen Bearbeitungstiefe auf die Wasserbewegung im Boden erfaßt werden.

Zur Markierung wurden auf beiden Parzellen während der Bodenbearbeitung 2 Liter D₂O (92,0 ± 2,0 Atom%) in einer Tiefe von 15 cm mit einer Pflanzenschutzspritze (GLORIA HOBBY 229TS, 5 Liter) auf die zuletzt eingefüllte Bodenschicht aufgesprüht und sogleich mit der nächsten Bodenschicht abgedeckt, um Verdunstung und Verluste durch Isotopenaustausch mit der Luftfeuchte zu verhindern.

3.7.3 Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen

Die Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen in der Gerste des Jahres 1995 sind in Tabelle 18 aufgeführt. Die Stickstoffdüngung war geringer als in der landwirtschaftlichen Praxis, da nach mehrmaligem Weizenanbau ausreichend Reststickstoff zur Verfügung stand.

Tabelle 18: Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen, Wintergerste 1994/95

Bodenbearbeitung:	30.9.94				
Aussaat:	04.10.94				
Sorte:	<i>Orblonde</i>				
Saatstärke:	324 Körner/m ²				
Reihenabstand:	12,5 cm				
Saattiefe:	3 cm				
Düngung		g, ml / 1,08 m²	kg, l / ha		Nährstoffe /ha
	04.10.94	86,4	800	THOMASKALI	64 kg P ₂ O ₅ 120 kg K ₂ O 48 kg MgO
	6.4.95	13	120	AMMONIUMNITRAT	40 kg N / ha
	30.5.95	14	130	KAS (27 % N)	35 kg N / ha
Unkrautbekämpfung:					
	05.10.94	0,36	3,33	TRIBUNIL	
Halmverkürzer:					
	17.3.95		2	CYCOCEL	
	27.3.95		1	CYCOCEL	
Pflanzenschutzmaßnahmen:					
	06.11.94	0,17	1,5	LANNATE	
	22.3.95		0,35	KARATE	
	26.4.95		1	HORIZON	
Ernte:	20.7.95				

3.7.4 Probenahmen

3.7.4.1 Pflanzenproben

Alle 4-9 Wochen wurden fünf Proben zu je drei Pflanzen wenige Zentimeter über dem Boden abgeschnitten und deren Radiocäsium-Gehalt gemessen.

Bei der Ernte wurde jede Parzelle in fünf etwa 0,2 m² umfassende Bereiche unterteilt, die jeweils eine Probe bildeten. Da in diesem Falle die gesamte Grundgesamtheit als Probe genommen wurde, errechnet sich die Standardabweichung der Verteilung nicht wie bei Stichproben aus Formel 8 a sondern aus Formel 8 b.

Formel 8: Errechnung der Standardabweichung einer Grundgesamtheit

a) aus einer Stichprobe

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x - \bar{x})^2}{n - 1}}$$

b) aus der Grundgesamtheit

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x - \mu)^2}{m}}$$

mit:

s	=	Standardabweichung (SACHS 1991)
n	=	Stichprobenumfang
m	=	Größe der Grundgesamtheit
x	=	Meßwert
$\bar{x}$	=	arithmetisches Mittel der Meßwerte
μ	=	arithmetisches Mittel der Grundgesamtheit.

Zur Bestimmung der Wurzeltiefe über die Markierung des Bodenwassers mit Deuterium wurde von folgender Überlegung ausgegangen: Sowohl die Aufnahme über die Wurzeln als auch der Transport im Xylem sind Massenflüsse, bei denen Isotope des Wasserstoffs nicht fraktioniert werden können (FÖRSTEL 1996, 1994). Das Xylemwasser hat also den gleichen ^2D -Gehalt wie der Boden in Wurzeltiefe. Erst in den Blättern sinkt die ^2D -Konzentration durch den Isotopenaustausch der Blätter mit der Luftfeuchte (FÖRSTEL 1996).

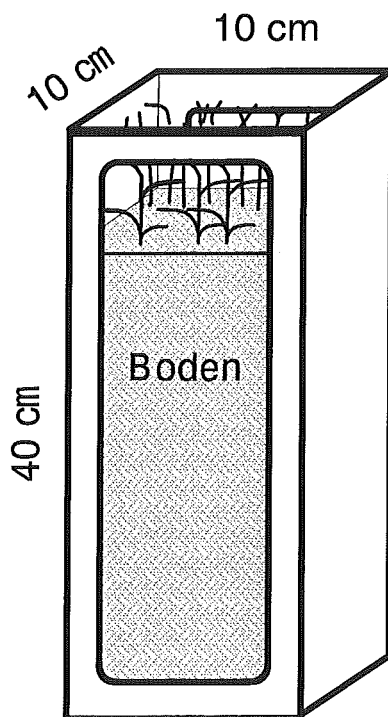
Bei Getreide müssen neben den Blattspreiten strenggenommen auch die Blattscheiden von der Gewinnung von Xylemwasser ausgeschlossen werden. Da der eigentliche Stengel jedoch nur einen geringen Teil des Getreidehalmes ausmacht, kann aus diesem alleine keine ausreichende Menge markierten Wassers gewonnen werden. Zwar werden für die eigentliche Messung im Massenspektrometer nur wenige Mikroliter benötigt, aber Isotopenaustausch und Verluste beim Umfüllen erfordern die Gewinnung von etwa 1 ml.

Dies ist insbesondere bei kleinen Pflanzen schwierig. Aus diesem Grunde wurden nur die Blattspreiten und die äußerste Blattscheide des Halmes von der Gewinnung von Xylemwasser ausgeschlossen. Den verbleibenden Halmteilen wurde durch Gefrierdestillation unter Vakuum (FÖRSTEL & HÜTZEN 1994) das Wasser entzogen und mit einem Isotopen-Verhältnis-Massenspektrometer (SIRA II, Fa. Vacuum Generators) gemessen (Methode bei FÖRSTEL (1996)).

Vor der Radioaktivitätsmessung wurden die gefriergetrockneten Halmteile wieder mit dem (bei 80°C im Trockenschrank getrockneten) Rest der Probe vereinigt.

3.7.4.2 Bodenproben

Bodenfeuchte und D_2O -Konzentration im Boden wurden im Verlauf der Vegetation in Pürkhauer-Bohrstockproben, nach der Ernte zusätzlich in gestochenen Bodensäulen (10*10*40 cm) untersucht. Hierzu wurden je Parzelle zwei quadratische Stahlsonden (Abbildung 11) in den Boden getrieben und mit dem darin befindlichen Boden entnommen. Wie bereits bei allen Bohrstockproben wurde das Loch mit inaktivem, getrocknetem Krumboden rückverfüllt.



**Abbildung 11: Stahlsonden zum Stechen
quadratischer Bodensäulen**

Die fensterartigen Öffnungen auf zwei der vier Säulenseiten wurden für autoradiographische Aufnahmen mit *Biolumager*-Platten (Fa. *Raytest*, *BAS 1000*) genutzt. Die Expositionszeit betrug 16 h, der Abstand zwischen dem Boden und der in Folie eingeschweißten Platte betrug 1-8 mm. Die Auswertung der gewonnenen Bilddaten erfolgte mit dem Softwarepaket *Tina 2,0 d* der Firma *Raytest*.

Anschließend wurde der Boden der Säulen in Schichten von 2,5 cm entnommen und der Radioaktivitätsbestimmung zugeführt. Eventuellen Schmierkontaminationen (beim Einschlagen in den Boden) wurde durch Aussparen eines 0,5 cm breiten Randbereichs bei der Probenahme begegnet.

4 Ergebnisse

4.1 Deposition der Aerosole

4.1.1 Korrelation der Deposition von Radiocäsium und Radiostrontium

Die Kontamination der Filterpapiere in den auf dem Boden ausgelegten Petrischalen wurde direkt im Anschluß an die Kontamination gemessen. Auf sieben von ihnen wurde neben ^{137}Cs auch ^{90}Sr bestimmt. Die Korrelation konnte mit der

Formel 9: Korrelation der Deposition von ^{137}Cs und ^{90}Sr auf Filterpapier

$$^{90}\text{Sr}_{(\text{Bq})} = 1,0201 * ^{137}\text{Cs}_{(\text{Bq})}$$

beschrieben werden. Dabei bezeichnet $^{90}\text{Sr}_{(\text{Bq})}$ den Radiostrontium-Gehalt einer Probe in Bq, $^{137}\text{Cs}_{(\text{Bq})}$ deren Radiocäsium-Gehalt. Durch den kleinen Meßbereich (siehe Abbildung 12) lag der Korrelationskoeffizient nur bei 0,51.

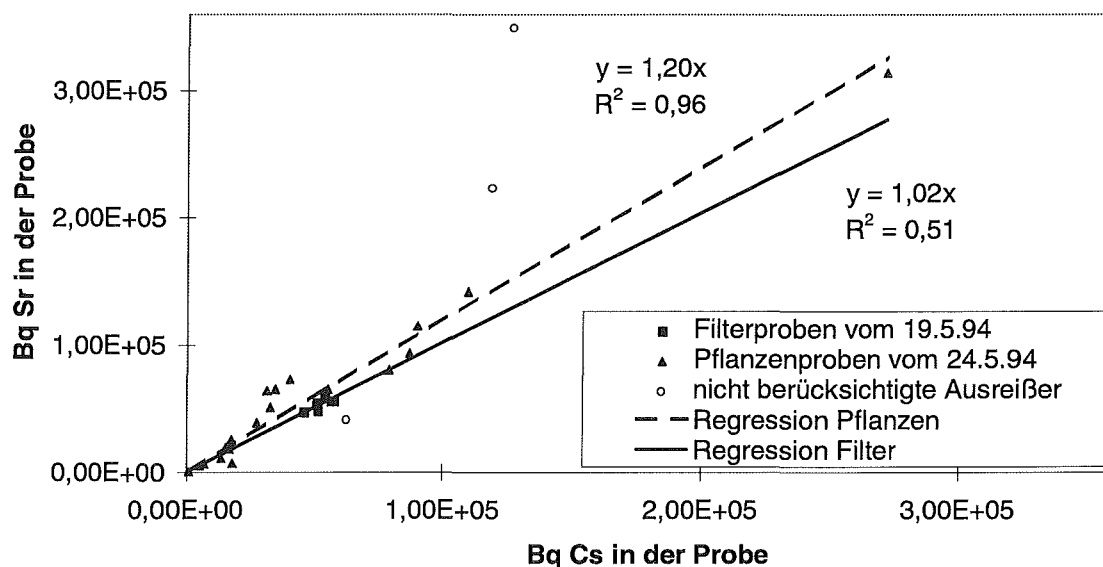


Abbildung 12: Korrelation zwischen ^{137}Cs - und ^{90}Sr -Deposition

In den einige Tage später entnommenen Pflanzenproben war die Steigung der Regressionsgeraden etwas steiler (Abbildung 12). Die relative Abnahme des Cäsium-Gehaltes ist vermutlich auf die (geringe) Translokation von Cäsium in die Wurzeln zurückzuführen. Das phloem-immobile Strontium verblieb dagegen im Sproß. Die Korrelation konnte mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,96 mit folgender Formel beschrieben werden:

Formel 10: Korrelation der Deposition von ^{137}Cs und ^{90}Sr auf Pflanzen

$$^{90}\text{Sr}_{(\text{Bq})} = 1,2001 * ^{137}\text{Cs}_{(\text{Bq})}$$

Dabei bezeichnet $^{90}\text{Sr}_{(\text{Bq})}$ den Radiostrontium-Gehalt einer Probe in Bq, $^{137}\text{Cs}_{(\text{Bq})}$ deren Radiocäsium-Gehalt.

4.1.2 Deposition auf Flächen unterschiedlicher Ausrichtung zur Horizontalen

Auf den über dem Bestand an achteckigen Rahmen angebrachten Filterpapieren hing die ^{137}Cs -Kontamination je Flächeneinheit vom Winkel der Fläche zur Horizontalen ab. Auf waagrecht nach oben gerichteten Flächen wurde mit 11 MBq/m² die höchste Kontamination gemessen, gefolgt vom 45°-Winkel mit 9,7 MBq/m². Am geringsten war die Kontamination abwärts gerichteter Flächen (180°) mit 0,12 MBq/m², aber bereits bei einem Winkel von 90° wurden nur noch 0,32 MBq/m² deponiert (Abbildung 13).

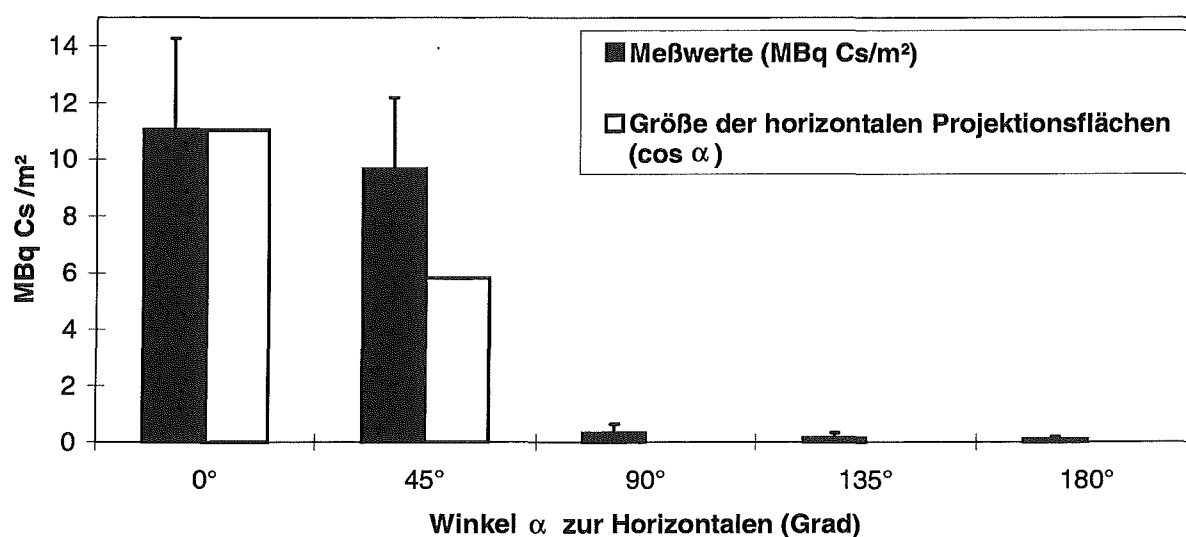


Abbildung 13: Deposition von ^{137}Cs -haltigen Aerosolen auf Filterpapieren unterschiedlicher Ausrichtung zur Horizontalen

Bei den im rechten Winkel gehaltenen Kohlrabiblättern waren die Unterschiede weniger deutlich als bei Filterpapieren. Horizontale Blatthälften wurden mit 12,6 MBq ^{137}Cs /m² Blattfläche kontaminiert, vertikal ausgerichtete mit 9,1 MBq/m². "Unbeeinflusste" Kohlrabiblätter wurden in einem Winkel von ca. 30° fast ebenso hoch wie horizontale Flächen kontaminiert. Anders die steiler gestellten Weizenblätter, auf denen je nach Entwicklungsstadium bei der Kontamination 8,7 bzw. 10,5 MBq ^{137}Cs /m² Blattfläche gemessen wurden (Abbildung 14).

Horizontale Flächen wurden vor allem von oben kontaminiert. Auf den achteckigen Rahmen wurden 99 % der Radioaktivität auf der Oberseite, nur 1 % auf der Unterseite gefunden. Bei Kohlrabiblättern konnten Ablagerungen auf Ober- und Unterseite vom aufgenommenen Radiocäsium-Anteil durch Strippen mit Celluloseacetat getrennt werden. Bei der ersten Beprobung waren 72-75 % des Radiocäsiums noch nicht aufgenommen, davon befanden sich 97,4 % auf der Blattoberseite (siehe auch 4.3).

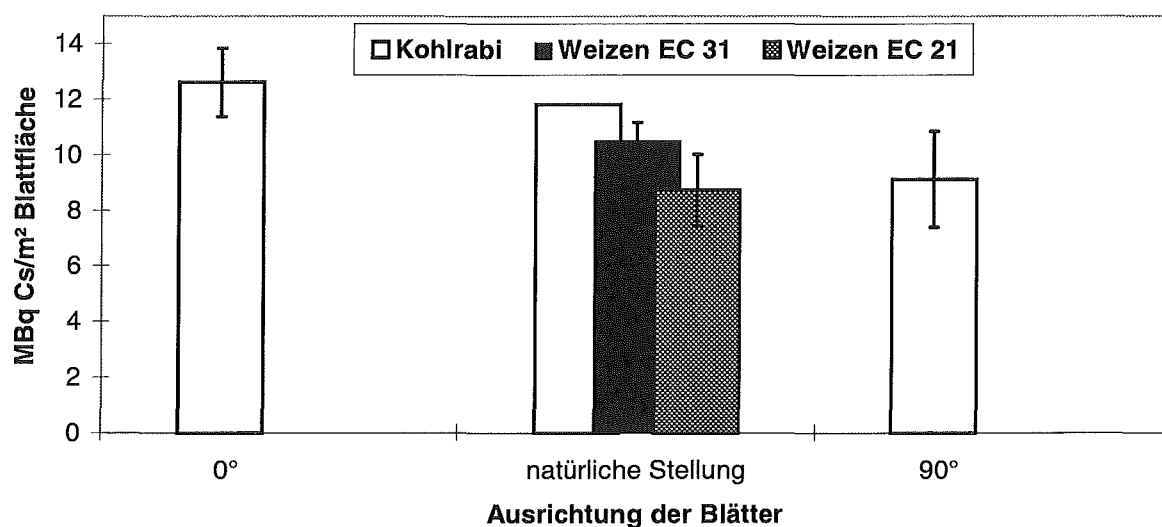


Abbildung 14: Deposition von ^{137}Cs -haltigen Aerosolen auf Blättern unterschiedlicher Ausrichtung zur Horizontalen

4.1.3 Deposition auf Boden

Von den beiden Beprobungsverfahren lieferten die gleichzeitig mit den ersten Pflanzenproben gezogenen Bohrkern jeweils um 5-9 % höhere Werte als die vier Tage zuvor entnommenen Filterpapiere (Tabelle 19). Da nicht entschieden werden kann, ob diese Differenz auf das Beprobungsverfahren oder den Entnahmezeitpunkt zurückzuführen ist, werden in den weiteren Berechnungen die Werte der zum gleichen Zeitpunkt wie die Pflanzen entnommenen Bohrkern zugrundegelegt.

Die direkt nach der Kontamination entnommenen, auf dem unbedeckten Boden zwischen Kohlrabipflanzen verteilten Filterpapiere zeigten mit einem Variationskoeffizienten (Standardabweichung/Mittelwert) von 2,7 % eine gleichmäßige Kontamination (Tabelle 19). Im Weizenbestand war die Deposition nicht ganz so homogen, was an der schwer einzuschätzenden Dach- bzw. Trichterwirkung der Blätter liegen könnte.

Tabelle 19: Kontamination des Bodens mit ^{137}Cs -haltigen Aerosolen

MBq $^{137}\text{Cs}/\text{m}^2$		Beprobungsverfahren	
(Parzelle)		Bohrkerne	Filterpapiere
freier Boden	(A)	$31,9 \pm 2,0$	$30,0 \pm 0,8$
Weizen EC 21	(C)	$31,0 \pm 7,6$	$29,6 \pm 2,2$
Weizen EC 31	(B)	$30,0 \pm 1,9$	$27,2 \pm 2,6$

Höher als auf den Filterpapieren war die Varianz bei den Bohrkernen, was vermutlich auf die weniger standardisierte Oberfläche zurückzuführen ist. Die höchste Deposition wurde mit allen Beprobungsverfahren zwischen den Kohlrabipflanzen beobachtet. Mit zunehmender Trockenmasse des oberirdischen Bewuchses nahm die Bodenkontamination ab.

Während die Bodenoberfläche mit rund 30 MBq/m² kontaminiert wurde, lag die Kontamination horizontaler Blätter (11 MBq/m², siehe 4.1.2) nur bei einem Drittel dieses Wertes.

4.1.4 Deposition auf Pflanzen

Bezogen auf die Grundfläche, führte steigende Bodenbedeckung zu geringerer Boden- aber höherer Pflanzenkontamination. Dabei ist es unerheblich, ob man die Regression über die oberirdische Pflanzentrockenmasse oder über den Blattflächenindex errechnet. In beiden Fällen konnten mit linearen Funktionen Bestimmtheitsmaße von über 0,96 erzielt werden (Abbildung 15 a und b).

Da die Steigerung der Pflanzenkontamination höher war als der Rückgang der Bodenkontamination, stieg auch die Gesamtdeposition je Flächeneinheit mit zunehmender Pflanzentrockenmasse.

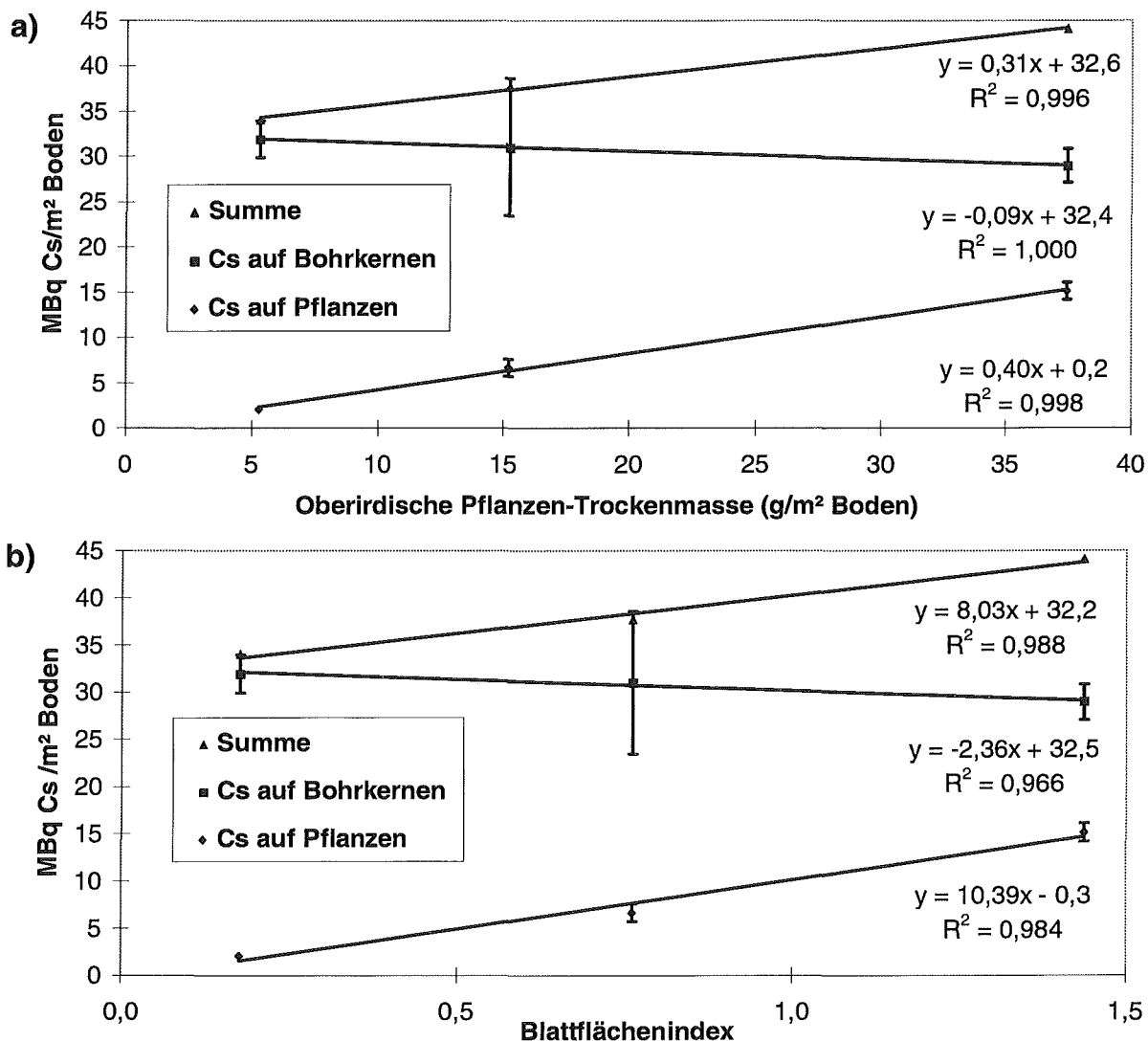


Abbildung 15 a-b: Deposition von ¹³⁷Cs-haltigen Aerosolen auf Boden und Bewuchs in Abhängigkeit von der Bodenbedeckung

4.2 Abwitterung

Aufgrund der Beschränkung der Probenzahl stehen zur Untersuchung der Abwitterung nur wenige Meßpunkte zur Verfügung.

Die Beprobung der drei Teilflächen fand unmittelbar vor und nach dem ersten Regen sowie 14 Tage später statt. Die Veränderung des auf (und in) den oberirdischen Pflanzenteilen gemessenen Radiocäsiums ist in Abbildung 16 dargestellt. Zugunsten der Übersichtlichkeit wurden die Meßpunkte jeder Parzelle in der Abbildung untereinander verbunden.

Man erkennt, daß mit dem ersten Regen (9 mm, zwischen dem 24. und dem 25.5.94) von allen Kulturen etwa zwei Drittel des Radiocäsiums abgewaschen wurden. Nach 14 Tagen und weiteren 45 mm Niederschlag sind erneut 50 % des Radiocäsiums vom Weizen entfernt worden, von Kohlrabi 80 %.

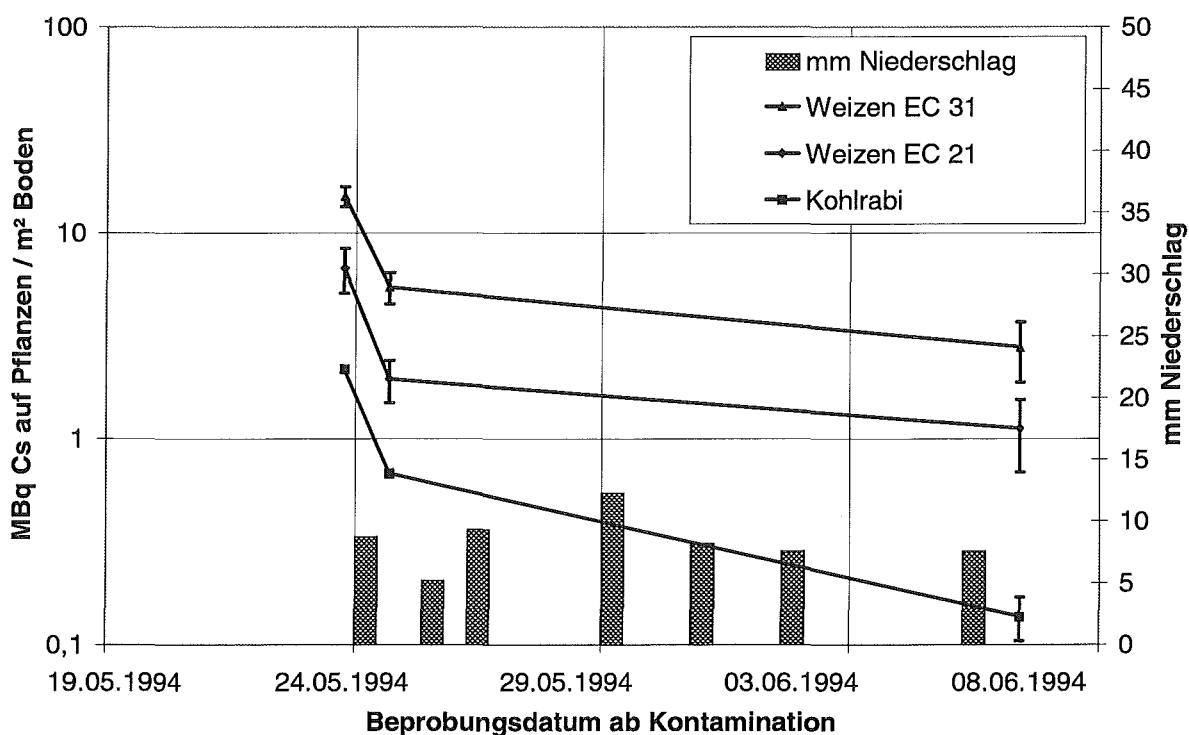


Abbildung 16: Abwitterung des ^{137}Cs von Weizen und Kohlrabi in den ersten drei Wochen nach der Kontamination

Zur Ernte, 130 Tage nach der Kontamination, wurde nur auf Parzelle "B" der Radiocäsium-Gehalt der Gesamtpflanze ermittelt. Wie aus Abbildung 17 hervorgeht, nahm die ^{137}Cs -Aktivität auf dem Pflanzenbestand zwischen Probenahme 2 und 3 mit einer Halbwertszeit von 14 Tagen ab. Bis zur Ernte betrug diese dann durchschnittlich 27 Tage.

4.3 Blattaufnahme

Bis zur ersten Beprobung der Pflanzen, fünf Tage nach Beginn der Kontamination, war bereits ein Teil des ^{137}Cs in die Blätter aufgenommen worden. In Tabelle 20 ist die Verteilung des Radiocäsiums auf die einzelnen Fraktionen dargestellt. Ein offenbar nur lose anhaftende Teil von 15-25 % wurde durch Eintauchen in Celluloseacetat abgelöst. Der Weizen hatte 13-14 % des ^{137}Cs bereits aufgenommen, Kohlrabi etwa doppelt so viel. Nur

2,6 % des in den epikutikulären Wachsen gefundenen Radiocäsiums befanden sich auf der Blattunterseite.

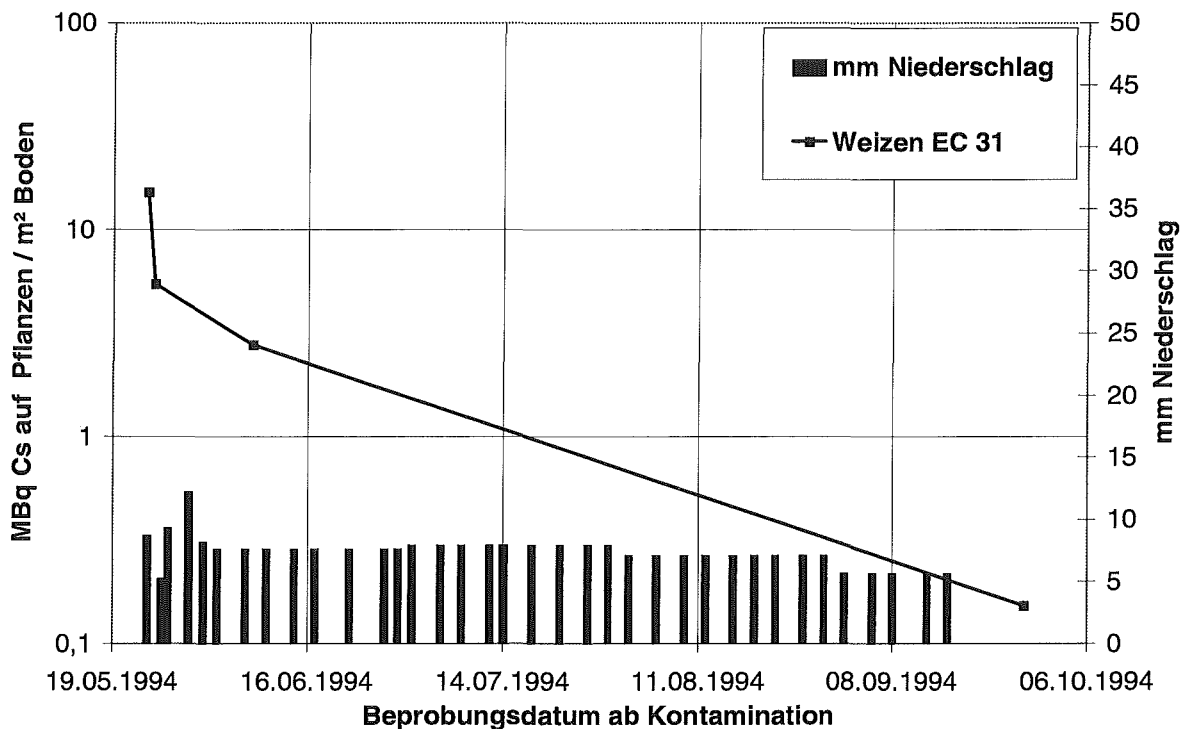


Abbildung 17: Abwitterung des ^{137}Cs von Weizen zwischen Kontamination und Ernte

Zwei der vom britischen Lysimeter entnommen Weizenblätter (24 h nach dessen Kontamination) und die davon abgetrennten Celluloseacetat-Filme mit epikutulären Wachsen wurden für Autoradiographien (*Biolmager*-Platten, Fa. *Raytest*) verwandt (Abbildung 18). Da sowohl ^{137}Cs als auch ^{90}Sr eine Schwärzung hervorrufen, können die Nuklide auf den Abbildungen nicht unterschieden werden. Wegen der sehr kleinen Schleuse zur Handschuhbox mußten die Blätter in der Mitte ihrer Längsachse geteilt werden.

Tabelle 20: Blattaufnahme von ^{137}Cs bis zur ersten Beprobung

		Kohlrabi	Weizen von Parzelle "B" "C"	
NICHT AUFGENOMMEN:				
<u>Celluloseacetat-Tauchbad</u>		15 %	17 %	25 %
<u>Epikutikuläre Wachse</u>	Blattoberseite	56 %	70 %	61 %
	Blattunterseite	1,5 %		
AUFGENOMMEN:				
Blätter		27,5 %	13 %	14 %

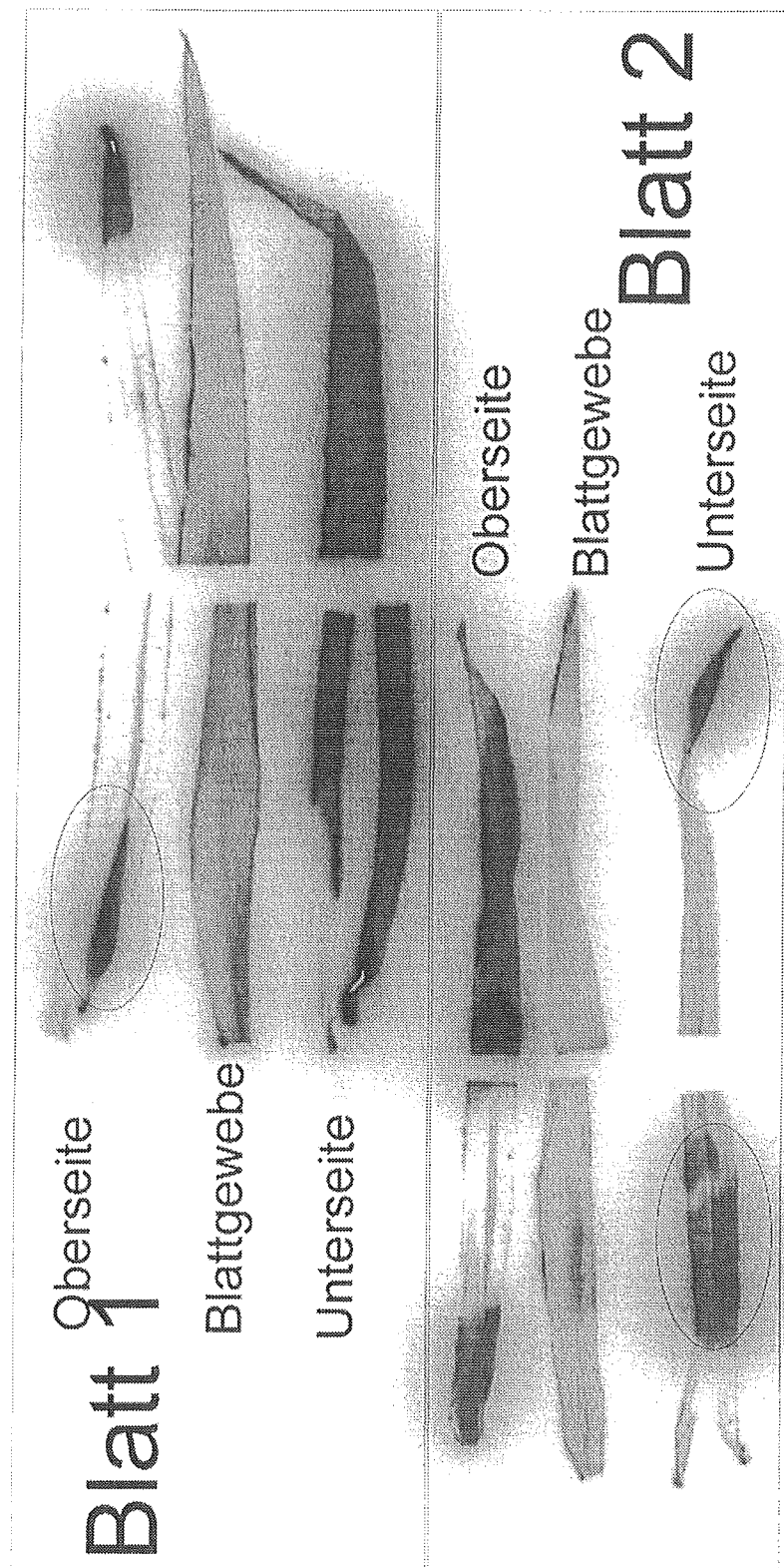


Abbildung 18: Autoradiographien zweier Farnblätter und der in Celluloseacetatfilm von beiden Seiten abgezogenen epikutikulären Wachse (24 h nach dessen Kontamination mit ^{137}Cs und ^{90}Sr vom britischen Lysimeter entnommen)

Das jeweils in der Mitte dargestellte Blattgewebe zeigt eine gleichmäßige Verteilung der Radioaktivität. Die Blattnerven sind auf dem Original schwach erkennbar. Die über und unter dem Blatt abgebildeten Celluloseacetat-Filme rufen ebenfalls eine Schwärzung hervor. Sie enthalten die zusammen mit den epikutikulären Wachsen abgetrennte Radioaktivität.

Ober- und Unterseite unterscheiden sich erheblich, aber auch innerhalb der einzelnen Celluloseacetat-Filme sind Bereiche sehr unterschiedlicher Schwärzung zu erkennen. Es fällt auf, daß die Blattunterseite jeweils an jenen Stellen stark kontaminiert wurde, an denen die Blattoberseite kaum Radioaktivität aufweist (ovale Markierungen in Abbildung 18). Erklären läßt sich dies aus dem Zustand des Weizens auf dem britischen Lysimeter zum Zeitpunkt der Kontamination. Er war durch die feuchtwarmen Klimabedingungen vor der Kontamination so stark vergeilt, daß die Pflanzen umfielen und übereinander lagen. Durch das Verdrehen der Blätter lagerten sich die Aerosole jeweils nur auf einer Seite ab.

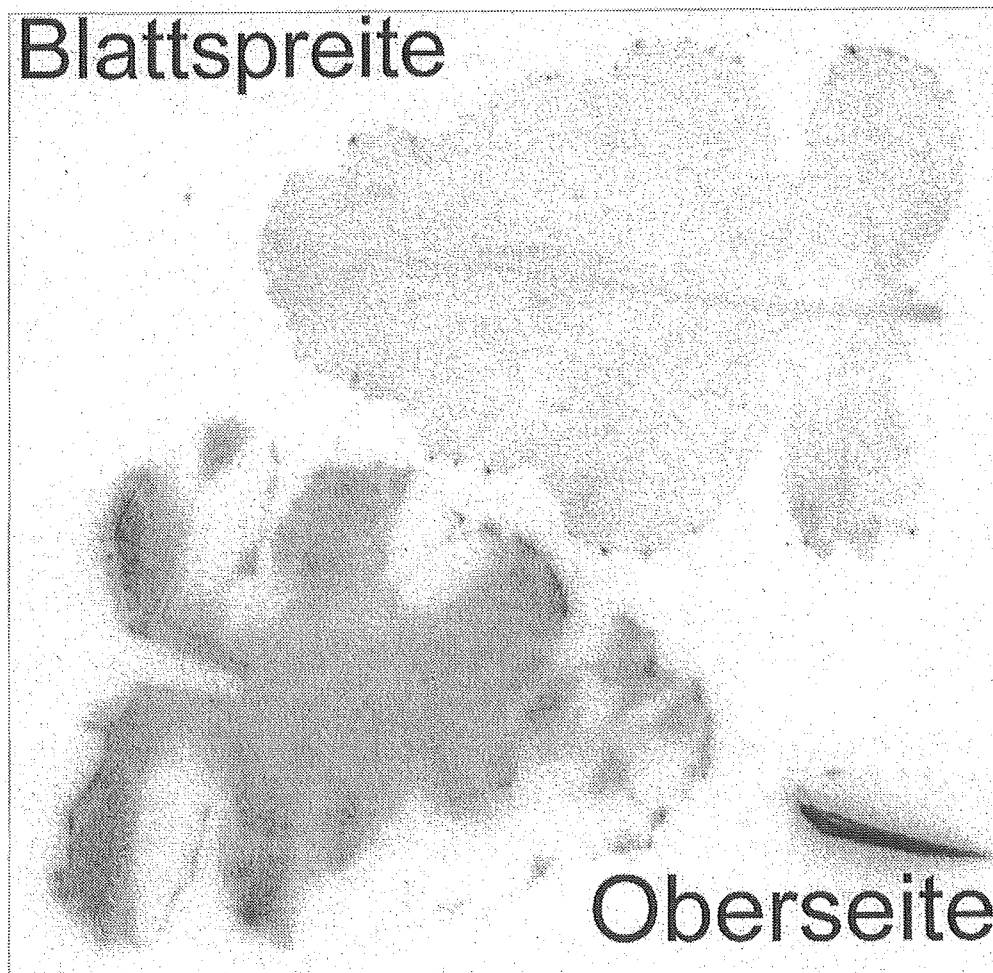


Abbildung 19: Autoradiographie eines Kohlrabiblattes und der in Celluloseacetatfilm von der Oberseite abgezogenen epikutikulären Wachse (3 Wochen nach dessen Kontamination mit ^{137}Cs und ^{90}Sr vom Jülicher Lysimeter entnommen)

Abbildung 19 zeigt die Autoradiographie eines Kohlrabiblattes drei Wochen nach der Kontamination. Die Radioaktivität ist in der Blattspreite gleichmäßig verteilt und die Blattnerven sind deutlich sichtbar. Im Celluloseacetat-Abzug von der Blattoberseite ist eine ungleichmäßige Verteilung mit Bereichen vergleichsweise geringer Radioaktivität am Blattrand zu sehen. Sie weisen darauf hin, daß dieses Blatt zum Zeitpunkt der Kontamination vermutlich noch nicht voll entwickelt, sondern an den Rändern stark gewellt oder gefaltet war.

4.4 Radioaktivität im Erntegut

4.4.1 Erträge

Die Ernte des Weizens auf den Parzellen "B" und "C" fand vom 26.-27.9.94 statt. Diese Verspätung gegenüber der landwirtschaftlichen Praxis war aufgrund der verspäteten Aussaat und Abreife nötig. Sie ist vermutlich auch auf Probleme bei der Klimasteuerung zurückzuführen, die zu einem Einstrahlungsdefizit im Sommer 1994 führten. Der geringere Ertrag (Tabelle 21) auf der im Schossen kontaminierten Parzelle (B) ist vermutlich vor allem durch Geräteeinbauten in der Fläche bedingt.

Tabelle 21: Weizenerträge auf dem Jülicher Lysimeter 1994

Pflanzenfraktion	Fläche "Bestockung"		Fläche "Schossen"	
	FM [dt/ha]	Feuchte [%]	FM [dt/ha]	Feuchte [%]
Korn	91	11%	55	10%
Spreu	18		9	
Stroh	47		26	
Oberer Halmteil (von Ähre bis Ligula des Fahnenblattes)	6	0,9%	4	1,7%
Resthalm	16	10%	8	7,9%
Halmbasis 3 bis 20 cm Höhe	25	20%	14	18%

4.4.2 Primärkontamination des Korns durch Translokation

Die Translokation (der Eintransport über die Leitgewebe Xylem und/oder Phloem ins Korn) war, gemessen an der ursprünglichen Blattkontamination, beim Cäsium deutlich höher als beim Strontium.

In Tabelle 22 ist als Maß für den translozierten Anteil der dimensionslose Translokationsfaktor (Formel 3, Seite 26) angegeben. Im vorliegenden Versuch wurden 0,11-0,25 % des auf den Pflanzen deponierten Radiocäsiums in das Weizenkorn transloziert. Beim Radiostrontium betrug der Anteil 0,013-0,019 %. Es ergeben sich Translokationsfaktoren von 0,0011-0,0025 bzw. 0,00013-0,00019.

Eine höhere direkte Kontamination der Pflanzen erhöhte die ^{137}Cs -Konzentration im Korn deutlich, die ^{90}Sr -Konzentration jedoch kaum.

Tabelle 22: Translozierte Radioaktivität im Weizenkorn

	Entwicklungsstadium zum Zeitpunkt der Kontamination	MBq Deposition auf Pflanzen /m ² Boden	kBq / kg Korn ± Standard- abweichung	Dimensionsloser Translokationsfaktor (nach Formel 3)
Cs	Bestockung EC 21	6,7	18,5 ± 6,5	0,0011
Cs	Schossen EC 31	15	47,9 ± 36,5	0,0025
Sr	Bestockung EC 21	8,0	3,1 ± 1,2	0,00019
Sr	Schossen EC 31	18	3,2 ± 0,4	0,00013

4.4.3 Sekundärkontamination des Korns durch Drusch mit kontaminiertem Stroh

Das Korn inaktiver Ähren vom Vorjahr wurde beim Drusch mit kontaminiertem Stroh des Versuchsjahres ebenfalls mit Radiocäsium und Radiostrontium kontaminiert.

Die Höhe dieser sekundären Kontamination wurde mit der Kontamination durch Translokation verglichen, indem beide Kontaminationspfade addiert und dann der jeweilige Beitrag zur Gesamtkontamination errechnet wurde. Wie aus Tabelle 23 deutlich wird, gelangten beim Drusch mit dem gesamten Halm nur 3 % des Cäsiums sekundär ans Korn.

Tabelle 23: Sekundärkontamination von Weizenkorn mit ¹³⁷Cs durch Drusch mit direkt kontaminiertem Stroh

Druschvariante Nr. (vgl. Tabelle 17)	kBq ¹³⁷ Cs /kg Korn	Summe Drusch und Translokation (=100%)	Prozent durch Drusch
3 Durch Translokation	47,9 ± 36,5		
5 Durch Drusch mit dem oberen Halmteil, incl. Fahnenblatt	0,2 ± 0,03	48,1 (kBq/kg)	≤ 0,4 % (Meßgrenze)
7 Durch 10 Sekunden Drusch mit dem gesamten Halm	1,5 ± 0,7	49,4 (kBq/kg)	3,0 %

Beim Strontium war das Verhältnis der Kontaminationspfade umgekehrt: 90 % des ⁹⁰Sr wurden erst beim Drusch mit dem gesamten Halm an das Korn gebracht. Diese konnte von 90 % auf ≤ 15 % gesenkt werden, indem nur mit dem oberen, nicht direkt kontaminierten Halmteil gedroschen wurde (Tabelle 24).

Tabelle 24: Sekundärkontamination von Weizenkorn mit ^{90}Sr durch Drusch mit direkt kontaminiertem Stroh

Druschvariante Nr. (vgl. Tabelle 17)	kBq ^{90}Sr /kg Korn	Summe Drusch und Translokation (=100%)	Prozent durch Drusch
3 Durch Translokation	$3,2 \pm 0,4$	3,7 (kBq/kg)	$\leq 15 \%$ (Meßgrenze)
5 Durch Drusch mit dem oberen Halmteil, incl. Fahnenblatt	$0,5 \pm 0,1$		
7 Durch 10 Sekunden Drusch mit dem gesamten Halm	$27,2 \pm 10,8$	30,4 (kBq/kg)	90 %

Durch eine Erhöhung der Dreschdauer wurde ein höherer Anteil der Radioaktivität auf das Korn übertragen. Bei einer Dreschdauer von 10 Sekunden wurden 0,8 % des Cäsiums und 2,3 % des Strontiums vom Stroh auf das Korn übertragen. Bei dreifacher Dreschdauer verdreifachte sich auch der Anteil des übertragenen Cäsiums. Auch der Anteil des übertragenen Strontiums wurde erhöht, wobei jedoch die Streubreite sehr groß war (Tabelle 25).

Tabelle 25: Erhöhung der Sekundärkontamination mit der Dauer des Dreschvorganges

Druschvariante Nr. (vgl. Tabelle 17)	^{137}Cs	^{90}Sr
7 Anteil der vom Halm (durch 10 Sekunden Drusch) auf das Korn übertragenen Radioaktivität	0,8 % $\pm 0,3 \%$ (absolut)	2,3 % $\pm 0,7 \%$ (absolut)
9 Anteil der vom Halm (durch 30 Sekunden Drusch) auf das Korn übertragenen Radioaktivität	2,5 % $\pm 1,8 \%$ (absolut)	11,5 % $\pm 11,8 \%$ (absolut)

4.5 Nuklidtransfer in die Folgekultur

4.5.1 Bodenwasser

4.5.1.1 Bodenfeuchte im Vergleich zum Freiland

Die gravimetrische Bestimmung der Bodenfeuchte in Bohrstockproben aus dem Lysimeter wurde mit Hilfe der Bodendichte in den volumetrischen Wassergehalt umgerechnet. Dies ermöglichte den Vergleich mit den am Entnahmeort des Lysimeters unter Winterweizen (1988/89) und Wintergerste (1989/90) ermittelten Meßwerten von PÜTZ (1993).

Da die Bodendichte nicht gemessen wurde, mußten zur Errechnung des Flächengewichtes Literaturdaten verwendet werden. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1989) geben für schluffreiche Mineralböden Dichten von 1,17-1,63 g/cm³ an. PÜTZ (1993) ermittelte im A_p-Horizont der im Versuch verwendete Parabraunerde einen Schluffanteil von 78 % und eine Dichte von 1,57 g/cm³. Diese wurde für die Berechnungen verwendet.

Da die täglichen und jahreszeitlichen Schwankungen der Bodenfeuchte in 50 cm Tiefe geringer als darüber sind, wurde als Vergleichspunkt der tiefste Meßwert aus dem Lysimeter (40-50 cm) mit der Tensiometermessung von PÜTZ (1993) in 50 cm Tiefe verglichen (Tabelle 26). Die Umrechnung in pF-Werte erfolgte ebenfalls nach einer Abbildung von PÜTZ (1993).

Tabelle 26: Vergleich der Bodenfeuchte im Lysimeter mit Messungen im Freiland

	Lysimeter 1995 (40-50 cm)				Freiland 1988/89 (50 cm)		Mittel Lysimeter / Mittel Freiland
	Tieflegung Parzelle B (Vol%)	Pflug Parzelle C (Vol%)	Mittel (Vol%)	Mittel (pF)	Minimum der Einzelwerte aus beiden Jahren (Vol%)	Mittel über beide Jahre (Vol%)	
Februar	20	19	19,5	4,1	35	36	54 %
Mai	14	12	13	5,0	25	31	42 %
Juli	13	13	13	5,0	17	24	55 %
Jahres- niederschlag	683 (Vorgabe)				636	655,5	

Es zeigt sich, daß die Bodenfeuchte im Lysimeter jeweils etwa bei der Hälfte der "natürlichen" Werte lag, obwohl sich die Niederschlagssummen kaum unterschieden. Das Bodenwasser war praktisch nicht mehr pflanzenverfügbar.

Die Meßwerte in 0-15, 15-20, 20-30 und 30-40 cm Tiefe des Lysimeters unterschieden sich in Februar und Mai um weniger als 2 Vol% von den gezeigten Mittelwerten aus 40-50 cm. Im Juli war drei Tage vor der Beprobung mit 70 mm beregnet worden, so daß in der 0-30 cm Schicht ca. 28 Vol% Feuchte gemessen wurden. Um die gesamte Tiefe (0-50 cm) von 13 Vol% auf Feldkapazität (29 Vol% bzw. 45,8 Gew%) zu bringen, wäre ein Niederschlag von 80 mm nötig gewesen. Dies sind nahezu 12 % des Jahresniederschlages

und mehr als das langjährige Mittel des niederschlagsreichsten Monats (Juli: 71 mm) (BERGS & al. 1986). Über den Wassergehalt von darunter liegenden Schichten liegen keine Angaben vor.

4.5.1.2 Ausbreitung der D₂O-Markierung

In Formel 11 sind die D₂O-Konzentrationen in verschiedenen Bodentiefen für die einzelnen Probenahmen dargestellt. Die Konzentrationen wurde, wie für stabile Isotope international üblich, als δ -Wert (in ‰) angegeben, der die Abweichung vom internationalen IAEA-Standard SMOW (Standard Mean Ocean Water) beschreibt (Formel 11).

Formel 11: Definition des δ -Wert für Isotopenverhältnisse

$$\delta (\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{Standard}} - R_{\text{Probe}}}{R_{\text{Standard}}} \right) * 10^3$$

Dabei gibt R das Isotopenverhältnis (D/H) im Standard bzw. in der Probe an. Eine Anreicherung von Deuterium gegenüber dem Standard schlägt sich in positiven δ -Werten nieder (FÖRSTEL 1996). Natürliche Schwankungen des Isotopenverhältnisses sind bis 0,05 ‰ meßbar. Markierungen können deutlich höher liegen.

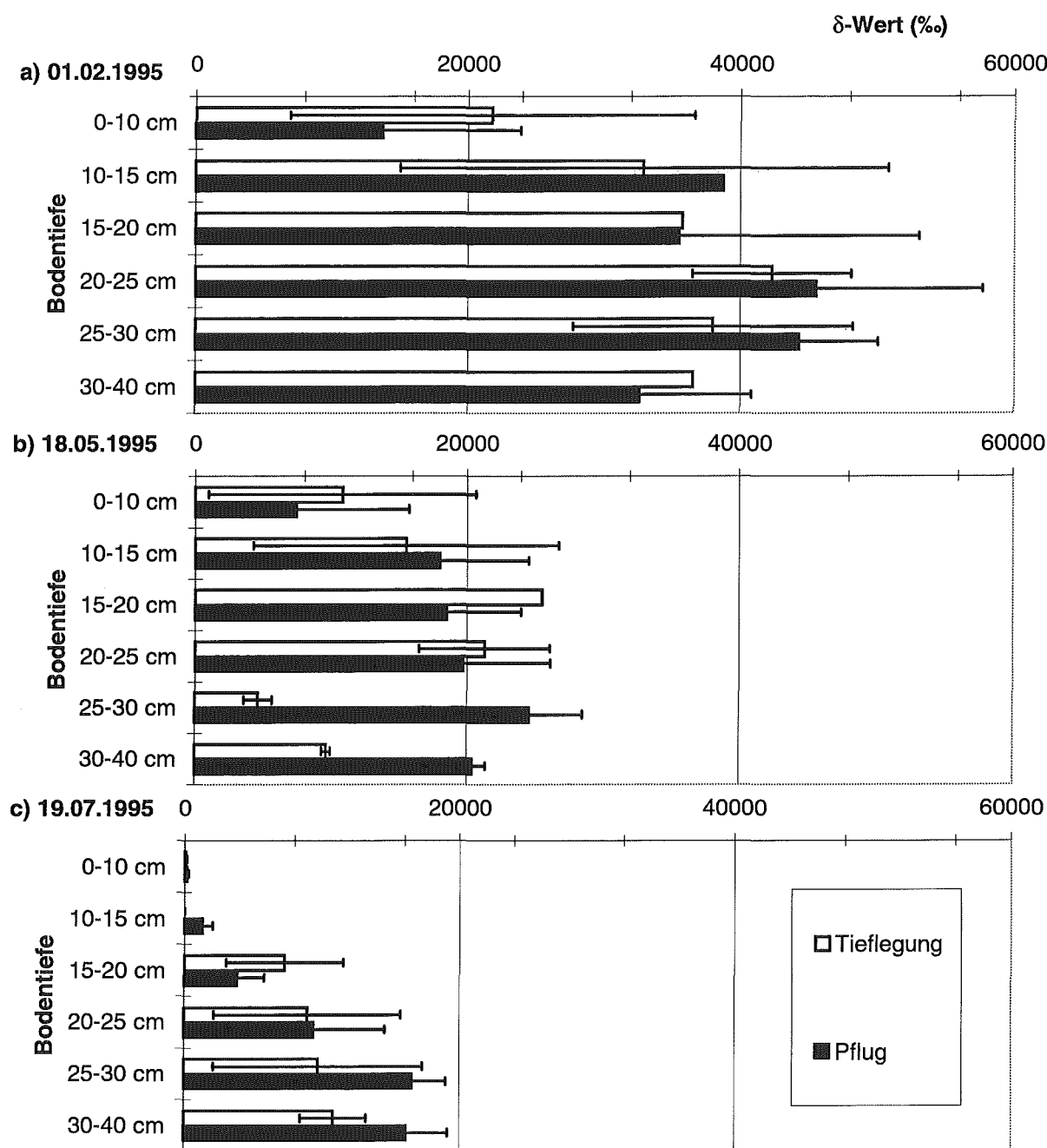
Das D₂O war bei der Bodenbearbeitung am 30.9.94 in beide Parzellen bei 15 cm Tiefe eingebracht worden. Bereits bei der ersten Probenahme im Februar 1995 (Abbildung 20 a) hatte sich die Markierung sowohl nach oben als auch nach unten ausgebreitet. Der höchste Wert wurde in 20-25 cm Tiefe gefunden. Die Werte an der Bodenoberfläche liegen bei allen Probenahmen etwas niedriger, wahrscheinlich weil hier eine Verdünnung durch Bewässerung und Isotopenaustausch mit der Luftfeuchte stattfand. Besonders stark war die Verdünnung durch Niederschläge am 19.7.95, da kurz vor der Beprobung mit 70 mm geregnet wurde.

Die aus jeweils 1-3 Proben errechneten Mittelwerte der beiden Parzellen unterscheiden sich (bei hoher Standardabweichung) kaum. Nur im Mai (Abbildung 20 b) lag der D₂O-Gehalt in 25-30 cm und 30-40 cm Tiefe in der gepflügten Parzelle deutlich über dem der anderen Teilfläche.

Im Verlauf der Vegetationsperiode nahm die D₂O-Konzentration im Bodenprofil immer mehr ab. Ein solcher Verlust von Tracer wurde auch von (FÖRSTEL 1996) beobachtet und auf Evapotranspiration zurückgeführt.

4.5.2 Radioaktivitätsverteilung im Boden

Die Radioaktivitätsprofile der Krumenschichten beider Parzellen wurden aus den nach der Gerstenernte entnommenen Vierkantröhren ermittelt. Während Radiocäsium in (fast) allen Bodentiefen bestimmt wurde, fand der aufwendige Radiostrontium-Nachweis nur in ausgewählten Tiefen statt.



**Abbildung 20 a-c: Parzelle B (Tieflegung) und C (Pflug):
Entwicklung der D₂O-Gehalte in Bodenprofilen 1995 nach
Applikation von D₂O in 15 cm Tiefe am 30.9.94**

4.5.2.1 Radiocäsium

Abbildung 21 zeigt die beiden Radioaktivitätsprofile aus der gepflügten Parzelle (C). Der überwiegende Teil der Nuklide befindet sich in einer Tiefe von 15-30 cm. Die Radioaktivitätsverteilung in dieser Schicht ist ungleichmäßig. Dies gilt sowohl für die vertikale Verteilung innerhalb jeder Säule, als auch für die horizontale Verteilung, erkennbar im Unterschied zwischen a) und b): die Summe der Cäsium-Aktivität in a) beträgt nur 65 % der Summe in b). Die heterogene Verteilung ist ein Hinweis auf die nur grobe, praxisnahe Durchmischung der Schicht bei der Bearbeitung.

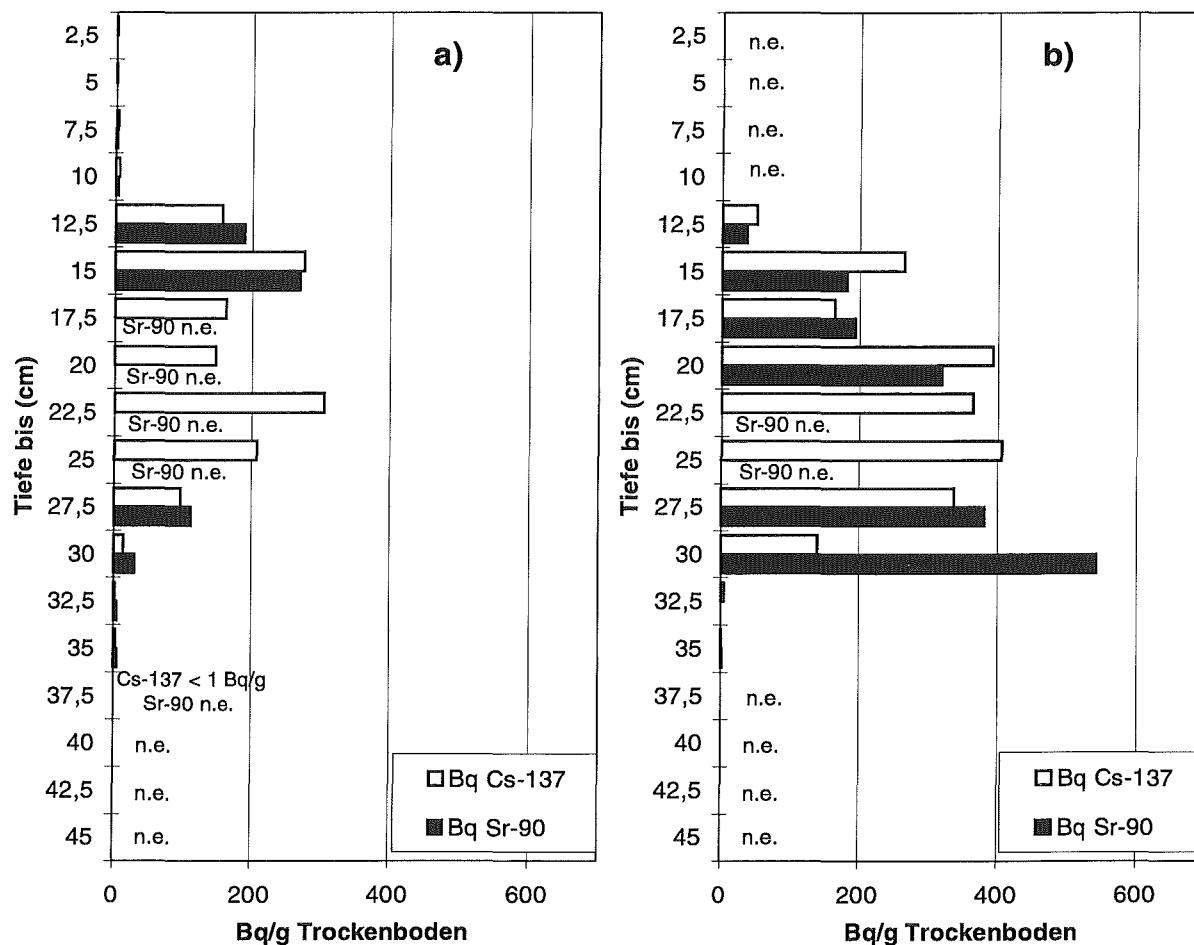


Abbildung 21 a-b: Parzelle (C): Radionuklidverteilung im Boden nach oberflächlicher Deposition und simuliertem Pflügen

(a) und b) bezeichnen verschiedene Bodensäulen, siehe Abbildung 11)

Auf der zweiten Parzelle (B) befindet sich der überwiegende Teil der Radioaktivität in der Tiefe von 27,5-35 cm (Abbildung 22). Auch hier unterscheiden sich die Summen der Cäsium-Aktivität um den Faktor 0,72. Die Verteilung innerhalb der tiefgelegten Schicht ist gleichmäßiger als auf der gepflügten Parzelle. Auffallend sind die relativ hohen Radiocäsium-Gehalte in den oberen Bodenschichten (rund 20 kBq/kg).

4.5.2.2 Radiostrontium

In den 1994 deponierten Aerosolen lagen Radiostrontium und Radiocäsium in einem Verhältnis von nahezu 1:1 (Bq/Bq) vor. In Abbildung 22 a) wird deutlich, daß Strontium zwischen September 1994 und Juli 1995 rascher in tiefere Bodenschichten verlagert wurde als Cäsium: während am oberen Rand der tiefgelegten Schicht (25-27,5 cm) deutlich mehr Cäsium als Strontium gemessen wurde, überwiegt am unteren Rand das Strontium (35-37,5 cm). Ähnliche Beobachtungen lassen sich in drei der vier Bodenprofile (Abbildung 21, Abbildung 22) machen.

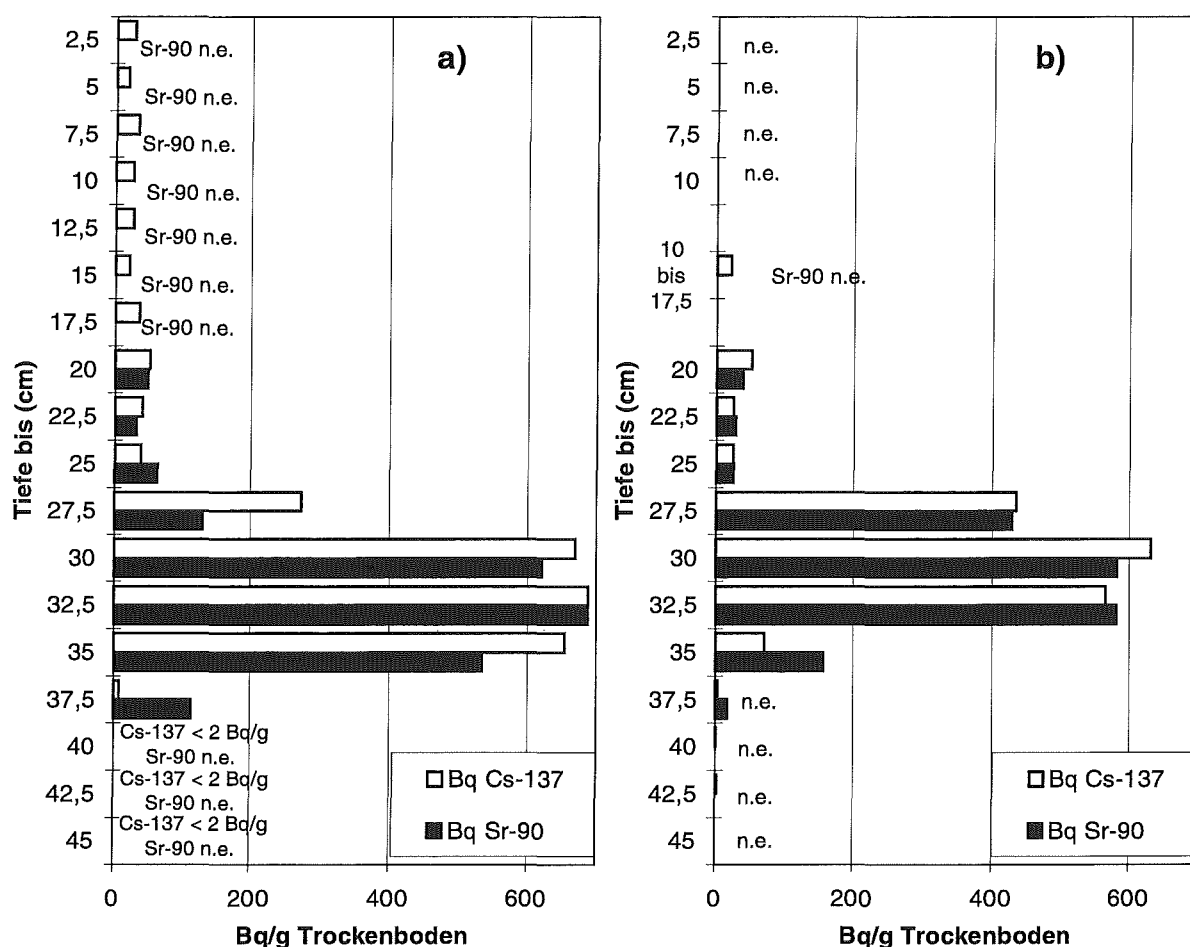


Abbildung 22 a-b: Parzelle (B): Radionuklidverteilung im Boden nach oberflächlicher Deposition und Tieflegung der kontaminierten Schicht
 (a) und b) bezeichnen verschiedene Bodensäulen, siehe Abbildung 11)

4.5.2.3 Räumliche Radioaktivitätsverteilung

Im Unterschied zu den oben beschriebenen exakten Messungen von Nuklidkonzentrationen im Boden beziehen sich die Autoradiographien auf Schnitte durch den Boden am Säulenrand. Deren Auswertung ist nur semi-quantitativ möglich, weil die Selbstabsorption im Boden und der Abstand zur *Biolmager*-Platte erheblichen Einfluß auf die Schwärzung haben. Auch kann nicht zwischen ^{137}Cs und ^{90}Sr unterschieden werden. Da die Verteilung der beiden Nuklide sich jedoch nur wenig unterscheidet, können sie bei der folgenden Interpretation der Aufnahmen zusammen betrachtet werden.

Abbildung 23 zeigt die Autoradiographie einer Bodensäule aus der Parzelle mit tiefgelegter Radioaktivität (B). Sie bestätigt, daß sich der überwiegende Teil der Nuklide tiefer als 30 cm befindet. Deutlich zu erkennen sind aber auch kleine, stark radioaktive Bereiche in geringer Tiefe (besonders deutlich bei 11 und 23 cm).

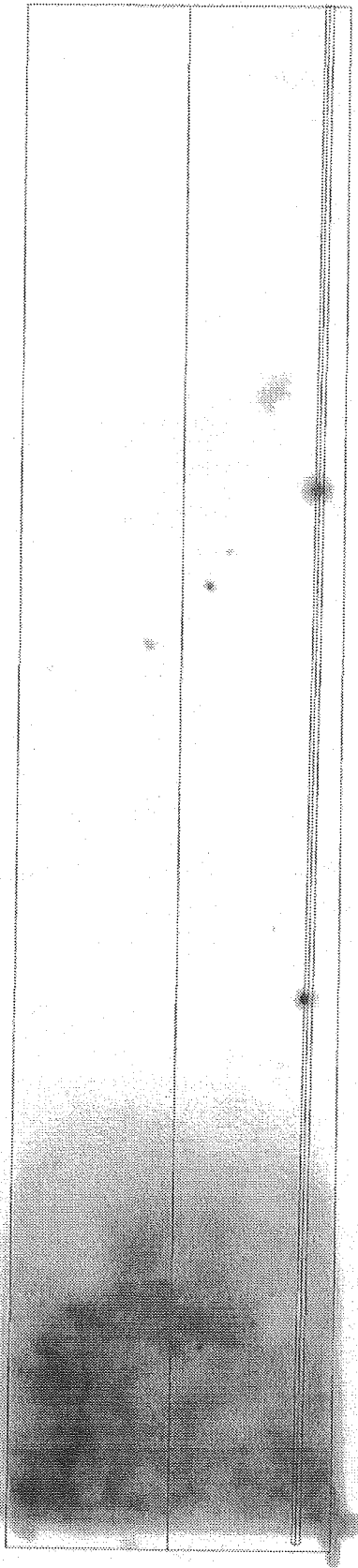


Abbildung 23:
Parzelle (B): Autoradiographie einer Boden-
säule nach oberflächlicher Radionuklid-
Deposition und Tieflegung der
kontaminierten Schicht
(Maßstab ca. 1 : 1,4)

Mit Hilfe der elektronischen Datenverarbeitung ist eine semi-quantitative Auswertung der Autoradiographie möglich. Der Schwärzungsgrad der Autoradiographie kann für Spuren unterschiedlicher Breite als Profil dargestellt werden. Dabei zeigt die vertikale Achse die Bodentiefe, die horizontale Achse den über die Spurbreite gemittelten Schwärzungsgrad an. Abbildung 24 zeigt solche Profile der in Abbildung 23 dargestellten Autoradiographie. Abbildung 24 a) zeigt das Profil jener Spur, die die gesamte Säulenbreite erfaßt. Abbildung 24 b) zeigt das Profil der schmalen Spur am rechten Säulenrand.

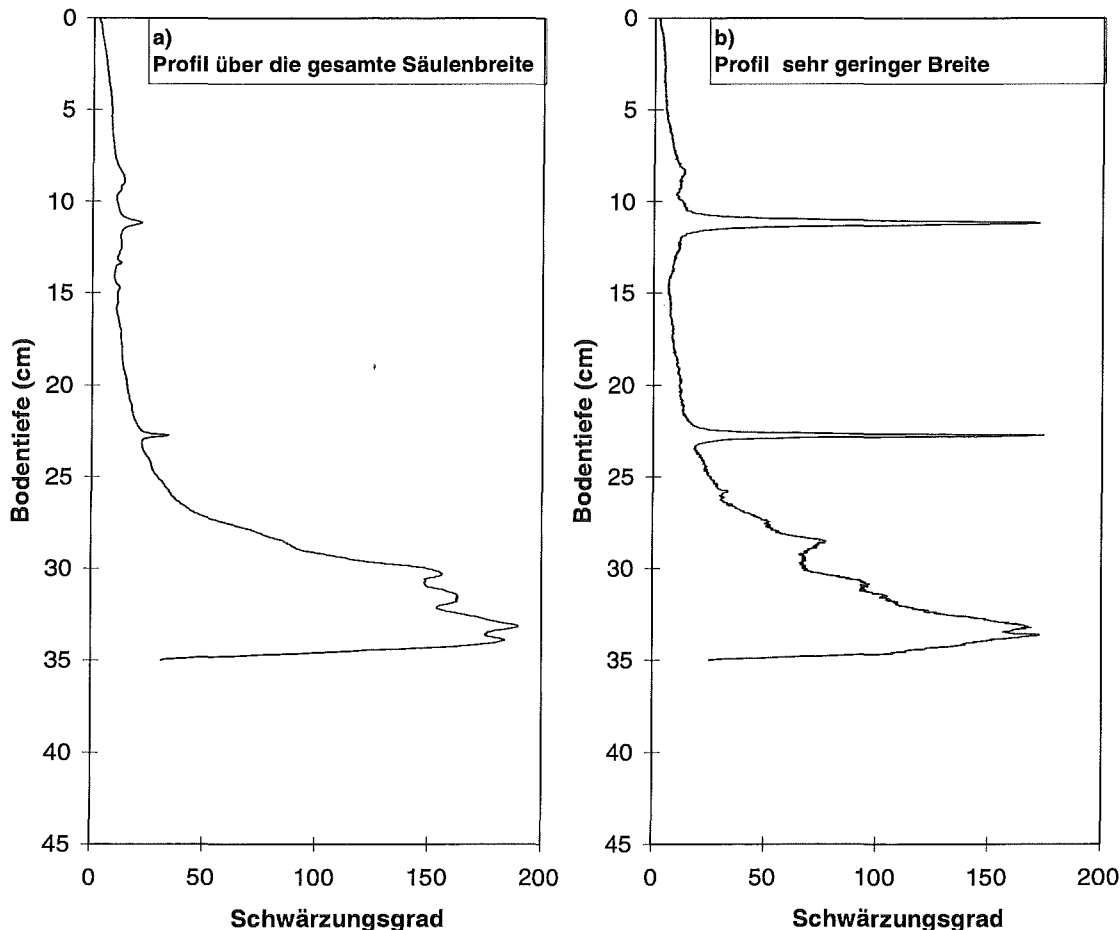


Abbildung 24: Parzelle (B): Semi-quantitative Auswertung der Autoradiographie einer Bodensäule (vgl. Abbildung 23)

Das Radioaktivitätsprofil der gesamten Säule (Abbildung 24 a) ähnelt der aufgrund exakter Messung erstellten Abbildung 22 a-b). Die Radioaktivität in 10-20 cm Tiefe liegt etwa bei einem Zehntel der in der tiefelegten Schicht (30-35 cm) gemessenen Werte.

Kleinträumige Radioaktivitätsverteilungen werden erst bei äußerst schmalen Spuren deutlich. In Abbildung 24 b) zeigt sich, daß die stark geschwärzten Bereiche in geringer Bodentiefe auf Radioaktivitäten hinweisen, die denen der tiefelegten Schicht entsprechen. Dazwischen liegende Bereiche erreichen nur ca. 1/20 der Schwärzung.

Diese Beobachtungen lassen vermuten, daß die in geringer Tiefe festgestellten durchschnittlichen Radiocäsium-Gehalte (Abbildung 22) in Wirklichkeit auf relativ kleine, stark radioaktive Bereiche zurückzuführen sind.

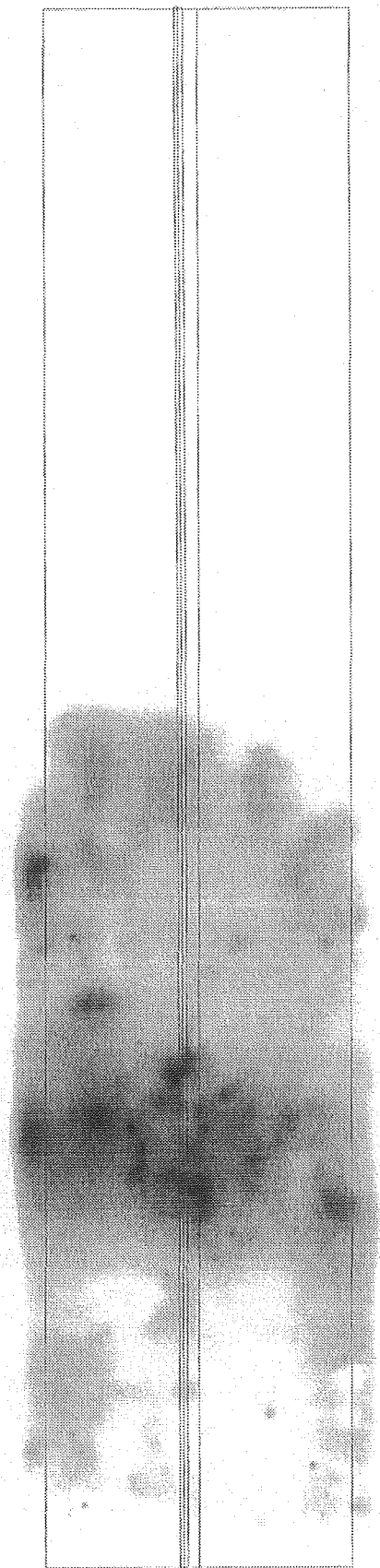


Abbildung 25:
Parzelle (C): Autoradiographie einer
Bodensäule nach oberflächlicher
Radionuklid-Deposition und simuliertem
Pflügen
(Maßstab ca. 1 : 1,4)

Auch die Autoradiographien vom Boden der gepflügten Parzelle (C) bestätigen zunächst die exakten Messungen. So ähnelt Abbildung 26 a) der Abbildung 21 a-b). Jedoch ist in 30-35 cm Tiefe die Autoradiographie geschwärzt, während die Messungen kaum Radiocäsium und Radiostrontium finden konnten. Dabei handelt es sich offensichtlich um Schmierkontaminationen am Rand der Säule, der die Autoradiographie-Platte schwärzte, aber bei der Gewinnung von Mischproben für eine exakte Messung verworfen wurde.

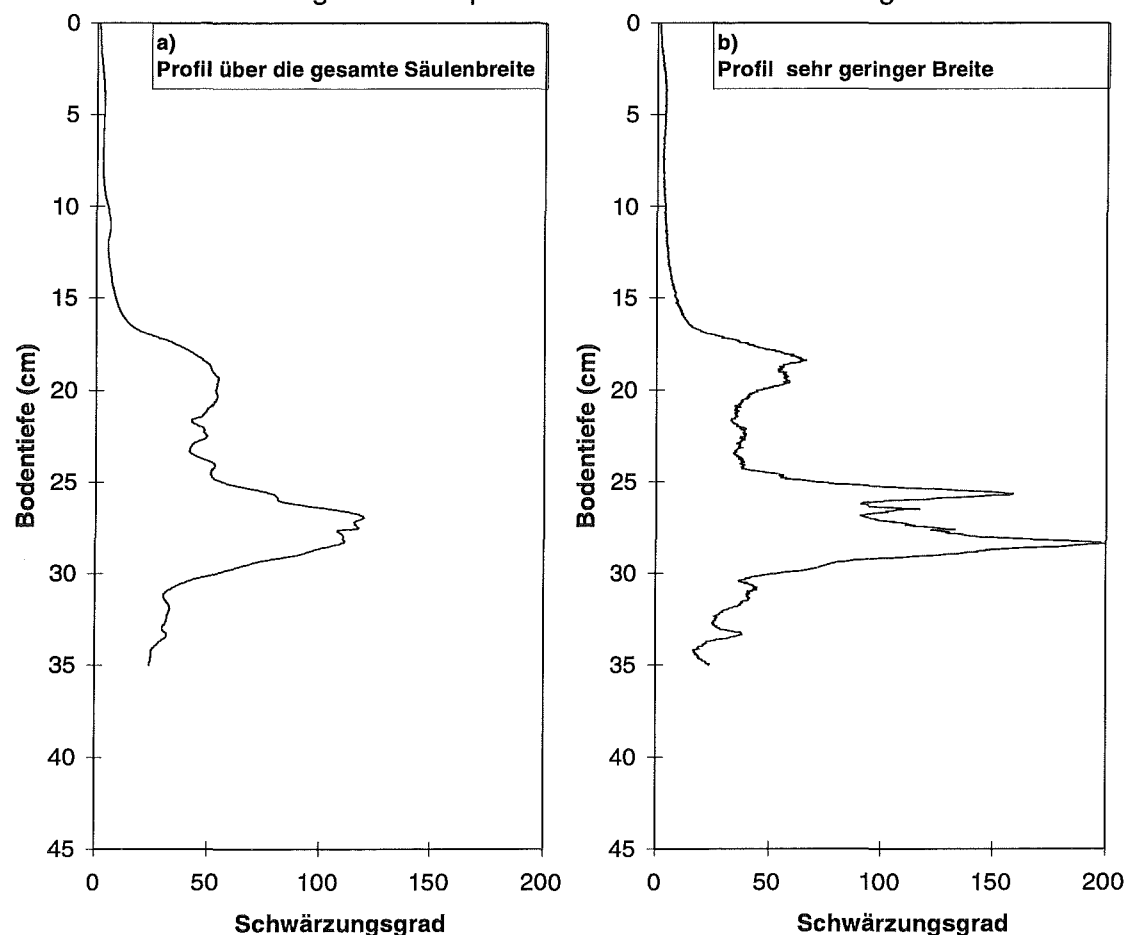


Abbildung 26: Parzelle (C): semi-quantitative Auswertung der Autoradiographie einer Bodensäule (vgl. Abbildung 25)

Die wendend-mischende Bodenbearbeitung in Parzelle "C" hat zu einer kontaminierten Bodenschicht in 15-30 cm Tiefe geführt. Insbesondere die schmale Spur (Abbildung 26 b) zeigt, daß diese Schicht nicht homogen ist. Auch in ihr finden sich stark radioaktive Bereiche, deren Radioaktivität der tiefelegten Schicht in Parzelle "B" (vgl. Abbildung 24) entspricht. Solche Bereiche kommen aber offenbar nicht außerhalb dieser Schicht vor.

Von insgesamt acht erstellten Autoradiographien wurden hier nur zwei dargestellt. Die anderen zeigten die beschriebenen Beobachtungen weniger deutlich, widersprachen ihnen aber in keinem Falle.

4.5.3 Pflanzenproben

4.5.3.1 Pflanzenentwicklung auf beiden Gerstenparzellen

Die Biomasse der Gerste auf den Parzellen "B" und "C" verlief parallel (Abbildung 27, zugunsten der Übersichtlichkeit ist die Standardabweichung nur einseitig dargestellt). Die erzielten Erträge entsprachen 49,0 bzw. 46,4 dt/ha (Tabelle 27).

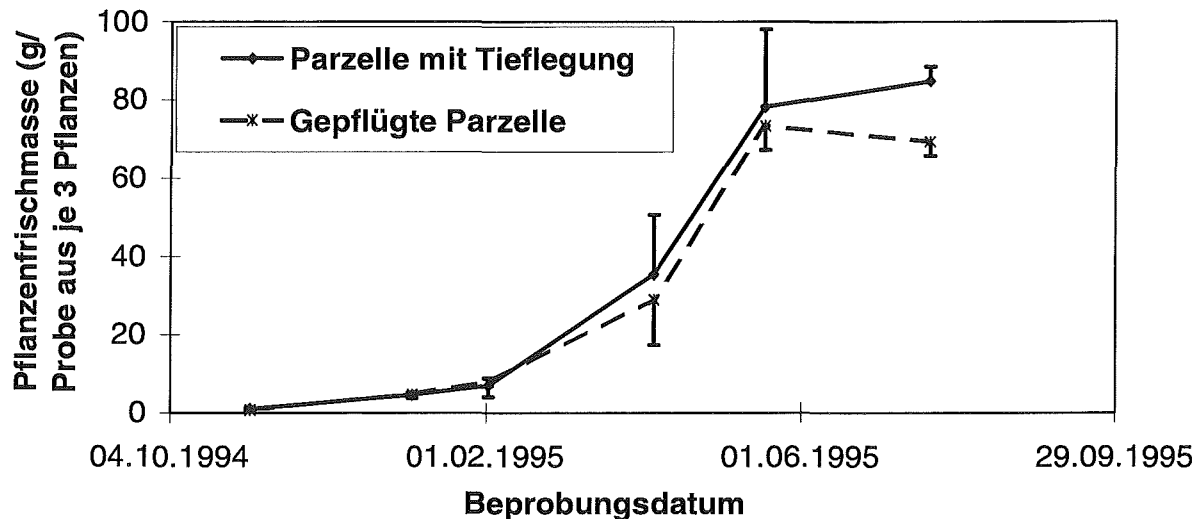


Abbildung 27: Biomasse-Entwicklung der Gerste auf beiden Parzellen (B und C)

Auch der Deuterium-Gehalt der Pflanzen entwickelte sich auf beiden Parzellen parallel (Abbildung 28). Er nahm kontinuierlich ab. Da die Pflanzen bei der ersten Probenahme im November noch zu klein waren um Blätter und Halm zu trennen, liegen erst ab Januar Messungen vor.

In Abbildung 29 werden die bereits in Abbildung 28 dargestellten δ -Werte der Gerstenhalme mit denen des Bodenwassers aus Abbildung 20 a-c) verglichen. Der δ -Wert der Pflanzen lag jeweils nahe an dem des Bodenwassers in 0-10 cm Tiefe. Die Meßwerte in 10-40 cm Tiefe lagen beim 2 bis 2,5-fachen.

4.5.3.2 Wurzelaufnahme des Radiocäsiums in Wintergerste

Aufgrund der unterschiedlichen Bearbeitungstiefen kann der Transfer Boden-Gerstenkorn auf den beiden Parzellen nur sinnvoll mit Hilfe des flächenbezogenen Transferfaktors (TF_d , Formel 5, Seite 28) verglichen werden. Hierzu wurde die Flächenkontamination aus den Depositionsdaten des Vorjahres berechnet, indem von der Gesamtdeposition auf den Teilflächen (Boden+Pflanze, Abbildung 15, Seite 61) die Entnahme durch die Weizenernte abgezogen wurde.

Der so ermittelte TF_d von Cäsium in das Gerstenkorn war nahezu gleich auf beiden Parzellen (Tabelle 27). Die Tieflegung konnte den Transfer in das Gerstenkorn also nicht vermindern.

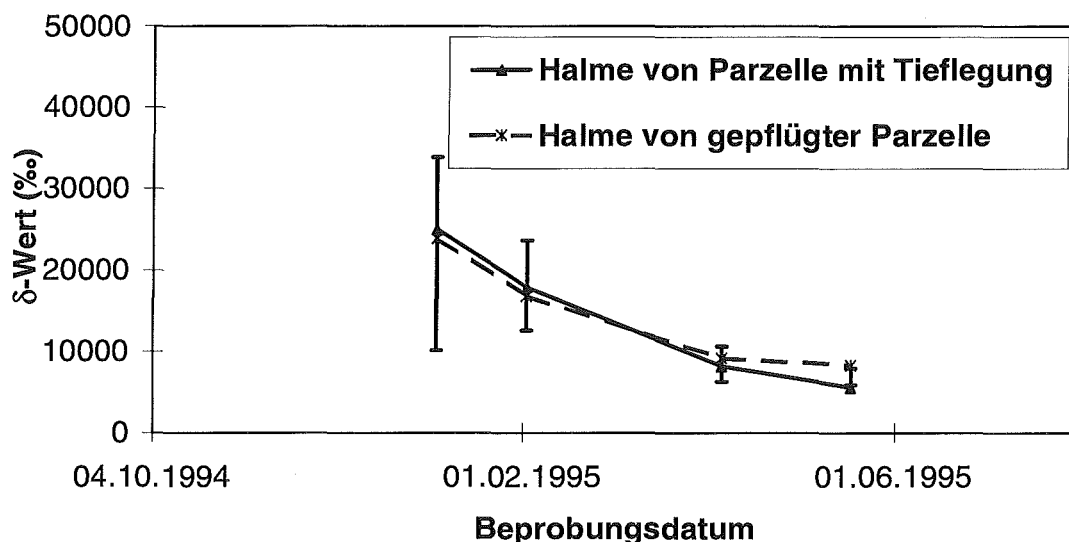


Abbildung 28: Deuterium-Gehalt in Gerstenhalmen beider Parzellen (B und C)

Um die Ergebnisse mit dem in der Literatur gebräuchlicheren TF_{BP} vergleichen zu können, muß der TF_d mit der Flächentrockenmasse des Bodens bis zu der Bezugstiefe multipliziert werden (laut Definition 0-20 cm).

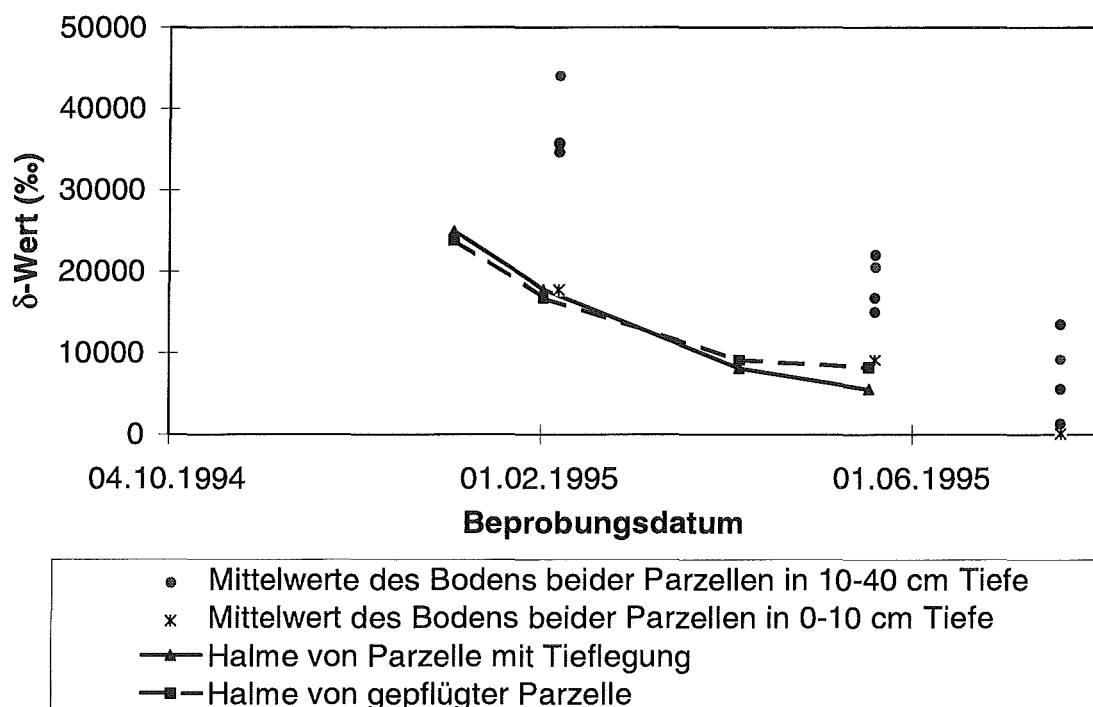


Abbildung 29: Deuterium-Gehalt in Gerstenhalmen und Boden beider Parzellen

Bei der Berechnung des TF_{BP} wurde die von PÜTZ (1993) ermittelte Dichte der Ackerkrume verwendet. Aufgrund seines Meßwertes von $1,57 \text{ g/cm}^3$ ergibt sich ein Flächengewicht von 314 kg/m^2 .

Damit wurde von den Störfallberechnungsgrundlagen (BMU 1994) abgewichen, weil eine Berechnung aufgrund der dort angegebenen Flächentrockenmasse von 280 kg/m² zu einer Unterschätzung des Transferfaktors geführt hätte. Eine solche Abweichung von Vorgaben ist zur Vermeidung der Unterschätzung des Transfers zwingend falls "aufgrund standortspezifischer Besonderheiten die Annahme begründet (ist), daß andere Transferfaktoren vorliegen" (BMU 1990, 1994).

Tabelle 27: Gerstenenerträge und Radiocäsium-Transfer in Erntefractionen 1995

		Parzelle	
		"Pflug" (C)	"Tieflegung" (B)
<u>Frischmassen</u>	Korn	49,0 dt/ha	46,4 dt/ha
	(Feuchte)	(11 %)	(12 %)
	Stroh	43,7 dt/ha	50,1 dt/ha
	Spreu	5,8 dt/ha	6,3 dt/ha
<u>Transfer</u>			
Flächenkontamination (bei Weizenernte 1994)		38 MBq/m ²	44 MBq/m ²
Bq ¹³⁷ Cs /kg Korn		158 ± 22	182 ± 45
TF _d (m ² /kg FM)		4,16E-06	4,14E-06
TF _{BP} (rechnerisch ermittelter Vergleichswert)		0,00132	0,00132

Der rechnerisch ermittelte TF_{BP} (Cs) lag auf beiden Parzellen bei 0,00132 (Tabelle 27) und damit deutlich unter dem in den Störfallberechnungsgrundlagen (BMU 1994) zugrunde gelegten Wert von 0,05, der demnach als konservativ anzusehen ist.

Der zeitliche Verlauf der ¹³⁷Cs-Aufnahme in die gesamte Gerstenpflanze ist in Abbildung 30 dargestellt. Da sich die Flächenkontaminationen etwas unterschieden, wurden die Werte auf 40 MBq/m² standardisiert. Der überwiegende Teil des Radiocäsiums wurde auf beiden Teilflächen offenbar bereits im Januar 1995 aufgenommen.

Während des gesamten Versuchs lag der ¹³⁷Cs-Gehalt der Pflanzen auf der gepflügten Parzelle unter dem der Pflanzen auf der Parzelle mit Tieflegung der kontaminierten Schicht. Die große Differenz der Mittelwerte am 2.2.1995 wird durch einen einzigen Ausreißer bei den Proben der Parzelle "Tieflegung" hervorgerufen. Die auch sonst hohen Standardabweichungen sind vermutlich auf die heterogene Verteilung der Nuklide im Boden zurückzuführen.

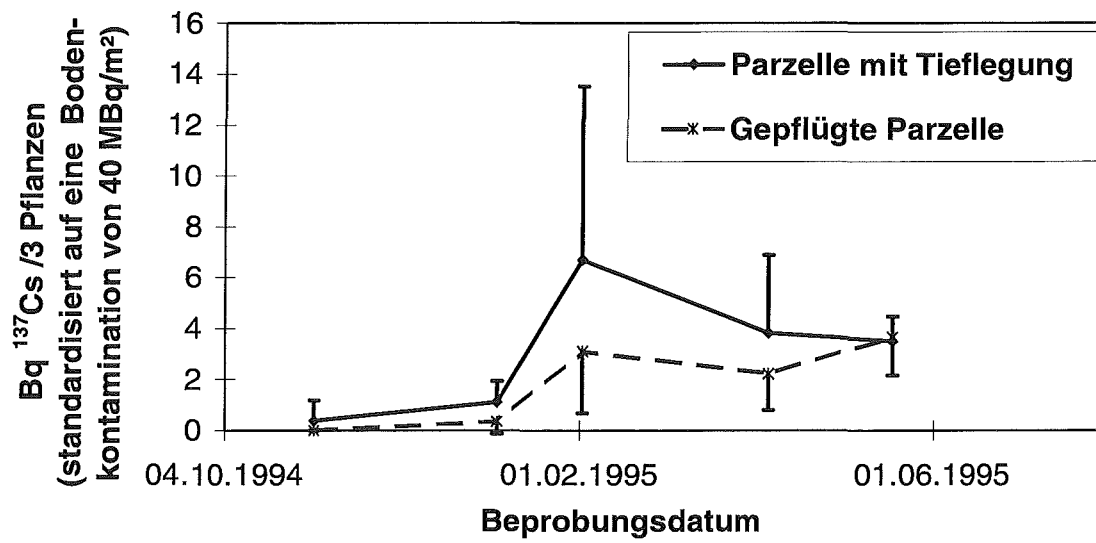


Abbildung 30: Zeitlicher Verlauf der Wurzelaufnahme von Radiocäsium in Wintergerste

5 Diskussion

5.1 Deposition der Aerosole

5.1.1 Ablagerung auf Flächen unterschiedlicher Ausrichtung zur Horizontalen

Im Freiland wäre eine etwa gleich hohe Ablagerung auf aufwärts und abwärts gerichteten Flächen zu erwarten, da dort aufgrund des Windes Interzeption und Trägheitsabscheidung bei Partikeln $< 2 \mu\text{m}$ weit wichtiger sind als Sedimentation (MONTEITH & UNSWORTH 1990). Dadurch würden beide Blattseiten gleich stark kontaminiert (LITTLE & WHIFFEN 1977; GREGORY 1961). LITTLE & WHIFFEN (1977) zeigten, daß 67 % des Bleis aus Autoabgasen neben einer Autobahn an Partikel $< 3 \mu\text{m}$ gebunden ist (MAD $0,02 \mu\text{m}$). RENTSCHLER (1982) stellte für Bleiablagerungen auf Brombeer- und Feldahornblättern an einem verkehrsreichen Standort etwa gleich hohe Ablagerungen auf Ober- und Unterseiten fest.

Im vorliegenden Versuch zeigt die geringe Ablagerung auf abwärts gerichteten Flächen, daß die Deposition auf Pflanzen durch den Prozeß der Sedimentation beherrscht wird. Da die Unterschiede zwischen Ober- und Unterseite auch bei Filterpapierflächen auftraten, können morphologische Unterschiede der beiden Blattseiten nicht zur Erklärung herangezogen werden. Bei dem im Versuch verwendeten Kohlrabi sind solche Unterschiede zudem gering. Wahrscheinlicher ist, daß die Partikel größer waren als in der Literatur angegeben wird und/oder daß die Luftbewegung unter dem Zelt so gering war, daß Interzeption und Trägheitsabscheidung kaum eine Rolle spielten. Auch Diffusion hätte ebenfalls beide Blattseiten gleich hoch kontaminiert. Nach theoretischen Überlegungen von SEHMEL (1971) spielt sie bei Partikeln von $1 \mu\text{m}$ Durchmesser und einer Dichte von $1\text{-}10 \text{ g/cm}^3$ nur eine untergeordnete Rolle.

Die geringe Bedeutung der Trägheitsabscheidung wird zudem von den geringen Differenzen in der Deposition auf den einzelnen Parzellen gestützt. Auf den Weizenparzellen war die Gesamtdeposition nur um 11-30 % höher als auf der nahezu unbewachsenen Kohlrabiparzelle. In den Versuchen von LITTLE & WHIFFEN (1977) stieg bei einer Windgeschwindigkeit von $2,5 \text{ m/s}$ die Gesamtdeposition bei Bewuchs (Gras) gegenüber unbewachsenem Boden deutlich stärker, nämlich um 215 %.

Gegen ausschließliche Sedimentation spricht, daß die Ablagerung auf um 45° geneigten Filterpapieren größer als deren horizontale Projektionsfläche war. Auf ihnen wurden 88 % der Kontamination horizontaler Flächen gefunden, ihre Projektionsfläche liegt nur bei 71 % ($\cos(\pi/4)$). Auch die Abhängigkeit der Gesamtdeposition auf Pflanzen und Boden von der oberirdischen Trockenmasse widerspricht einer ausschließlichen Sedimentation.

Es kann also vermutet werden, daß auch Trägheitsabscheidung eine Rolle spielte, obwohl sie offenbar geringer als im Freiland war. Die dafür nötige Luftbewegung kann durch Turbulenzen beim Transfer der Partikel aus dem "Sicherheitsbehälter-Zelt" in das "Kontaminations-Zelt" entstanden sein. Diese Turbulenzen bleiben jedoch unter den im Freiland auftretenden Windgeschwindigkeiten, so daß die Trägheitsabscheidung an Bedeutung verliert und die Sedimentation überwiegt.

Im "Sicherheitsbehälter-Zelt" (Temperatur ca. 80°C) wird die Sedimentation nach Simulationsrechnungen von MAURY (1994) vermutlich durch Thermo- und Diffusiophorese übertroffen. Sie führen zur Ablagerung von Partikeln an gegenüber der Atmosphäre kalten Flächen, jedoch gibt es zur Vergleichbarkeit mit den Vorgängen im wesentlich kälteren "Kontaminations-Zelt" (20°C) keine Angaben.

Da Blätter innerhalb des Zeltes rasch Lufttemperatur annehmen, ist der Anteil der Thermo- und Diffusiophorese an der Deposition auf Pflanzen vermutlich gering. Jedoch bleibt zum Boden hin ein deutlicher Temperaturgradient, da er vermutlich deutlich kühler war als die zu Beginn der Kontamination etwa 20°C warme Luft. Dies könnte der Grund für die gegenüber horizontalen Blättern nahezu dreifache Aerosol-Deposition auf dem Boden sein.

Die geschilderten Beobachtungen der Deposition von POLYR-Aerosolen lassen vermuten, daß auf Pflanzen und über dem Bestand angebrachten Filterpapieren der Prozeß der Sedimentation vorherrschend ist. Der Boden wird vermutlich durch Thermo- und Diffusiophorese deutlich höher kontaminiert, als bei überwiegender Sedimentation zu erwarten wäre.

5.1.2 Anteil der Pflanzen an der Gesamtdeposition

5.1.2.1 Mathematische Beschreibung

Mit steigendem Bewuchs nahm nicht nur die Deposition auf Pflanzen zu, sondern auch deren Anteil an der Gesamtdeposition ("intercepted fraction"). Dieser Zusammenhang läßt sich sowohl mit linearer Regression, als auch mit der Exponentialfunktion des Filtrationsmodells (Formel 2, Seite 23) beschreiben. PINDER & al. (1988) verglichen lineare und exponentielle Regression miteinander. Ihre lineare Regression wurde mit Formel 12 beschrieben.

Formel 12: **Lineare Regression für den auf Pflanzen deponierten Aerosolanteil**

$$f = m * B + b$$

mit f = intercepted fraction
 $m = 1,94$
 B = oberirdische Pflanzentrockenmasse
 $b = 0,064$.

Die Regression aus den vorliegenden Meßwerten liefert mit $m = 8,54$ und $b = 0,0287$ eine viermal so große Steigung ($r^2=0,99$).

Formal würden die im vorliegenden Versuch ermittelten Meßpunkte diese lineare Regression rechtfertigen, sachlich ist aber mit steigender Biomasse nur eine asymptotische Annäherung an 100 % Deposition auf dem Bewuchs plausibel.

Der Grenzwert des Filtrationsmodells von CHAMBERLAIN (1970, 1967) erfüllt diese Bedingung ($\lim_{x \rightarrow \infty} = 1$). Paßt man die mathematische Funktion (Formel 2, Seite 23) den Meßdaten an, so erhält man einen Interzeptionskoeffizienten μ von ca. 12 m²/kg (Abbildung 31). Damit liegt auch er beim Vierfachen des von CHAMBERLAIN (1970, 1967) und PINDER & al. (1989, 1988) unter Freilandbedingungen ermittelten Wertes.

Es wurde also ein viermal so hoher Anteil, wie nach den Modellen vorhergesagt, auf den Pflanzen abgelagert. Dies bedeutet, daß die Depositionsbedingungen von denen im Freiland abweichen. Wird (wegen der leichteren Messung) von der Kontamination der Pflanzen auf die Höhe der Bodenkontamination geschlossen, so wird diese unterschätzt. Der Fehler steigt bei dichterem Bewuchs.

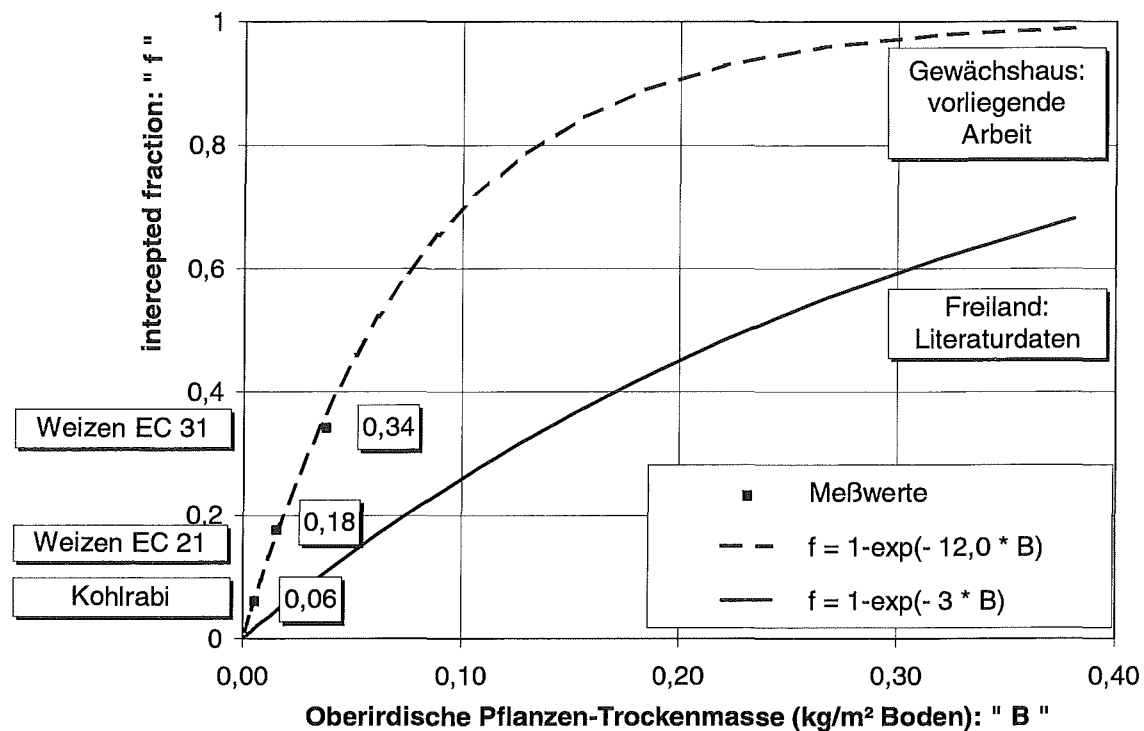


Abbildung 31: Im Gewächshaus auf Pflanzen deponierter Aerosolanteil: Vergleich mit dem Filtrationsmodell für das Freiland
(siehe auch Filtrationsmodell von CHAMBERLAIN, Formel 2, Seite 23)

5.1.2.2 Relevanz für Vorhersage

Trotz der gegenüber dem Freiland geringeren Kontamination des Bodens, kann der Translokationsfaktor für Radiocäsium (Formel 3, Seite 26) korrekt bestimmt werden, da er fast ausschließlich von der direkten Kontamination der Pflanzen abhängt (PRÖHL 1982).

Anders verhält es sich mit der Translokation des Radiostrontiums, da dessen Transport in das Getreidekorn im wesentlichen von der Höhe der Wurzelaufnahme und damit von der Bodenkontamination abhängt (siehe 5.3.3.2). Bei der Angabe eines von der Pflanzenkontamination abhängigen Translokationsfaktors nach Formel 3 wird also ein für das jeweilige Entwicklungsstadium charakteristisches, konstantes Verhältnis von Boden- zu Pflanzenkontamination vorausgesetzt. Dieses weicht aber im Versuchssystem von dem im Freiland ab. Dieses Problem kann umgangen werden, indem man die Strontium-Translokation sachlich sinnvoll in Abhängigkeit von der Bodenkontamination berechnet. Hierfür liegen jedoch keine Vergleichswerte aus der Literatur vor. Diese Problem wird unter 5.3.3.2 diskutiert.

Des weiteren könnten die unter 5.1.1 diskutierten unterschiedlichen Prozesse der Deposition auf Pflanzen und Boden zu einer Größenfraktionierung der Partikel geführt

haben. Auf den Pflanzen wären dann größere Partikel als auf dem Boden abgelagert worden. Eine genauere Untersuchung wäre hier erforderlich, da die Partikel-Größe sowohl deren Abwitterung (siehe 5.2) als auch die Blattaufnahme darin enthaltener Radionuklide beeinflussen (siehe 5.2.2) kann.

5.1.2.3 Mögliche Ursachen für die höhere *intercepted fraction*

Über die Ursachen der hohen "intercepted fraction" können nur Vermutungen angestellt werden, weil wichtige Daten zur Deposition nicht erfaßt werden konnten. So ist beispielsweise der zeitliche Verlauf der Aerosol-Konzentration unbekannt, so daß keine Depositionsgeschwindigkeit (Formel 1, Seite 21) ermittelt werden kann.

Es ist unwahrscheinlich, daß die Windstille unter dem Zelt die "intercepted fraction" erhöht hat, da die Depositionsgeschwindigkeit auf Pflanzen bei Windstille niedriger als bei Wind ist. Dies liegt daran, daß unter Freilandbedingungen der Ablagerungsprozeß der Trägheitsabscheidung bzw. Interzeption bestimmend ist (GREGORY 1961), dessen Effizienz mit fallender Windgeschwindigkeit sinkt (MONTEITH & UNSWORTH 1990).

Ähnlich hohe Interzeptionskoeffizienten ($9,6 \text{ m}^2/\text{kg}$) beobachteten CHAMBERLAIN & CHADWICK (1970) mit Partikeln von $32 \text{ }\mu\text{m}$ auf feuchtem Weizen gegenüber $3,2 \text{ m}^2/\text{kg}$ auf trockenem Weizen. Die Trägheitsabscheidung war hier erhöht, da feuchte Blattoberflächen "klebriger" sind (PRÖHL & al. 1995) und deshalb weniger Partikel abprallen. Diese Erklärung greift jedoch nicht für die POLYMER-Partikel, da in deren Größenbereich die "Klebrigkeit" der Oberfläche nach CHAMBERLAIN (1967) keinen Einfluß auf die Retention der bei Wind ($4,5 \text{ m/s}$) eingefangenen Partikel hat. Auch JONAS & VOGT (1982) bestätigten in Freilandversuchen mit Aerosolen von $0,4\text{-}6,5 \text{ }\mu\text{m}$, daß deren Ablagerungsgeschwindigkeit weitgehend unabhängig von der Feuchtigkeit der Vegetationsoberfläche ist.

Einen Hinweis könnte die Luftfeuchte geben. COUGHTREY & al. (1991) berichten, daß Tschernobyl-Fallout an Tagen hoher Luftfeuchte (Nebel, Tau) etwa viermal so schnell deponiert wurde wie an anderen Tagen. TRAUTNER & al. (1992) beobachteten bei Nebel und Windstille 100-10000fach höhere Ionendepositionsraten auf Fichtennadeln als bei trockener Deposition.

5.2 Abwitterung

5.2.1 Prozeß der Abwitterung

Die am leichtesten entfernbare Radiocäsium-Fraktion wurde im Celluloseacetat-Tauchbad gefunden (Tabelle 20, Seite 63). Diese offenbar mechanisch entfernbare Fraktion und eine weitere mechanisch und/oder durch Lösen in Wasser entfernbare Fraktion wurden durch den ersten Niederschlag abgewaschen (insgesamt ca. $2/3$ des ^{137}Cs).

Das verbleibende Radiocäsium auf den Blättern witterte nur noch langsam ab. Möglicherweise handelt es sich dabei um die kleineren Partikel, die zwischen die epikutikulären Wachse geraten sind und dort für abperlende Wassertropfen weniger zugänglich waren (siehe Abschnitt 5.2.1.1).

Die Abwitterung kleiner Partikel (1-3 μm) durch Niederschläge ist nach Beobachtungen von CARLSON & al. (1976) vor allem auf Lösen oder Suspendieren der Partikel, weniger auf mechanische Effekte des Regens zurückzuführen. Obwohl die von ihm verwendeten 3,6 mm großen Tropfen 70 % der natürlichen Tropfenendgeschwindigkeit erreichten, war bei starkem Regen dessen Menge (mm) entscheidend. Nur bei sehr feinem Regen spielte die Intensität (mm/h) eine Rolle bei der Geschwindigkeit der Abwaschung.

Auch Zusammensetzung und Intensität des Regens beeinflussen die Abwitterung (LITTLE & WHIFFEN 1977). CATALDO & VAUGHAN (1980) interpretierten die etwas höhere Abwaschbarkeit unlöslicher Partikel ($< 1 \mu\text{m}$) mit sauren Lösungen als Hinweis auf elektrostatische Bindungskräfte. Auch LITTLE (1971) vermutete hinter der unvollständigen Abwaschbarkeit von 5 μm -Partikeln entweder physikalisches Anhaften oder elektrostatische Restladung. Bei Schwermetallen wurde letztere Hypothese dadurch gestützt, daß verdünnte Säure deutlich mehr entfernte als destilliertes Wasser.

CATALDO & VAUGHAN (1980) beobachteten, daß über 80 % der auf Blättern deponierten Partikel einer Größe $< 1 \mu\text{m}$ weder durch Regen, noch durch Wind entfernt werden konnten.

Durch Wind kehren auf Pflanzen deponierte Partikel laut PETERS (1995) nur dann in den luftgetragenen Zustand zurück, wenn ihr Durchmesser mehrere Mikrometer erreicht. Große, leichte Pilzsporen werden leichter entfernt als kleine, dichte Partikel: CARLSON & al. (1976) fanden von borstig behaarten Sojablättern kaum Abwitterung von Partikeln (1-3 μm , Dichte 5,9) selbst bei heftigem Flattern im Wind bis 6,7 m/s. AYLOR & PARLANGE (1975) beobachteten, daß Sporen (17-96 μm , Dichte $\approx 1 \text{ g/cm}^3$) bereits bei leichtem Wind (2 m/s) fortgeblasen wurden.

Dies liegt zum einen daran, daß auf kleine Partikel geringere Scherkräfte durch Wind wirken, da sie nicht aus der laminaren Grenzschicht ragen (CARLSON & al. 1976), zum anderen fangen sie sich eher als große Partikel zwischen den epikutikulären Wachsen (CATALDO & VAUGHAN 1980), die ihre Verweilzeit bestimmen (PRÖHL 1982).

5.2.1.1 Mechanisches Anhaften

Eine mechanische Wirkung der zerklüfteten Wachsschicht liegt nahe, betrachtet man rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von RENTSCHLER (1981), die mit aufgestreuten Latexkugeln (1,1 μm) die Höhe der zerklüfteten Wachsschicht verschiedener Pflanzen untersuchte. Das Maximum von 2 μm wurde von Kopfkohl (*Brassica oleracea* var. capitata) erreicht. Die im Mittel 1,5 μm großen POLYR-Aerosole könnten durchaus zwischen die Wachskristalle geraten. JUNIPER (1960) veröffentlichte eine Aufnahme von Rußpartikeln zwischen Wachsen von *Brassica oleracea*.

Die Wachse von *Brassica* bestehen aus senkrecht zur Blattfläche stehenden Stäbchen mit einem Durchmesser von ca. 1 μm und einer $\frac{1}{2}$ bis 8fachen Länge (SCHWAB & al. 1993; BAKER 1982). Bei hohen Anzuchttemperaturen können sie sich verzweigen, parallel zur Blattoberfläche wachsen und Dendriten oder Platten bilden (BAKER 1982).

Auch die Wachsauflage von Weizen (*Triticum aestivum*) ist zerklüftet. Sie hat die Form von Plättchen (TROUGHTON & HALL 1967), auf Stengeln und Spelzen ist sie röhrenförmig (BAKER 1982; TROUGHTON & HALL 1967). Im Verlauf der Blattentwicklung ändern sich jedoch deren Größe und Verteilung (TROUGHTON & HALL 1967).

Diese kristallinen epikutikulären Wachse sind hydrophob und bestehen chemisch vor allem aus Alkanen, β -Diketonen, primären und sekundären Alkoholen, Fettsäuren und Triterpenoiden (KNOCHE 1994; SCHWAB & al. 1994; BAKER 1982). Die schlechte Benetzbarkeit durch den hohen Anteil von Alkanen (MACEY & BARBER 1970) und insbesondere den bei älteren Blättern stärker ausgeprägten Lufteinschlüssen (KNOCHE 1994) führen zu hohen Randwinkeln der Wassertropfen, wodurch zwischen die Wachskristalle geratene Partikel weder suspendiert noch gelöst werden können.

Vermutlich können sie nur durch Beschädigung oder Abschilferung der Wachse freigesetzt werden. BAKER & HUNT (1986) beobachteten, daß bereits kleine Wassertropfen niedriger Geschwindigkeit epikutikuläre Wachse ablösen können. Von Raps (*Brassica napus*) wurden 25 % der Wachse durch 10 mm Regen abgelöst. HALL & JONES (1961) beobachteten mechanische Beschädigungen an epikutikulären Wachsen durch Bürsten.

5.2.1.2 Abschilferung der epikutikulären Wachse

Über die von BEAUFORD & al. (1977) nachgewiesene Abschilferung von Wachsen gibt es kaum quantitative Untersuchungen. Bekannt ist, daß die Wachsaufgabe nur bis zu einer bestimmten, für die Art charakteristischen Stärke heranwächst (JUNIPER 1960) und daß junge Blätter mancher Pflanzen in der Lage sind, die Wachse nach mechanischer Beschädigung innerhalb von ca. 1-14 Tagen (je nach Pflanzenart) zu regenerieren (SCHWAB & al. 1994; HALLAM 1982; JUNIPER 1960; SCHIEFERSTEIN & LOOMIS 1956). Ältere (Rosenkohl-) Blätter besitzen diese Fähigkeit nicht oder nur in geringerem Maße (WOLTER & al. 1988). Auch BAKER & HUNT (1986) zeigten, daß die Wachsneubildung bereits vor Beginn der Seneszenz vermindert ist. HALL & JONES (1961) stellten fest, daß Wachse bei Klee nur während aktivem Wachstums gebildet und ausgeschieden werden.

Offenbar werden Wachse in der Wachstumsphase ständig neu gebildet. Ringstrukturen lassen bei Kohlarten auf ein rhythmisches Wachstum schließen (JUNIPER 1959). Zwar kennt man die von Art (BAKER 1982), Sorte (UDDIN & MARSHALL 1988), Anzuchtbedingungen (BAKER 1982, TROUGHTON & HALL 1967, HALL & JONES 1961) und Blattalter (SCHWAB & al. 1994, 1993) abhängige Form und Dicke der Wachsschicht vieler Pflanzenarten, unbekannt ist aber die Neubildungsrate ohne vorherige Beschädigungen. Es könnte sich um ein dynamisches Gleichgewicht handeln.

So werden bei Wind die Wachsstrukturen auf Erbsen dichter, dicker und kürzer ausgebildet (JUNIPER 1960), deren Abschilferung ist aber auch erhöht, was an der mechanischen Belastung der Blätter liegen könnte (BEAUFORD & al. 1977). Die größte Wachsmenge wurde bei BEAUFORD & al. (1977) mit (Wachs-) Partikeln $> 1 \mu\text{m}$ freigesetzt, bei Feldversuchen mit Grünlandpflanzen waren Partikeln $> 5 \mu\text{m}$ vorherrschend. CHAMBERLAIN (1970) vermutete, daß die Abschilferung von Wachsen der wichtigste Abwitterungsprozeß sei und durch Regen noch verstärkt werde, so daß ganze Partikel zusammen mit dem Wachs entfernt werden.

5.2.1.3 Interspezifische Unterschiede in der Abwitterung verschiedener Radionuklide

In bezug auf die Abwitterung des ^{137}Cs durch den ersten Regen, zeigten Kohlrabi und die beiden Weizenflächen kaum Unterschiede. Die anschließend raschere Abwitterung von Kohlrabi könnte auf interspezifische Unterschiede hinweisen, beispielsweise durch

unterschiedliche Wachstumsproduktion. Sie ließ sich jedoch statistisch nicht absichern, da die Kohlrabi-Proben der ersten beiden Termine vereinigt werden mußten und keine Standardabweichung berechnet werden konnte.

Die von Weizen und Kohlrabi vergleichbar rasche ^{137}Cs -Abwitterung durch den ersten Regen könnte dazu verleiten, auf einen ähnlichen Abwitterungsprozeß zu schließen. In diesem Fall müßten ^{137}Cs und ^{90}Sr in gleicher Weise abwittern.

Zum Vergleich ist in Abbildung 32 der Quotient aus ^{90}Sr - und ^{137}Cs -Gehalt (Bq/Bq) beider Kulturen dargestellt. Da z. T. nur ein Meßwert vorliegt, konnte die Standardabweichung nicht für alle Meßpunkte ermittelt werden.

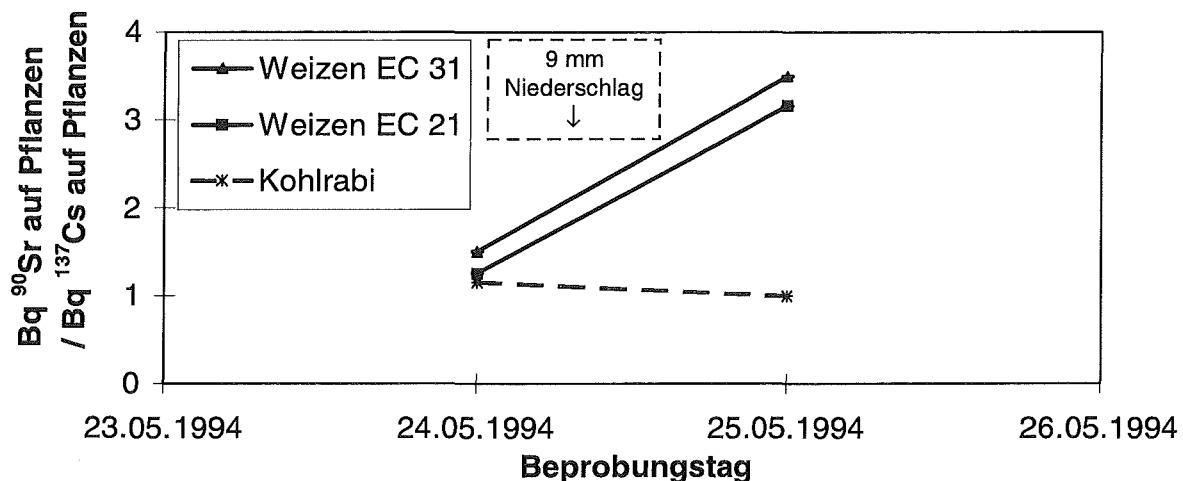


Abbildung 32: $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ Verhältnis (Bq/Bq) auf Weizen und Kohlrabi nach dem ersten Regen: Interspezifische Unterschiede

Bei der ersten Probenahme lagen die Quotienten beider Kulturen dicht beieinander. Nach dem ersten Niederschlag war er bei Kohlrabi nahezu unverändert. Dagegen hatte er sich bei beiden Entwicklungsstadien des Weizens verdreifacht, d.h. Cäsium witterte hier rascher ab als Strontium.

Auch TENT & al. (1993) beobachteten nach Kontamination von Salat mit POLYR-Partikeln eine leichtere Abwaschbarkeit von ^{134}Cs im Vergleich zu ^{85}Sr . Im Tauchbad (aqua dest.) fanden sie gelöste und an Partikel gebundene Nuklide. Der unlösliche Anteil war bei Strontium höher als bei Cäsium. Nach der Wasser-Extraktion entfernten die Autoren Wachse und Kutikula von Salatblättern mit Chloroform. Darin fanden sie weit weniger cäsiumhaltige als strontiumhaltige Partikel.

Unterschiedliches Verhalten von Radiocäsium und Radiostrontium fanden auch PIOCH & MADDOZ-ESCANDE (1995), die auf verschiedenen Baumaterialien die Abwaschbarkeit von POLYR-Aerosolen untersuchten. Während Cäsium meist in gelöster Form abgewaschen wurde, wurde Strontium eher in ganzen Partikeln entfernt.

Bleibt man bei der Vorstellung der zwischen Wackskristallen liegenden Partikel, so werden von Kohlrabi ganze Partikel abgespült. Auf Weizen werden diese dagegen mechanisch festgehalten, sind aber für Wasser zugänglich, so daß bevorzugt das leicht lösliche Cäsium herausgewaschen wird.

5.2.2 Mathematische Form der Abwitterungsfunktion

In der Literatur werden Abwitterungshalbwertszeiten oft über längere Zeiträume ermittelt. Im folgenden soll gezeigt werden, daß dies die beteiligten Prozesse nicht korrekt abbildet. Dies hat Auswirkungen auf Maßnahmen zur Verminderung des Radionuklideintrittes in die Nahrungskette.

5.2.2.1 Einfluß des ersten Niederschlags

Da die Beprobung der Pflanzen erstmals 4 Tage nach der Kontamination möglich war, konnte die Abwitterung zwischen Kontamination und erster Probenahme nicht gemessen werden. Eine Abschätzung nach oben ist jedoch wie folgt möglich:

Man nimmt an, die gesamte Flächenkontamination sei zunächst auf den Pflanzen deponiert worden und erst später auf den Boden gelangt. Die Addition der am 24.5.94 auf Pflanzen und Boden gefundenen Radioaktivität ergibt dann die maximale Pflanzenkontamination am 19.5.94 (Tabelle 28, *kursiv*). Es handelt sich dabei um eine konservative Abschätzung, da durch Messung ausgelegter Filterpapiere (siehe 4.1.3) erwiesen ist, daß der Boden bereits am 19.5.94 kontaminiert wurde.

**Tabelle 28: Verlauf der Abwitterung des Radiocäsiums von Weizen:
Radioaktivität der Pflanzen und mittlere Halbwertszeiten**

	a		b		c		d		
Datum	19.5.		24.5.		25.5.		8.6.		27.9.
Anz. d. Berechnungen bis zur Beprobung	0		1		4		31		
MBq Cäsium auf Pflanzen je m² Boden	Parzelle B								
	< 44,1*		15,1		5,5		2,8		0,15
	> 3,23 d*		0,68 d		14,4 d		26,5 d		
Mittlere Abwitterungs- Halbwertszeit									
MBq Cäsium auf Pflanzen je m² Boden	Parzelle C								
	< 37,8*		6,7		1,9		1,1		
	> 2,01 d*		0,56 d		17,6 d				
Mittlere Abwitterungs- Halbwertszeit									

* = konservative Abschätzungen

Errechnet man aus diesen Schätzwerten Abwitterungshalbwertszeiten nach Formel 13, so erhält man ebenfalls konservative Werte, d. h. schneller als mit 2,01 bzw. 3,23 Tagen Halbwertszeit (Tabelle 28, Spalte a) kann Cäsium in diesem Zeitraum von Weizen nicht abgewittert sein.

Selbst diese sehr konservative Abschätzung ergibt weit höhere Halbwertszeiten, als zwischen der ersten und der zweiten Probenahme (Tabelle 28, Spalte b) beobachtet wurden.

Formel 13: Abwitterungshalbwertszeit

$$\text{Abwitterungshalbwertszeit} = (t_2 - t_1) * \frac{\ln(2)}{\ln(\text{BqCs}_1/\text{BqCs}_2)}$$

mit t_1 = Zeitpunkt der ersten Probenahme
 t_2 = Zeitpunkt der zweiten Probenahme
 BqCs_1 = Bq ^{137}Cs auf Pflanzen pro m^2 Boden bei der ersten Probenahme
 BqCs_2 = Bq ^{137}Cs auf Pflanzen pro m^2 Boden bei der zweiten Probenahme

Da auch nach der zweiten Probenahme deutlich höhere Halbwertszeiten (Spalten c-d) als davor ermittelt wurden, ist die überragende Bedeutung des ersten Niederschlagsereignisses für die Abwitterung gezeigt. Es reduzierte die ^{137}Cs -Aktivität der Weizenpflanzen auf ein Drittel. Vermutlich lag ein Teil der Aerosole nach der Kontamination oberflächlich auf der Kutikula auf und wurde von abperlenden Wassertropfen abgespült. Nachfolgende Niederschläge ähnlicher Intensität zeigten keinen so starken Effekt.

ERTEL & al. (1989) berücksichtigten die zeitliche Veränderung der Abwitterungshalbwertszeit in einer mathematischen Approximierung durch Aufteilung in 90 % rasch und 10 % langsam abwitterndes Radiocäsium.

5.2.2.2 Bedeutung für die Nahrungsmittelkontamination

Die im vorliegenden Versuch beobachtete durchschnittliche Abwitterung zwischen erster Probenahme und Weizenernte liegt mit 19 Tagen (Tabelle 29, Spalte a) geringfügig über den häufig in exponentiellen Modellen (IAEA 1994) angenommen Werten (siehe 2.4.4).

Tabelle 29: Rechnerisch ermittelte Abwitterungshalbwertszeiten für ^{137}Cs von Weizen und Kohlrabi: Abhängigkeit vom Beprobungsdatum

	a	b	c	d
Halbwertszeiten (in Tagen) zwischen Probenahmen Nr.:				
	1 und 4	1 und 2	2 und 3	3 und 4
Weizen Parzelle B	19,0	0,68	14,41	26,5
Weizen Parzelle C		0,56	17,62	
Kohlrabi		0,59	6,06	

Wären die beiden Beprobungen zu anderen Zeitpunkten durchgeführt worden, so hätten sich Halbwertszeiten zwischen 0,56 und 26,5 Tagen ergeben (Spalten b-d, Tabelle 29). Die Annahme einer konstanten Abwitterungshalbwertszeit ist also sachlich nicht korrekt. Die Abwitterung verläuft nicht exponentiell.

Je nach Kultur und Kontaminationszeitpunkt ist die rasch abwitternde Nuklidfraktion von unterschiedlicher Bedeutung für die Nahrungsmittelkontamination:

1. Bei Gras kann die Verzögerung des Weideauftriebes bzw. der Futterwerbung bis nach dem ersten Niederschlag erheblich zur Reduzierung der Radionuklidkonzentration in Fleisch und Milch beitragen.

2. Auch Blattgemüse wird durch den ersten Niederschlag dekontaminiert. Allerdings ist durch haushaltsübliches Waschen ein ähnlicher Effekt zu erwarten (siehe Ergebnisse von TENT & al. (1993)), so daß die Ernteverzögerung vermutlich erst durch Verdünnung im Biomassezuwachs deutlich zur Dosisreduzierung beiträgt.
3. Die Translokation in später entwickelte Speicherorgane (Geteidekorn/Kartoffeln) wird über lange Zeit von einer Reihe von Faktoren beeinflusst, so daß der Effekt des ersten Niederschlagsereignisses auf die Konzentration im Endprodukt vermutlich von anderen Faktoren überlagert wird.

Bei den Punkten 2. und 3. spielt auch die Blattaufnahme eine wichtige Rolle. Deshalb ist es für die Vorhersage des Nuklideintrittes in die Nahrung wichtig, ob die leicht abwitterbare Fraktion für die Blattaufnahme zur Verfügung steht oder nicht. Sollte es sich um auf den Wachsen aufliegende Partikel handeln, so ist eine Aufnahme nur nach Benetzung des Blattes denkbar. Weitere Untersuchungen mit dem POLYR-System könnten zur Klärung dieser Frage beitragen.

Die Höhe der mit dem ersten Niederschlag verbundenen Abwitterung wird vermutlich durch dessen Intensität und Tropfengeschwindigkeit bestimmt. Auch bei der Quantifizierung dieser Prozesse kann das POLYR-System hilfreich sein. Dabei sollte jedoch die einseitige Kontamination der Blattoberseite beachtet werden, da die Abwitterung dort schneller als von der Blattunterseite ist (PIELOU & al. 1962).

5.3 Translokation in das Weizenkorn

5.3.1 Abgrenzung zwischen Abwitterung und Blattaufnahme

Die kurzfristige Abwitterung ist insbesondere für direkt kontaminierte Blätter von Bedeutung, die verzehrt oder verfüttert werden. Bei nicht direkt kontaminierten Speicherorganen ist die Blattaufnahme Voraussetzung für die Translokation. Wurzelaufnahme kann mit bis zu 5 % am Eintransport von Radiocäsium beteiligt sein (STEFFENS 1996).

Bislang ungeklärt ist, ob auch die leicht abwitterbare Fraktion für die Blattaufnahme zur Verfügung steht. Zur Stoffaufnahme aus Partikeln liegen bisher keine quantitativen Daten vor (SCHÖNHERR & RIEDERER 1989).

Für aufliegende Tropfen kann die Stoffaufnahme aus dem Diffusionsquerschnitt (Kontaktfläche), der Donorkonzentration (im Tropfen), der Receiverkonzentration (im Blatt) und der Leitfähigkeit der Kutikula für den betreffenden Stoff errechnet werden. Für Cäsium und Strontium liegen solche Daten bisher jedoch nicht vor (KNOCHE 1996).

Darüber hinaus ist die Situation bei Partikeln komplexer:

- Die Größe der Kontaktfläche mit dem Blatt ist nicht definiert, da die Partikel vermutlich auf den epikutikulären Wachsen aufliegen.
- Konzentrationen können nur in Gegenwart eines Lösungsmittels errechnet werden. Zudem muß der lösliche Anteil in den Partikeln bekannt sein.
- In heterogenen Partikeln können lösliche Substanzen von unlöslichen umgeben und damit unzugänglich sein.

- Regen dient als Lösungsmittel, das einerseits die Stoffaufnahme ermöglicht, andererseits gelöste Stoffe abwäscht.
- Werden Partikel teilweise gelöst (z. B. durch Taubildung), ergibt sich eine intermediäre Situation.
- Die hygroscopischen Eigenschaften der Partikel beeinflussen vermutlich die Aufnahmekinetik (Parallelität mit Pflanzenschutzmitteln, KNOCHE 1989).

Abwitterung und Blattaufnahme können sich demnach auf unterschiedliche Fraktionen der auf Blättern deponierten Partikel beziehen.

5.3.2 Blattaufnahme

Die ursprünglich in der Pflanzenschutzforschung entwickelte Celluloseacetat-Methode (siehe 3.5.8, Seite 51) ist auch für die Untersuchung der Blattaufnahme von Radionukliden aus Aerosolen geeignet. Dabei bleibt im Tauchbad ein vermutlich lose anhaftender Teil der Radioaktivität zurück. Gegenüber den häufiger angewandten Waschverfahren hat sie den Vorteil, daß Ober- und Unterseite der Blätter getrennt betrachtet werden können, wodurch man Hinweise auf die Depositionsbedingungen erhält.

Für die Höhe der Blattaufnahme bis zur ersten Beprobung liegen keine Vergleichswerte aus der Literatur vor. In den letzten Tagen vor der Kontamination und mehrere Tage danach waren die Wachstumsbedingungen der Pflanzen von Dämmerlicht, hoher Luftfeuchte und meist hoher Temperatur geprägt. Da diese Bedingungen zum Teil hemmend, zum Teil fördernd auf Blattaufnahme und Translokation wirken, sind die entstandenen Artefakte schwer abzuschätzen.

Temperatur, Luftfeuchte (PRÖHL 1982; MIDDLETON & SANDERSON 1965; SANDERSON 1961), Morphologie der Kutikula, epikutikuläre Wachse, vorangegangener Regen (MIDDLETON 1958) und der Konzentrationsgradient zwischen Tropfen und Apoplasten (MIDDLETON & SANDERSON 1965) beeinflussen die Penetration von Ionen durch die Kutikula. Die anschließende Translokation wird zusätzlich durch physikalische Faktoren bestimmt, die auf den Pflanzenstoffwechsel wirken (MIDDLETON & SANDERSON 1965; MOORBY 1963).

BUKOVAC & al. (1965) und PRÖHL (1982) weisen darauf hin, daß Luftfeuchte und der Kontamination vorangegangener Regen durch die Quellung der Kutikula die Ionenaufnahme fördern. Aber auch aus eingetrockneten Sprayresten ist eine Blattaufnahme möglich: an isolierten Kutikeln beobachteten ERTEL & al. (1992) bei 60 % Luftfeuchte und 25°C Aufnahmeraten von 0,036-0,11 % des eingetrockneten Radiocäsium-Sprays pro Stunde. Aus eingetrockneten Lösungen wird die Aufnahme nach Wiederbefeuchtung fortgesetzt (MARSCHNER 1995; KNOCHE 1994; BUKOVAC & al. 1965). Dazu reicht u. U. bereits eine Erhöhung der Luftfeuchte aus (MIDDLETON & SANDERSON 1965). Auch hohe Temperaturen wirken fördernd auf die Radiocäsium-Translokation (KIRCHMANN & al. 1966; MIDDLETON & SANDERSON 1965).

Die Blattaufnahme von Radiocäsium und Radiostrontium durch Weizen und Gerste konnten MIDDLETON & SANDERSON (1965) durch Dunkelheit vor und/oder nach der Kontamination z. T. drastisch vermindern. KIRCHMANN & al. (1966) fanden, daß bei 16 h Dunkelheit vor der Applikation nur 3,2 % des als CsCl-Spray applizierten Radiocäsiums

innerhalb von 6 h in Weidelgras aufgenommen und verlagert worden waren. Bei Licht waren es 10,6 %.

MOORBY (1963) konnte bei Erbsen durch Dunkelheit (zwei Tage vor Applikation und 20 h während der Aufnahme) die Radiocäsium-Aufnahme und -Translokation vermindern. Erhöhte Luftfeuchte führte zu einer verstärkten Blattaufnahme. Vermutlich wurde einerseits der Hydratationszustand der Kutikula erhöht, andererseits wurden aber aktive Aufnahmeprozesse verlangsamt und Assimilatströme umgeleitet.

Indirekte Lichteffekte (z.B. Veränderungen der Kutikula durch Etiolierung und Vergeilung der Pflanzen, verringerte Wachsbildung durch Beschattung (TAKEODA & al. 1983, auf Wasserreis) und rascheres Eintrocknen von Tropfen) sind nicht auszuschließen und können in der Summe zu einer verminderten Aufnahme führen (MARSCHNER 1995).

5.3.3 Translokation

5.3.3.1 Radiocäsium

Die Höhe der ^{137}Cs -Translokation in das Getreidekorn hängt insbesondere vom Entwicklungsstadium der Pflanzen bei der Kontamination ab. Die in der Literatur beschriebenen Versuche beschränken sich meist auf Entwicklungsstadien kurz vor bzw. kurz nach dem Ährenschieben (Tabelle 4, Seite 27), da zu Beginn der generativen Entwicklung die Translokation am höchsten ist (VOIGT & al. 1991).

Eine Ausnahme bilden STEFFENS & al. (1990). Aus deren Ergebnissen lassen sich nach Formel 14 (Seite 94) Translokationsfaktoren von Radiocäsium für Gerste der Entwicklungsstadien EC 21 und EC 39 errechnen (Tabelle 30).

Tabelle 30: Vergleich der beobachteten Translokationsfaktoren mit Literaturwerten für Radiocäsium in Getreide
(Vgl. auch Tabelle 4)

Quelle	Kultur	Applikations- form des Radio- cäsiums	Entw.- Stadium bei Kontamina- tion	Flächen- bezogener Translokations- faktor nach Formel 14	Dimensions- loser Trans- lokations- faktor nach Formel 3
STEFFENS & al. (1990)	Sommergerste	Spray	EC 21	2,4 m²/kg	
diese Arbeit	Sommerweizen	Aerosole	EC 21	2,8 m²/kg	
diese Arbeit	Sommerweizen	Aerosole	EC 31	3,2 m ² /kg	0,0025
VOIGT & al. (1991)	Weizen	Spray	"kurz nach Bestockung" (ca. EC 31)		0,006
STEFFENS & al. (1990)	Sommergerste	Spray	EC 39	164 m ² /kg	

Während die Höhe der von STEFFENS & al. beobachteten Translokation nach Kontamination in EC 21 sehr nahe an den Meßwerten dieser Arbeit liegt, liegen die entsprechenden Werte von EC 31 und EC 39 weit auseinander. Grund dafür ist vermutlich der Bezug auf das insgesamt (auf Boden und Pflanze) applizierte Radiocäsium. Ein Vergleich über den auf den Pflanzen abgelagerten Anteil (nach Formel 3) sowie eine Normalisierung auf die Biomasse wären vermutlich aussagekräftiger, lassen sich jedoch aus den von den Autoren angegebenen Werten nicht errechnen.

Formel 14: Flächenbezogener Translokationsfaktor

$$\text{Flächenbezogener Translokationsfaktor (m}^2\text{/kg)} = \frac{\text{im Korn gefunden Radioaktivität (Bq/kg Trockenmasse)}}{\text{auf Lysimeter insgesamt (Pflanze und Boden) applizierte Radioaktivität (Bq/m}^2\text{)}}$$

VOIGT & al. (1991) besprühten Weizen 12 bzw. 17 Tage nach der Bestockung mit in Regenwasser suspendierten, radiocäsiumhaltigen Partikeln und beobachteten einen Translokationsfaktor von 0,006. Dieses Entwicklungsstadium entspricht in etwa dem im Schossen (EC 31) kontaminierten Weizen des vorliegenden Versuchs (Parzelle B), der 14 Tage zuvor mit der Bestockung begonnen hatte. Der Translokationsfaktor lag hier mit 0,0025 etwas niedriger (Tabelle 30).

Eine Reihe weiterer Faktoren können diesen Koeffizienten beeinflusst haben. VOIGT & al. (1991) nennen mit Sortenwahl, Krankheiten und Klimabedingungen wichtige Einflußfaktoren, da sie den Wachstumsverlauf der Versuchspflanzen mitbestimmen. Nach SHAW & al. (1992) ist die Wachstumsrate zum Zeitpunkt der Kontamination entscheidend. Hinzu kommen die Abhängigkeit vom Ertrag, unterschiedliche Kontaminationsverfahren (siehe 5.3.1), Abwitterung und Unsicherheiten bei der Bestimmung der ursprünglich auf den Pflanzen deponierten Radioaktivität über Kontrollparzellen (VOIGT & al. 1991). Trotzdem weichen die meisten der von VOIGT & al. (1991) zusammengestellten Literaturdaten um weniger als den Faktor 3 von deren Regressionsfunktion (siehe 2.5) ab. In diesem Bereich liegt auch der in der vorliegenden Arbeit ermittelte Wert für im Stadium des Schossens kontaminierten Weizen.

5.3.3.2 Radiostrontium

Von verschiedenen Autoren (AARKROG 1969; MIDDLETON 1959) werden Translokationsfaktoren für Radiostrontium nach Blattaufnahme angegeben, obwohl es, wie das verwandte Calcium, als phloem-immobil gilt. SHAW & al. (1992) konnten dagegen nach Blattapplikation auf Weizen keine Translokation von Radiostrontium feststellen. Im Gegensatz zu den anderen Autoren hatten sie den Wurzelraum vor abwitternden Radionukliden geschützt.

Wurzelaufnahme aus oberflächlich kontaminiertem Boden beobachteten auch MOORBY & SQUIRE (1963a). Sie stellten fest, daß Radiostrontium nach Blattkontamination auf Kartoffelpflanzen vom Regen in den Boden gewaschen und dann aus dem Boden aufgenommen wurde. Dies verursachte eine scheinbare "Retranslokation" des

Radiostrontiums, die dreimal so hoch war wie der Transfer bei Einmischung der gleichen Radiostrontium-Menge in den Boden.

Die Berechnung der Radiostrontium-Kontamination des Korns aus der Höhe der Pflanzenkontamination ist demnach nicht durch die beteiligten Prozesse gerechtfertigt. Vorzuziehen ist die Berechnung aus der Höhe der Bodenkontamination, die aber einen höheren Aufwand bei Probenahme und -aufarbeitung erfordert. Die Berechnung könnte in Anlehnung an Formel 3 (Seite 26) nach Formel 15 geschehen.

Formel 15: (Wurzel-) Aufnahmefaktor

$$\text{(Wurzel-) Aufnahmefaktor} = \frac{\text{im Korn gefundene Radioaktivität (Bq/m}^2 \text{ Boden)}}{\text{auf dem Boden zwischen den Getreidepflanzen abgelagerte Radioaktivität (Bq/m}^2 \text{ Boden)}}$$

Im vorliegenden Versuch lag dieser Faktor auf der in der Bestockung kontaminierten Weizenfläche bei 0,0091, auf der im Schossen kontaminierten Fläche bei 0,0058. Die Konzentration an ^{90}Sr im Korn beider Parzellen war etwa gleich. Der geringere Aufnahmefaktor bei den Schossen ist vermutlich auf den geringeren Ertrag durch Einbauten in der Fläche zurückzuführen.

Aus der Literatur liegen keine Vergleichswerte von ähnlichen Entwicklungsstadien vor. Nur ein Vergleich mit dem Transfer von in den Boden eingemischtem Radiostrontium ist möglich:

Die Oberfläche der beiden Parzellen wurde mit rund $31 \text{ MBq } ^{90}\text{Sr/m}^2$ Boden kontaminiert. Bei einer maximalen Einwaschtiefe von 5 cm innerhalb weniger Monate (STEFFENS & al. 1988) und einer Bodendichte von $1,57 \text{ g/cm}^3$ PÜTZ (1993) ergibt sich rechnerisch eine Konzentration von 394 kBq/kg Trockenboden. Dies entspricht bei $3,2 \text{ kBq/kg}$ Korn (Tabelle 22, Seite 67) einem Transferfaktor ($\text{TF}_{\text{BP}}^{\text{Sr}}$) von 0,008.

Der von STEFFENS & al. (1988) bei gleichmäßiger Einmischung in die 0-20 cm Schicht von Parabraunerde ermittelte $\text{TF}_{\text{BP}}^{\text{Sr}}$ für Getreidekorn lag im Durchschnitt mehrerer Versuchsjahre mit 0,185 etwa zwanzig mal so hoch.

Berücksichtigt man, die geringere Löslichkeit des Strontiums in den Aerosolen, die Verteilung von Wurzeln und Strontium im Boden sowie die Anzucht der Pflanzen auf unkontaminiertem Boden, so ist ein Transfer des auf den Boden gelangten Strontium in der beobachteten Größenordnung über Wurzelaufnahme ins Korn plausibel.

5.3.4 Sekundärkontamination durch Mähdrusch

In den beschriebenen Versuchen konnte gezeigt werden, daß eine Sekundärkontamination des Korns mit Radionukliden während des Mähdrusches möglich ist. Bis zu 90 % der ^{90}Sr -Kontamination des Korns gelangten erst sekundär in die Kornfraktion.

Auch ^{137}Cs wird sekundär an das Korn gebracht. Wegen der weit höheren Blattaufnahme und Translokation fällt dies aber prozentual weniger ins Gewicht als beim ^{90}Sr . 97 % des Radiocäsiums stammten aus Wurzel- bzw. Blattaufnahme, wobei letztere vermutlich überwiegt.

SIMMONDS & LINSLEY (1982) und SIMMONDS (1983) stellten Literaturdaten zusammen und fanden insbesondere für Cäsium höhere Anteile (bis zu 30 %) im Mehl. Noch geringere Dekontaminationsgrade für chronische Kontamination mit Radiocäsium ermittelte WILLRODT & BAYER (1993). Sie verweist zudem auf den Unterschied zwischen hellem und dunklem Mehl, der auf dem höheren Mineralstoffgehalt der Kleie beruht. Eine Zusammenstellung der Dekontaminationsgrade findet sich in (Tabelle 31).

Die Literaturangaben zur Dekontamination bei der Mehlherstellung beziehen sich auf Nuklide aus Blatt- bzw. Wurzelaufnahme, die in die Samenschale eingelagert wurden. Äußerlich anhaftende Partikel aus dem Mähdrusch könnten abgerieben werden, so daß der Kontaminationsgrad dann niedriger ausfiele. Untersuchungen hierzu liegen nicht vor.

Tabelle 31: Literaturwerte zum Dekontaminationsgrad durch Ausmahlen von Getreide nach chronischer Deposition

		Dekontaminationsgrad		Quelle
		Cäsium	Strontium	
Weizenmehl	hell	50 %	80 %	WILLRODT & BAYER (1993)
	dunkel	30 %	90 %	WILLRODT & BAYER (1993)
Weizenmehl		84 %	88 %	BUNZL & KRACKE (1987)
Weizenmehl		50 %	85 %	Literatur in SIMMONDS (1983)
Weizenmehl		70-75 %	85-90 %	Literatur in SIMMONDS & LINSLEY (1982)

Darüber hinaus wäre zu prüfen, ob das sekundär ans Korn gelangte Strontium in löslicher Form vorliegt, so daß es im Verdauungstrakt von Menschen oder Nutztieren resorbiert werden kann, oder ob es weitgehend wieder ausgeschieden wird.

5.4 Nuklidtransfer in die Folgekultur

5.4.1 Bodenwasser

Die Ursachen für die geringe Bodenfeuchte im Lysimeter gegenüber dem Freiland lassen sich anhand der vorliegenden Daten nicht rekonstruieren. Denkbar sind sowohl eine Austrocknung des Lysimeters vor dem Einsetzen der Klimasimulation, als auch Schwierigkeiten bei der Steuerung von Klima und Grundwasserspiegel. Neben Temperatur und Luftfeuchte beeinflusst auch die Einstrahlung die Evapotranspiration. Die Messung dieses Parameters durch die Klimatechniker war zwar vorgesehen, lieferte aber keine verwertbaren Ergebnisse.

Aus der Abwärtsverlagerung des ^{90}Sr gegenüber dem ^{137}Cs kann man jedoch auf eine insgesamt positive Wasserbilanz zwischen September 1994 und Juli 1995 schließen. Diese hat auch zu einer Abwärtsbewegung des D_2O -Profils geführt, durch die das Maximum von 15 auf 20-25 cm Tiefe verschoben wurde. Mit dieser Verschiebung war eine starke Verbreiterung des Maximums verbunden. Aufgrund der geringen Bodenfeuchte ist zu vermuten, daß die Ausbreitung des markierten Wassers in der Gasphase erfolgte.

Der Vergleich der δ -Werte in Boden und Gerstenhalmen zeigt, daß die Pflanzen ihr Wasser entweder in 0-10 cm Tiefe oder aus dem Unterboden bezogen haben müssen, aus dem keine δ -Werte vorliegen. Da Kalium ab Februar vor allem aus dem Unterboden bezogen wurde (siehe 5.4.3), war dies vermutlich auch für Wasser der Fall.

5.4.2 Nuklidverteilung im Boden

Da Cäsium im Boden nur wenig verlagert wird, spiegelt dessen Verteilung bei der hier betrachteten Auflösung (Schichten von 2,5 cm) auch ein Jahr nach der Bearbeitung noch den Effekt des Pflügens bzw. der Tieflegung wider.

Die lokal hohen Radioaktivitäten weisen vermutlich auf unzerstörte Aggregate von der im Vorjahr direkt kontaminierten Bodenoberfläche hin. Einige dieser Aggregate wurden auf der Parzelle mit tiefegelegter Radioaktivität auch in geringer Tiefe gefunden. Vermutlich war bei der Bodenbearbeitung die kontaminierte Bodenschicht nicht sauber genug abgeschält worden.

In der gepflügten Teilfläche waren die zu trennenden Bodenschichten dicker, so daß hier die Abtrennung der kontaminierten Schicht offenbar gründlicher war und bis 15 cm Tiefe keine hoch radioaktiven Aggregate gefunden wurden. Innerhalb der 15-30 cm Schicht waren jedoch ebenfalls lokal hohe Konzentrationen zu finden.

Auch beim Pflügen im Freiland bleiben die Bodenaggregate erhalten und es findet nur eine grobe Durchmischung statt. CRITES & al. (1980) fanden nach dem Pflügen eines sandigen Bodens "hot-spots" im gesamten Pflughorizont, die eine ebenso hohe Radioaktivität aufwiesen wie die Bodenoberfläche vor der Bearbeitung. Mit große Schnittbreiten (50-60 cm) und Arbeitstiefen (25-50 cm) konnten LÖNSJÖ & al. (1990) die kontaminierte Schicht am exaktesten einlegen, aber selbst bei Verwendung eines Vorschälers fanden sie noch 5-20 % der Markierung in 0-15 cm Tiefe. Tiefer als 20 cm lagen 60-90 %. Im Vergleich dazu war die Bodenbearbeitung im vorliegenden Versuch präziser als in der Praxis möglich. Eine saubere Trennung der Bodenschichten konnte selbst der von ROED & ANDERSON (1995) eigens konstruierte "Skim-and-burial plough" nicht leisten.

In der vorliegenden Arbeit wurde ^{90}Sr im Boden innerhalb von 10 Monaten stärker verlagert als ^{137}Cs . Eine deutliche Aufweitung des Verhältnisses ließ sich jedoch nur in einer Schichtdicke von 2,5 cm nachweisen. Damit scheint dieses Nuklid etwas langsamer verlagert worden zu sein als in den Versuchen von STEFFENS & al. (1988), bei denen 20 % des Radiostrontiums nach einem Jahr bereits mehr als 5 cm transportiert worden waren. Die Ursache könnte bei der geringeren Bodenfeuchte zu suchen sein. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit ist die Applikation in Form schwer löslicher Aerosole im Gegensatz zu gelöstem Radiostrontium bei STEFFENS & al. (1988).

5.4.3 Verlauf der Wurzelaufnahme von Radiocäsium in Gerstenpflanzen

Auf der Parzelle mit Tieflegung setzte die ^{137}Cs -Aufnahme früher als in der gepflügten Parzelle ein, vermutlich weil die ersten 15 cm des Bodens einige Bruchstücke der direkt kontaminierten Bodenoberfläche enthielten. Auf beiden Parzellen wurde nahezu das gesamte ^{137}Cs bereits im Januar aufgenommen. Da Kalium (bei Aussaat der Gerste im September) nur zu 30 % bereits im Herbst aufgenommen wird (OEHMICHEN 1986), kann gefolgert werden, daß die Pflanzen ihren Kalium-Bedarf bis zum Frühjahr aus der

Ackerkrume deckten, den Nährstoff später jedoch fast ausschließlich aus dem Unterboden aufnahmen. Weil dieser nicht mit ^{137}Cs "verunreinigt" war, wurde kein weiteres Radiocäsium mehr aufgenommen.

Dies stimmt mit Versuchen von GRIMME & al. (1981) auf Parabraunerde überein. Sie beobachteten, daß Sommerweizen in trockenen Jahren 60 % des Kaliums aus dem Unterboden bezog. In feuchten Jahren waren es 30 %. Von Sommergetreide allgemein werden im Mittel 35 % des Kaliums (bei hoher Streuung der Einzelwerte) aus dem Unterboden aufgenommen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989). Die zeitliche Entwicklung der Wurzeltiefe (KMOCH & al. 1957) legt nahe, daß dies vor allem im Frühsommer geschieht. FÖRSTEL (1996) beobachtete im Freiland und in Lysimetern, daß Gerste ab Juni auch Wasser fast ausschließlich aus dem Unterboden bezieht.

Die geringe Bodenfeuchte im vorliegenden Versuch könnte die Kalium-Aufnahme aus dem Unterboden gefördert haben, da Pflanzen ihre Wurzeln bei Trockenheit verstärkt in größerer Bodentiefe bilden. 30 % der Wurzelmasse von Sommergerste können sich bei unzureichender Beregnung bereits zwei Monate nach der Saat tiefer als 23 cm befinden. Umgekehrt können in feuchten Jahren 70 % der Wurzeln in den ersten 13 cm verbleiben (SCOTT-RUSSEL, 1977 zitiert in Marschner, 1995). BLUM & al. (1991) zeigten, daß Wurzeln von Weizenkeimlingen nach Einstellung der Beregnung in weniger als 30 Tagen den auf 1 m Tiefe gelegten Grundwasserspiegel erreichen können.

5.4.4 Radiocäsiumtransfer in das Gerstenkorn

Trotz der geringen Feuchte des Oberbodens lag die Höhe des Radiocäsium-Transfers in das Gerstenkorn nach wendender Bodenbearbeitung nahe an dem von STEFFENS & al. (1988) für den gleichen Boden im Mittel mehrerer Jahre bestimmten Wert. Deren Ergebnisse wurden also erneut bestätigt.

Die Tieflegung der kontaminierten Schicht konnte in der vorliegenden Arbeit den Transfer in Wintergerste nicht vermindern. Dagegen hatten LÖNSJÖ & al. (1990) durch Tieflegung auf Lehmboden eine Verminderung des Transfers auf 13-15 % erreicht. Der entscheidende Unterschied liegt vermutlich in der Genauigkeit der Bodenbearbeitung. Während LÖNSJÖ & al. (1990) die Radioaktivität exakt auf 25-27 cm Tiefe einlegten, fand der vorliegende Versuch in Anlehnung an die Möglichkeiten der landwirtschaftlichen Praxis statt. Obwohl die Bearbeitung im Versuch exakter als mit landwirtschaftlichen Geräten war (siehe 5.4.2), konnte eine teilweise Kontamination der Ackerkrume nicht vermieden werden. Diese führte bereits im Herbst und Winter zu starker Radiocäsium-Aufnahme in die Gerstenpflanzen.

Auch die mit der Tieflegung der kontaminierten und nährstoffreichen obersten Bodenschicht verbundene Vertiefung des A_p -Horizontes könnte zu dem hohen Transfer beigetragen haben.

Weitere Untersuchungen zur Tieflegung unter praxisnahen Bedingungen sind erforderlich, um zu prüfen, wie sie die Radiostrontium-Aufnahme beeinflusst und ob sie den Transfer in andere Kulturen der Fruchtfolge vermindert. Von Interesse sind beispielsweise Kartoffeln, die ebenfalls Stärke liefern, jedoch kaliumreicher als Getreide sind und ihre Speicherorgane unterirdisch ausbilden.

6 Ausblick

6.1 Beitrag des RESSAC-Programmes zu aktuellen Fragen der Radioökologie

Die umfassenden Möglichkeiten der Klimasimulation im LEL, verbunden mit der Aerosol-Produktion im POLYR-System, bieten die einmalige Gelegenheit radioökologische Fragestellungen unter sehr realitätsnahen Bedingungen zu untersuchen. Nachdem diese Ingenieurleistung mit den Versuchen des Jahres 1994 ihre Bewährungsprobe bestanden hat, sollten nun verstärkt die klimatischen Einflüsse auf pflanzenphysiologische Vorgänge beachtet und für relevante Radionuklide erforscht werden.

Die in dieser Arbeit beschriebenen Ergebnisse haben gezeigt, daß wichtige Parameter bisher noch nicht ausreichend erfaßt werden können, um Mechanismen zu beschreiben. Hierzu zählen Einstrahlung, Bodenfeuchte, Nuklidflüsse im Boden sowie Aerosolgröße und Depositionsbedingungen über dem Lysimeter. Evaporation, Beschaffenheit der Kutikula und Blattaufnahme hängen entscheidend von Klimaparametern ab, die wenn möglich auch während des Kontaminationsvorganges kontrolliert werden sollten.

Gelingt dies, so kann RESSAC einen wichtigen Beitrag zur Ermittlung von Eingabeparametern in radioökologische Vorhersagemodelle leisten, indem das Ergebnis des komplexen Zusammenspiels einer großen Zahl von kontrollierten Umweltfaktoren ermittelt wird. Für eine verbesserte Vorhersage des Radionuklideintrittes in die Nahrungskette müssen die wichtigsten Einflußgrößen identifiziert und die jeweilige Spannbreite der Ausgabewerte ermittelt werden.

Während RESSAC in diesem Sinne beschreibend bleibt, können die beteiligten Mechanismen nur in Detailstudien aufgeklärt werden. Die ergänzende Untersuchung der Blattaufnahme aus POLYR-Aerosolen, der Abwitterung, der Wasserbewegung, der Sorption- und Verlagerung im Boden könnte mit vergleichsweise geringem Aufwand den radioökologischen Erkenntnisgewinn vervielfachen, sofern sie eng an den realitätsnahen Versuch angekoppelt bleibt.

6.2 Zukunft des Jülicher Lysimeters

Das Jülicher Lysimeter wird in Zukunft nicht mehr durch das Institut für Radioagronomie betreut, da die Radioökologie als Forschungsvorhaben eingestellt wird. Aufgrund der Langfristigkeit einiger Fragestellungen wäre jedoch eine weitere Bewirtschaftung und Beprobung wünschenswert.

Um realitätsnahe Versickerungs- und Sorptionsbedingungen zu schaffen muß das Wasserdefizit im Boden ausgeglichen werden. Dies erfordert vermutlich eine verbesserte Kontrolle der Einstrahlung, da Niederschlagsmenge und Grundwasserstand nicht verändert werden dürfen. Prinzipielle Schwierigkeiten erschweren die Klimasimulation im Gewächshaus. Da eindringendes Licht in Wärmestrahlung umgewandelt wird und letztere nicht durch das Glas abgestrahlt werden kann ("Gewächshaus-Effekt"), muß an sonnigen Tagen die gekühlte Luft stark umgewälzt werden, um die Temperatur zu halten. Die dann

starke Luftbewegung im Innern führt vermutlich zu rascherer Austrocknung als im Freiland, wo an heißen Tagen oft nur ein schwacher Wind weht.

Auch das Zusammenspiel von Einstrahlung, Luftfeuchte und Temperatur ist von großer Bedeutung für die Evaporation. FÖRSTEL & HENKEL (1983) haben dafür aus langjährigen Beobachtungsdaten typische Tagesgänge in Jülich ermittelt. Für die dringend notwendige ständige Messung der Bodenfeuchte hat sich am Institut für Radioagronomie die *Time Domain Reflectometry* (MALICKI & al. 1989; TOPP & al. 1980) bewährt.

Gerade um klimatische Einflüsse zu kontrollieren, ist die jährliche Wiederholung eines "typischen" Klimas sinnvoll. Die gleichmäßige Verteilung der monatlichen Niederschlagsmenge auf zwei Beregnungen pro Woche nähert sich diesem Ziel jedoch nur an, da weder längere Trockenphasen vorkommen, noch einzelne Starkregenereignisse, die versickerungsfördernde Wirkung haben. Auch ist aus der Herbizidrückstandsforschung bekannt, daß wechselnde Bodenfeuchte, wie sie im Krumenbereich oft anzutreffen ist, zur Alterung der Rückstände und damit zu abnehmender Löslichkeit und Bioverfügbarkeit führen kann. Hier gilt es eine praktikable Lösung zu finden um zukünftige Untersuchungen realitätsnah zu gestalten.

Die vorliegende Arbeit hat gezeigt, daß die Tieflegung der kontaminierten Schicht auf 30-35 cm Tiefe den Transfer von Radiocäsium in Wintergerste nach einem Jahr Alterung kaum beeinflußt. Gemäß der im Rheinland verbreiteten Fruchtfolge (Winterweizen, Wintergerste, Zuckerrüben) sollte 1996 eine Hackfrucht angebaut werden. Da Cäsium und Strontium jedoch wie andere Mineralstoffe bei der Raffinierung des Zuckers größtenteils entfernt werden, sind Zuckerrüben radiologisch von geringer Bedeutung. Vorzuziehen wäre beispielsweise der Anbau von Kartoffeln als mineralstoffreichem Stärkelieferanten. Wegen des unterirdischen Wachstums könnten sich hier auch Unterschiede zwischen den verschiedenen Bodenbearbeitungen zeigen. Im Spätsommer 1996 kann dann der Einfluß der Wurzeltiefe durch Anbau verschiedener Gemüse untersucht werden (Salat, Bohnen, Rettich, ...). Bei jährlich wiederholtem Anbau von Gemüse unter stets gleichen Klimabedingungen wird der Einfluß der Alterung der Nuklide im Boden quantifizierbar.

Die derzeit mit Gras bewachsene südliche Parzelle (A) könnte in den nächsten Jahren umgebrochen werden. Dies entspräche einem Szenario, in dem nach einer Kontamination zunächst nur die Resuspension verhindert wurde, um die Fläche zu einem späteren Zeitpunkt zu "Sanieren". Die Tieflegung auf 40-45 cm, wie mit einem "Skim-and-burial plough" (ROED & ANDERSON 1995), würde die beiden Varianten auf den Parzellen "B" und "C" sinnvoll ergänzen.

Diese Fortsetzung der Versuche wurde der Europäischen Kommission zur Förderung im IV. Rahmenprogramm vorgeschlagen.

7 Zusammenfassung

Obwohl sich westeuropäische Druckwasserreaktoren erheblich von dem am 26.4.1986 in der Ukraine havarierten "Tschernobyl-Typ" unterscheiden, könnte es auch hier bei einer Kern-Schmelze zur Freisetzung radioaktiver Aerosole kommen. Um die Vorhersage des zu erwartenden Eintritts von Radionukliden in die Nahrungskette zu verbessern und mögliche Maßnahmen zur Schadensbegrenzung unter den praxisnahen Bedingungen eines Großblysimeters (3,2 m²; 1,5 m tief) zu untersuchen, wurde im Rahmen des europäischen RESSAC-Programmes eine typische Parabraunerde (Orthic Luvisol vom Standort Jülich-Merzenhausen) künstlich mit metallenen Partikeln eines aerodynamischen Durchmessers von ca. 1 µm kontaminiert.

Bei geringer Luftbewegung erfolgte die Deposition auf Kohlrabi (*Brassica oleracea* var. gongylodes L.) und Weizen (*Triticum aestivum* L.) im Gewächshaus vor allem durch Sedimentation auf die Blattoberseiten, auf den Boden vermutlich auch durch Thermo- und Diffusiophorese. Mit dichterem Bewuchs nahm die Deposition auf den Boden ab, die Gesamtdeposition nahm jedoch durch erhöhte Ablagerung auf den Pflanzen zu. Der Absorptionskoeffizient zur Beschreibung des auf den Pflanzen deponierten Anteils lag mit 12 m²/kg Trockenmasse beim Vierfachen der von anderen Autoren im Freiland ermittelten Werte.

Die Blattaufnahme des in den Partikeln enthaltenen ¹³⁷Cs wurde durch Entfernen der epikutikulären Wachse mit Celluloseacetat-Film untersucht. Fünf Tage nach Beginn der Kontamination fanden sich bei Weizen 13-14 % des Radiocäsiums im Blatt, bei Kohlrabi etwa doppelt so viel. Die erste Berechnung (9 mm, 5 Tage nach Beginn der Kontamination) entfernte weniger als 1/3 des ⁹⁰Sr jedoch 2/3 des ¹³⁷Cs von Weizen, sowie 2/3 beider Nuklide von Kohlrabi. Dies läßt auf nuklid- und kulturspezifische Abwitterungsprozesse schließen. Nach der anfänglich sehr raschen Abwitterung des ¹³⁷Cs wurden für Weizen in den beiden folgenden Wochen 14 Tage Halbwertszeit errechnet, bis zur Ernte dann 27 Tage. Die Abwitterung verlief also nicht exponentiell.

Im Weizenkorn wurden 0,11 % des während der Bestockung (EC 21), bzw. 0,25 % des während des Schossens (EC 31) auf den Pflanzen deponierten ¹³⁷Cs nachgewiesen. Das phloem-mobile ¹³⁷Cs gelangte zu 3 % erst während des (simulierten) Mähdruschs mit direkt kontaminiertem Stroh an das Korn, das phloem-immobile ⁹⁰Sr aber zu 90 %. Diese in der Literatur bisher kaum berücksichtigte Sekundärkontamination könnte im Falle eines realen Unfalles im Freiland über die Einstellung der Schneidtrichhöhe am Mähdröschler reduziert werden.

Im Herbst führte "pflugähnliche" Bodenbearbeitung zu einer ungleichmäßigen Verteilung von ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr in 15-30 cm Tiefe. Durch "Pflügen mit Vorschäler" gelangte der größte Teil der Radionuklide in die 30-35 cm Schicht, jedoch verblieben Bruchstücke der direkt kontaminierten Bodenoberfläche in geringerer Krumentiefe. Dies konnte mit einem neuen autoradiographischen Verfahren nachgewiesen werden. Wintergerste nahm ¹³⁷Cs in beiden Varianten vor allem im Januar auf. Der flächenbezogene Transferfaktor TF_d(Cs) für Gerstenkorn lag unabhängig von der Bodenbearbeitung bei 4*10⁻⁶ m²/kg Frischmasse. Die Tieflegung konnte den Transfer Boden-Pflanze von Radiocäsium also nicht vermindern.

8 Literatur

- AARKROG, A.** (1969): The direct contamination of rye, barley wheat and oats with Sr-85, Cs-134, Mn-54 and Ce-141. *Radiation Botany*, **9**, 357-366.
- ADRIANO, D.C., PINDER III, J.E., McLEOD, K.W., COREY, J.C., BONI, A.L.** (1982): Plutonium contents and fluxes in a soybean crop ecosystem near a nuclear fuel chemical separation facility. *J. Environm. Quality*, **11**, 3, 506-511.
- AG BODENKUNDE** (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung der AG Bodenkunde der geologischen Landesämter. 3. Auflage.
- AHMED, A-R.** (1979) Untersuchungen zur Aerosoldeposition an Oberflächen. Diss. Universität Gießen, 137.
- ANONYM** (1965): The Standard Soil Color Charts. 6th Edition, Fujihira Industrie Co. Ltd., Tokyo, Japan.
- ANONYM** (1992a): Strahlenschutzverordnung 1989. 3. Auflage., Bundesanzeiger, Köln, 119.
- ANONYM** (1992b): Chemical speciation of radionuclides. In: DESMET, G.; SINNAEVE J. (ed), Evaluation of Data on the Transfer of Radionuklides in the Food Chain - Post-Chernoyl Action. European Communities - Commission, Luxemburg, 313.
- ANONYM** (1994): Consignes Particulières de Radioprotection de l'ICPE RESSAC. SERVICE DE PROTECTION CONTRE LES RAYONNEMENTS (ed), CEA Cadarache, 28.
- AYLOR, D.E., PARLANGE, J.Y.** (1975): Ventilation required to entrain small particles from leaves. *Plant Physiol.*, **56**, 97-99.
- BAKER, E.A.** (1982): Chemistry and morphology of plant epicuticular waxes. In: CUTLER, D.F., ALVIN, K.L., PRICE, C.E. (ed), *The Plant Cuticle*. Academic Press, London, 139-165.
- BAKER, E.A., HUNT, G.M.** (1986): Erosion of waxes from leaf surfaces by simulated rain. *New Phytologist*, **102**, 116-173.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELT-FRAGEN** (1991): Strahlenschutz - Radioaktivität und Gesundheit. 228.
- BEAUFORD, W., BARBER, J., BARRINGER, A.R.** (1977): Release of particles containing metals from vegetation into the atmosphere. *Science*, **195**, 571-573.
- BERGS, W., GEISS, H., POLSTER, G.** (1986): Klimawerte der meteorologischen Station der Kernforschungsanlage Jülich 1961-1985. Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich, Jül-Spez-351, 6.
- BILO, M., Führ, F., Pfeffer, K.-H.** (1990): Transferfaktoren Boden-Pflanze für Radiocäsium in einer durch den Tschernobyl-Unfall hoch kontaminierten Region Oberschwabens. *Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten, Reihe C*, Nr. 7, 132-151.
- BILO, M.** (1991): Untersuchungen zum Transfer des durch den Reaktorunfall von Tschernobyl abgelagerten Radiocäsiums vom Boden in die Pflanze. Diss. Universität Tübingen. Berichte des Forschungszentrum Jülich, Jül-2546, 117.

- BLUM, A., JOHNSON, J.W., RAMSEUR, E.L., TOLLNER, E.W.** (1991): The effect of a drying top soil and a possible non hydraulic root signal on wheat growth and yield. *J. Exp. Bot.*, **42**, 125-1231.
- BONDIETTI, E. A., BRANTLEY, J.N.** (1986): Characteristics of Chernobyl radioactivity in Tennessee. *Nature*, **322**, 313-314.
- BRACHT, K., FRIEDRICHS, H.G.** (1985): Maßnahmen zur Reduzierung der Folgen schwerer Unfälle: Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse BMI-geförderter Studien. In: DER BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTOR-SICHERHEIT (ed), Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-1989-226, 62.
- BROUWER, E., BAEYENS, B., MAES, A., CREMERS, A.** (1983): Cesium and rubidium ion equilibria in illite clay. *J. Phys. Chem.*, **87**, 1213-1219.
- BUKOVAC, M.J., WITTEWER, S.H., TUKEY, H.B.** (1965): Above ground plant parts as a pathway for entry of fission products into the food chain with special references to Sr-89-90 and Cs-137. In: FOWLER (ed), *Radioactive Fallout, Soils, Plants, Food, Man*. Elsevier, New York, 82-109.
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTOR-SICHERHEIT** (1990): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kern-technischen Anlagen oder Einrichtungen, Bundesanzeiger, 64a, 3-23.
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTOR-SICHERHEIT** (1994): Neufassung der "Berechnung der Strahlenexposition" der Störfallberechnungsgrundlagen für die Leitlinien zur Beurteilung der Auslegung von Kernkraftwerken mit DWR gemäß § 28 Abs. 3 StrlSchV., Bundesanzeiger, 222a, 3-19.
- BUNZL, K., KRACKE, W.** (1987): Soil to plant transfer of Pu-239-240, Am-241, Cs-137, and Sr-90 from global fallout in flour and bran from wheat, rye, barley and oats, as obtained by field measurements. *Sci. Total Environ.*, **63**, 111-124.
- CARLSON, R.W., FAKHRI, A.B., STUKEL, J.J., WEDDING, J.B.** (1976): Physiological effects, wind reentrainment and rainwash of Pb aerosols particulate deposited on plant leaves. *Environmental Science & Technology*, **10**, 12, 1139-1142.
- CATALDO, D.A., VAUGHAN, B.E.** (1980): Interaction of airborne plutonium with plant foliage. In: HANSON, W.C. (ed), *Transuranic Elements in the Environment*. 288.
- CHAMBERLAIN, A.C.** (1967): Transport of *Lycopodium* spores and other small particles to rough surfaces. *Proceedings Royal Society of London*, **A296**, 45-70.
- CHAMBERLAIN, A.C.** (1970): Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation. *Atmospheric Environment*, **4**, 57-78.
- CHAMBERLAIN, A.C., CHADWICK, R.C.** (1970): Deposition of spores and other particles on vegetation and soil. *Ann. Appl. Biol.*, **71**, 141-158.
- COUGHTREY, P.J., KIRTON, J.A., MITCHELL, N.G.** (1991): Evaluation of food chain transfer data for use in accident consequence assesement. Seminar, Athens (Greece) 7-11 May 1990, In: KELLY, G.N., LUYKX, F. (ed), *Methods and Codes for Assessing the Off-Site Consequences of Nuclear Accidents*. Luxembourg, **1**, 175-207.

- CREMERS, A., ELSEN, A., DE PRETER, P., MAES, A.** (1988): Quantitative analysis of radiocesium retention in soils. *Nature*, **335**, 247-249.
- CRITES, T.R., DENHAM, D.H., BARNES, M.G.** (1980): The effect of plowing on Am-241 contamination in sandy soil. *Health Phys.*, **38**, 699-703.
- DASCH, J.M.** (1983): A comparison of surrogate surfaces for dry deposition collection. In: PRUPPERACHER, H.R., SEMONIN, R.G., SLINN, W.G.N. (ed), *Precipitation, Scavenging, Dry Deposition, and Resuspension*. Elsevier, New York, 883-902.
- DEBROUWER, S.** (1994): persönliche Mitteilung.
- DEVELL, L., TOVEDAL, H., BERGSTRÖM, U., APPLEGREN, A., CHYSSLER, J., ANDERSON, L.** (1986): Initial observations of fallout from the reactor accident at Chernobyl. *Nature*, **321**, 192-193.
- DIEHL, J.F., EHLMANN, D., FINDIK, O., KALUS, W., MÜLLER, H., WAGNER, A.** (1987): Radioaktivität in Lebensmitteln - Tschernobyl und die Folgen. *Berichte der Bundesforschungsanstalt für Ernährung*, 2. Auflage, 92.
- ERTEL, J., PARETZKE, H.G., ZIEGLER, H.** (1992): Cs-137 penetration by contact exchange through isolated plant cuticles: cuticles as asymmetric transport membranes. *Plant, Cell and Environment*, **15**, 211-219.
- ERTEL, J., VOIGT, G., PARETZKE, H.G.** (1989): Weathering of Cs-134/137 following leaf contamination of grass cultures in an outdoor experiment. *Radiat. Environ. Biophys.*, **28**, 319-326.
- FÖRSTEL, H., HENKEL, C.** (1983): Funktion zur Simulation des örtlichen Klimas (Jülich, Bundesrepublik Deutschland) aus zehnjährigen Beobachtungsdaten (1972-1981). *Landwirtsch. Forschung*, **35**, 3-4, 275-279.
- FÖRSTEL, H.** (1994): Elemente und Isotope. *Flüssiges Obst*, 1, 15-19.
- FÖRSTEL, H., HÜTZEN, H.** (1994): Beobachtungen der Bewegung des Bodenwassers im Feld mittels Deuterium-Markierung. *Isotopenpraxis Environ. Health Stud.*, **30**, 179.
- FÖRSTEL, H.** (1996): Hydrogen and Oxygen isotopes in soil water - Use of ^{18}O and D in soil water to study the soil-plant-water system. In: BOUTTON, T.W., YAMASAKI, S.I. (ed), *Mass Spectrometry of Soils*. Marcel Dekker Inc., New York, N.Y., 285-309.
- FRANKE, W.** (1967): Mechanisms of foliar penetration of solutions. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, **18**, 281-300.
- FRISSEL, M.J.** (1992): An update of the recommended soil-to-plant transfer factors of Sr-90, Cs-137 and transuranics. In: Report of the Working Group Meeting in Madrid, Spain, June 1-3, 1992, IUR, Balen, Belgium (ed), IUR Publication R-9212-02, 50.
- FRY, F.A., CLARKE, R.H., O'RIORDAN, M.C.** (1986): Early estimates of UK radiation doses from the Chernobyl reactor. *Nature*, **321**, 193-195.
- GREGORY, P.H.** (1961): *The Microbiology of the Atmosphere*. Leonard Hill, London, 251.
- GRIMME, H., STREBEL, O., RENNGER, M., FLEIGE, H.** (1981): Die potentielle K-Anlieferung an die Pflanzenwurzel durch Diffusion. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.*, **36**, 367-374.

HALL, D.M., JONES, R.L. (1961): Physiological Significance of Surface Wax on Leaves. *Nature*, 191, 95-96.

HALLAM, N.D. (1982): Fine structure of the leaf cuticle and the origin of leaf waxes. In: CUTLER, D.F., ALVIN, K.L., PRICE, C.E. (ed), *The Plant Cuticle*. Academic Press, London, 197-214.

IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (1989): Cleanup of Large Areas Contaminated as a Result of a Nuclear Accident. Technical Reports Series Nr. 300, Wien, 130.

IAEA - INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (1994): Handbook of Parameter Values for the Prediction of Transfer in Temperate Environments. Produced in Collaboration with the International Union of Radioecologists, 74.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (1977): Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 26.

JAYASEKERA, P.N., WATTERSON J.D., BELL, J.N.B., GODDARD, A.J.H., MINSKI, M.J., TAYLOR-RUSSEL, A.J. (1990): Deposition and field loss studies with spinach. *J. Aerosol Sci.*, 21 Suppl. 1, 307-310.

JONAS, R., VOGT, K.J. (1982): Untersuchungen zur Ermittlung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf Vegetation und anderen Probenahme Flächen. Berichte der Kernforschungsanlage Jülich GmbH, Jül-1780, 79.

JOST, D.T., GAGGELER, H.W., BALTENSBERGER, U., ZINDER, B., HALLER, P. (1986): Chernobyl fallout in size-fractionated aerosol. *Nature*, 324, 22-23.

JUNIPER, B.E. (1960): Growth, development and effect of the environment of the ultra structure of plant surfaces. *J. Linn. Soc. London, Botany*, 56, 413-419.

JUNIPER, B.E. (1959): Die Oberfläche von Pflanzen. *Endeavour*, 18, 20-25.

KARTHEIN, R., SCHNADT, H., WILLRODT, C. (1992): Übersicht über Maßnahmen zur Verringerung der Strahlenexposition nach Ereignissen mit nicht unerheblichen radiologischen Auswirkungen. GRS-Entwurf für das BMU, 475.

KIRCHMANN, R., FAGNIART, E., VAN PLYUMPROECK (1966): Studies of foliar contamination by radiocaesium and radiostrontium. Proc. Inter. Symp., Stockholm 25-29 April 1966, In: B. ABERE, F. P. HUNGATE (ed), *Radioecological Concentration Processes*. Pergamon Press, Oxford, 475-483.

KMOCH, H.G., RAMIG, R.E., FOX, R.L., KOEHLER, F.E. (1957): Root development of winter wheat as influenced by soil moisture and nitrogen fertilization. *Agron. Journ.*, 49, 20-25.

KNOCHE, M. (1989): Toxizität von Tensiden und Förderung der Wirkstoffaufnahme durch Tenside bei ausgewählten Pflanzenarten. Diss. Universität Bonn, 172.

KNOCHE, M. (1994): Epikutikuläre Wachse: Aufbau Zusammensetzung und funktionale Aspekte. Habilitations-Vorlesung (Mitschrift).

KNOCHE, M. (1994): Experimentelle Ansätze und Ergebnisse von Untersuchungen zur Aufnahme von Agrarchemikalien in Blätter. Kolloquium des IBT und des IRA am 25.2.1994, Jülich (Mitschrift, persönliche Mitteilung).

KNOCHE, M. (1996): persönliche Mitteilung.

KOPP, P., OESTLING, O., BURKART, W. (1988): Foliar uptake of cesium, iodine and strontium and their transfer to edible parts of beans, potatoes and radishes. In: Impact des Accidents d'Origine Nucléaire sur l'Environnement, IV. Symposium International de Radioécologie de Cadarache. 14.-18. mars, D202-D209.

KURTZ, L., LYRE, H., STEINBERGER, J., WEDLER, W. (1979): Entwicklungsstadien bei Getreide - außer Mais. Merkblatt Nr. 27/1, BIOLOGISCHE BUNDESANSTALT FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT (ed), ACO DRUCK, Braunschweig, 18.

LEMBRECHTS, J. (1993): A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocesium. Sci. Total Environ. (Special Issue), **137**, 81-98.

LEVI, E. (1966): Uptake and distribution of Cs-134 applied to leaves of bean plants. Radiation Botany, **6**, 567-574.

LHIAUBERT, G., MANESSE, D. (1988): Caracteristiques des aerosols émis dans l'environnement après un accident grave sur un reacteur sous pression. In: Impact des Accidents d'Origine Nucléaire sur l'Environnement, IV. Symposium International de Radioécologie de Cadarache. 14.-18. mars, A9-A21.

LITTLE, P., WHIFFEN, R.D. (1977): Emission and deposition of petrol engine exhaust lead. I. Deposition of exhaust lead to plant and soil surfaces. Atmospheric Environment, **11**, 437-447.

LITTLE, P. (1971): Deposition of 2.75, 5.0 and 8,5 µm particles to plant and soil surfaces. Environ. Pollut., **12**, 293-305.

LÖNSJÖ, H.E., HAAK, E., ROSÉN, K. (1990): Effects of remedial measures on long term transfer of radiocesium from soil to agricultural products as calculated from Swedish field experimental data. In: IAEA (ed), Symposium on Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident. Wien, **2**, 151-162.

LOFTI, M., NOTARO, M., AZIMI-GARAKANI, D., PIERMATTEI, S., TOMMASINO, L. (1989): Loss of radioactive cesium in cooked spaghetti. Sci. Total Environ., **79**, 291-293.

MACEY, M.J.K., BARBER, H.N. (1970): Chemical genetics of wax formation on leaves of *Brassica oleracea*. Phytochem., **9**, 13-23.

MADRUGA, M.J., CREMERS, A. (1995): The use of clinopolihte as soil countermeasure amendments. In: International Symposium on the Environmental Impact of Radioactive Releases. Vienna, Austria, 8-12 May 1995, IAEA-SM-339/87.

MALICKI, M.A., PLAGGE, R., RENGGER, M., WALCZAK, R.T. (1989): Application of time-domain reflectometry (TDR) soil moisture miniprobe for the determination of unsaturated soil water characteristics from undisturbed soil cores. Irrig. Sci., **13**, 65-72.

MANZ, H. (1986): Ermittlung der Konzentration von Strontium, Cäsium und Kobalt in zwei verschiedenen landwirtschaftlich genutzten Böden und Weidegras mittels AAS zum Vergleich der Konzentrationsfaktoren mit den Transferfaktoren der Radionuklide Strontium-90, Cäsium-137 und Kobalt-60. Diplomarbeit Fachhochschule Aachen, 178.

MARSCHNER, H. (1995): Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London, 2nd Edition, 889.

- MARTIN, W.E.** (1965): Interception and retention of fallout by desert shrubs. *Health Phys.*, **11**, 1341-1354.
- MAUBERT, H.** (1991): Programme RESSAC: Acquis expérimentaux 1985-1990. Note RESSAC 04/91, 80.
- MAUBERT, H., VOVK, I., ROED, J., ARAPIS, G., JOUVE, A.** (1993): Reduction of soil-plant transfer factors: mechanical aspects. *Sci. Total Environ. (Special Issue)*, **137**, 163-167.
- MAURY, F.** (1994): Études sur les dépôts d'aérosols dans le four POLYR du projet RESSAC. Rapport de stage de 3ème année, Institut Universitaire des Systèmes Thermiques Industrielles, Marseille, 88.
- McLEOD, K.W., ADRIANO, D.C., BONI, A.L., COREY, J.C., HORTON, J.H., PAINE, D., PINDER III, J.E.** (1980): Influence of an nuclear fuel chemical separation facility on the plutonium contents of a wheat crop. *J. Environm. Quality*, **9**, 306-315.
- MENZEL, R.G., ECK, H.V., JAMES, P.E., WILKINS, D.E.** (1968): Reduction of strontium-85 uptake in field crops by deep-ploughing and sodium carbonate application. *Agronomy Journal*, **60**, 499-502.
- MENZEL, R.G., ECK, H.V., CHAMPION, D.F.** (1967): Effect of depth and root-inhibiting chemicals on uptake of strontium-85 by field crops. *Agronomy Journal*, **59**, 70-72.
- MIDDLETON, L.J.** (1958): Absorption and translocation of strontium and caesium by plants from foliar spray. *Nature*, **181**, 1330-1303.
- MIDDLETON, L.J.** (1959): Radioactive strontium and caesium in the edible parts of crop plants after foliar contamination. *Int. J. Rad. Biol.*, **1**, 387-402.
- MIDDLETON, L.J., SANDERSON, J.** (1965): The uptake of inorganic ions by plant leaves. *J. Exp. Bot.*, **16**, 197-215.
- MILLAN-GOMEZ, R.** (1994): persönliche Mitteilung.
- MOHL, C.** (1994): persönliche Mitteilung.
- MONTEITH, J.L., UNSWORTH, M.H.** (1990): *Principles of Environmental Physics*. 2nd Edition, 291.
- MOORBY, J.** (1963): The foliar uptake and translocation of caesium. *J. Exp. Bot.*, **15**, 45, 457-469.
- MOORBY, J., SQUIRE, H.M.** (1963a): The entry of strontium into potato tubers after foliar contamination. *Radiation Botany*, **3**, 95-98.
- MOORBY, J., SQUIRE, H.M.** (1963b): The loss of radioactive isotopes from the leaves of plants in dry conditions. *Radiation Botany*, **3**, 163-167.
- MOUTIER, M.** (1990a): Réalisation d'un lysimètre: Préparation d'un site, prélèvement et transport d'un monolithe. Note RESSAC 44/90, 14.
- MOUTIER, M.** (1990b): Réalisation d'un lysimètre à partir d'un monolithe déjà prélevé. note RESSAC, 45/90, 12.

MÜLLER, H., PRÖHL, G. (1995): Seasonal dependency of radiation exposure and relevant pathways after accidental release of radionuclides to the atmosphere. In: International Symposium on the Environmental Impact of Radioactive Releases. Vienna, Austria, 8-12 May 1995, IAEA-SM-339/155P.

MYHRE, D.L., MENZEL, R.G., ROBERTS JR., H., FRERE, M.H., AMEMIYA, M., BEALE, O.W., TIMMONS, D.R., WOOD, E.H. (1964): Reduction of strontium-90 uptake by corn and soybeans with deep placement, irrigation and soil amendments. *Agronomy Journal*, **56**, 463-467.

OEHLENSCHLAEGER, M., GISSEL-NIELSEN, G. (1991): Differences in the ability for barley and rye grass varieties to absorb caesium through the roots. *Acta Agric. Scand.*, **41**, 321-328.

OEHLENSCHLAEGER, M., GISSEL-NIELSEN, G., NIELSEN, S.P. (1993): Differences in the sensitivity of barley varieties to direct caesium contamination from the Chernobyl accident. *Health Phys.*, **64**, 5, 535-537.

OEHMICHEN, J. (1986): Pflanzenproduktion. Bd. 2: Produktionstechnik, Parey, Berlin, 607.

OSUCH, S., DABROWSKA, M., JARACZ, P., KACZANOWSKI, J., LE VAN KHOI, MIROWSKI, S., PIASECKI, E., SZEFLINSKA, G., SZEFLINSKI, Z., TROILO, J., WILHELMI, Z. JASTRZEBSKI, J., PIENKOWSKI, L. (1989): Isotopic composition of high-active particles released in the Chernobyl accident. *Health Phys.*, **57**, 5, 707-716.

PETERS, K. (1995): Methoden zur Bestimmung der trockenen Deposition auf Pflanzenoberflächen. *Z. Umweltchem. Ökotox.*, **7**, 337-352.

PIELOU, D.P., WILLIAMS, K., BRINTON, F.E. (1962): Differences in the deposition and persistence of pesticides on the upper and lower surface of leaves. *Nature*, **195**, 256-257.

PINDER III, J.E., McLEOD K. W., ADRIANO, D.C. (1989): The accuracy of some simple models for predicting particulate interception and retention in agricultural systems. *Health Phys.*, **56**, 4, 441-450.

PINDER III, J.E., McLOED, K.W., ADRIANO, D.C., COREY, J.C., BONI, A.L. (1990): Atmospheric deposition, resuspension, and root uptake of Pu in corn and other grain-producing agroecosystems near a nuclear fuel facility. *Health Phys.*, **6**, 59, 853-867.

PINDER III, J.E., CIRAVOLO, T.G., BOWLING, J.W. (1988): The interrelationships among plant biomass, plant surface area and the interception of particulate deposition by grasses. *Health Phys.*, **55**, 1, 51-58.

PIOCH, M., CARTIER, Y., QUINAULT, J.M., PICAT, P. (1991): Solubilité des aérosols émis en cas d'accident nucléaire - conséquences sur les contre-mesures. Service d'Études et de Recherches sur les transferts dans l'Environnement, Cadarache, **41**, 23.

PIOCH, M., MADOZ-ESCANDE, C. (1995): Effect of rainwater on the remobilization and dissolution of Cs-134 and Sr-85 contained in aerosols similar to those discharged in a nuclear accident and deposited in an urban environment. *J. Environ. Radioactivity*, **26**, 51-61.

PRISTER, B., LOSHCHILOV, N., PEREPELYATNIKOBVA, L., PEREPELYATNIKOV, G., BONDAR, P. (1992): Efficiency of measures aimed at decreasing the contamination of agricultural products in areas contaminated by the Chernobyl NNP accident. *Sci. Total Environ.*, **112**, 79-87.

PRÖHL, G. (1982): Aufnahme von Radionukliden durch das Blatt und die daraus resultierende Kontamination landwirtschaftlicher Erzeugnisse. GSF-Bericht S-861, 27.

PRÖHL, G., FRIEDLAND, W., PARETZKE, H.G. (1986): Intercomparison of the Terrestrial Food Chain Models FOOD-MARC and ECOSYS. GSF-Bericht 18/86, 52.

PRÖHL, G., HOFFMANN, F.O., MÜLLER, H. (1995): Interception and post-deposition retention of radionuclides by vegetation and its importance for dose assessment. In: International Symposium on the Environmental Impact of Radioactive Releases. Vienna, Austria, 8-12 May 1995, IAEA-SM-339/142.

PÜTZ, T. (1993): Lysimeterversuche zum Verlagerungsverhalten von Methabenzthiazuron und gelöstem organischen Kohlenstoff in einer Parabraunerde, Aufbau von zwei Klimameßstationen und Untersuchungen zur Validierung des Lysimetersystems. Diss. Universität Bonn, 197.

QUADE, J. (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 12. überarbeitete, ergänzte und erweiterte Auflage, In: HYDRO AGRI DÜLMEN GMBH (ed), Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 618.

RENTSCHLER, I. (1981): Methode zur Bestimmung der Dicke des Epikutikularwachses. Microsc. Acta, **84**, 3, 249-254.

RENTSCHLER, I. (1982): Eine Methode zur Trennung abgelagerter und eingebauter Stoffe bei Pflanzenblättern. Naturwissenschaften, **69**, 240.

ROED, J., ANDERSON, K.G. (1995): The skim and burial plough: a new implement for reclamation of radioactively contaminated land. J. Environ. Radioactivity, (**in press**),

RONGIER, P. (1989): Bilan des expériences POLYR: Définition d'une charge type, Définition de la source radioactive intégrée à la charge du four POLYR. note technique RESSAC 09/89, 22.

RONGIER, P. (1994): persönliche Mitteilung.

SACHS, L. (1991): Angewandte Statistik. 7. Auflage, Springer, Berlin, 846.

SANDERSON, J. (1961): The measurement of foliar absorption. Report ARCL, **5**, 54.

SAWHNEY, B.L. (1972): Selective sorption and fixation of cations by clay minerals: a review. Clays and Clay Min., **20**, 93-100.

SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart, 491.

SCHIEFERSTEIN, R.H., LOOMIS, W.E. (1956): Wax deposits on leaf surfaces. Plant Physiol., **31**, 204-247.

SCHÖNHERR, J., RIEDERER, M. (1989): Foliar penetration and accumulation of organic chemicals in plant cuticles. In: WARE, G.W. (ed), Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Volume 108. Springer, New York, 1-71.

SCHUBERT, P., BEHREND, U. (1987): Investigations of radioactive particles from the Chernobyl fall-out. Radiochimica Acta, **41**, 149-155.

SCHULZ, R.K., OVERSTREET, R., BARSHAD, I. (1960): On the chemistry of Cs-137. Soil Sci. Soc. Am. J., **86**, 16-27.

- SCHWAB, M., NOGA, G., BARTHLOTT, W.** (1993): Einfluß eines Wasser- und Nährstoffmangels auf die epicuticulären Wachse von Kohlrabi. *Angew. Botanik*, **67**, 186-191.
- SCHWAB, M., NOGA, G., BARTHLOTT, W.** (1994): Einfluß eines Mg- und Ca- Mangels auf die Synthese, chemische Zusammensetzung und mikromorphologische Ausbildung von epikutikulären Wachsen bei Kohlrabiblättern. *Angew. Botanik*, **67**, 172-179.
- SEGAL, M.G.** (1993): Agricultural countermeasures following deposition of radioactivity after a nuclear accident. *Sci. Total Environ. (Special Issue)*, **137**, 31-48.
- SEHMEL, G.A.** (1971): Particle diffusivities and deposition velocities over a horizontal smooth surface. *J. Colloid and Interface Sc.*, **37**, 891-906.
- SEHMEL, G.A.** (1980): Particle and gas deposition: a review. *Atmospheric Environment*, **14**, 983-1011.
- SHAW, G., BELL, J.N.B.** (1989): The kinetics of caesium absorption by roots of winter wheat and the possible consequences for the derivation of soil-to-plant transfer factors for radiocaesium. *J. Environ. Radioactivity*, **10**, 213-231.
- SHAW, G., MINSKI, M.J., BELL, J.N.B.** (1992): Retention, loss and translocation of radionuclides applied to foliar surfaces of wheat. *Environ. Exp. Botany*, **32**, 4, 391-401.
- SHENBER, M.A., JOHANSON, K.J.** (1992): Influence of zeolite on the availability of radiocaesium in soils to plants. *Sci. Total Environ.*, **113**, 287-295.
- SILCOX, D., HOLLOWAY, P.J.** (1986): A simple method for the removal and assesment of foliar deposits of agrochemicals using cellulose acetate film stripping. *Aspects of Applied Biology*, **11**, 13-17.
- SIMMONDS, J.R., LINSLEY, G.S.** (1982): Parameters for modelling the interception and retention of deposits from atmosphere by grain and leafy vegetables. *Health Phys.*, **43**, 5, 679-691.
- SIMMONDS, J.R., LINSLEY, G.S.** (1981): A dynamic modeling system for the transfer of radioactivity in terrestrial food chains. *Nuclear Safety*, **22**, 6, 766-777.
- SIMMONDS, J.R.** (1983): Estimation of the contamination of plant surfaces due to deposition of radionuclides from the atmosphere. In: COUGHTREY, P.J.; BELL, J.N.B.; ROBERTS, T.M. (ed), *Ecological Aspects of Radionuclide Release*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 73-79.
- STAVROV**, (1993): Consequences of the Chernobyl disaster and ways of their Overcoming in the Republik of Belarus. Vortrag in der KFA am 6.10.94, Mitschrift.
- STEFFENS, W., FÜHR, F., MITTELSTAEDT, W., KLAES, J., FÖRSTEL, H.** (1988): Untersuchung des Transfers von Sr-90, Cs-137, Co-60 und Mn-54 vom Boden in die Pflanze und der wichtigsten, den Transfer beeinflussenden Bodenparametern. *Berichte der Kernforschungsanlage Jülich GmbH, Jül-2250*, 121.
- STEFFENS, W., BILO, M., FÜHR, F., KLAES, J., MITTELSTAEDT, W.**, (1990): The soil-plant transfer of the radionuclides ^{134/137}Cs and ^{57/60}Co after simulation of a deposition subsequent to a long-term and accidental release from nuclear plants. EG-Bericht, Final report for project no.: BI 6-053-D, 13.
- STEFFENS, W.** (1993): persönliche Mitteilung.

STEFFENS, W. (1996): persönliche Mitteilung.

SWEECK, L., WAUTERS, J., VALCKE, E., CREMERS, A. (1990): The specific interception potential of soils for radiocesium. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P.; BELL, M. (ed), Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments. Elsevier Applied Science, London, 249-258.

TAKEODA, Y., KONDO, K., KAUFMANN, PETER, B. (1983): Leaf surface fine-structures in rice plants cultured under shaded, and non-shaded conditions. Japan. J. Crop Sci., **52**, 4, 534-543.

TENT, J., VIDAL, M., LLAURADO, M., RAURET, G., REAL, J., MISCHLER, P. (1993): Sequential extraction as a tool to study the foliar uptake of radionuclides. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, **173**, 377-385.

THORNE, M.C., COUGHTREY, P.J. (1983): Dynamic models for radionuclide transport in soils, plants and domestic animals. In: COUGHTREY, P. J.; BELL, J. N. B.; ROBERTS, T. M. (ed), Ecological Aspects of Radionuclide Release. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 127-139.

TOKUYAMA, H., YAMAGISHI, H., TAKAYAMA, H., IGARASHI, S., MATSUURA, H., YOSIOKA, M., ITOU, K., HATANNO, M. (1989): Airborne radioactivity in Fukuoka, Japan after the Chernobyl accident. In: FELDTH, W. (ed), The Radioecology of Natural and Artificial Radionuclides. Proceedings of the XVth regional Congress of IRPA, Visby, Gotland, Sweden, 10-14 September, 115-120.

TOPP, G.C., DAVIS, J.L., ANNAN, A.P. (1980): Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. Water Resources Research, **16**, 3, 574-582.

TORMOS, J., JOUVE, A., REVY, D., MILLAN-GOMEZ, R., ZANON, R., ERARIO, M.J. (1995): A rapid method for determining strontium-90 in contaminated samples of soil and plant. J. Environ. Radioactivity, **27**, 3, 193-206.

TOTTMAN, D.R., BROAD, H. (1987): The decimal code for the growth stages of cereals, with illustrations. Ann. Appl. Biol., **110**, 441-454.

TRAUTNER, F., BURKHARDT, J., EIDEN, R. (1992): Untersuchung zur Deposition von Nebelwasser und Nebelwasserinhaltsstoffen auf Fichten. Annal. Meteor., **27**, 102-103.

TROUGHTON, J.H., HALL, D.M. (1967): Extracuticular wax and contact angle measurements on wheat (*Triticum vulgare* L.). Australian Journal of Biological Science, **20**, 509-525.

UDDIN, M.N., MARSHALL, D.R. (1988): Variation in epicuticular wax content in wheat. Euphytica, **38**, 3-9.

VALKE, E. (1994): persönliche Mitteilung.

VOIGT, G., PRÖHL, G., MÜLLER, H. (1991): Experiments on the seasonality of the cesium translocation in cereals, potatoes and vegetables. Radiat. Environ. Biophys., **30**, 295-303.

WATTERSON, J.D., NICHOLSON, K.W. (1992): Factors affecting the interception and retention of particulates by vegetation. J. Aerosol Sci., **23 Suppl. 1**, 881-884.

WEDDING, J.B., CARLSON, R.W., STUKEL, J.J., BAZZAZ, F.A. (1975): Aerosol deposition on plant leaves. Environmental Science & Technology, **9**, 2, 151-153.

WEDDING, J.B., CARLSON, R.W., STUKEL, J.J., BAZZAZ, F.A. (1977): Aerosol deposition on plant leaves. *Water, Air and Soil Pollution*, **7**, 544-550.

WEISS, W. (1989): The long range atmospheric transport of natural and artificial radionuclides. In: FELDT, W. (ed), *The Radioecology of Natural and Artificial Radionuclides*. XVth Congress of IRPA, Visby, Gotland, Sweden, 10-14 September, 91-101.

WILLRODT, C., BAYER, A. (1993): Maßnahmen bei Kontamination der Umwelt mit Radionukliden; Lebens- und Futtermittel. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, In: BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, RED.: M. GRUNSTJ (ed), *Notfallschutz und Vorsorgemaßnahmen bei kerntechnischen Unfällen*. Fischer, Stuttgart, **25**, 99-119.

WILLRODT, C. (1993): Agrotechnical countermeasures to be applied before and during deposition of radioactive fallout. *Sci. Total Environ.*, **137**, 21-29.

WITHERSPOON, J.P., TAYLOR, F.G. (1970): Interception and retention on a simulated fallout by agricultural plants. *Health Phys.*, **19**, 717-137.

WITHERSPOON J. P., TAYLOR, F.G. (1971): Retention of 1-44 µm simulated fallout particles by soybean and sorghum plants. *Health Phys.*, **21**, 673-677.

WOLTER, M., BARTHLOTT, W., KNOCH, M., NOGA, G.J. (1988): Concentration effects and regeneration of epicuticular waxes after treatment with Triton X-100 surfactant. *Angew. Botanik*, **62**, 53-62.

ZADOKS, J.C., CHANG, T.T., KONZAK, C.F. (1974): A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*, **104**, 415-421

9 Anhang

9.1 Sortenbeschreibung **ARBON**

SEMENCES DE PROVENCE

UNION DES COOPERATIVES AGRICOLES DES SEMENCES DE PROVENCE
rue Gaspard Monge, zone industrielle sud
13200 ARLES
téléphone : 90 96 18 87
téléc : UCASP 420595 F
télécopie : 90 96 27 36

ARBON

NOUVEAUS BLE TENDRE TRES PRODUCTIF

OBTENTEUR : SEMENCES DE PROVENCE

Inscription au catalogue : Octobre 1990

ARBON est une variété d'une grande productivité associée à une très bonne résistance à la rouille brune et une bonne tolérance à la septoriose.

Peu sensible à la verse, sa culture est facile pour l'agriculteur

CARACTERISTIQUES AGRONOMIQUES

Précocité	Précoce comme TALENT.
Alternativité	Alternatif.
Taille	Très court.
Resistance à la verse	Bonne.
Tallage	Très élevé
Comportement vis à vis des desherbants	Sensible au chlortouron et métoxuron.

TRES BON ETAT SANITAIRE

Rouille brune	8 - La meilleure note de résistance à l'inscription.
Rouille jaune	8 - Très résistant.
Septoriose	5 - Peu sensible.
Oïdium	4 - Assez sensible

TRES PRODUCTIF

En 1992	1 ^{er} du regroupement Provence Languedoc (6 essais) avec 82,61 Qx 103 % des témoins dans le regroupement Sud Est Vallée du Rhône (4 essais) avec 80,5 Qx
A l'inscription en CTPS	116 % des témoins à Lébégude (26) en traité, 113 % NT 115 % à Estrablin (38) en 89 121 % à Estrablin (en NT) en 90

VALEUR TECHNOLOGIQUE

Poids de 1000 grains élevé : 40-45 g.

ARBON présente de réelles potentialités d'emploi en boulangerie.

9.2 Sortenbeschreibung **ORBLONDE**

Orblonde

**COMPROMIS RENDEMENT-QUALITÉ
IDÉAL POUR LA MALTERIE.**

Points forts.

- **Résistance au virus de la mosaïque**
- Très bonne résistance au froid.
- Helmintho. et oïdium sont naturellement bien maîtrisés.
Surveiller la rhincho.
- **Poids spécifique incroyable, très élevé comme celui de OCEANE**
- Calibrage et qualité technologique rendent possible
sa valorisation en malterie

Conseils de culture.

- Semis possible, **même en terres mosaïquées**,
à densité modérée (100 à 110 kg de semences)
- Adopter pour **OBLONDE** un apport azoté modéré (120-130 U.N.) sans
exagérer la première application.
- Comme pout oute variété à potentiel brassicole,
traitement racourcisseur à effectuer avec soin,
à bonne date et par temps "poussant".
- Réconter à pleine maturité pour encore favoriser la qualité

**ORBLONE:
ELLE PORTE VRAIMENT BIEN SON NOM.**

9.3 Arbeitsvorschriften des LMRE

IPSN/DPEI/LMRE Rédacteur: TORMOS Vérificateur: RUFFIN Révision du 19/05/94	Object: MANUEL D'ASSURANCE QUALITE Préparation des échantillons pour mesurage du ^{137}Cs Date d'application 19/05/94	Page Emetteur: CALMET
---	--	------------------------------

Procédure N° 4 **Procédure de préparation des échantillons** **issus d'expérimentation dans le bâtiment lysimètre (186)** **en vue du mesurage du Cs-137**

OBJET

Cette procédure a pour objet de définir le protocole de préparation des échantillons en vue du mesurage de ^{137}Cs dans le cadre de la *fiche action 4025*.

L'ensemble des opérations décrites dans cette procédure se déroule au sein de la pièce 122 du bâtiment lysimètre.

OBJECTIFS

Cette procédure décrit la succession d'opérations de transformation des échantillons élémentaires en vue de leur préparation pour analyse par le LMRE.

Les matrices des échantillons en provenance des lysimètres de la serre pourront être de 4 types différents: filtres en acétate de cellulose de 47mm de diamètre, horizons de sols, organes de végétaux et eaux de ruissellement. Les préparations décrites dans les paragraphes suivants seront fonction de la nature de la matrice.

PREPARATION DE L'ECHANTILLON POUR MESURAGE DU ^{137}Cs

Filtre

- Positionner le filtre au fond d'un conteneur standard de 20 cc utilisé en spectrométrie gamma,
- Plaquer le filtre au fond du conteneur,
- Emballer l'ensemble dans un sac plastique étanche à l'aide d'un soude-sac,
- Transmettre l'échantillon avec sa fiche suiveuse pour mesurage du ^{137}Cs en pièce 119.

Sols / Végétaux

- Réceptionner l'échantillon global,
- Constituer l'échantillon trié et créer une fiche de renseignements (fiche suiveuse),
- Peser l'échantillon frais trié,
- Déshydrater l'échantillon à 80°C pendant au moins 48 heures jusqu'à l'obtention d'un poids constant en étuve ventilée,
- Peser l'échantillon déshydraté à la sortie de l'étuve,
- Broyer et homogénéiser l'échantillon déshydraté,

- Conditionner l'échantillon en poudre dans un conteneur standard de 20 cc ou 50 cc utilisé en spectrométrie gamma,
- Emballer dans un sac plastique étanche à l'aide d'un soude-sac,
- Compléter la fiche suiveuse (procédure N°3),
- Transmettre l'échantillon avec sa fiche suiveuse pour mesurage du ^{137}Cs en pièce 119.

Eaux de ruissellement

- Réceptionner l'échantillon global,
- Compléter la fiche suiveuse (procédure N°3),
- Ajouter 5 ml d'acide nitrique concentré p.a. ($d=1,41$),
- Ajuster le volume de l'échantillon à 50 ml,
- Conditionner l'échantillon dans un conteneur standard de 50 cc utilisé en spectrométrie gamma,
- Emballer dans un sac plastique étanche à l'aide d'un soude-sac,
- Transmettre l'échantillon pour mesurage du ^{137}Cs en pièce 119 avec sa fiche suiveuse.

IPSN/DPEI/LMRE Rédacteur: TORMOS Vérificateur: RUFFIN Révision du 19/05/94	Object: MANUEL D'ASSURANCE QUALITE Préparation des échantillons pour mesurage du ^{90}Sr Date d'application 19/05/94	Page Emetteur: CALMET
---	---	------------------------------

Procédure N° 5
Procédure de préparation des échantillons
issus d'expérimentation dans le bâtiment lysimètre (186)
en vue du mesurage du Sr-90

OBJET

Cette procédure a pour objet de définir le protocole de préparation des échantillons en vue du mesurage de ^{90}Sr dans le cadre de la *fiche action 4025*.

L'ensemble des opérations décrites dans cette procédure se déroule au sein des pièces 121 et 122 du bâtiment lysimètre.

OBJECTIFS

Cette procédure décrit la succession d'opérations effectuées sur des échantillons élémentaires en vue de leur transformation en échantillon pour analyse par le LMRE.

Les matrices des échantillons en provenance des lysimètres de la serre pourront être de 4 types différents: filtres en acétate de cellulose de 47mm de diamètre, horizons de sols, organes de végétaux et eaux de ruissellement. Les préparations décrites dans les paragraphes suivants seront fonction de la nature de la matrice.

PREPARATION DE L'ECHANTILLON POUR MESURAGE DU ^{90}Sr

Les échantillons traités en vue de la détermination du ^{90}Sr ont déjà été conditionnés pour le mesurage en spectrométrie gamma du ^{137}Cs . Ils sont retournés avec leur fiche suiveuse de la pièce 119 dans la pièce 122 pour un complément de préparation.

- Réception de l'échantillon et de sa fiche suiveuse en retour de mesure gamma,
- Elimination de l'emballage plastique de protection et du conteneur,

Echantillon filtre

- Introduire le filtre dans un bécher de 100 ml
- Ajouter 1 ml d'entraîneur à 1g.l^{-1} de Sr^{2+} sous forme $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$,
- Ajouter le traceur (^{85}Sr) : l'activité introduite sera fonction de l'activité attendue en ^{90}Sr ,
- Ajouter 10 ml d'acide nitrique concentré p.a. (1,41),
- Chauffer sur plaque chauffante jusqu'à dissolution totale,
- S'il subsiste des particules insolubles, filtrer sur filtre millipore de 0,45 μm ,
- Ajuster le volume de la solution à 50 ml,
- Transmettre l'échantillon (solution acide A) avec sa fiche suiveuse en pièce 121 pour séparation de strontium.

Echantillon de végétaux

- Peser l'échantillon, l'introduire dans un bécher de 100 ml,
- Ajouter 1 ml d'entraîneur à 1g.l^{-1} de Sr^{2+} sous forme $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$,
- Ajouter le traceur (^{85}Sr) : l'activité introduite sera fonction de l'activité attendue en ^{90}Sr ,
- Calciner à 550°C par paliers successifs dans un four ventilé,
- Laisser refroidir l'échantillon dans un dessiccateur, puis le peser,
- Ajouter 10 ml d'acide nitrique concentré p.a. (1,41),
- Chauffer sur plaque chauffante jusqu'à dissolution totale,
- S'il subsiste des particules insolubles, filter sur filtre milipore de $0,45\text{ }\mu\text{m}$,
- Ajuster le volume de la solution à 50 ml,
- Transmettre l'échantillon (solution acide A) avec sa fiche suiveuse en pièce 121 pour séparation du strontium.

Echantillon de sol

- Introduire x g de sol dans un bécher de 100 ml, (la masse x sera fonction de l'activité attendue en ^{90}Sr avec en maximum de 30 g),
- Ajouter 1 ml d'entraîneur à 1g.l^{-1} de Sr^{2+} sous forme $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$,
- Ajouter le traceur (^{85}Sr) : l'activité introduite sera fonction de l'activité attendue en ^{90}Sr ,
- Ajouter 20 ml d'acide nitrique,
- Disposer le bécher sur une plaque chauffante et chauffer jusqu'au dégagement de vapeurs rousses,
- Ajouter goutte à goutte un volume de peroxyde d'hydrogène fonction de la quantité de matière organique à minéraliser,
- Laisser refroidir puis filtrer sur filtre millipore $0,45\text{ }\mu\text{m}$,
- Laver le filtre avec 2 fois 5 ml d'eau déminéralisée,
- Ajuster le volume de la solution à 50 ml (solution acide A),
- Transmettre l'échantillon (solution acide A) avec sa fiche suiveuse dûment complétée en pièce 121 pour séparation de strontium.

Echantillon d'eaux de ruissellement

- Prélever une aliquote d'échantillon après comptage gamma,
- Ajouter 1 ml d'entraîneur à 1g.l^{-1} de Sr^{2+} sous forme $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$,
- Ajouter le traceur (^{85}Sr) : l'activité introduite sera fonction de l'activité attendue en ^{90}Sr ,
- Transmettre l'échantillon (solution acide A) avec sa fiche suiveuse dûment complétée en pièce 121 pour séparation de strontium.

Séparation du strontium (^{85}Sr et ^{90}Sr) de la solution acide A par une solution d'éther couronne

Cette opération se déroule dans la pièce 121 du bâtiment lysimètre

- Préparer une solution 0,1 M de dicyclohexyl-18-couronne-6 dans du 1,1,2,2-tétrachloroéthane (solution B)
- Dans une ampoule à décanter de 125 ml, introduire une aliquote ou la totalité de la solution A en fonction de son activité et 5 ml de la solution B,

- Si l'aliquote de solution A introduite a un volume inférieur à 10 ml on ajoutera 10 ml d'une solution 2 M de NaNO_3 en milieu nitrique 1 N dans une ampoule avant d'introduire la solution B.
- Agiter à l'aide d'un agitateur mécanique (PROLABO®-Agitec) pendant 15 minutes (position 8),
- Recueillir la phase organique,
- Laisser la phase aqueuse dans l'ampoule à décanner, ajouter 5 ml de solution B,
- Agiter de nouveau comme indiqué ci-dessus,
- Réunir les phases organiques, les verser dans une ampoule à décanner,
- Ajouter 10 ml d'acidenitrique 1N,
- Agiter pendant 5 minutes sur position 8, laisser décanner,
- Recueillir la phase organique.

Séparation du strontium (^{85}Sr et ^{90}Sr) de la solution B

- Introduire la phase organique dans une ampoule à décanner,
- Ajouter 10 ml d'eau déminéralisée
- Agiter à l'aide d'un agitateur mécanique (PROLABO®-Agitec) pendant 15 minutes (position 8),
- Attendre 2 minutes avant de recueillir la phase aqueuse,
- Recommencer les quatre dernières opérations,
- Rassembler les 2 phases aqueuses,
- Transvaser une aliquote ou la totalité de la solution aqueuse, en fonction de son activité, dans un flacon de comptage pour scintillation liquide,
- Evaporer à sec sur bain de sable thermostaté à 150°C ,
- Reprendre le résidu par quelques gouttes d'acide nitrique concentré et ajouter goutte à goutte une petite quantité d'eau oxygénée,
- Ajouter 1 ml d'eau déminéralisée,
- Ajouter 18 ml de liquide scintillant (Lumagel ou Insta-gel), agiter pour homogénéiser,
- L'échantillon pour analyse et sa fiche suiveuse sont transmis pour mesurage en pièce 119.

Danksagung / Remerciements

Meinem verehrten Lehrer und Doktorvater, Prof. Dr. Fritz Führ, danke ich sehr für die Überlassung des Themas, die Freiheit bei dessen Ausgestaltung und die jederzeit gewährte Unterstützung.

Mein besonderer Dank gilt Prof. Dr. Moritz Knoche für die Übernahme des Korreferates und die wertvollen Hinweise zur Konzeption der Experimente sowie zur Darstellung der Ergebnisse.

Auch Prof. Dr. Karl Sommer danke ich sehr herzlich für die Übernahme des Korreferates.

Ohne die wissenschaftliche Anleitung und tatkräftige Unterstützung von Dr. Hilmar Förstel, der die Arbeit mit Umsicht und Sachverstand betreute, hätte ich die vielfältigen Aufgaben im RESSAC-Projekt nicht bewältigen können. Für diese vertrauensvolle Zusammenarbeit bin ich ihm außerordentlich dankbar.

Dr. Wilhelm Steffens hat die Grundlagen für erfolgreiche radioökologische Arbeiten am IRA gelegt und die Beteiligung am RESSAC-Programm initiiert. Ihm gilt mein Dank für seinen Rat und die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

J'adresse ma reconnaissance particulière à M. Hugon, chef du Laboratoire pour Expérimentation sur Lysimètre (LEL) à Cadarache, pour son soutien et sa confiance.

Mes remerciements vont également à M. Rongier et son équipe qui ont réalisé la contamination du lysimètre avec des aérosols POLYR en toute sécurité, malgré les conditions difficiles.

La collaboration de M^{me} Madoz-Escande et de toute l'équipe du LEL a largement contribué au succès des expérimentations. Leur accueil chaleureux m'est un agréable souvenir. Je remercie spécialement M. Tormos (LMRE) pour les mesurages γ et β et ses conseils précieux.

Die vielfältige experimentelle und organisatorische Unterstützung durch Dr. Ernst Schulte (Generaldirektion XII der Kommission der Europäischen Gemeinschaften / LEL Cadarache) weiß ich sehr zu schätzen.

Je ne saurais oublier dans ces remerciements les partenaires espagnoles, belges et anglais, pour leur esprit coopératif et les discussions scientifiques fructueuses.

C'est grâce au Dr. S. Grandjeaux du Centre d'Immunologie à Marseille-Luminy (CIML), que j'ai pu réaliser les autoradiographies utilisés dans ce mémoire.

Darüber hinaus gilt mein Dank H. Petri (ZCH), der Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz (ASS) der KFA sowie allen Mitarbeitern des Institutes für Radioagronomie, die in unterschiedlicher Weise Anteil am Gelingen dieser Arbeit hatten. Die angenehme und effiziente Zusammenarbeit mit Ingo Althoff sowie dessen Unterstützung im Labor möchte ich besonders hervorheben.

Jül-3277
September 1996
ISSN 0944-2952