

**Rheinland-Pfalz**

**Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten**

**Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz**

**Schloß**

**D-67705 Trippstadt**

**Telefon: 06306-911-0**

**Telefax: 06306-2821**

**Nr. 24/93**

**Joachim Block**

**Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium  
in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz  
insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen**

**ISSN 0931 - 9662**

Diese Arbeit wurde in der vorliegenden Fassung als Dissertation bei der  
Forstlichen Fakultät der Georg-August-Universität Göttingen angenommen.  
(Betreuer: Prof. Dr. Dr. h.c. B. Ulrich)

Teile der dieser Arbeit zugrundeliegenden Untersuchungen wurden aus Mitteln der  
Arbeitsverwaltung Kaiserslautern unterstützt.  
(ABM Nr. 43/88)

## Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen der Waldökosystemforschung an der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. Dem Leiter der Versuchsanstalt, Herrn Prof. Dr. A. Roeder bin ich zu sehr großem Dank verpflichtet, da er die Voraussetzungen für das Projekt schuf und mir stets mit fachlichem Rat zur Seite stand.

Mein besonderer Dank gilt auch Herrn Prof. Dr. Dr. B. Ulrich für die Themenstellung und die Betreuung der Arbeit.

Die umfangreichen gammaspektrometrischen Analysen wurden im Niedersächsischen Institut für Radioökologie, im Kernforschungszentrum Karlsruhe und in der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer durchgeführt. Für die überaus gute Zusammenarbeit und vor allem die sehr sorgfältigen Analysen möchte ich mich bei den Laborleitern Herrn Dr. J. Handl, Herrn Dr. M. Pimpl und Herrn Dr. H. Weller und ihren Mitarbeitern herzlichst bedanken.

Die chemischen Analysen wurden in bewährter Sorgfalt in der landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer (Laborleiter: Dr. E. Koch und K. Wies) und im Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen (Laborleiter: Dr. N. Lamersdorf) durchgeführt. Auch ihnen sei herzlichst gedankt.

Bei der Anlage der Versuche, der Durchführung der Untersuchungen und der Datenauswertung wurde ich maßgeblich durch Frau E. Cesarz, Frau U. Böhmer, Herrn Dipl. Forstwirt M. Niesar, Herrn Ch. Schwitzke und Herrn Dipl. Biol. H. Vogt unterstützt. Die vielen Grafiken wurden von Frau B. Röder, Herrn H. Immetsberger und Herrn F. Schmidt angefertigt. Bei mathematisch-statistischen Problemstellungen war mir Herr Dipl. Math. U. Wunn sehr behilflich. Die umfassenden, teils sehr schwierigen Schreibarbeiten bewältigen Frau I. Gutheil und Frau Ch. Haley. Ohne ihre Hilfe und ihr Engagement wäre die vorliegende Arbeit nicht möglich gewesen. Ihnen gilt daher mein innigster Dank.

Nicht zuletzt möchte ich mich bei den vielen hier nicht einzeln genannten Kollegen aus der Forstlichen Versuchsanstalt bedanken, die mir durch Diskussion oder auf andere Weise geholfen haben.

Tripstadt, im Februar 1993

Joachim Block

## Inhaltsverzeichnis

	Seite	
<b>I.</b>	<b>Zielsetzung, Untersuchungskonzept und Beschreibung der Untersuchungsflächen</b>	<b>1</b>
I.1	Problemstellung und Zielsetzung	1
I.2	Untersuchungskonzept	6
I.3	Untersuchungsflächen	11
I.3.1	Geographische Lage	11
I.3.2	Klima und Witterung	12
I.3.3	Geologische und mineralogische Verhältnisse	14
I.3.4	Bodenprofile und chemische Bodencharakteristika	16
I.3.5	Pflanzengesellschaften	20
I.3.6	Beschreibung der Untersuchungsbestände	22
I.3.7	Charakteristika des Wasser- und Stoffhaushaltes sowie Luftschadstoffbelastung der Untersuchungs- ökosysteme	26
<b>II.</b>	<b>Inventar und Kreislauf des Radiocäsiums und des Kaliums in den Waldökosystemen</b>	<b>32</b>
II.1	Methoden	32
II.1.1	Untersuchungsmethodik zur Ermittlung des Radio- cäsium- und Kalium-Inventars	32
II.1.1.1	Erfassung der Gehalte und Vorräte in der Dendromasse	32
II.1.1.2	Erfassung der Gehalte und Vorräte in der Bodenvegetation	34
II.1.1.3	Erfassung der Gehalte und Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden	35
II.1.1.4	Ermittlung des austauschbaren Cs 137-Anteils im Mineralboden des Standorts Merzalben	37
II.1.2	Untersuchungsmethodik zur Erfassung der Verlagerung des Radiocäsiums und des Kaliums innerhalb der Bäume	38
II.1.2.1	Periodische Erfassung der Radiocäsium- und Kalium- gehalte in Blättern und Nadeln	38
II.1.2.2	Erfassung der Radiocäsium- und Kaliumverteilung in Splintholz und Rinde einer vorherrschenden Fichte	39

II.1.3	Untersuchungsmethodik zur Ermittlung der Radiocäsium- und Kalium-Flüsse	41
II.1.3.1	Erfassung der Flüsse mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag	41
II.1.3.2	Erfassung der Flüsse mit dem Streufall	42
II.1.3.3	Erfassung der Flüsse mit dem Sickerwasser	42
II.1.4	Probenaufbereitung, gammaspektrometrische Messungen und chemische Analysen	43
II.1.4.1	Probenaufbereitung	43
II.1.4.2	Gammaspektrometrische Messungen	44
II.1.4.3	Chemische Analysen	45
II.1.5	Mathematische Auswertung	45
II.2	Ergebnisse	47
II.2.1	Radiocäsium- und Kalium-Einträge und -Austräge	47
II.2.2	Radiocäsium- und Kaliumgehalte und -Vorräte in den Waldökosystemen	52
II.2.2.1	Dendromasseverteilung, Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Dendromasse	53
II.2.2.1.1	Verteilung der Dendromasse	53
II.2.2.1.2	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Dendromasse	57
II.2.2.2	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Waldbodenvegetation	65
II.2.2.3	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Humusaufgabe und im Mineralboden	73
II.2.2.4	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Inventar der Waldökosysteme	77
II.2.3	Radiocäsium- und Kalium-Flüsse innerhalb der Waldökosysteme	79
II.2.3.1	Verlagerung mit dem Streufall	79
II.2.3.2	Verlagerung mit dem Bestandesniederschlag	87
II.2.3.3	Verlagerung mit dem Wurzelumsatz	90
II.2.3.4	Wurzelaufnahme	92

II.2.3.5	Verlagerung im Boden	94
II.2.3.6	Bauminterne Verlagerung	103
II.2.3.6.1	Entwicklung der Radiocäsium- und Radiokaliumaktivitäten in Nadeln und Blättern	103
II.2.3.6.2	Radiocäsium- und Radiokalium-Verteilung in Splintholz und Rinde einer vorherrschenden Fichte am Standort Idar-Oberstein	108
II.2.4	Radiocäsium- und Kalium-Kreislauf in den Wald-ökosystemen	112
II.3	Diskussion	122
II.3.1	Ökosystemares Verhalten des Radiocäsiums	122
II.3.1.1	Gesetzmäßigkeiten der Radiocäsiumverteilung in Wald-ökosystemen	122
II.3.1.2	Mobilität und Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums in Waldökosystemen	129
II.3.1.2.1	Mobilität im Boden	129
II.3.1.2.2	Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums	135
II.3.1.2.3	Mobilität in den Pflanzen	137
II.3.2	Vergleich des Verhaltens von Radiocäsium und Kalium in Waldökosystemen	138
III.	<b>Einfluß von Kalk- und Kaliumdüngungen auf das Verhalten von Radiocäsium in den Waldökosystemen</b>	141
III.1	Methoden	141
III.1.1	Untersuchungsmethodik zur Ermittlung des Einflusses von Düngungsmaßnahmen auf die Verlagerung des Radiocäsiums im Boden	141
III.1.2	Untersuchungsmethodik zur Ermittlung des Einflusses von Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbodenvegetation	143
III.1.2.1	Aussaatversuche	143
III.1.2.2	Drahtschmiele-Schnittversuch	147
III.1.3	Untersuchungsmethodik zur Ermittlung des Einflusses von Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbäume und auf die Radiocäsiumflüsse mit dem Streufall und dem Bestandesniederschlag	147

III.2	Ergebnisse	149
III.2.1	Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf den chemischen Bodenzustand	149
III.2.2	Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Verlagerung des Radiocäsiums im Boden	151
III.2.3	Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbodenvegetation	157
III.2.3.1	Ergebnisse der Aussaatversuche	157
III.2.3.1.1	Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf den chemischen Bodenzustand, die Nährelementaufnahme und das Wachstum der Pflanzen der Aussaatversuche	157
III.2.3.1.2	Cs 137- und K40-Aufnahme in die Pflanzen	161
III.2.3.2	Ergebnisse des Drahtschmiele-Schnittversuchs am Standort Idar-Oberstein	174
III.2.3.3	Cs 137- und K 40-Aufnahme in Waldbodenpflanzen aus Naturansamung und in Pilzfruchtkörper auf gedüngten und ungedüngten Arealen	178
III.2.4	Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbäume und die Radiocäsiumflüsse mit dem Streufall und dem Bestandesniederschlag	181
III.3	Diskussion	187
III.3.1	Einfluß einer Kalkdüngung auf die Mobilität und Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums in Waldökosystemen	187
III.3.2	Einfluß einer Kaliumdüngung auf die Mobilität und Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums in Waldökosystemen	193
IV.	<b>Abschließende Bewertung des Untersuchungsansatzes und der waldökologischen und umweltpolitischen Relevanz der Untersuchungsergebnisse</b>	196
IV.1	Kritische Würdigung des Untersuchungsansatzes	196
IV.2	Waldökologische und umweltpolitische Relevanz	198
IV.3	Folgerungen für weiterführende Untersuchungen	201
V.	<b>Zusammenfassung</b>	201
VI.	<b>Literaturverzeichnis</b>	209
VII.	<b>Anhang</b>	223

## Verzeichnis der Tabellen

	Seite	
Tab. 1:	Klimakennwerte der Untersuchungsstandorte Merzalben und Idar-Oberstein	12
Tab. 2:	Mineralgehalte an den Untersuchungsstandorten Merzalben und Idar-Oberstein	15
Tab. 3:	Oxidgehalte (chemische Gesamtgehalte aus Röntgenfluoreszenz-Analysen) an den Untersuchungsstandorten Merzalben und Idar-Oberstein	16
Tab. 4:	Beschreibung des Bodenprofils am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein	17
Tab. 5:	Chemische Bodencharakteristika des Untersuchungsstandortes Idar-Oberstein	18
Tab. 6:	Beschreibung des Bodenprofils am Untersuchungsstandort Merzalben	19
Tab. 7:	Chemische Bodencharakteristika des Untersuchungsstandortes Merzalben	19
Tab. 8:	Aufnahme der Bodenvegetation am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein	20
Tab. 9:	Aufnahme der Bodenvegetation am Untersuchungsstandort Merzalben	21
Tab. 10:	Beschreibung des Untersuchungsbestandes am Standort Idar-Oberstein	22
Tab. 11:	Nadelspiegelwerte des Fichtenbestandes am Standort Idar-Oberstein	23
Tab. 12:	Beschreibung des Untersuchungsbestandes am Standort Merzalben	24
Tab. 13:	Blattspiegelwerte des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Standort Merzalben	26
Tab. 14:	Eckdaten des Wasserhaushalts der Untersuchungsökosysteme	27
Tab. 15:	Charakterisierung der Stoffflüsse im Eichenökosystem am Standort Merzalben	28
Tab. 16:	Charakterisierung der Stoffflüsse im Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein	29
Tab. 17:	Schwefeldioxid-, Stickstoffdioxid- und Ozonkonzentrationen an den Untersuchungsstandorten Merzalben und Idar-Oberstein	31
Tab. 18:	Nachweisgrenzen für 3 typische Probenarten	45
Tab. 19:	Cs 137- und Cs 134-Flüsse mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag am Standort Idar-Oberstein	49

Tab. 20:	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten in der Waldbodenvegetation am Standort Idar-Oberstein	66
Tab. 21:	Cs 137-, Cs 134- und K40-Aktivitäten in der Waldbodenvegetation am Standort Merzalben	71
Tab. 22:	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Inventar des Fichten-Ökosystems am Standort Idar-Oberstein	77
Tab. 23:	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Inventar des Traubeneichen-Buchen-Ökosystems am Standort Merzalben	78
Tab. 24:	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten im Streufall des Fichtenbestandes am Standort Idar-Oberstein	79
Tab. 25:	Biomasse-, Cs 137-, Cs 134- und K40-Fluß mit dem Streufall am Standort Idar-Oberstein	80
Tab. 26:	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten im Streufall des Traubeneichen-Buchenbestandes am Standort Merzalben	83
Tab. 27:	Biomasse-, Cs 137-, Cs 134- und K 40-Fluß mit dem Streufall am Standort Merzalben	85
Tab. 28:	Cs 137- und Cs 134-Flüsse mit dem Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß) im Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein	88
Tab. 29:	Cs 137- und Cs 134-Flüsse mit dem Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß) im Traubeneichenbestand am Standort Merzalben	89
Tab. 30:	Spezifische und flächenbezogene Cs 137-Aktivitäten in Wurzeln und im Mineralboden der Tiefenbereiche 10 - 15 und 15 - 20 cm an den Standorten Idar-Oberstein und Merzalben im Juli 1988	91
Tab. 31:	Verlauf der spezifischen Cs 137- und K 40-Aktivitäten im Streufallmaterial aus dem Herbst 1990 von Oktober 1990 (Probenahme unmittelbar nach Hauptstreufallepisode) bis September 1991	100
Tab. 32:	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten in Fichtennadeln am Standort Idar-Oberstein	104
Tab. 33:	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten in Eichenblättern am Standort Merzalben	105
Tab. 34:	Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten in Buchenblättern am Standort Merzalben	106
Tab. 35:	Cs 137- und K 40-Verteilung in Splintholz und Rinde einer Fichte am Standort Idar-Oberstein	109
Tab. 36:	Vergleich einiger bodenchemischer Kenndaten zwischen den Standorten Idar-Oberstein und Merzalben	131
Tab. 37:	Chemische Analyse und Siebanalyse des in den Düngeversuchen ausgebrachten Dolomits	142

Tab. 38:	Cs 137-Aktivitäten im Humussickerwasser am Standort Idar-Oberstein bei verschiedenen Düngungsvarianten	154
Tab. 39:	Chemischer Bodenzustand auf ungedüngten, gekalkten und kaliumgedüngten Aussaatparzellen am Standort Merzalben	158
Tab. 40:	Vergleich der Nährstoffgehalte im Bewuchs der Aussaatparzellen beim ersten Beerntungstermin zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten	159
Tab. 41:	Vergleich der spezifischen und flächenbezogenen Cs 137- und K 40-Gehalte im Boden (arithm. Mittel und 95 % Vertrauensbereiche) zwischen den verschiedenen Varianten des Aussaatversuches	162
Tab. 42:	Nährstoffgehalte im Bewuchs der Drahtschmiele-Schnittversuch-Parzellen vor und nach den Düngungsmaßnahmen	175
Tab. 43:	Cs 137-Entzug durch die Beerntung der oberirdischen Drahtschmielebiomasse der einzelnen Parzellen des Drahtschmiele-Schnittversuchs nach der Düngung in Relation zur flächenbezogenen Cs 137-Aktivität in der Humusauf-lage	177
Tab. 44:	Cs 137- und K 40-Aktivitäten in der Bodenvegetation auf nicht gedüngten und gedüngten Arealen am Standort Merzalben	179
Tab. 45:	Cs 137- und K 40-Aktivitäten in der Bodenvegetation auf nicht gedüngten und gedüngten Arealen am Standort Idar-Oberstein	181
Tab. 46:	Cs 137-Fluß mit dem Streufall auf ungedüngten und ge-düngten Parzellen der Standorte Merzalben und Idar-Oberstein	184

## Verzeichnis der Abbildungen

	Seite	
Abb. 1:	Kompartimentmodell eines Waldökosystems mit Darstellung denkbarer Flüsse zwischen den Kompartimenten (Pfeile) und möglicher kompartimentinterner Prozesse	8
Abb. 2:	Versuchsflächenübersicht im Forstamt Idar-Oberstein	9
Abb. 3:	Versuchsflächenübersicht im Forstamt Merzalben	10
Abb. 4:	Lage der radioökologischen Untersuchungsstandorte in Rheinland-Pfalz	11
Abb. 5:	Jahres- und Vegetationszeitsummen des Niederschlages am Standort Idar-Oberstein während des Untersuchungszeitraumes von 1986 bis 1991	13
Abb. 6:	Jahres- und Vegetationszeitsummen des Niederschlages am Standort Merzalben während des Untersuchungszeitraumes von 1986 bis 1991	14
Abb. 7:	Kronenzustand der Fichten am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein	23
Abb. 8:	Kronenzustand der Eichen am Untersuchungsstandort Merzalben	25
Abb. 9:	Verfahren zur Gewinnung und Aufbereitung von Bodenproben	36
Abb. 10:	Probenahmeschema zur Erfassung der Radiocäsium- und Kalium-Verteilung in Splintholz und Rinde einer vorherrschenden Fichte am Standort Idar-Oberstein	40
Abb. 11:	Verlauf der Cs 137-Aktivität im Freilandniederschlag und im Kronendurchlaß des Fichtenbestandes am Standort Idar-Oberstein	48
Abb. 12:	Niederschlagsverteilung an den Untersuchungsstandorten Idar-Oberstein und Merzalben (Säulen) sowie Cs 137-Aktivitäten in der bodennahen Luft in Mainz (durchgezogene Linie) im Mai 1986	51
Abb. 13:	Verteilung der Dendromasse des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein	54
Abb. 14:	Verteilung der Dendromasse des Laubholzbestandes am Untersuchungsstandort Merzalben	56
Abb. 15:	Prozentuale Verteilung der Dendromasse (DM) und der Cs 137-, Cs 134- und K 40-Vorräte in der Dendromasse des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein	59
Abb. 16:	Prozentuale Verteilung der Nährelementvorräte in der Dendromasse des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein	60

Abb. 17:	Prozentuale Verteilung der Dendromasse (DM) und der Cs 137-, Cs 134- und K 40-Vorräte in der Dendromasse der Traubeneichen am Untersuchungsstandort Merzalben	62
Abb. 18:	Prozentuale Verteilung der Dendromasse (DM) und der Cs 137-, Cs 134- und K 40-Vorräte in der Dendromasse der Buchen am Untersuchungsstandort Merzalben	63
Abb. 19:	Prozentuale Verteilung der Nährelementvorräte in der Dendromasse der Traubeneichen am Untersuchungsstandort Merzalben	64
Abb. 20:	Prozentuale Verteilung der Nährelementvorräte in der Dendromasse der Buchen am Untersuchungsstandort Merzalben	65
Abb. 21:	Cs 137-Verteilung im Boden des Untersuchungsbestandes Idar-Oberstein - Bestandesteile <u>ohne</u> Drahtschmielebewuchs	74
Abb. 22:	Cs 137-Verteilung im Boden des Untersuchungsbestandes Idar-Oberstein - Bestandesteile <u>mit</u> Drahtschmielebewuchs	75
Abb. 23:	Cs 137-Verteilung im Boden des Untersuchungsbestandes Merzalben	76
Abb. 24:	Verteilung der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität im Boden des Untersuchungsbestandes Idar-Oberstein in den Jahren 1988, 1989 und 1990	96
Abb. 25:	Verlauf der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität von 1986 bis 1990 im Boden des Untersuchungsbestandes Idar-Oberstein	96
Abb. 26:	Verteilung der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität im Boden des Untersuchungsbestandes Merzalben in den Jahren 1988, 1989 und 1990	99
Abb. 27:	Verlauf der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität von 1986 bis 1990 im Boden des Untersuchungsbestandes Merzalben	102
Abb. 28:	Verlauf der spezifischen Cs 137-Aktivität in lebenden Eichenblättern und im Eichenblatt-Streufall des Untersuchungsbestandes Merzalben	107
Abb. 29:	Verlauf der spezifischen K 40-Aktivität in lebenden Eichenblättern und im Eichenblatt-Streufall des Untersuchungsbestandes Merzalben	107
Abb. 30:	Cs 137-Kreislauf im Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein	114
Abb. 31:	K 40-Kreislauf im Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein	116
Abb. 32:	Cs 137-Kreislauf im Traubeneichen-Ökosystem am Standort Merzalben	118

Abb. 33:	K 40-Kreislauf im Traubeneichen-Ökosystem am Standort Merzalben	119
Abb. 34:	Verlauf der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität von 1988 bis 1990 im Boden einer ungedüngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzelle am Standort <u>Idar-Oberstein</u>	152
Abb. 35:	Verhältnis der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität im Sommer 1990 zum Ausgangswert im Sommer 1988 (unmittelbar vor der Düngung) für die verschiedenen Tiefenstufen im Boden einer ungedüngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzelle am Standort Idar-Oberstein	153
Abb. 36:	Verlauf der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität von 1988 bis 1990 im Boden einer ungedüngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzelle am Standort <u>Merzalben</u>	155
Abb. 37:	Verhältnis der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität im Sommer 1990 zum Ausgangswert im Sommer 1988 (unmittelbar vor der Düngung) für die verschiedenen Tiefenstufen im Boden einer ungedüngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzelle am Standort Merzalben	156
Abb. 38:	Tiefenverteilung der Wurzeldichte von <u>Hainsimse</u> und <u>Drahtschmiele</u> im Mineralboden von Aussaatparzellen am Standort Merzalben	165
Abb. 39:	Tiefenverteilung der Wurzeldichte von <u>Buche</u> und <u>Fichte</u> im Mineralboden von Aussaatparzellen am Standort Merzalben	165
Abb. 40:	Verlauf der Cs 137-Aktivität in Drahtschmiele auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Merzalben	168
Abb. 41:	Verlauf der Cs 137-Aktivität in Hainsimse auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Merzalben	169
Abb. 42:	Verlauf der Cs 137-Aktivität in Fichtensämlingen und -jungpflanzen auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Merzalben	170
Abb. 43:	Verlauf der Cs 137-Aktivität in Buchensämlingen und -jungpflanzen auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Merzalben	171
Abb. 44:	Verlauf der Cs 137-Aktivität in Fichtensämlingen und -jungpflanzen auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Idar-Oberstein	173
Abb. 45:	Verlauf der Cs 137-Aktivität in Drahtschmiele auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Idar-Oberstein;	174
Abb. 46:	Verlauf der Cs 137-Aktivitäten im Erntegut aus nicht gedüngten, gekalkten und kaliumgedüngten Parzellen des Drahtschmiele-Schnittversuchs am Standort Idar-Oberstein	176

Abb. 47:	Vergleich des Verlaufs der Cs 137-Aktivitäten in Eichenblättern zwischen den einzelnen Probebäumen am Standort Merzalben	182
Abb. 48:	Vergleich des Verlaufs der Cs 137-Aktivitäten in Fichtennadeln (1. Nadeljahrgang) zwischen den einzelnen Probebäumen am Standort Idar-Oberstein	183
Abb. 49:	Cs 137-Fluß mit dem Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß) auf einer nicht gedüngten und einer gekalkten Teilfläche des Standortes Idar-Oberstein	185
Abb. 50:	Cs 137-Fluß mit dem Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß) auf einer nicht gedüngten und einer gekalkten Teilfläche des Standortes Merzalben	186

## I. Zielsetzung, Untersuchungskonzept und Beschreibung der Untersuchungsflächen

### I.1 Problemstellung und Zielsetzung

Der Reaktorunfall in Tschernobyl, Ukraine, am 26. April 1986 führte in weiten Teilen der Bundesrepublik zu einem erhöhten Fallout radioaktiver Spaltprodukte (BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 1986, WINTER et al. 1986). Es war zu befürchten, daß ähnlich den "herkömmlichen" Luftverunreinigungen auch aus dem Kraftwerksunfall stammende Radionuklide auf dem Wege der Niederschlags- und Interzeptionsdeposition verstärkt in die Waldökosysteme eingetragen worden sind. Daher wurden im Frühjahr 1986 in das Untersuchungsprogramm zweier Waldschadensuntersuchungsschwerpunkte der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz im Hunsrück und im Pfälzerwald im Rahmen einer orientierenden Erhebung auch die künstlichen Radionuklide Cäsium-137 und Cäsium-134 sowie zum Vergleich das natürliche primordiale Radionuklid Kalium-40 einbezogen.

Das langlebige, aus künstlichen Kernspaltungsprozessen stammende Radionuklid Cäsium-137 (Halbwertszeit 30,1 Jahre) wurde vor allem durch die oberirdischen Atomwaffentests von 1945 bis zur Unterzeichnung des Atomwaffentest-Stopp-Abkommens 1962 weltweit verbreitet. Durch den Tschernobyl-Unfall wurden etwa  $3,8 \times 10^{16}$  Bq freigesetzt (International Nuclear Safety Advisory Group - INSAG - 1986).

Das erheblich kurzlebigere Cäsium-134 (Halbwertszeit 2,06 Jahre) ist ein Aktivierungsprodukt, das durch Neutroneneinfang beim Tschernobyl-Unfall gebildet wurde. Es wurde im Kernwaffen-Fallout bisher nicht beobachtet und war vor dem Reaktorunfall in unserer Biosphäre nicht zu finden (BUNZL 1986). Die Cäsium-134-Freisetzung durch den Reaktorunfall in Tschernobyl wird auf etwa  $1,9 \times 10^{16}$  Bq geschätzt (INSAG 1986).

Kalium-40 ist ein natürliches Kaliumisotop mit einer Halbwertszeit von 1,28 Mrd. Jahren, das zu 0,0118 % am Gesamtkaliumgehalt vertreten ist (LIESER 1980). Es kann daher zur quantitativen Bestimmung des Kaliumgehaltes dienen.

Cäsium-137 ist wegen seiner weiten Verbreitung, seiner Langlebigkeit, seiner biologischen Mobilität und der bedeutsamen Aktivitätszufuhr zum Menschen über den Ingestionspfad eines der umweltrelevantesten Radionuklide. Da es zugleich beim Zerfall über den kurzlebigen angeregten Zustand von Barium-137 m in das stabile Barium leicht meßbare Gammastrahlen emittiert, ist Cäsium-137 wohl eines der auch schon vor dem Tschernobyl-Unfall meist untersuchten Radionuklide.

Das Cäsium-Verhalten im Boden und der Transfer in Pflanzen wurden bereits in einer Vielzahl von Einzelarbeiten (vgl. Bibliographie von FRANCIS et al. 1975) und in umfangreichen Kompendien (COUGHTREY and THORNE 1983, KLECHKOVSKII 1956, KLECHKOVSKII et al. 1971, WHICKER and SCHULTZ 1982) eingehend beschrieben. Die ganz überwiegende Zahl dieser Arbeiten befaßt sich mit dem Verhalten des Radiocäsiums auf landwirtschaftlich genutzten Standorten oder im Laborexperiment mit Ackerböden und mit Kulturpflanzen aus der Landwirtschaft. Die Untersuchungen zeigen, daß eine Reihe von Bodeneigenschaften die Beweglichkeit des Radiocäsiums im Boden und die Aufnahme in die Pflanzen erheblich beeinflussen. Im Allgemeinen verringert ein hoher Humusgehalt die Festlegung des Cäsiums an den Tonmineralen und erhöht die Cäsiumaufnahme durch die Pflanzen (z.B. BARBER 1964, ERIKSSON et al. 1988, FREDRIKSSON and ERIKSSON 1966, D'SOUZA et al. 1972). Gesteigert werden die Verfügbarkeit und die Pflanzenaufnahme durch niedrige pH-Werte, geringe Tongehalte und, damit im allgemeinen gekoppelt, geringe Kationenaustauschkapazitäten und vor allem geringe Kaliumgehalte der Böden (z.B. ABBAZOV et al. 1978, FREDRIKSSON 1963 und 1970, JACKSON and WILLIAMS 1968, MARCKWORDT and LEHR 1972, NISHITA et al. 1960, SHALHEVET 1973, WALLACE et al. 1983).

Aufgrund dieser Ergebnisse mußte auf Waldstandorten, die häufig eine Auflagehumusdecke aufweisen und vielfach nur verhältnismäßig tonarme und damit austauschschwache und kaliumarme, zum Teil auch versauerte, Böden besitzen, mit einer im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Flächen deutlich höheren und länger andauernden Bioverfügbarkeit des eingetragenen Radiocäsiums gerechnet werden. Dennoch waren Untersuchungen über das Radiocäsiumverhalten in Waldökosystemen vor dem Tschernobyl-Unfall nur spärlich vertreten und betrafen im wesentlichen nur Standorte in den USA und auf dem Gebiet der ehemaligen UDSSR.

In den USA wurden radioökologische Studien in Waldökosystemen vor allem vom Oak Ridge National Laboratory in Tennessee durchgeführt. Untersucht wurde das Radiocäsiumverhalten in nährstoffreichen Laubwaldökosystemen, die entweder durch radiocäsiumhaltiges Abwasser belastet waren oder experimentell mit erheblichen Mengen an Radiocäsium kontaminiert wurden. Im wesentlichen zeigten die Untersuchungen eine rasche Verlagerung des Radiocäsiums im Baum und aus den Bäumen über den Streufall, die Kronenauswaschung und den Wurzelumsatz in den Boden. Der Boden ist so als wesentlichste Senke anzusehen (AUERBACH et al. 1964, AUERBACH 1986, WALLER and OLSON 1967). Die Verlagerung im Boden geht dagegen nur sehr langsam vonstatten (DAHLMAN and VAN VORIS 1976) und auch die Wurzelaufnahme ist auf den tonreichen Standorten nur vergleichsweise gering (AUERBACH 1986).

Ein zweiter Schwerpunkt radioökologischer Untersuchungen in Waldgebieten liegt seit den 60er Jahren im europäischen Teil der ehemaligen Sowjetunion. Eine Vielzahl von Arbeiten vor allem aus dem Forstlichen Institut der dortigen Akademie der Wissenschaften befaßt sich insbesondere mit der Verteilung von Radionukliden in Birken-Kiefernbeständen, der mathematischen Modellierung der Wanderungsbewegungen der Radionuklide und der Kalkulation der ökologischen Halbwertszeiten der Nuklide in diesen Systemen, wobei der Schwerpunkt der Untersuchungen allerdings beim Strontium-90 liegt (z.B. ALEKSAKHIN et al. 1973, ALEKSAKHIN et al. 1976, ALEKSAKHIN and NARYSHKIN 1978, MEDNIK et al. 1981, NARYSHKIN 1973, PROKHOROV and GINSBURG 1971). Auch in diesen Untersuchungen zeigte sich, daß das Radiocäsium in den Bäumen sehr mobil ist und bei einer Kontamination des Kronenraumes relativ rasch in Richtung Boden als wesentlichster Senke verlagert wird. Die unmittelbare Aufnahme durch die Vegetationsorgane aus der Atmosphäre wird als wesentlichster Kontaminationspfad erachtet.

Weitere radioökologische Untersuchungen in Waldgebieten wurden im tropischen Regenwald Puerto Ricos durchgeführt. Dort wurde unter anderem das Rückhaltevermögen für Radiocäsium bei massiver experimenteller Radionuklidinjektion und bei der kontinuierlichen Fallout-Kontamination miteinander verglichen (HENZLIK 1970).

Die Ergebnisse der vorgenannten Projekte können nur sehr eingeschränkt auf die hiesigen Verhältnisse übertragen werden, da sich die dort untersuchten Standorte in der lithogenen Ausstattung, den chemischen Charakteristika, den klimatischen Bedingungen und in der Biozönose erheblich von den mitteleuropäischen Waldökosysteme unterscheiden. Vor dem Tschernobylunfall lagen aus Mitteleuropa keine umfassenden Studien zum Radiocäsiumkreislauf in Waldökosystemen vor. Der Tschernobyl-Unfall machte dieses Defizit offensichtlich.

Nach dem derzeitigen Kenntnisstand über das chemische Verhalten des Radiocäsiums im Boden und den Transfer vom Boden in die biotischen Glieder der Ökosysteme kommt dem Kaliumgehalt des Bodens eine wesentliche Rolle hinsichtlich der Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums zu (FREDRIKSSON 1970, MARCKWORDT and LEHR 1972, NISHITA et al. 1960). In Feld- und Laborversuchen ließ sich außer bei besonders kaliumreichen Substraten durch eine Kaliumdüngung die Radiocäsiumaufnahme in Pflanzen deutlich reduzieren (FREDRIKSSON et al. 1959, FREDRIKSSON et al. 1966, JACKSON and WILLIAMS 1968, NISHITA et al. 1959, SHALHEVET 1973, WALLACE et al. 1983). Allerdings erfolgten die Untersuchungen zu dieser Thematik nahezu ausschließlich im landwirtschaftlichen Bereich. Lediglich STOCKBRIDGE and

JENKINS (1974) überprüften die Auswirkungen einer Kaliumdüngung mit Pottasche auch in einem Waldbestand in Georgia, USA. Sie fanden überraschenderweise allerdings keine Verringerung der Cäsium-137-Aufnahme durch die Waldbodenpflanzen.

Auch die Auswirkungen von Kalkungen auf die Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums sind in Waldökosystemen vor Beginn dieser Arbeit anscheinend nicht untersucht worden. Dabei ist es durchaus wahrscheinlich, daß Kalkungen über Veränderungen des chemischen Milieus in der Humusaufgabe und im Mineralboden, eine Anregung der Streuzersetzung und die mit beiden Prozessen verbundenen Veränderungen in den Austauschereigenschaften und in der Ionenzusammensetzung der Bodenlösung das Radiocäsiumverhalten im Boden und damit dessen Bioverfügbarkeit beeinflussen. Da derzeit in der Bundesrepublik großflächig Bodenschutzkalkungen gegen die Auswirkungen versauernd wirkender Luftverunreinigungen in Waldgebieten vorgenommen werden, besteht hier ein erhebliches Wissensdefizit.

Der spektakuläre Tschernobyl-Unfall wies sehr eindringlich auf die Umweltrelevanz des Radiocäsiums hin und machte auch die Bedeutung einer Kontamination der Waldökosysteme durch Radionuklide für die Forstwirtschaft deutlich. Die Bevölkerung wurde über die Medien vielfach vor dem Verzehr von Waldfrüchten, Pilzen und Wildbret gewarnt. Trotz der in Rheinland-Pfalz vergleichsweise seltenen und eher geringfügigen Überschreitung von Radiocäsium -Grenzwerten im Wildbret ging der Absatz von Wildfleisch erheblich zurück. Die Schwierigkeiten beim Verkauf des erlegten Wildes beeinflussten die Abschlußzahlen und ließen einen Einbruch in den Bemühungen um eine Eingrenzung der Wildschäden im Wald befürchten (KASTNER 1986).

Aus der Sicht der Waldökosystemforschung bot der Tschernobyl-Fallout die Chance, die Gesetzmäßigkeiten der Verteilung eines anorganischen Elements im Waldökosystem sowie die hierbei wesentlichen Prozesse und Wechselbeziehungen zu untersuchen. Besonders vorteilhaft erschien, daß Cäsium-134 vor dem Tschernobyl-Unfall nicht in den Waldökosystemen vorhanden war und über das bekannte Verhältnis Cs 137/Cs 134 im Tschernobyl-Fallout auch bezüglich des Cäsium-137 der Ausgangszustand gut zu definieren ist. Eingedenk dieser für die Ökosystemforschung günstigen Gegebenheiten und der nahen Verwandtschaft des Cäsiums zum wichtigen Nährelement Kalium ließ eine eingehende Erforschung des Verhaltens des Radiocäsiums auch wesentliche Erkenntnisse für die Mineralstoffumsätze der Waldökosysteme erwarten.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung sollen dazu beitragen, die Verteilung von Radiocäsium in Waldökosystemen nach einem Fallout z.B. infolge eines Kernkraftwerkunfalls besser abschätzen zu können und damit die Entwicklung der Ökosystemkontamination und auch der biologischen Verfügbarkeit des Radiocäsiums möglichst realistisch zu prognostizieren.

Dazu wird das ökosystemare Verhalten des Radiocäsiums in zwei ausgewählten, hinsichtlich der Standorts, der Bestockung und der Immissionsbelastung für große Waldareale in Rheinland-Pfalz und auch in der Bundesrepublik charakteristischen Waldökosystemen beschrieben.

Untersucht werden sollen vor allem die Gesetzmäßigkeiten, denen die Radiocäsiumverteilung in den Waldökosystemen unterliegt, die Beweglichkeit und Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums in den Waldökosystemen und die Beteiligung verschiedener Flüsse und Prozesse bei der Verlagerung des Radiocäsiums. Von besonderem Interesse ist ein Vergleich der Verteilungsmuster und der Umsätze des Radiocäsiums mit denjenigen wesentlicher Bioelemente, insbesondere des Kaliums. Hiermit soll überprüft werden, inwieweit von Radiocäsium-untersuchungen auf Mineralstoffumsätze geschlossen werden kann bzw., inwieweit sich Radiocäsium in der Waldökosystemforschung sinnvoll als "Tracer" für Kalium einsetzen läßt.

In einem zweiten Teil der Arbeit sollen die Auswirkungen von Kalk- und Kaliumdüngungen<sup>1)</sup> auf die Verlagerung des Radiocäsiums in den Waldökosystemen, insbesondere auf die Beweglichkeit des Radiocäsiums im Boden und die Radiocäsiumaufnahme in Waldbäume und Waldbodenpflanzen erfaßt werden. Hiermit kann überprüft werden, wie sich die derzeit praxisübliche Bodenschutzkalkung auf die Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums auswirkt und, ob im Falle eines unfallbedingten Radiocäsium-Fallout dessen Bioverfügbarkeit und damit die Radiocäsiumkontamination von Waldfrüchten, Pilzen und Wildbret durch Kaliumdüngung verringert werden kann.

---

1) Der Begriff "Düngung" wird hier nicht im Sinne einer Maßnahme zur Ertragssteigerung, sondern im Sinne einer Behandlung des Ökosystems mit einem üblicherweise als "Düngemittel" bezeichneten Material verwendet.

## I.2 Untersuchungskonzept

Die Untersuchungen zum Verhalten von Radiocäsium in Waldökosystemen wurden in die Waldökosystemforschung der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz eingebunden. Zur Überwachung des Eintrags, Verbleibs und der Auswirkungen von anorganischen Luftverunreinigungen in den Waldökosystemen wird in Rheinland-Pfalz unter der Bezeichnung "Umweltkontrolle im Wald" ein mehrstufiges Überwachungskonzept verfolgt (BLOCK 1987). Im Rahmen dieses Ökosystem-Monitorings werden an einer Vielzahl über das Land verteilten Dauerbeobachtungsflächen der Zustand der Waldökosysteme (Kronenzustand der Waldbäume, Verbreitung und Vitalität der Bodenvegetation, chemischer und physikalischer Bodenzustand) erhoben und die Luftschadstoffbelastungen und Stoffeinträge gemessen (BLOCK et.al. 1987, BLOCK et.al. 1991a). Zwei für rheinland-pfälzische Waldgebiete besonders typische Meßorte im Hunsrück und im Pfälzerwald wurden seit 1986 zu zentralen Waldschadensuntersuchungsstandorten (Umweltkontrollstationen) ausgebaut. An diesen Standorten wird versucht, den Weg der Luftverunreinigungen von der Ankunft im Waldgebiet gegebenenfalls bis hin zum Austritt mit dem Quellwasser zu verfolgen und die wesentlichen Wechselwirkungen mit den verschiedenen Bestandteilen des Waldökosystems zu beobachten. Soweit als möglich werden alle bedeutsamen natürlichen und anthropogenen Stressoren erfaßt.

Die Standorte der beiden Umweltkontrollstationen boten sich auch für die radioökologischen Untersuchungen an, da sie bereits über eine umfangreiche Versuchsinfrastruktur verfügten und die im waldökologischen Rahmenprogramm erhobenen Daten zum Wasser- und Bioelementhaushalt für die Interpretation der radioökologischen Untersuchungsergebnisse von Interesse sein konnten.

Die Untersuchungen dieser Arbeit gliedern sich in einen deskriptiven (Kap. II) und einen experimentellen Teil (Kap. III).

In Kapitel II werden die Radiocäsiumvorräte und Radiocäsiumflüsse der beiden Waldökosysteme beschrieben und den entsprechenden Vorräten und Flüssen des Kaliums gegenübergestellt. Durch periodisch wiederholte Erfassung der Radiocäsiumgehalte wesentlicher Ökosystemglieder wird die Verlagerung des Radiocäsiums in den ersten Jahren nach einem unfallbedingtem Fallout verfolgt. Zur Beschreibung des Radiocäsiumkreislaufs wird ein einfaches Kompartimentmodell zugrunde gelegt (Abb. 1). Dieses besteht aus den Kompartimenten "Pflanzenbestand", "Humusauflage" und "Mineralboden bis 20 cm Tiefe". Zur Darstellung des Radiocäsium- und Radiokalium-Inventars wurden die Kompartimente weiter untergliedert (vgl. Kap. II.1.1). Als Einträge in das Ökosystem werden die Niederschlagsdeposition und die Interzeptionsdeposition, als Austräge der Sickerwasseroutput sowie als ökosysteminterne Flüsse der Streufall, der

Bestandesniederschlag, die Wurzelaufnahme, der Wurzelumsatz und die Verlagerung vom Humus in den Mineralboden betrachtet. Die aufgeführten Flüsse werden qualitativ, soweit als möglich auch quantitativ beschrieben.

Kapitel III umfaßt Versuche zur Beeinflussung der Radiocäsiumaufnahme in Waldbäume und Waldbodenpflanzen durch Kalk- und Kaliumdüngungen und zu den Auswirkungen dieser Maßnahmen auf die Verlagerung des Radiocäsiums in den Waldökosystemen. Hierzu werden die raum-/zeitliche Radiocäsiumverteilung im Humus, im Mineralboden, in den Vegetationsorganen der Bäume und in der Bodenvegetation sowie die Radiocäsiumgehalte im Streufall und im Bestandesniederschlag auf behandelten und unbehandelten Teilparzellen miteinander verglichen. Zur Abschätzung der Möglichkeiten einer Verringerung der Radiocäsiumaufnahme in Waldbodenpflanzen wurden zusätzlich Versuche mit einer Aussaat standortstypischer Gräser und Waldbaumsamen sowie einem periodischen Schnitt vorhandener Drahtschmielenpolster auf gedüngten und ungedüngten Parzellen angelegt.

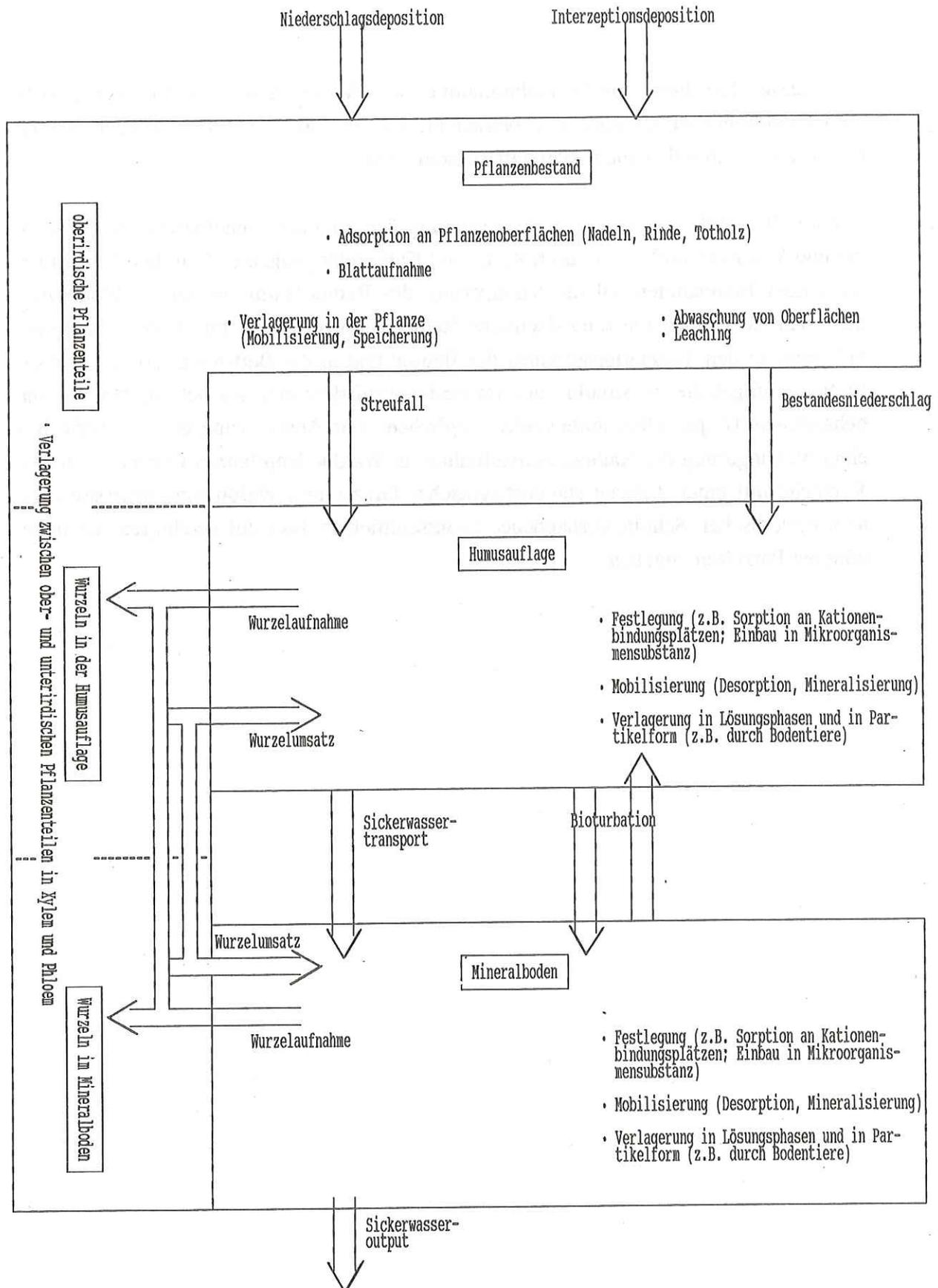
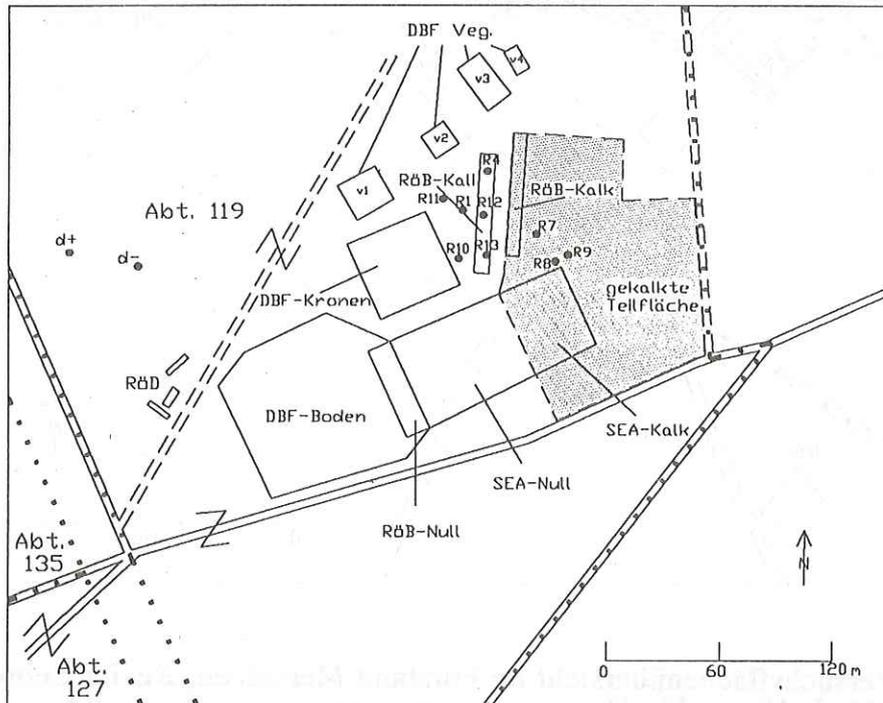


Abb. 1: Kompartimentmodell eines Waldökosystems mit Darstellung denkbarer Flüsse zwischen den Kompartimenten (Pfeile) und möglicher kompartimentinterner Prozesse

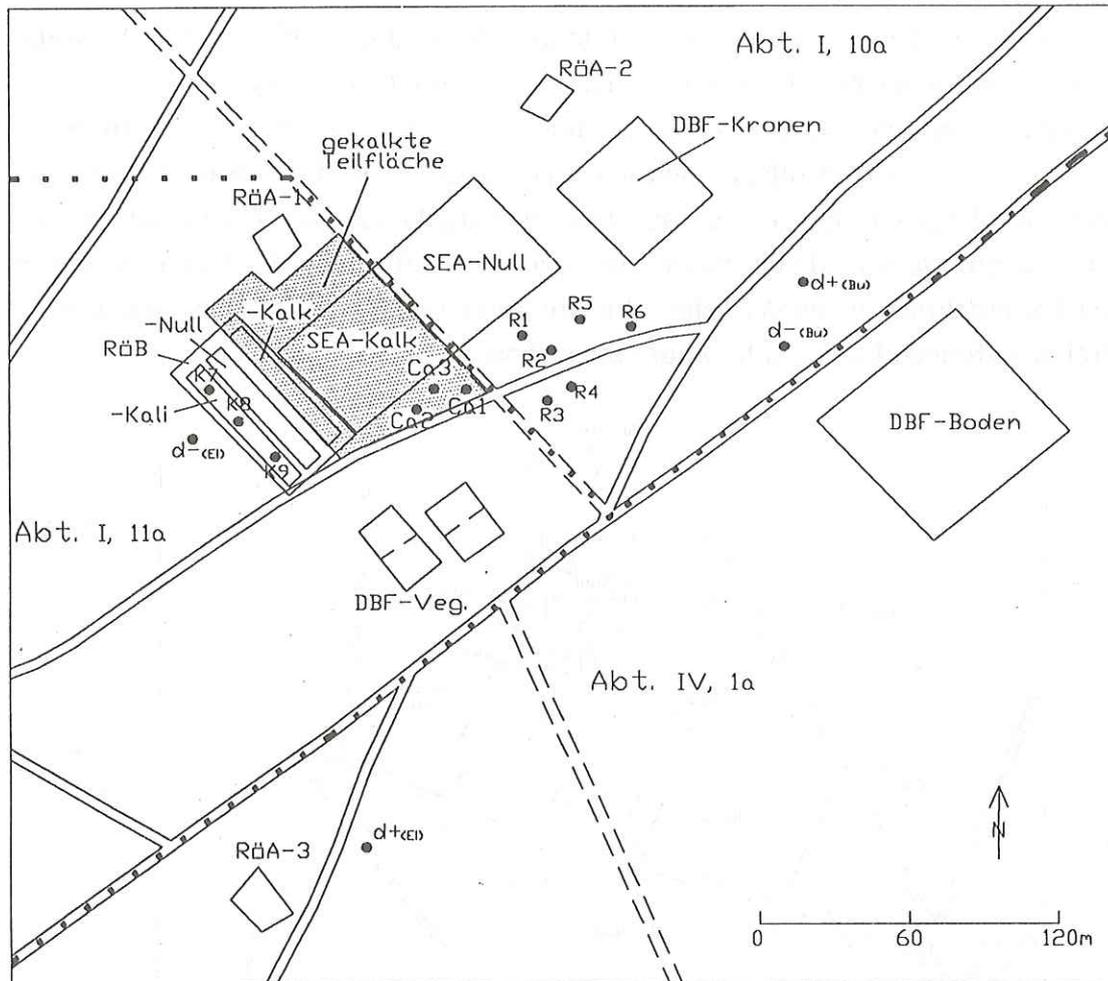
Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die Anordnung aller radioökologischer Versuchsanlagen und deren Einbindung in die Infrastruktur der Umweltkontrollstationen. Die radioökologischen Versuchsanlagen wurden räumlich möglichst eng an bereits vorhandene Anlagen der Umweltkontrollstationen gekoppelt. Lediglich die Aussaatversuche am Standort Idar-Oberstein mußten aus dem Untersuchungsbestand der Umweltkontrollstation ausgelagert werden, da die hierfür erforderliche Auflichtung des Fichtenbestandes dessen Sturmstabilität gefährdet hätte. Die Aussaatversuche wurden daher in einem etwa 300 m entfernten Fichtenaltholz auf vergleichbarem Standort angelegt.



**Abb. 2: Versuchflächenübersicht im Forstamt Idar-Oberstein, Forstrevier Leisel, Abt. 119**

Erläuterungen:

- |                                 |   |
|---------------------------------|---|
| RÖB-Null                        | Radioökologische Bodenuntersuchungsfläche   |
| RÖB-Kalk                        | - Nullparzelle, Kalkparzelle, Kaliparzelle -  |
| RÖB-Kali                        |   |
| RÖD                             | Radioökologischer Drahtschmiele-Schnittversuch  |
| R1...R13                        | Probebäume für die periodische Erfassung der Radiocäsium- und Radiokaliumgehalte in Nadeln (Stehendbeerntung) |
| d <sup>+</sup> , d <sup>-</sup> | Probebäume (Hohenadl'sche Stämme) der Radiocäsium- und Radiokaliuminventur (am 22.03.1989 gefällt)            |
| SEA-Null                        | Stoffein- und Stoffaustragsmessungen (einschließlich Radiocäsium- und Radiokalium-Flußmessungen)              |
| SEA-Kalk                        |   |
| DBF-Kronen                      | Kronenzustand-Dauerbeobachtungsfläche   |
| DBF-Veg.                        | Bodenvegetation-Dauerbeobachtungsfläche   |
| DBF-Boden                       | Bodenzustand-Dauerbeobachtungsfläche  |



**Abb. 3: Versuchsflächenübersicht im Forstamt Merzalben, Revier Leimen, Abt. I, 10a und I, 11a**

**Erläuterungen:**

- RÖB-Null      Radioökologische Bodenuntersuchungsfläche
- RÖB-Kalk      - Nullparzelle, Kalkparzelle, Kaliparzelle -
- RÖB-Kali
  
- RÖA-1      Radioökologische Aussaatversuche
- RÖA-2      Blöcke A1, A2 und A3
- RÖA-3
  
- R1-R6      Probepflanzen für die periodische Erfassung der Radiocäsium-
- Ca1-Ca6      gehalte in Blättern (Stehendbeerntung)
- K7-K9
  
- d<sup>+</sup>, d<sup>-</sup>      Probepflanzen (Hohenadl'sche Stämme) der Radiocäsium- und
- Radiokaliuminventur (am 16.03.1989 gefällt)
  
- SEA-Null      Stoffein- und Stoffaustragsmessungen (einschließlich Radiocäsium-
- SEA-Kalk      und Radiokalium-Flußmessungen)
  
- DBF-Kronen      Kronenzustand-Dauerbeobachtungsfläche
- DBF-Veg.      Bodenvegetation-Dauerbeobachtungsfläche
- DBF-Boden      Bodenzustand-Dauerbeobachtungsfläche

## I.3 Untersuchungsflächen

### I.3.1 Geographische Lage

Der Standort Idar-Oberstein liegt im Wuchsgebiet Hunsrück, Wuchsbezirk Hoch- und Idarwald, auf dem Kamm des sogenannten Schwarzwälder Hochwaldes inmitten eines größeren geschlossenen Waldgebietes, ca. 12 km nordwestlich der Stadt Idar-Oberstein (Abb. 4). Die Untersuchungsfläche gehört zum Verwaltungsbezirk des Forstamtes Idar-Oberstein, Revier Leisel. Sie befindet sich im Staatswald, Abteilung 119, auf einem ca. 3 - 8° nach Südosten geneigten Oberhang, in einer Höhenlage von 650 bis 665 m über NN.

Der Standort Merzalben liegt im Wuchsgebiet Pfälzerwald, Wuchsbezirk Mittlerer Pfälzerwald in Plateaulage, ca. 1,5 km östlich der Ortschaft Leimen. Die Untersuchungsfläche befindet sich im Forstamtsbezirk Merzalben, Revier Leimen, im Staatswald in den Abteilungen I, 10a und I, 11a, in ebener Lage ca. 550 m über NN.

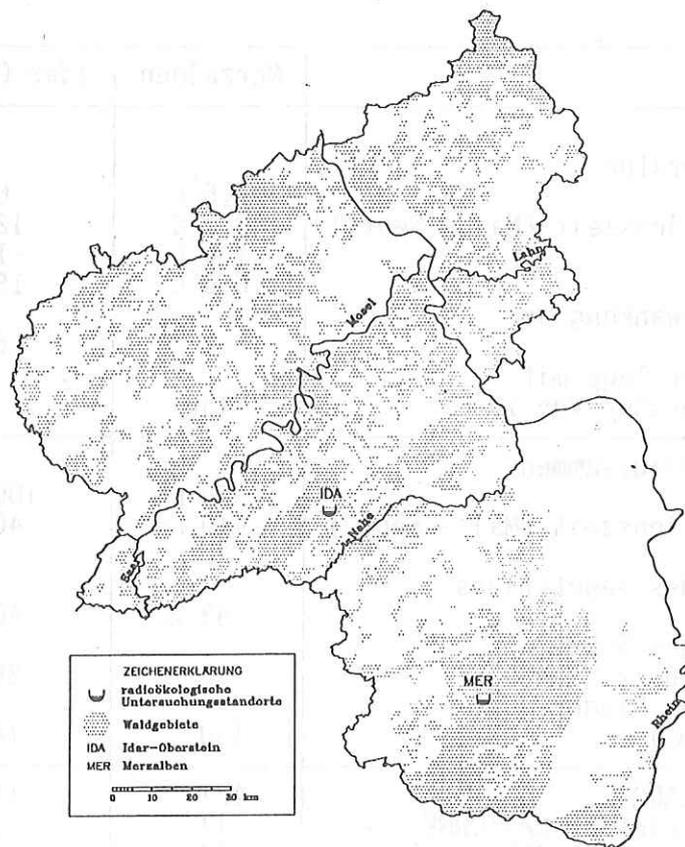


Abb. 4: Lage der radioökologischen Untersuchungsstandorte in Rheinland-Pfalz

### I.3.2 Klima und Witterung

Zur Charakterisierung des Klimas an den beiden Standorten wurden in der Tab. 1 die wesentlichsten Temperatur- und Niederschlagskennwerte sowie Klimaindizes aus dem Klimaatlas von Rheinland-Pfalz (DEUTSCHER WETTERDIENST 1957) zusammengestellt.

Der Standort Merzalben weist ein schwach subatlantisch getöntes, mäßig kühles Mittelgebirgsklima auf. Durch die Lee-Lage zum Kamm des Hunsrücks ist ein leicht subkontinentaler Einschlag erkennbar. Vom Niederschlagsregime her ist das Klima als ziemlich niederschlagsreich und ziemlich sommerfeucht zu bezeichnen. Der Standort kann dem oberen Bereich der submontanen Höhenstufe und von der Wuchszonierung her der oberen Buchenmischzone zugeordnet werden.

**Tab. 1: Klimakennwerte der Untersuchungsstandorte Merzalben und Idar-Oberstein (zusammengestellt aus dem Klimaatlas von Rheinland-Pfalz, Deutscher Wetterdienst 1957)**  
- Periode 1881 bis 1930 -

Kennwert	Merzalben	Idar-Oberstein
Mittlere Lufttemperatur		
- Jahr	7,5 °C	6,5 °C
- Vegetationszeit (Mai - Sept.)	13,7 °C	12,6 °C
- Januar	-1,0 °C	-1,0 °C
- Juli	16,0 °C	15,0 °C
Mittlere Jahresschwankung der Lufttemperatur	17,0 °C	16,0 °C
Mittlere Anzahl der Tage mit einer Mindesttemperatur von 10 °C	150	125
Mittlere Niederschlagssummen		
- Jahr	950 mm	1000 mm
- Vegetationszeit (Mai - Sept.)	410 mm	405 mm
Mittlerer Anteil des Vegetationszeitniederschlags	43 %	40 %
Mittlerer Anteil der Schneemenge am Gesamtniederschlag	15 %	20 %
Mittlere Anzahl der Niederschlagstage ( $\geq 1$ mm)	130	145
Regenfaktor nach LANG	127	154
Trockenheitsindex nach DE MARTONNE	17	18
Trockenheitsindex nach REICHEL	59	73
Eichenquotient nach ELLENBERG	17	15

Der Standort Idar-Oberstein liegt in einem schwach bis mäßig subatlantisch getöntem, mäßig kühlem Klimabereich. Aufgrund seiner Kammlage ist der ozeanische Einfluß stärker ausgeprägt als am Standort Merzalben. Die mittlere Jahresschwankung der Lufttemperatur und der mittlere Anteil des Vegetationszeitniederschlages am Gesamtniederschlag ist etwas geringer. Die Lufttemperatur liegt sowohl im Jahresdurchschnitt als auch in der Vegetationszeit um ca. 1° niedriger als am Standort Merzalben. Die Vegetationszeit ist entsprechend merklich kürzer und der Schneeanteil im Winter höher. Der Standort Idar-Oberstein läßt sich aufgrund seiner Klimaindizes in die montane Höhenstufe und die untere Buchenzone eingruppiieren.

Der Untersuchungszeitraum von 1986 bis 1991 weist ein besonders niederschlagsreiches Jahr (1987), ein besonders trockenes Jahr (1991) und vier hinsichtlich der Niederschlagshöhen mehr oder minder durchschnittliche Jahre auf (Abb. 5 und 6).

Die Vegetationszeitniederschläge des Tschernobyl-Unfall-Jahres 1986 lagen an beiden Standorten nahe den langjährigen Mittelwerten. Das folgende Jahr (1987) erbrachte vor allem am Standort Idar-Oberstein deutlich überdurchschnittliche Niederschläge. In den Jahren 1988 bis 1991 lagen dagegen die Vegetationszeitniederschläge durchweg unter den langjährigen Mittelwerten. Besonders das Jahr 1991 kann als erheblich zu niederschlagsarm bezeichnet werden. Die Vegetationszeitniederschläge beliefen sich im Jahr 1991 an beiden Standorten nur etwa auf die Hälfte der langjährigen Mittelwerte.

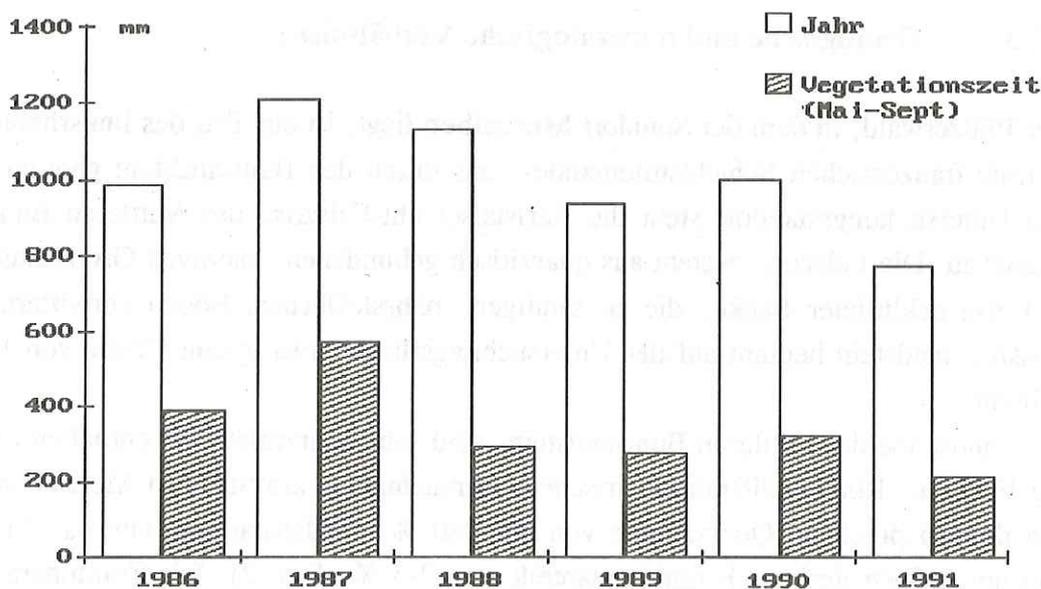


Abb. 5: Jahres- und Vegetationszeitsummen des Niederschlages am Standort Idar-Oberstein während des Untersuchungszeitraumes von 1986 bis 1991

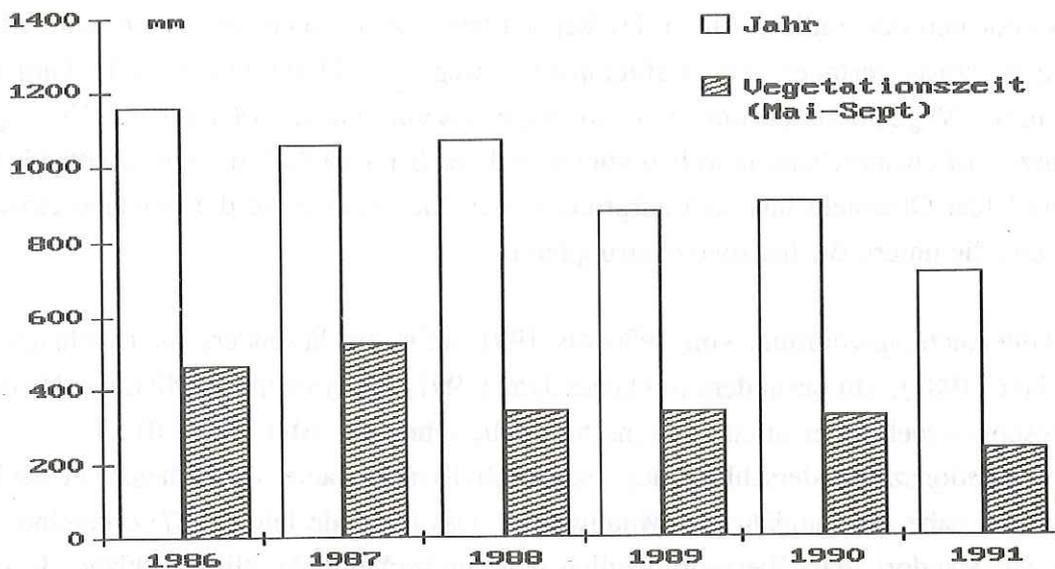


Abb. 6: Jahres- und Vegetationszeitsummen des Niederschlages am Standort Merzalben während des Untersuchungszeitraumes von 1986 bis 1991

### I.3.3 Geologische und mineralogische Verhältnisse

Der Pfälzerwald, in dem der Standort Merzalben liegt, ist ein Teil des linksrheinischen deutsch-französischen Schichtstufenlandes, das durch den Buntsandstein geprägt wird. Am Untersuchungsstandort steht die Karlstalschicht-Felszone des Mittleren Buntsandsteines an. Die Felszone besteht aus quarzitisch gebundenen, massiven Grobsandsteinen in Form geklüfteter Bänke, die zu sandigen, nährstoffarmen Böden verwittern. Der massive Sandstein beginnt auf der Untersuchungsfläche etwa in einer Tiefe von 100 bis 140 cm.

Die Sandsteine des mittleren Buntsandsteins sind sehr quarzreich und enthalten nur wenig Feldspat. Röntgendiffraktometrische Untersuchungen am Standort Merzalben ergaben dementsprechend Quarzanteile von über 80 %, Feldspatanteile von ca. 11-13 % und nur äußerst geringe Tonmineralanteile von 2-5 % (Tab. 2). Die Tonminerale sind stark verwittert und im wesentlichen zu Wechsellagerungsmineralen und Aluminiumchloriten umgewandelt (BUTZ-BRAUN 1990). Die chemische Gesamtanalyse zeigt sehr hohe  $\text{SiO}_2$ -Gehalte, geringe  $\text{K}_2\text{O}$ - und verschwindend geringe  $\text{CaO}$ - und  $\text{MgO}$ -Gehalte (Tab. 3).

Der Hunsrück mit dem Standort Idar-Oberstein ist Teil des Rheinischen Schiefergebirges. Die Stratigraphie des Untersuchungsraumes wird durch paläozoische Gesteine des Unterdevons geprägt. An der Untersuchungsfläche steht Taunusquarzit aus der Siegener Stufe an. Die quartäre Bedeckung ist an dieser Stelle ca. 1,5 m mächtig und besteht aus einer löblehmhaltigen Fließerde über einer pleistozänen Schuttdecke aus Taunusquarzit. Die Deckschicht dürfte zudem Beimengungen aus allerödzeitlichem Laacher Bimstuff enthalten (KRIETER et al. 1991).

Die quantitative Mineralanalyse am Standort Idar-Oberstein zeigt im Vergleich zu Merzalben deutlich höhere Tonmineralanteile (Tab. 2). Der Standort ist der Gruppe der illitreichen Substrate mit mittlerem Tonmineralanteil und mittlerer Kristallinität

**Tab. 2: Mineralgehalte an den Untersuchungsstandorten Merzalben und Idar-Oberstein; Spanne aus 4 Analysen; Angaben in Prozent (zusammengestellt aus röntgendiffraktometrischen Untersuchungen von BUTZ-BRAUN, 1990)**

Mineral	Merzalben		Idar-Oberstein	
	5-10 cm	60-90 cm	5-10 cm	30-60 cm
Quarz	78 - 82	81 - 85	48 - 53	45 - 52
Alkali-Feldspat	12 - 13	11 - 13	8 - 11	8 - 11
Hornblende	0	0	0 - 2	0 - 4
Goethit	0	0	0	0 - 2
Illit	0 - 1	1 - 3	13 - 18	15 - 27
Smektit	0	Spuren	7 - 13	6 - 11
Chlorit	1	1 - 2	0	0
Kaolinit	0	0	6 - 9	8 - 12
röntgenamorphe Fe-+Al-Mineraie	2 - 3	2 - 3	3 - 8	0 - 3
Organische Substanz	5 - 7	0	0	0

(vgl. BLOCK et al. 1991) zuzuordnen. Der chemische Gesamtaufschluß weist gegenüber dem Standort Merzalben etwas höhere Gehalte an Kalium-, Calcium- und Magnesiumoxiden auf. Die im Vergleich zu Merzalben etwas günstigere geogene Ausstattung des Standorts Idar-Oberstein dürfte im wesentlichen auf die Beimengungen an Löß und gegebenenfalls an Laacher Bimstuff zurückzuführen sein.

**Tab. 3: Oxidgehalte (chemische Gesamtgehalte aus Röntgenfluoreszenz-Analysen) an den Untersuchungsstandorten Merzalben und Idar-Oberstein; Spanne aus 4 Analysen; Angaben in Prozent (zusammengestellt aus Untersuchungsbefunden von BUTZ-BRAUN, 1988)**

Oxid	Merzalben		Idar-Oberstein	
	5-10 cm	60-90 cm	5-10 cm	30-60 cm
SiO <sub>2</sub>	87,3 - 90,3	89,5 - 93,3	77,9 - 80,2	75,1 - 77,6
CaO	0,2 - 0,4	0,1 - 0,3	0,5 - 0,6	0,6 - 0,7
K <sub>2</sub> O	1,7 - 1,8	1,5 - 1,9	2,2 - 2,4	2,3 - 2,7
MgO	0,3	0,2 - 0,4	0,3 - 0,5	0,3 - 0,4
Na <sub>2</sub> O	0,0 - 0,1	0,0 - 0,1	0,0 - 0,1	0,0
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	5,2 - 7,2	3,4 - 6,0	9,3 - 11,2	11,1 - 13,2
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	1,1 - 1,6	0,6 - 1,6	5,0 - 5,8	4,9 - 5,8
TiO <sub>2</sub>	0,5 - 0,6	0,3 - 0,4	1,2	1,2 - 1,3
Glühverlust	0,0 - 6,8	0,0 - 0,9	0,0	0,0

#### I.3.4 Bodenprofile und chemische Bodencharakteristika

Am Standort Idar-Oberstein hat sich aus der Fließerde eine skelettreiche, mäßig podsolige Braunerde mit einer starkmächtigen Humusauflage (rohhumusartiger Moder mit Übergängen zum Rohhumus) entwickelt (Tab. 4). Die sehr weiten C/N- und C/P-Verhältnisse in der Humusauflage lassen eine Zersetzungshemmung durch N- und P-Mangel erwarten (v. ZEJSCHWITZ 1980) (Tab. 5). Die pH-Werte in der Humusauflage sind extrem niedrig; der Basensättigungsgrad liegt aber noch knapp über der von MEIWES et al. (1984) angegebenen Schwelle für eine Gefährdung der Mykorrhizapilze und der Feinwurzeln durch Säuretoxizität. Die obersten 10 cm des Mineralbodens befinden sich im Eisen-Aluminiumpufferbereich, der darunter liegende Boden im Aluminiumpufferbereich. Dementsprechend dominieren am Austausch Aluminiumionen. Die Basensättigung ist über den gesamten Profilverbereich mit 3 - 9 % der effektiven Kationenaustauschkapazität nur sehr gering. Die austauschbaren Kalium- und Magnesiumgehalte liegen mit Sättigungen unter einem Prozent im Oberboden im Bereich sehr geringer Elastizität hinsichtlich der Kalium- und Magnesiumversorgung (MEIWES et al. 1984). Die hohen H + Fe Anteile an der effektiven Kationenaustauschkapazität in den

**Tab. 4: Beschreibung des Bodenprofils am Untersuchungsstandort  
Idar Oberstein (Symbole nach BML 1990)**

Horizont	Tiefe (cm)	Bodenart	Humosität	Skelettanteil (%)	Gefüge	Lagerdichte	Durchwurzelung	Farbe (Munsel)
L	6,5 - 9	Vn					-	
Of	4 - 6,5	Vn					W 5	
Oh	0 - 4	Vn					W 5	
Ahe	0 - 7	Us	h 4	10	koh	1	W 5	7.5 YR 3/2
Bhv	7 - 17	Us	h 2	20	koh	1	W 5	5 YR 4/4
Bv	17 - 55	Us	h 0	40	koh	1	W 3	5 YR 6/6
Cv1	55 - 80	Su2	h 0	70	ein	3	W 2	5 YR 6/4
Cv2	80 - 105	Su2	h 0	80	ein	3	W 0	5 YR 5/5

Bodentyp : p3B - Mäßig podsolige Braunerde  
 Humusform: mor - Rohumusartiger Moder  
 Durchwurzelungstiefe (nach A. Sta 61): 70 cm  
 nutzbare Wasserkapazität (nach A.Sta 61): 77 mm  
 Frischstufe (nach A.Sta 61): 20  
 Standortseinheit (nach A.Sta 61): Mm 2 (Nr. 52)

obersten 10 cm des Mineralbodens weisen auf eine sehr geringe Elastizität gegenüber Säuretoxizität und auf akute Versauerungsvorgänge hin. Die verfügbaren Kalium-, Magnesium- und Kalziumvorräte sind im Vergleich zu den Befunden einer landesweiten Bodenzustandserhebung (BLOCK et al. 1991) als gering einzustufen. Zudem liegen erhebliche Teile (bei Magnesium drei Viertel) dieser Nährstoffvorräte in der Humusauf-  
ge.

**Tab. 5: Chemische Bodencharakteristika des Untersuchungsstandortes Idar-Oberstein**

Humusauflage (L+Of+Oh)	Elementgehalte														
	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Al	Si				
	-----mg/g-----														
	451	16	0,5	0,7	1,8	0,4	0,2	4,1	0,3	4,9	48				
Mineralboden	ökochemische Kennwerte														
	pH(KCl)	pH(CaCl <sub>2</sub> )		C/N	C/P	Ca/Ca+Al+Fe									
	2,4	2,7		28	573	0,12									
Mineralboden	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Elementgehalte			austauschbare Kationen										BS %
		C %	N %	P mg/100g	K .....	Ca .....	Mg .....	Na .....	H .....	Fe .....	Mn .....	Al .....	AKe .....		
		-----µmol IÄ/g-----													
0 - 5 cm	2,9	7,9	0,3	36	1,5	5,7	1,5	0,6	53,0	4,9	0,4	85,7	153	6	
5 - 10 cm	3,2	4,9	0,2	33	1,1	2,6	1,0	0,5	21,7	2,8	1,2	108	139	4	
10 - 30 cm	4,0	2,8	0,2	28	0,7	0,9	0,3	0,4	< 0,7	0	0,3	65,5	69	3	
30 - 60 cm	4,4	1,4	0,1	33	0,9	0,5	0,2	0,3	0	0	<0,2	36,7	39	5	
60 - 90 cm	4,3	1,1	0,1	35	1,3	1,1	0,4	0,3	0	0	0,4	32,7	36	9	
Vorräte in der Humusauflage: 101 kg K, 55 kg Mg, 238 kg Ca															
Vorräte (austauschbare Kationen) im Mineralboden bis 60 cm Tiefe: 152 kg K, 19 kg Mg, 100 kg Ca															

AKe = effektive Kationenaustauschkapazität; BS = Basensättigung (Na<sup>+</sup>+K<sup>+</sup>+Ca<sup>++</sup>+Mg<sup>++</sup>/AKe)  
Analyseverfahren siehe Anhang 1

Am Standort Merzalben liegt als Bodentyp eine (sehr) schwach podsolige Braunerde vor (Tab. 6). Als Humusform hat sich unter dem Laubholzbestand ein F-Mull bis mullartiger Moder ausgebildet. Der Streuumsatz ist hier demnach deutlich besser als am Standort Idar-Oberstein. Der Skelettgehalt ist im Oberboden vergleichsweise gering. Der Mineralboden befindet sich im Aluminiumpufferbereich, ab 30 cm mit Übergängen zum Austauscherpufferbereich (Tab. 7). Die effektive Kationenaustauschkapazität ist im Vergleich zum Standort Idar-Oberstein nur halb so hoch. Auch am Standort Merzalben dominieren Aluminiumionen; die geringe H + Fe-Sättigung zeigt jedoch, daß der Boden weit weniger versauert ist als der Boden am Standort Idar-Oberstein. Die Kaliumsättigung liegt im Bereich mittlerer Elastizität, die Magnesiumsättigung im Bereich geringer Elastizität hinsichtlich der Versorgung der Ökosysteme mit diesen Elementen. Die verfügbaren Vorräte sind beim Kalium im Landesvergleich als gering, beim Magnesium und beim Kalzium als sehr gering einzustufen.

**Tab. 6: Beschreibung des Bodenprofils am Untersuchungsstandort Merzalben (Symbole nach BML 1990)**

Horizont	Tiefe (cm)	Bodenart	Humosität	Skelettanteil (%)	Gefüge	Lagerdichte	Durchwurzelung	Farbe (Munsel)
L	2 - 3,5	Vb					-	
Of	0 - 2	Vb					W 0	
A(e)h	0 - 6	Su3	h 4	5	koh	1	W 5	5 YR 3/2
Bvh	6 - 25	Su3	h 2	7	ein	1	W 4	5 YR 4/2
Bv	25 - 55	Su2	h 0	10	ein	2	W 3	7,5 YR 4/6
Bv-Cv	55 - 80	Su2	h 0	20	ein	2	W 2	5 YR 5/6
Cv	80 - 120	S	h 0	40	ein	2	W 0	5 YR 7/4

Bodentyp : p2B - (sehr) schwach podsolige Braunerde  
 Humusform: muf - F-Mull (stellenweise mullartiger Moder)  
 Durchwurzelungstiefe (nach A.Sta 61): 60 cm  
 nutzbare Wasserkapazität (nach EDER 1979): 117 mm  
 Frischstufe (nach A.Sta 61): 20  
 Standortseinheit (nach A.Sta 61): Sa2 (Nr. 33)

**Tab. 7: Chemische Bodencharakteristika des Untersuchungsstandortes Merzalben**

Humusauflage (L+Of)	Elementgehalte													
	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Al	Si			
	-----mg/g-----													
	305	12	0,7	0,9	4,7	0,9	0,1	5,0	2,1	5,1	174			
	ökochemische Kennwerte													
	pH(KCl)	pH(CaCl <sub>2</sub> )	C/N	C/P	Ca/Ca+Al+Fe									
	3,9	4,1	25	407	0,22									
Mineralboden	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Elementgehalte			austauschbare Kationen									
		C %	N %	P mg/100g	K	Ca	Mg	Na	H <sup>+</sup>	Fe	Mn	Al	AKe	BS %
		-----µmol IÄ/g-----												
0 - 5 cm	3,5	5,3	0,3	38	1,7	2,8	1,6	0,5	3,6	<0,8	3,6	52,3	66	10
5 - 10 cm	3,9	2,8	0,2	28	1,1	0,9	0,7	0,3	<0,3	0	1,5	42,7	47	6
10 - 30 cm	4,3	1,4	0,1	21	0,8	0,4	0,2	0,4	0	0	0,5	26,2	28	6
30 - 60 cm	4,3	0,5	0,4	16	0,7	<0,4	0,1	<0,4	0	0	<0,4	20,0	21	6
60 - 90 cm	4,2	0,2	0,0	11	0,5	<0,3	0,1	<0,4	0	0	<0,2	13,9	15	7

Vorräte in der Humusauflage: 35 kg K, 18 kg Mg, 73 kg Ca  
 Vorräte (austauschbare Kationen) in Mineralboden bis 90 cm Tiefe: 297 kg K, 30 kg Mg, 81 kg Ca

AKe = effektive Kationenaustauschkapazität; BS = Basensättigung (Na<sup>+</sup>+K<sup>+</sup>+Ca<sup>++</sup>+Mg<sup>++</sup>/AKe)  
 Analyseverfahren siehe Anhang 1

### I.3.5 Pflanzengesellschaften

Der Untersuchungsstandort Idar-Oberstein ist innerhalb der klimabedingten Waldgesellschaften der Gruppe der artenarmen montanen Hainsimsen-Buchenwälder mit Drahtschmiele zuzuordnen. Die Vegetationsaufnahme (Tab. 8) zeigt vor allem Arten der Drahtschmielegruppe auf mäßig frischen Standorten mit schlechten Moderhumusformen. Die Feuchteverhältnisse scheinen trotz der gleichförmigen Hangausformung kleinstandörtlich erheblich zu variieren, da sowohl Zeiger trockener Verhältnisse (*Leucobrium glaucum*) als auch Frischezeiger (*Galium harcynicum*, *Dryopteris carthusiana*) auftreten. Vereinzelt wurden auch Ruderalisierungszeiger wie *Senecio fuchsii* und *Epilobium angustifolium* angetroffen.

**Tab. 8: Aufnahme der Bodenvegetation am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein - 16.08.1988 -**

Art	ökologische Artengruppe 1)	Artmächtigkeit 1)
<u>Bäume und Sträucher</u>		
<i>Picea abies</i> (juv.)		1
<i>Sorbus aucuparia</i> (juv.)		r
<i>Fagus silvatica</i> (juv.)		r
<i>Vaccinium myrtillus</i>	II 1	1
<i>Rubus idaeus</i>		r
<u>Krautige Pflanzen</u>		
<i>Galium harcynicum</i>	III 2	1
<i>Senecio fuchsii</i>	II 3a	r
<i>Oxalis acetosella</i>	II-IV 2-4	r
<i>Epilobium angustifolium</i>	II 3	r
<u>Gräser</u>		
<i>Deschampsia flexuosa</i>	II 2a	3
<i>Luzula albida</i>	II 2c	r
<i>Carex pilulifera</i>	II 2a	r
<u>Farne</u>		
<i>Dryopteris carthusiana</i>	II 2	+
<u>Moose</u>		
<i>Polytrichum formosum</i>	II 2a	1
<i>Leucobrium glaucum</i>	I 2	+
<i>Dicranum scoparium</i>	II 1	1
<i>Pleurozium schreberi</i>	II 1	+

1) Gruppierung nach: Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgruppe Forsteinrichtung: Forstliche Standortsaufnahme, 4. Aufl. (1980), Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup

Das gleichzeitige Vorkommen der Stickstoffweiser *Senecio fuchsii* und *Epilobium angustifolium* und des Stickstoffmangelzeigers *Leucobrium glaucum* deutet auf erhebliche kleinräumige Unterschiede in der Stickstoffausstattung hin. Diese heterogene Stickstoffversorgung kann möglicherweise auf Eutrophierungseffekte durch den atmosphärischen Stickstoffeintrag in Verbindung mit unterschiedlichem Kronenschluß zurückgeführt werden.

Am Untersuchungsstandort Merzalben ist wegen des dichten Buchenunterwuchses mit Ausnahme von temporär erscheinenden Eichensämlingen nahezu keine Bodenvegetation vorhanden. Lediglich in Bestandeslücken und entlang von Wegen treten Arten der *Deschampsia flexuosa*- und *Luzula albida*-Gruppe auf (Tab. 9). In benachbarten Beständen mit vergleichbaren Standortverhältnissen aber ohne Buchenunterstand ist flächendeckend Heidelbeere vorhanden. Die potentiell natürliche Waldgesellschaft dürfte daher ein Heidelbeer-Traubeneichen-Buchenwald mit Übergängen zum Hainsimsen-Traubeneichen-Buchenwald sein.

**Tab. 9: Aufnahme der Bodenvegetation am Untersuchungsstandort Merzalben - 17.08.1988 -**

Art	ökologische Artengruppe 1)	Artmächtigkeit 1)
<u>Bäume und Sträucher</u> <i>Quercus petraea</i> (juv.) <i>Fagus sylvatica</i> (juv.) <i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Rubus idaeus</i>	II 1	I r nur in Bestandeslücken nur in Bestandeslücken
<u>Krautige Pflanzen</u> <i>Epilobium angustifolium</i> <i>Veronica officinalis</i>	II 3 II 2a	nur in Bestandeslücken nur in Bestandeslücken
<u>Gräser</u> <i>Deschampsia flexuosa</i> <i>Luzula albida</i> <i>Luzula pilosa</i>	II 2a II 2c II 3a	nur in Bestandeslücken nur in Bestandeslücken nur in Bestandeslücken
<u>Moose</u> <i>Hypnum cupressiforme</i> <i>Polytrichum juniperum</i>	II 1 I 2	nur in Bestandeslücken nur in Bestandeslücken

1) Gruppierung nach: Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgruppe Forsteinrichtung: Forstliche Standortsaufnahme, 4. Aufl. (1980), Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup

### I.3.6 Beschreibung der Untersuchungsbestände

Der Untersuchungsbestand des Standortes Idar-Oberstein ist ein geschlossenes Fichtenaltholz aus Pflanzung im Jahre 1874 (Bestandesdaten: Tab. 10). Nahezu alle Fichten weisen für diese Höhenlage typische Schneebruchschäden in Form von Kronenbrüchen auf. Dennoch kann die Kronenausbildung als gut bezeichnet werden.

**Tab. 10: Beschreibung des Untersuchungsbestandes am Standort Idar-Oberstein**

Alter (1988)	: 114 Jahre; Stammzahl: 392 Bäume/ha
Durchmesser (BHD):	dmin: 18,9 cm, dmax: 56,4 cm, $\bar{d}$ : 35,3 cm, dg: 35,8 cm
Höhen	: $\bar{h}$ : 27,3 m, hg: 27,4 m, ho 20 %: 29,3 m
Ertragsklasse (WIEDEMANN 1936/42):	II,8; Grundfläche: 39,5 m <sup>2</sup> /ha
Bestockungsgrad	: 1,0; Vorrat 517,2 Vfm/ha

Symbole nach KRAMER 1988, S. 51

Der Vitalitätszustand der Kronen (Nadelverluste und Vergilbung) wird in einer Waldschadensdauerbeobachtungsfläche seit 1983 erfaßt (SCHRÖCK 1993). Der Anteil deutlich geschädigter Bäume (Summe der Stufen 2-4) liegt im gesamten Beobachtungszeitraum meist unter 10 % (Abb. 7) und damit deutlich unter dem Landesdurchschnitt der über 60-jährigen Fichten (vgl. HEIDINGSFELD 1991). Vergilbungen treten im Untersuchungsbestand nur in unbedeutendem Umfang auf. Der aus der Anzahl und Vollständigkeit der Benadelung auf der Hauptachse von Ästen des 7. Quirls hergeleitete Benadelungsindex (KNABE 1983) lag im Dezember 1986 im Mittel von 12 Bäumen bei  $521 \pm 51$ . Auch hieraus läßt sich nur eine geringe Kronenschädigung herleiten.

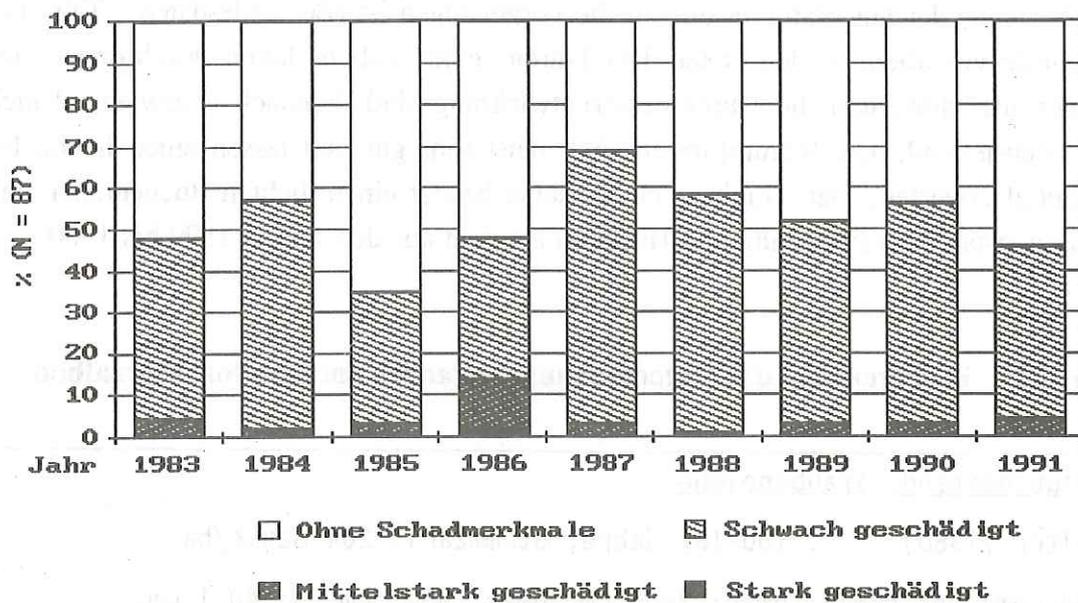


Abb. 7: Kronenzustand der Fichten am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein (Klassifizierung nach UN-ECE 1989, S. 11)

Die Nadelspiegelwerte des Fichtenbestandes (Tab. 2.11) zeigen durchaus befriedigende Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumgehalte. Die Calciumgehalte sind dagegen nur gering, ohne daß hieraus auf eine Unterversorgung geschlossen werden könnte (vgl. BLOCK et al. 1991). Die Magnesiumgehalte liegen im Mangelbereich und nur sehr knapp über der von REEMTSMA (1986) angegebenen Vergilbungsschwelle. Die Schwefel- und Chlorgehalte sind unauffällig und weisen nicht auf außergewöhnliche Immissionsbelastungen hin.

Tab. 11: Nadelspiegelwerte des Fichtenbestandes am Standort Idar-Oberstein, 7. Quirl, Mischprobe von 3 Bäumen, Probenahme: 26.10.1988

Nadel-jahrgang	N %	P %	-----mg/kg Trockenmasse-----					
			K	Ca	Mg	Mn	S	Cl
1.	1,67	0,15	6172	3366	804	1181	1217	540
3.	1,46	0,12	5605	3737	349	679	1231	310

Am Untersuchungsstandort **Merzalben** stockt ein ca. 161 bis 187-jähriger Traubeneichenbestand, der aus Naturverjüngung hervorgegangen ist (Bestandesdaten: Tab. 12). Er wurde vor allem in den ersten 100 Jahren seines Lebens kaum durchforstet. Die Kronenausbildung und die Durchmesserentwicklung sind demnach überwiegend nicht zufriedenstellend. Die Stammformen sind meist sehr gut und lassen einen hohen Furnieranteil erwarten. Der Traubeneichenbestand besitzt einen dichten Buchenunter- und -zwischenstand aus Pflanzung und Hackenschlagsaat aus den Jahren 1890 bis 1900.

**Tab. 12: Beschreibung des Untersuchungsbestandes am Standort Merzalben**

<u>Hauptbestand: Traubeneiche</u>	
Alter (1988)	: 160-187 Jahre; Stammzahl: 204 Bäume/ha
Durchmesser (BHD):	dmin: 26,5 cm, dmax: 58,7 cm, $\bar{d}$ : 40,1 cm, dg: 40,6 cm
Höhen	: $\bar{h}$ : 27,5 m, hg: 27,7 m, ho 20%: 29,5 m
Ertragsklasse (JÜTTNER 1955):	II,3; Grundfläche: 26,4 m <sup>2</sup> /ha
Bestockungsgrad	: 1,0; Vorrat: 384,6 Vfm/ha
<u>Unter- und Zwischenstand: Buche</u>	
Alter (1988):	80 - 90 Jahre; Stammzahl: 1025 Bäume/ha
Durchmesser :	dmin: 3 cm, dmax: 21 cm, $\bar{d}$ : 10,1 cm
Höhe	: $\bar{h}$ : 18,0 m
Grundfläche :	8,25 m <sup>2</sup> /ha, Vorrat: 81 Vfm/ha

Symbole nach KRAMER 1988, S. 51

Kronenzustandsbonituren werden an diesem Standort seit Sommer 1986 vorgenommen (SCHRÖCK 1993). Im Vergleich zu den Ergebnissen der landesweiten Waldzustandserhebung (Eiche über 60 Jahre: 16 % deutlich geschädigte Bäume, HEIDINGSFELD 1991) weisen die Eichen des Untersuchungsbestandes einen deutlich besseren Kronenzustand auf (Abb. 8).

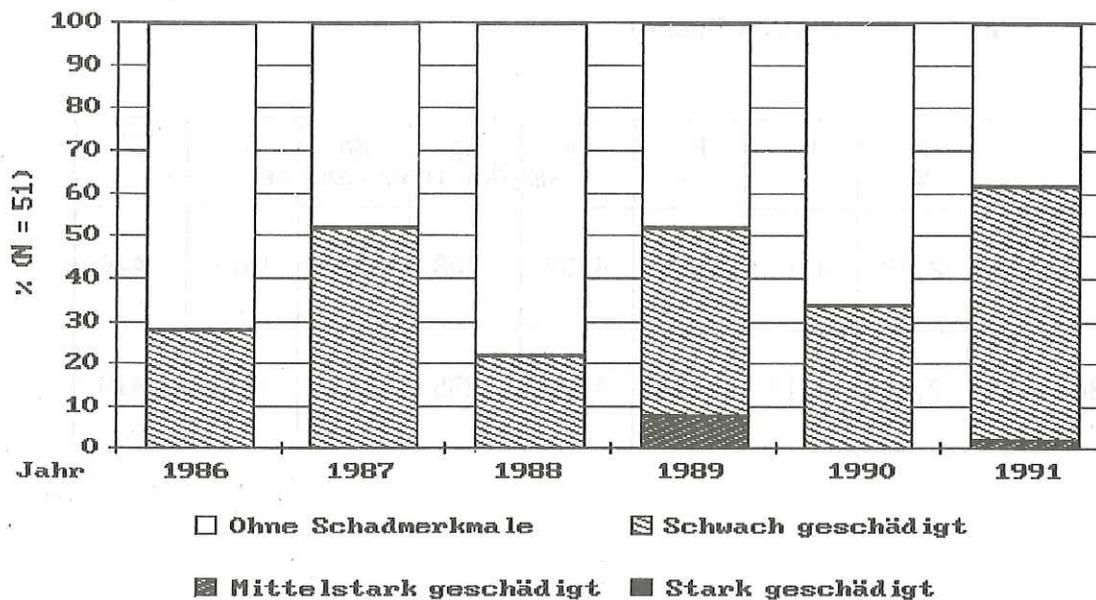


Abb. 8: Kronenzustand der Eichen am Untersuchungsstandort Merzalben (Klassifizierung nach UN-ECE 1989, S. 11)

Die Blattspiegelwerte (Tab. 13) zeigen im Vergleich zu den Vorgaben von BERGMANN (1988) und der Literaturzusammenstellung von VAN DEN BURG (1985) eine ausreichende Stickstoffversorgung, aber nur eine sehr schwache Phosphor-, Kalium- und Calcium- sowie eine extrem schwache Magnesiumversorgung. Besonders auffällig ist das extrem weite C/Mg-Verhältnis, das mit 38 weit oberhalb der von THOMAS und BÜTTNER (1992) für Eichen in Niedersachsen ermittelten Werte (max. 27) liegt. Auf Nährelementengpässe hinweisende Symptome konnten allerdings bislang nicht festgestellt werden. Auch weisen andere wüchsige und symptomfreie Eichenbestände in Rheinland-Pfalz ähnlich niedrige Nährelementgehalte auf.

**Tab. 13: Blattspiegelwerte des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Standort Merzalben, Mischprobe aus der Oberkrone von jeweils 3 Bäumen, (Probenahme: 27.07.1988 Eiche, 03.08.1988 Buche)**

	N %	P %	-----mg/kg Trockenmasse-----					
			K	Ca	Mg	Mn	S	Cl
Eiche	2,73	0,12	7979	4332	708	3274	1628	445
Buche	2,85	0,13	10120	4133	835	3120	1870	419

### **I.3.7 Charakteristika des Wasser- und Stoffhaushalts und der Luftschadstoffbelastung der Untersuchungsökosysteme**

Für beide Untersuchungsökosysteme liegen von MANDERSCHIED (1992) entwickelte mathematische Simulationsmodelle zur Beschreibung des Wasserhaushalts vor. Mit Hilfe dieser Modelle wurden die in Tabelle 14 aufgeführten Eckdaten des Wasserhaushalts für die hydrologischen Jahre 1988 bis 1990 berechnet.

Trotz ähnlicher Freilandniederschlagshöhen erreicht am Standort Idar-Oberstein aufgrund der höheren Interzeption der Fichtenkronen deutlich weniger Niederschlagswasser den Waldboden als am Standort Merzalben. Im Mittel der 4-jährigen Meßperiode liegt die Interzeptionsrate im Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein mit 35 % mehr als das doppelte über der Interzeptionsrate des Eichenbestandes am Standort Merzalben (14 %). Diese Unterschiede in der Niederschlagsinterzeption dürften sich auch in der Filterkapazität der jeweiligen Waldbestände gegenüber atmosphärischen Luftverunreinigungen widerspiegeln. Die aktuelle Evapotranspiration liegt in beiden Ökosystemen in der gleichen Größenordnung. Die Sickerwasserausträge sind aufgrund der deutlich höheren Bestandesniederschläge (Kronentraufe + Stammabfluß) am Standort Merzalben deutlich höher, als am Standort Idar-Oberstein.

**Tab. 14: Eckdaten des Wasserhaushalts der Untersuchungsökosysteme**

Wasserflüsse (mm)	hydrologische Jahre			
	1988	1989	1990	1991
<b>Merzalben</b>				
Freilandniederschlag	1020	908	890	733
Kronentraufe	823	720	722	612
Stammabfluß Eiche	15	15	15	9
Stammabfluß Buche	38	30	32	27
Interzeption	144	143	121	85
akt. Evapotranspiration	311	356	384	376
Sickerwasser in 115 cm	568	377	353	343
<b>Idar-Oberstein</b>				
Freilandniederschlag	1110	867	1054	745
Kronentraufe	717	548	700	473
Interzeption	393	319	354	272
akt. Evapotranspiration	298	345	340	383
Sickerwasser in 80 cm	465	209	308	243

Zur Charakterisierung des Bioelementhaushalts beider Ökosysteme sind in den Tabellen 15 und 16 Meß- bzw. Kalkulationswerte der Stoffdeposition und des Stoffaustrags mit dem Sickerwasser, Kationen-Anionenbilanzen der Flüsse, Kronenraumbilanzen, Ökosystembilanzen und Kennwerte zur Säurebelastung und zu Säure/Base-Reaktionen zusammengestellt.

**Tab. 15: Charakterisierung der Stoffflüsse im Eichenökosystem am Standort Merzalben für den Zeitraum 01.11.1987 bis 31.10.1991; Berechnung und Darstellung nach ULRICH 1991; Sickerwasserfluß (115 cm Tiefe) berechnet mit Hilfe eines von MANDERSCHIED (1992) entwickelten Simulationsmodells<sup>1</sup> · a<sup>-1</sup> · - alle Angaben in kmol IÄ · ha<sup>-1</sup> · a<sup>-1</sup> -**

	Na	K	Mg	Ca	H	Mn	Al	Fe	NH <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl	NO <sub>3</sub>	Σ+	Σ-
BN	0,228	0,705	0,332	0,727	0,150	0,154	0,037	0,008	0,675	1,268	0,434	0,527	3,016	2,229
ND	0,163	0,033	0,136	0,303	0,212	0,005	0,026	0,006	0,357	0,517	0,203	0,354	1,241	1,074
ID	0,065	-	-	-	-	-	-	-	-	0,751	0,231	-	fNa = 0,399	
I <sub>part</sub>	0,065	0,013	0,054	0,121	0,085	0,002	0,010	0,002	0,142	0,206	0,081	0,141	SPK=0,698 = 44 %	
I <sub>gas</sub>	-	-	-	-	0,551	-	-	-	0,176	0,545	0,150	0,032	ΣMa(GD) = 1,574	
GD	0,228	0,046	0,190	0,424	0,848	0,007	0,036	0,008	0,675	1,268	0,434	0,527	2,462	2,229
BN - GD	0	0,659	0,142	0,303	-0,698	0,147	0,001	0	0	0	0	0	0,554	0
SO	0,210	0,065	0,152	0,277	0,274	0,070	1,339	0,004	0,009	1,773	0,398	0,059	2,400	2,230
GD - SO	0,018	-0,019	0,038	0,147	0,574	-0,063	-1,303	0,004	0,666	-0,505	0,036	0,468	0,062	-0,001

	H <sub>2</sub> O	pH	ΣM <sub>b</sub>	ΣM <sub>a</sub>	Σ+	Σ-	Diff	Az %	N <sub>org</sub>	Bemerkungen
BN	765	4,71	1,992	1,024	3,016	2,229	0,787	34	0,536	pH: nur Kronendurchlaß, alle
ND	888	4,53	0,635	0,606	1,241	1,074	0,167	49	0,149	übrigen BN-Werte: Kronendurchlaß
GD	888	-	0,888	1,574	2,462	2,229	0,233	64	-	+ Stammabfluß
BN - GD	-123	-	1,104	-0,550	0,554	0	0,554	-	-	
SO	410	4,18	0,704	1,696	2,400	2,230	0,17	71	0,059	
GD - SO	478	-	0,184	-0,122	0,062	-0,001	0,063	-	-	

Vorratsveränderung Neutralsalze (M<sub>b</sub>Cl) = + 0,036

Säurebelastung	a = 1,244 (65 %)	b = 0,505 (26 %)	c = 0,167 (9 %)	Σ = 1,916
Säure/Base-Reaktionen	d = 0,531 (28 %)	e = 0,019 (1 %)	f = 1,366 (71 %)	Σ = 1,916

BN = Bestandesniederschlag; ND = Niederschlagsdeposition; GD = Gesamtdeposition; ID = Interzeptionsdeposition, I<sub>part</sub> = Partikelinterzeption, I<sub>gas</sub> = Interzeption von Gasen (NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, HCl, HNO<sub>3</sub>), SO = Sickerwasseroutput, fNa = (ID/ND)<sub>Na</sub>, SPK = Säurepufferung in Krone; Ma-Kationen: H<sup>+</sup>, Mn<sup>++</sup>, Al<sup>+++</sup>, Fe<sup>++</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Mb-Kationen: Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>++</sup>, Ca<sup>++</sup>, Az % = Aziditätsgrad (Σ Ma / (Σ Ma + Σ Mb)) · 100, a = Akkumulation eingetragener Säuren im Ökosystem, b = ökosysteminterne Freisetzung von Protonsäuren, c = Aufspeicherung von Mb-Kationen im Ökosystem, d = Akkumulation von eingetragenen Protonenacceptoren als Säure im Ökosystem, e = Freisetzung von Mb-Kationen aus dem Boden, f = Freisetzung von Ma-Kationen

**Tab. 16: Charakterisierung der Stoffflüsse im Fichtenökosystem am Standort Idar--Oberstein für den Zeitraum 01.11.1987 bis 31.10.1991; Berechnung und Darstellung nach ULRICH 1991; Sickerwasserfluß (80 cm Tiefe) berechnet mit Hilfe eines von MANDERSCHIED (1992) entwickelten Simulationsmodells**  
 - alle Angaben in  $\text{kmol IA} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  -

	Na	K	Mg	Ca	H	Mn	Al	Fe	NH <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl	NO <sub>3</sub>	Σ+	Σ-
BN	0,352	0,415	0,300	0,804	0,670	0,115	0,070	0,008	0,538	1,626	0,576	0,841	3,272	3,043
ND	0,167	0,032	0,122	0,322	0,223	0,004	0,026	0,005	0,329	0,526	0,219	0,336	1,230	1,081
ID	0,185	-	-	-	-	-	-	-	-	1,100	0,357	-	fNa = 1,108	
I <sub>part</sub>	0,185	0,035	0,135	0,357	0,247	0,004	0,029	0,006	0,365	0,583	0,243	0,372	SPK=0,72 = 36 %	
I <sub>gas</sub>	-	-	-	-	0,764	-	-	-	0	0,517	0,114	0,133	ΣMa(GD) = 2,002	
GD	0,352	0,067	0,257	0,679	1,234	0,008	0,055	0,011	0,694	1,626	0,576	0,841	3,357	3,043
BN - GD	0	0,348	0,043	0,125	-0,564	0,107	0,015	-0,003	-0,156	0	0	0	-0,085	0
SO	0,275	0,075	0,226	0,322	0,302	0,127	3,117	0,004	0,024	2,427	0,537	1,175	4,472	4,139
GD - SO	0,077	-0,008	0,031	0,357	0,932	-0,119	-3,062	0,007	0,670	-0,801	0,039	-0,334	-1,115	-1,096

	H <sub>2</sub> O	pH	ΣM <sub>b</sub>	ΣM <sub>a</sub>	Σ+	Σ-	Diff	Az %	N <sub>org</sub>	Bemerkungen
BN	610	3,87	1,871	1,401	3,272	3,043	0,229	43	0,336	
ND	944	4,51	0,643	0,587	1,230	1,081	0,149	48	0,127	
GD	944	-	1,355	2,002	3,357	3,043	0,314	60	-	
BN - GD	- 334	-	0,516	-0,601	-0,085	0	-0,085	-	-	
SO	306	3,99	0,898	3,574	4,472	4,139	0,333	80	0,157	
GD - SO	638	-	0,457	-1,572	-1,115	-1,096	0,019	-	-	

Vorratsveränderung Neutralsalze (M Cl) = + 0,039

Säurebelastung	a = 1,609 (50 %)	b = 1,154 (36 %)	c = 0,426 (14 %)	Σ = 3,189
Säure/Base-Reaktionen	d = 0 (0 %)	e = 0,008 (0,3 %)	f = 3,181 (99 %)	Σ = 3,189

BN = Bestandesniederschlag; ND = Niederschlagsdeposition; GD = Gesamtd deposition; ID = Interzeptionsdeposition, I<sub>part</sub> = Partikelinterzeption, I<sub>gas</sub> = Interzeption von Gasen (NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, HCl, HNO<sub>3</sub>), SO = Sickerwasseroutput, fNa = (ID/ND)<sub>Na</sub>, SPK = Säurepufferung in Krone; Ma-Kationen: H<sup>+</sup>, Mn<sup>++</sup>, Al<sup>+++</sup>, Fe<sup>++</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Mb-Kationen: Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>++</sup>, Ca<sup>++</sup>, Az % = Aziditätsgrad (Σ Ma / (Σ Ma + Σ Mb)) · 100, a = Akkumulation eingetragener Säuren im Ökosystem, b = ökosysteminterne Freisetzung von Protonsäuren, c = Aufspeicherung von Mb-Kationen im Ökosystem, d = Akkumulation von eingetragenen Protonenacceptoren als Säure im Ökosystem, e = Freisetzung von Mb-Kationen aus dem Boden, f = Freisetzung von Ma-Kationen

Der Säureeintrag (Summe Ma-Kationen) in den Eichenbestand am Standort Merzalben liegt mit  $1,6 \text{ kmol IÄ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  aufgrund der deutlich geringeren Interzeptionsdeposition merklich unter dem entsprechenden Wert für den Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein ( $2,0 \text{ kmol IÄ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ). Von diesem Säureeintrag werden am Standort Merzalben 44 %, am Standort Idar-Oberstein nur 36 % im Kronenraum gepuffert. Die Ökosystembilanzen sind für Sulfat an beiden Standorten deutlich negativ. Dies deutet auf eine Auflösung zuvor gespeicherter Aluminiumsulfate hin. Beide Systeme scheinen derzeit noch in der Lage zu sein, Stickstoff zu speichern: Der Austrag aller Stickstoffkomponenten zusammengefaßt (Ammonium-, Nitrat- und organisch gebundener Stickstoff) liegt unter dem entsprechenden Eintrag.

Die Säurebelastung der Ökosysteme betrug am Standort Merzalben im Mittel 1,9, am Standort Idar-Oberstein  $3,2 \text{ kmol IÄ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Neben der Akkumulation eingetragener Säuren spielt in beiden Ökosystemen auch die ökosysteminterne Freisetzung von Protonsäuren eine wesentliche Rolle. Bei den Säure-Base-Reaktionen dominiert die Freisetzung von  $\text{Al}^{3+}$ -Ionen. Da die Al-Bilanz stärker negativ ist als die  $\text{SO}_4^-$ -Bilanz, dürfte bei der Freisetzung der Aluminiumionen neben der Auflösung von Aluminiumsulfaten auch eine Tonzerstörung im Oberboden (Ake bzw. A(e)h-Horizont) beteiligt sein. Am Standort Merzalben kommt anscheinend auch der Akkumulation von Nitrat als Protonenakzeptor Bedeutung zu.

Die Stoffflüsse beider Standorte können wohl als charakteristisch für Waldökosysteme mit silikatarmer Böden im Aluminiumpufferbereich, die durch überhöhte Säure- und Stickstoffeinträge belastet sind, angesehen werden. Im Vergleich zu anderen Untersuchungen (MANDERSCHIED 1992) liegt die Säurebelastung der Standorte Merzalben und Idar-Oberstein eher im unteren bis mittleren Bereich. Dennoch übersteigen die Schwefel- und Stickstoffeinträge und die damit verbundene Säurebelastung an beiden Untersuchungsstandorten bei weitem die ökosystemverträglichen Schwellenwerte (vgl. NILSSON and GRENNFELD 1988). Im Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein sind die Auswirkungen der überhöhten Säure- und Stickstoffeinträge auf den Stoffhaushalt etwas ausgeprägter als im Eichenökosystem am Standort Merzalben.

An beiden Untersuchungsstandorten werden mit Hilfe von Stationen des zentralen Immissionsmeßnetzes kontinuierlich die Konzentrationen gasförmiger Luftverunreinigungen gemessen (vgl. BLOCK et al. 1991). Die beiden Standorte weisen eine sehr ähnliche Immissionsbelastung auf (Tab. 17). Die Schwefeldioxidkonzentrationen sind seit 1987 rückläufig und liegen inzwischen deutlich unter den zum Schutze der Vegetation empfohlenen Ziel- oder Richtwerten (vgl. JÄGER et al. 1989). Die Stickstoffdioxidkonzentrationen bewegten sich im gesamten Meßzeitraum bei Jahresmittelwerten zwischen  $14$  und  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ohne rückläufige Tendenz. Die Ozonkonzentrationen überstie-

gen im gesamten Untersuchungszeitraum regelmäßig die als pflanzenunschädlich angesehenen Schwellenwerte. Das von der WHO (1987) als Zielwert vorgegebene Tagesmittel von  $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wird an nahezu jedem sonnenscheinreichen Tag überschritten.

**Tab. 17: Schwefeldioxid-, Stickstoffdioxid- und Ozonkonzentrationen an den Untersuchungsstandorten Merzalben und Idar-Oberstein (Jahresmittelwerte in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )**

Merzalben	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
SO <sub>2</sub>	keine Messung			10	10	15	14
NO <sub>2</sub>	keine Messung			15	15	11	9
O <sub>3</sub>	keine Messung			74	77	80	78
Idar-Oberstein	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
SO <sub>2</sub>	28	24	14	8	9	8	13
NO <sub>2</sub>	18	14	15	14	15	15	15
O <sub>3</sub>	69	73	58	68	78	85	75

## II. Inventar und Kreislauf des Radiocäsiums und des Kaliums in den Waldökosystemen

### II.1 Methoden

#### II.1.1 Untersuchungsmethodik zur Ermittlung des Radiocäsium- und Kalium-Inventars

Zur Ermittlung des Cs 137-, Cs 134- und K 40-Inventars wurden die Ökosysteme in die Kompartimente Dendromasse, Bodenvegetation, Humusauflage und Mineralboden aufgeteilt.

##### II.1.1.1 Erfassung der Gehalte und Vorräte<sup>1)</sup> in der Dendromasse

Die quantitative Erfassung der in der ober- und unterirdischen Dendromasse vorhandenen Radiocäsium- und Radiokaliumgehalte und -vorräte konnte in Anbetracht des beträchtlichen Arbeitsaufwandes nur mit Hilfe von jeweils zwei Stichprobenbäumen erfolgen. Die Auswahl dieser Probebäume erfolgte nach einem Mittelstamm-Verfahren. Nach einer Vollklappung der jeweiligen Kronenzustandsdauerbeobachtungsfläche (siehe Abb. 2 und 3) wurden die arithmetischen Mitteldurchmesser und die Durchmesser der Hohenadl'schen Mittelstämme errechnet. Hohenadl'schen Mittelstämme (Durchmesser des  $d^+$ -Baumes = arithmetischer Mitteldurchmesser + Standardabweichung; Durchmesser des  $d^-$ -Baumes = arithmetischer Mitteldurchmesser - Standardabweichung) wurden gewählt, um trotz der durch den Arbeitsaufwand auferlegten Beschränkung auf nur zwei Probebäume einen Eindruck über Unterschiede in der Kontamination von Bäumen unterschiedlicher Bestandesstellung zu erhalten. Zudem wurde angenommen, daß die Biomasse im Bereich der Hohenadl'schen Stämme weniger streut, als im Bereich des arithmetischen Mittelstammes. Unter der Annahme, daß sich die Beziehung zwischen Biomasse und Durchmesser durch eine Parabel zweiter Ordnung approximieren läßt, können aus den jeweiligen Biomassen der Hohenadl'schen Mittelstämme unmittelbar arithmetische Mittel berechnet werden. Bei der Auswahl der Probebäume im Ge-

---

1) Im nachfolgenden Text wird zwischen den Begriffen "Gehalt", "Vorrat" und "Inventar" unterschieden. Unter "Gehalt" wird eine Konzentrationsangabe verstanden (Einheit z.B.  $Bq \cdot kg^{-1}$  oder ppm). "Vorrat" ist immer eine volumenbezogene Angabe (Einheit z.B.  $Bq \cdot m^{-2}$  oder  $t \cdot ha^{-1}$  jeweils für ein bestimmtes Kompartiment oder eine bestimmte Bodentiefe). Als "Inventar" wird der Vorrat des gesamten Ökosystems bezeichnet.

lände wurde darauf geachtet, daß sie für Bäume dieses Durchmesserbereichs möglichst bestandestypische Kronenausformungen besitzen. Die ausgewählten Probestämme wurden im März 1989 gefällt. Die ober- und unterirdische Dendromasse (ohne Schwach- und Feinwurzeln) wurde durch Vollaufnahme der Probestämme ermittelt. Der Schaft wurde sektionsweise vermessen. Dünn- und dickkörtig wurden Stammscheiben für die Biomasseberechnungen, die Aufteilung von Splint- und Kernholz und die chemischen und gammastrahlungsmessungen gewonnen. Die Rinde wurde ebenfalls jeweils dünn- und dickkörtig flächenbezogen beprobt, wobei bei Eiche und Fichte nach Außenrinde (Borke) und Innenrinde (Bast) getrennt wurde.

Bei Fichte und Buche wurde die Krone in Licht- und Schattenkrone eingeteilt, wobei die Trennung bei der halben Kronenlänge (erster grüner Ast bis Baumspitze) erfolgte. Innerhalb der Krone wurden Zweige (Durchmesser < 1 cm) und Äste unterschieden. Bei Eiche wurden die Äste nochmals in Schwachäste (Durchmesser < 7 cm) und Derbäste unterteilt. Totes Zweig- und Astmaterial wurde getrennt erfaßt. Bei den Ästen wurde nach Holz und Rinde getrennt. Bei den Derbästen der Eiche erfolgte darüberhinaus wie beim Schaft eine Aufteilung in Außen- und Innenrinde, sowie Kern- und Splintholz. Bei den Fichtenzweigen wurden Nadeln und Triebe (Holz + Rinde) getrennt erfaßt.

Zur Ermittlung der unterirdischen Dendromasse wurden die Wurzelstöcke der Probestämme nach einer gründlichen Wässerung des Bodens mit Hilfe des Hydraulikarmes eines Baggers herausgezogen und der Wurzelstock anschließend mit Hilfe eines Feuerwehrschlauches sauber abgespritzt. Bei der Aushebung abgerissene Grobwurzeln (> 0,5 cm Durchmesser) wurden ausgegraben. Bei der unterirdischen Dendromasse wurde zwischen dem Wurzelstock + Derbwurzeln (vom Fällschnitt bis 7 cm Durchmesser), den Grobwurzeln (Durchmesser 0,5 bis 7 cm) und Schwach- + Feinwurzeln (Durchmesser < 0,5 cm) unterschieden. Außer bei den Schwach- und Feinwurzeln wurde nach Holz und Rinde getrennt.

Außer dem Schaft wurden alle Teile der Probestämme komplett frisch gewogen. Die Trockenmasse wurde über das Verhältnis von Frisch- zu Trockenmasse aliquoter Proben berechnet. Zur Herleitung flächenbezogener Dendromassen bzw. der Radiocäsium- und Radiokaliumvorräte wurden die jeweiligen Trockenmassen und Vorräte beider Probestämme ermittelt und mit der Stammzahl pro Flächeneinheit multipliziert.

Die Schwach- und Feinwurzelbiomasse kann mit dem vorstehend beschriebenen Verfahren nicht hergeleitet werden, da ein Großteil dieser Wurzeln beim Ausheben der Wurzelstöcke abreißt und beim Nachgraben eine sichere Zuordnung zum Probestamm kaum möglich ist. Die Schwach- und Feinwurzelmasse wurde daher unter Zuhilfenahme anderer Untersuchungen und von Literaturangaben geschätzt.

Vom Untersuchungsstandort Merzalben liegt eine eingehende Wurzelbiomasseuntersuchung von GEIPEL (1990) vor. Die Fein- und Schwachwurzelbiomasse wurde in dieser Arbeit aus 49 Bohrungen bis 80 cm Tiefe mit Hilfe eines Murach'schen Wurzelbohrers mit 8 cm Innendurchmesser hergeleitet. Allerdings konnten Eichen- und Buchenwurzeln nicht getrennt werden. Die von GEIPEL ermittelten Schwach- und Feinwurzelbiomasse (17 197 kg TM/ha) wurde daher anhand des Verhältnisses von Eichen- und Buchenbiomasse (ohne Wurzeln < 0,5 cm) aus der hiesigen Untersuchung auf Eiche und Buche aufgeteilt.

Für den Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein liegt keine vergleichbare Wurzelbiomasseaufnahme vor. Die Feinwurzelbiomasse (Wurzeln < 2 mm Durchmesser) wurde im Anhalt an Untersuchungsergebnisse von MURACH (1984) und EICHHORN (1987) in Fichtenbeständen in Mittelgebirgslagen auf ca. 4 000 kg/ha geschätzt. Die Schwachwurzelbiomasse (Wurzeln mit 2 bis 5 mm Durchmesser) entspricht nach Untersuchungen von EICHHORN (mündliche Mitteilung vom 16.02.1991) auf 25 Fichtendauerbeobachtungsflächen in Hessen annähernd der Feinwurzelbiomasse. Die Schwach- und Feinwurzelbiomasse wurde daher für den Untersuchungsbestand am Standort Idar-Oberstein auf 8 000 kg/ha geschätzt.

#### II.1.1.2 Erfassung der Gehalte und Vorräte in der Bodenvegetation

Eine hinsichtlich der Biomasse und der Radiocäsium- sowie Radiokaliumvorräte bedeutsame Bodenvegetation ist nur am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein ausgebildet (vgl. Kap. I.3.5). Zur Ermittlung der Biomasse des dort flächig ausgebildeten Drahtschmielenbewuchses wurde die mit Drahtschmiele bewachsene Bestandesfläche über die Erfassung des Bewuchses auf der längst möglichen Diagonalen durch den Fichtenbestand geschätzt. Auf dieser Diagonalen wurden im September 1988 in systematischen Abständen neun  $0,5 \text{ m}^2$  große Drahtschmielenpolster abgestochen und soweit als möglich von Humus und Mineralbodenmaterial gesäubert. Diese Proben wurden zur Trockenmasseherleitung und für die chemischen und gammaspektrometrische Messungen verwendet. Die Biomassevorräte des Drahtschmielebewuchses wurden dann über den prozentualen Anteil der mit Drahtschmiele bedeckten Fläche, die Drahtschmielebiomasse pro Flächeneinheit und die spezifischen Radiocäsium- und Radiokaliumgehalte berechnet.

Für die übrige Bodenvegetation wurden keine flächenbezogenen Vorräte, sondern nur spezifische Radiocäsium- und Radiokaliumgehalte ermittelt. Beprobte wurde die oberirdische Biomasse der in den Untersuchungsbeständen anzutreffenden Gräser, krautigen Pflanzen, Waldbaumsämlinge, Moose, Farne und die Fruchtkörper von Pilzen. Dar-

überhinaus wurden in benachbarten lichterem Flächen Beeren eingesammelt. Die einzelnen Arten der Bodenvegetation wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum meist jährlich beprobt, sofern genügend Vegetationsmasse verfügbar war.

### II.1.1.3 Erfassung der Gehalte und Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden

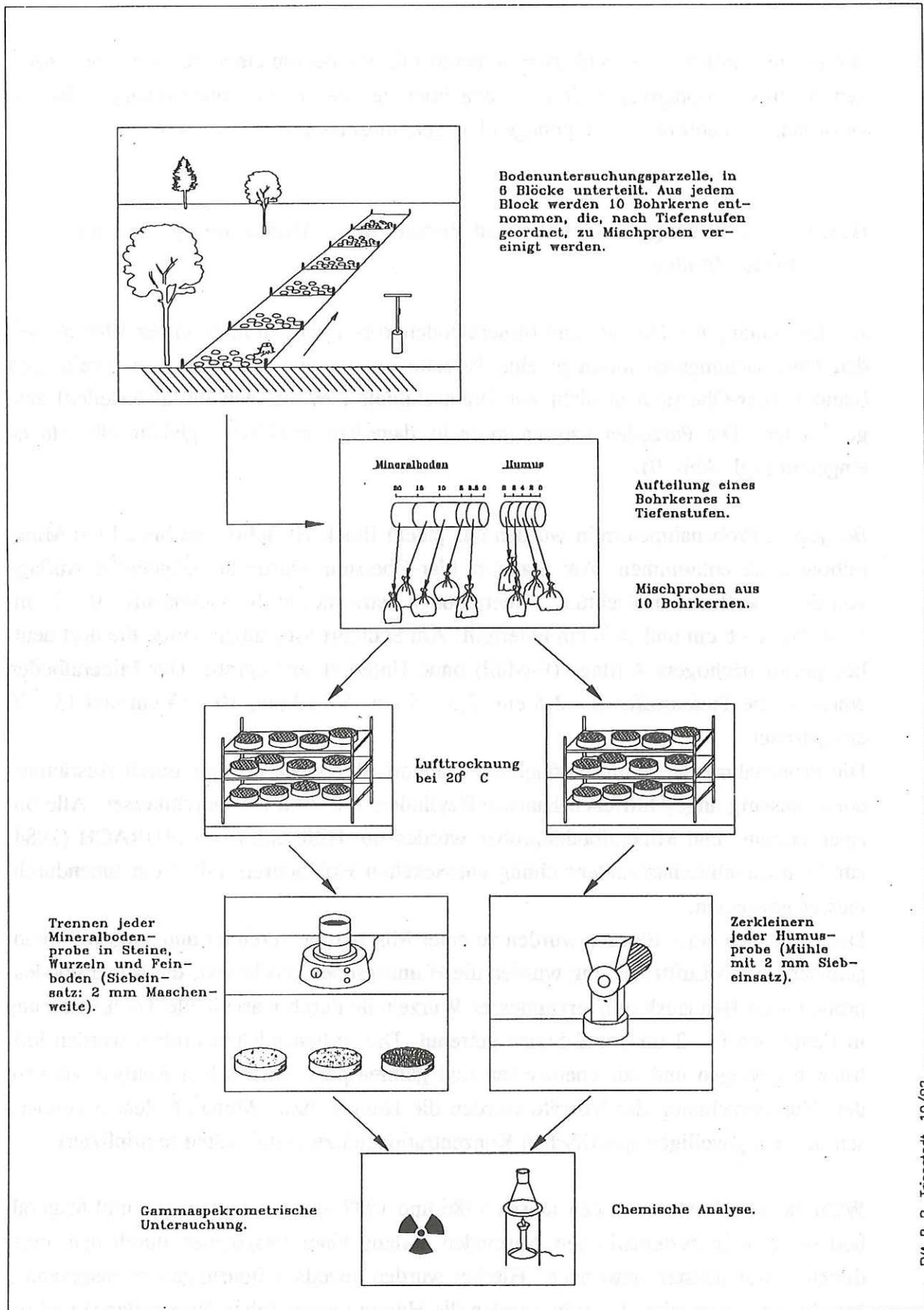
Zur Gewinnung der Humus- und Mineralbodenproben wurden im Sommer 1988 an beiden Untersuchungsstandorten je eine Parzelle mit 75 m Länge und 6 m Breite (am Standort Idar-Oberstein in nicht mit Drahtschmiele bewachsenen Bestandteilen) ausgeschieden. Die Parzellen wurden in sechs dauerhaft markierte, gleichgroße Blöcke eingeteilt (vgl. Abb. 9).

Bei jedem Probenahmetermin wurden aus jedem Block 10 Bohrkerne bis 20 cm Mineralbodentiefe entnommen. Am Standort Idar-Oberstein wurde die organische Auflage von der Oberfläche in Richtung Mineralboden betrachtet in die Tiefenstufen 0 - 2 cm, 2 - 4 cm, 4 - 6 cm und > 6 cm unterteilt. Am Standort Merzalben wurde die dort deutlich geringmächtigere Auflage (F-Mull) ohne Unterteilung beprobt. Der Mineralboden wurde in die Tiefenstufen 0 - 2,5 cm, 2,5 - 5 cm, 5 - 10 cm, 10 - 15 cm und 15 - 20 cm getrennt.

Die Probenahme der Humusauflage am Standort Merzalben erfolgte durch Ausräumen eines einseitig angeschliffenen Kunststoffzylinders mit 29,8 cm Durchmesser. Alle übrigen Humus- und Mineralbodenproben wurden mit Hilfe eines von MURACH (1984) zur Feinwurzelbiomasseuntersuchung entwickelten Hohlbohrers mit 8 cm Innendurchmesser gewonnen.

Die 10 Proben eines Blockes wurden zu einer Mischprobe vereinigt und sorgsam homogenisiert. Nach Lufttrocknung wurden die Humusproben zerkleinert, die Mineralbodenproben nach Handauslesung erkennbarer Wurzelteile durch maschinelle Trockensiebung in Feinboden (< 2 mm) und Steine getrennt. Die so behandelten Proben wurden lufttrocken gewogen und zur chemischen und gammaskopmetrischen Analyse verwendet. Zur Berechnung der Vorräte wurden die Humus- bzw. Mineralbodentrockenmassen mit den jeweiligen spezifischen Konzentrationen bzw. Aktivitäten multipliziert.

Während der Vorstudie in den Jahren 1986 und 1987 wurden die Humus- und Mineralbodenproben in systematischen Abständen entlang einer Diagonalen durch den ungedüngten Bestandteil gewonnen. Hierbei wurden jeweils 3 Bohrungen zu insgesamt 3 Mischproben vereinigt. Beprobte wurden die Humusauflage (ohne Unterteilung) und die Mineralbodentiefenstufen 0 - 5 cm, 5 - 15 cm und 15 - 20 cm. Ansonsten erfolgte die Probenahme und weitere Behandlung der Proben wie vorstehend beschrieben.



FVA R-P, Trippstadt, 10/92

**Abb. 9: Verfahren zur Gewinnung und Aufbereitung von Bodenproben**

In den Jahren 1986 (ab Herbst) und 1987 wurden der Humus- und Mineralboden im Quartalsturnus, in den Jahren 1988 bis 1990 einmal jährlich jeweils im Sommer beprobt.

Da ein Einfluß des in einigen Bestandteilen des Standortes Idar-Oberstein flächig ausgebildeten Drahtschmielebewuchses auf den Radiocäsiumgehalt (möglicherweise erhöhter Eintrag durch zusätzliche Interzeptionsdeposition) und die Radiocäsiumverteilung (Wurzeleinfluß) im Boden nicht auszuschließen war, erfolgte für die Ermittlung des Radiocäsiuminventars des Ökosystems am Standort Idar-Oberstein ergänzend eine einmalige Erhebung des Radiocäsiums- und Radiokaliumgehalts in der Humusaufgabe und im Mineralboden in mit Drahtschmielepolstern bewachsenen Bestandteilen. Hierzu wurden an den 9 in Kap. II.1.1.2 aufgeführten Probenahmeplätzen entlang einer Diagonalen durch den Bestand nach der Entfernung der Drahtschmielepolster mit Hilfe des o.a. beschriebenen Hohlbohrers Humusproben und Mineralbodenproben gewonnen. Die Mineralbodenproben wurden in die Tiefenstufen 0 - 2,5 cm, 2,5 - 5 cm, 5 - 10 cm, 10 - 15 cm und 15 - 20 cm unterteilt. Bei den Humusproben konnte keine Unterteilung in Tiefenstufen erfolgen, da die Lagerung der Humusschicht durch die Entnahme der Drahtschmielepolster gestört wurde. Die Humusproben wurden einzeln analysiert; die Mineralbodenproben mußten wegen eines Engpasses in der Gammasspektrometrie zu je drei Mischproben zusammengefaßt werden.

#### II.1.1.4 Ermittlung des austauschbaren Cs 137-Anteils im Mineralboden des Standortes Merzalben

Die Kenntnis des austauschbaren Radiocäsiumanteils im Mineralboden ist vor allem zur Abschätzung der Bioverfügbarkeit dieses Nuklids von Interesse. Das vergleichsweise geringe Niveau der Radiocäsiumaktivitäten im Mineralboden beider Standorte ließ jedoch bei Anwendung herkömmlicher Verfahren zur Ermittlung austauschbarer Kationengehalte mit im allgemeinen sehr kleinen Einwaagen (z.B.  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Perkulationsverfahren nach MEIWES et.al. 1984) keine meßbaren Aktivitäten in der Extraktionslösung erwarten. Eine erhebliche Erhöhung der Einwaage mußte zu Durchflußproblemen führen. Daher wurde versucht, die Bodenprobe durch trockenes Absieben gröberer Bodenmaterials "aufzukonzentrieren". Hierbei zeigte sich jedoch, daß entgegen den Erwartungen im Bodenmaterial mit einem Durchmesser über 0,05 mm mehr als die Hälfte der Cs 137-Aktivität der Probe verblieb. Die Aktivität im Probenmaterial < 0,05 mm war demgegenüber nur etwa 3-fach höher als im Ausgangsmaterial (0 - 2 mm). Der hohe Radiocäsiumanteil in der groben Fraktion läßt sich vermutlich auf das in den Humuspartikeln gebundene Radiocäsium zurückführen. Diese Humuspartikel lagen überwiegend in der groben Fraktion vor und wurden auch bei der Siebung nicht zerkleinert.

Meßbare Aktivitätsbereiche konnten demnach nur bei sehr hohen Einwaagen und durch Aufkonzentrieren der Extrakte erreicht werden. Hierzu wurde im Anhalt an eine von TRÜBY vorgeschlagene Extraktionsmethode zur Bestimmung austauschbarer Kationen im Boden folgendermaßen vorgegangen: Eine im Oktober 1990 gewonnene Bodenprobe wurde in 10 Proben á 25 g (lufttrockener Feinboden) aufgeteilt. Diese Teilproben wurden mit 500 ml 0,5 n  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Lösung von Hand kräftig geschüttelt, über Nacht stehen gelassen, erneut geschüttelt und über ein Blaubandfilter abfiltriert. Die Lösung aller 10 Teilproben wurde vereinigt und völlig eingedampft. Die nach dem Eindampfen verbliebenen Ammoniumchloridkristalle wurden zerkleinert und in 1 l-PE-Flaschen gamma-spektrometrisch analysiert.

Da dieses Verfahren mit einem sehr hohen Aufwand verbunden ist, konnte nur eine Mineralbodenprobe in dieser Weise analysiert werden. Ausgewählt wurde der Mineralboden des Tiefenbereichs 0 - 2,5 cm am Standort Merzalben, da dieses Material die höchsten spezifischen Cs 137-Aktivitäten aufweist und auch für die Wurzel Aufnahme bedeutsamer ist, als das Material des entsprechenden Tiefenbereichs am Standort Idar-Oberstein.

## **II.1.2 Untersuchungsmethodik zur Erfassung der Verlagerung des Radio-cäsiums und des Kaliums innerhalb der Bäume**

### **II.1.2.1 Periodische Erfassung der Radiocäsium- und Radiokaliumgehalte in Blättern und Nadeln**

Die periodische Probenahme von Nadeln und Blättern erfolgte bei Fichte und Eiche durch Stehendbeerntung eines festgelegten Probebaumkollektivs durch Baumsteiger. Ausgewählt wurden jeweils herrschende und vorherrschende Bäume (KRAFT-Klasse 2 und 1) mit möglichst bestandestypischer Kronenausformung.

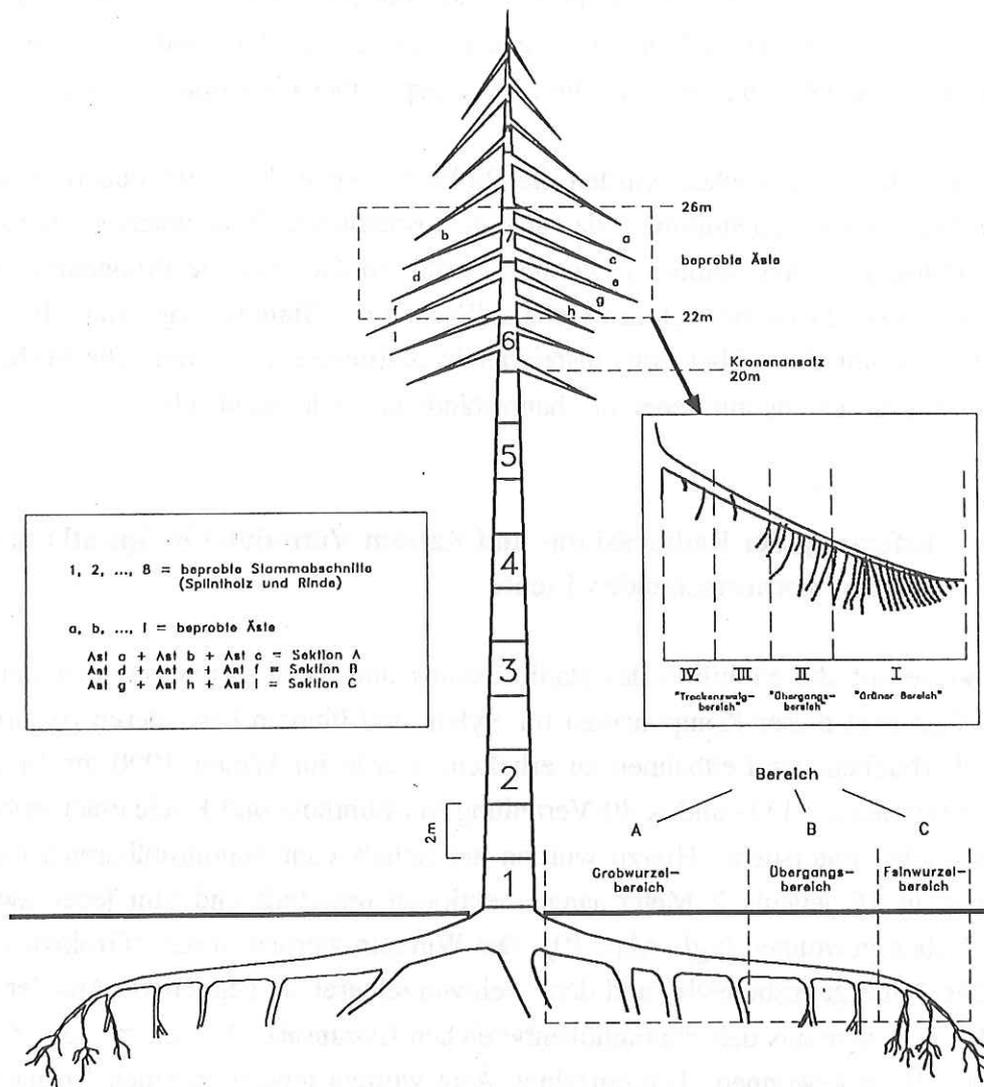
Im Fichtenbestand Idar-Oberstein wurden von 1986 bis 1991 jährlich an 3 Probebäumen Äste des 7. Quirls beerntet. Die Probenahme erfolgte außerhalb der Vegetationsperiode - je nach Witterung Ende Oktober bis Anfang Dezember. Von 1986 bis 1989 wurden die unmittelbar durch den Tschernobyl-Fallout kontaminierten Nadeljahrgänge 1985 und älter und die jüngeren, nicht unmittelbar kontaminierten Triebe jahrgangsweise getrennt erfaßt. Seit 1990 war von den direkt kontaminierten Nadeln keine ausreichende Probemenge mehr verfügbar. Daher wurden in den Jahren 1990 und 1991 die vier jeweils jüngsten Jahrgänge getrennt und die älteren Jahrgänge (ab 5. Nadeljahrgang) zusammengefaßt analysiert.

Am Standort Merzalben wurden seit Sommer 1986 jeweils 6 Eichen stehend beerntet. Hierzu wurden Äste aus dem Lichtkronenbereich geschnitten. Die Beerntung erfolgte in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf jeweils Ende Juli bis Ende August. In den Jahren 1988 und 1991 wurden zusätzlich zwei weitere Erntetermine zu Beginn und Ende der Vegetationsperiode (Anfang bis Mitte Juni bzw. September bis Anfang Oktober) wahrgenommen.

Bei den unterständigen Buchen wurden die Probenahmen nicht an stehenden, sondern an gefällten Bäumen vorgenommen, da für eine ausreichende Probenmenge nahezu die gesamte Blattmasse eines Baumes gewonnen werden mußte. Für die Probenahme wurden jeweils 3 Buchen im Bereich der Hohenadl'schen d+-Stämme (vgl. Kap. II.1.1.1) ausgewählt, da nur diese über eine ausreichende Blattmasse verfügten. Die Probenahmetermine waren jeweils mit denen der hauptständigen Eiche identisch.

#### **II.1.2.2 Erfassung der Radiocäsium- und Kalium-Verteilung in Splintholz und Rinde einer vorherrschenden Fichte**

Um Hinweise auf die Mobilität des Radiocäsiums und Radiokaliums in den Bäumen und den Transport dieser Komponenten im Xylem und Phloem bzw. deren Adsorption an den Oberflächen der Leitbahnen zu erhalten, wurde im Winter 1990 am Standort Idar-Oberstein die Cs 137- und K 40-Verteilung in Splintholz und Rinde einer sturmgeworfenen Fichte untersucht. Hierzu wurden der Schaft vom Stammfußbereich bis zur Baumspitze in 16 jeweils 2 Meter lange Sektionen unterteilt und von jeder zweiten Sektion Proben gewonnen (vgl. Abb. 10). Die Wurzeln wurden in den "Grobwurzelbereich", den "Übergangsbereich" und den "Feinwurzelbereich" gegliedert. Aus der Krone wurden je 3 Äste aus den Stammhöhenbereichen (Astansatz) 22 - 23 m, 23 - 24,5 m und 24,5 - 26 m gewonnen. Die einzelnen Äste wurden jeweils in einen "grünen Bereich", "Übergangsbereich" und zwei "Trockenzweigbereiche" unterteilt. Beprobte wurden jeweils der äußere Splintholzmantel bis 2 cm Tiefe und die Rinde.



**Abb. 10: Probenahmeschema zur Erfassung der Radiocäsium- und Kalium-Verteilung in Splintholz und Rinde einer vorherrschenden Fichte am Standort Idar-Oberstein**

Bei den Schaftsektionen vom Stammfuß bis zu 18 m Baumhöhe wurde die äußere Rindenschicht abgehobelt und nur der Bast analysiert; bei den übrigen Sektionen sowie den Wurzeln und den Ästen wurde die Rinde mit einer groben Bürste von anhaftenden Rindenschuppen, Flechten etc. gesäubert und insgesamt analysiert.

## II.1.3 Untersuchungsmethodik zur Ermittlung der Radiocäsium- und Kalium-Flüsse

### II.1.3.1 Erfassung der Flüsse mit den Freiland- und Bestandesniederschlag

Am Standort Idar-Oberstein werden seit 1983 kontinuierlich Stoffeinträge (stabile anorganische Komponenten) auf einer Freifläche und unter dem Fichtenbestand gemessen (vgl. Abb. 2). Zur Abschätzung des durch den Tschernobyl-Unfalls verursachten Radiocäsiumeintrags wurden ab Ende April 1986 Mischproben aus 6 Freiland- und 15 Bestandesniederschlagssammlern aus dem Routinemeßprogramm der Depositionsmessungen (vgl. BLOCK 1990) auf ihre spezifischen Cäsium 137- und Cäsium 134-Aktivitäten ausgemessen.

Am Standort Merzalben konnten derartige Depositionsmeßanlagen erst einige Monate nach dem Tschernobyl-Unfall in Betrieb genommen werden. Unmittelbare Messungen des Tschernobyl-Fallouts waren dort daher nicht möglich.

Zur Erfassung der Verlagerung des Radiocäsiums und Radiokaliums mit dem Bestandesniederschlag wurden im Mai 1988 in beiden Untersuchungsbeständen gesonderte Probenahmevorrichtungen installiert. Eingesetzt wurden jeweils 3 Niederschlagssammler System LÖLF (vgl. BLOCK und BARTELS 1985). Um eine Adsorption des Radiocäsiums an den Gefäßwänden zu minimieren, wurden alle Auffangbehälter, Sammel- und Transportflaschen mit (stabilem) Cäsiumchlorid in einer Konzentration von 25 g auf 10 l Wasser geschüttelt und anschließend kurz mit entionisiertem Wasser ausgespült. Desweiteren wurden die gesammelten Proben mit Salpetersäure auf pH 1 angesäuert. Um meßbare Cäsiumaktivitäten zu erhalten wurde das Kronendurchlaßwasser über ein halbes Jahr eingesammelt, das Probenvolumen der drei Gefäße vereinigt und anschließend die gesamte Wassermenge auf 1 l langsam eingedampft. Wegen des beträchtlichen Aufwandes bei der Reduktion des Wasservolumens konnte diese Untersuchung nicht mit Wiederholungen durchgeführt werden.

Die stammabfließende Niederschlagsmenge ist in Fichtenbeständen im allgemeinen vernachlässigbar und nimmt auch im Traubeneichenbestand am Standort Merzalben nur ca. 5 - 6 % des Bestandesniederschlages ein (vgl. Tab. 14). Der Beitrag des Stammabflusses zur Gesamtdeposition von Bioelementen liegt am Standort Merzalben meist deutlich unter 10 %. Daher wurde lediglich je eine Stammabflußprobe von Eiche und Buche zur Orientierung auf Cäsium 137, Cäsium 134 und Kalium 40 ausgemessen. Zuvor wurden die Proben von 30 Liter Stammabflußwasser auf 1 Liter langsam eingedampft.

### II.1.3.2 Erfassung der Flüsse mit dem Streufall

Im Untersuchungsbestand Merzalben wird der Streufall im Rahmen des Routinemeßprogramms der Stoffein- und Stoffaustragsmessungen seit Oktober 1986 mit Hilfe von 12 Polyäthylen-Sammelbehältern mit je  $0,25 \text{ m}^2$  Auffangfläche erfaßt. Die Proben werden je nach Streufallintensität, in der Hauptstreufallzeit wöchentlich, gesammelt. Der Streufall aus je 4 Sammelbehältern wird zusammengefaßt und zu einer Jahresmischprobe vereinigt. Die Sammelzeiträume werden so variiert, daß jeweils der Blattfall einer Vegetationszeit zusammen erfaßt wird. Die Streufallproben werden in Eichenblätter, Buchenblätter und sonstiges Material unterteilt.

Am Standort Idar-Oberstein werden die Bioelementflüsse mit dem Streufall mit der gleichen Versuchsanordnung wie in Merzalben, aber quartalsweise, erfaßt. Die in diesen kürzeren Zeitabschnitten anfallende Streumenge reicht für eine zusätzliche gamma-spektrometrische Analyse nicht aus. Aus der Vorstudie 1986 und 1987 liegen daher nur aus dem Zeitraum 24.10. (Aufbau der Sammler) bis 01.11.1986 (Beginn der Meßperiode der Stoffein- und Stoffaustragsmessungen) Aktivitätsmessungen vor. Eine kontinuierliche Messung der Radiocäsium- und Radiokaliumverlagerung mit dem Streufall konnte an diesem Standort erst im Herbst 1988 aufgenommen werden. Um ausreichende Probenmengen zu erhalten, wurden hierzu drei  $4 \text{ m}^2$  große, mit Kunststoffnetzen (Gitterweite 1 mm) bespannte Holzrahmen eingesetzt. Die Probenahme erfolgte 14-tägig. Die gesammelte Streu wurde in Fichtennadeln und sonstiges Material unterteilt und zu Jahresproben vereinigt.

Alle Streufallproben wurden auf ihre Trockenmasse, ihre Gehalte an stabilen Bioelementen und ihre spezifischen Cäsium 137-, Cäsium 134- und Kalium 40-Aktivitäten bestimmt. Der Radiocäsium- und Radiokaliumfluß mit dem Streufall wurde als Produkt der Streufall-Trockenmasse je Flächeneinheit und der spezifischen Aktivität berechnet.

### II.1.3.3 Erfassung der Flüsse mit dem Sickerwasser

An beiden Untersuchungsstandorten werden im Rahmen des Routinemeßprogramms der Bioelementbilanzierung kontinuierlich arbeitende Saugkerzenanlagen betrieben. Die oberste Saugkerzenebene ist in 10 cm Mineralbodentiefe installiert. Trotz der methodischen Bedenken (vermutlich hohe Adsorption des Cäsiums an den inneren Oberflächen der Saugkerzen) wurden einige orientierende Proben aus dieser Saugkerzenebene auf Rasiocäsiumaktivitäten überprüft.

Am Standort Idar-Oberstein wird das aus der Humusauflage Richtung Mineralboden fließende Sickerwasser mit Hilfe von Humuslysometern (Gravitationsplattenlysometer mit 561 cm<sup>2</sup> Auffangfläche, vgl. KREUTZER et al. 1991) beprobt. Ab Juli 1990 wurden vier der bereits ein Jahr zuvor installierten Humuslysometer in die radioökologischen Untersuchungen einbezogen. Hierzu wurden alle Schlauchleitungen, Sammel- und Transportbehälter mit Cäsiumchlorid gespült und die gesammelten Proben mit Salpetersäure angesäuert. Die Probenahme aus allen Humuslysometern erfolgte wöchentlich. Die Proben wurden zu Langzeitmischproben (i.d.R. ein halbes oder ein Jahr) vereinigt und entsprechend den Niederschlagswasserproben auf 1000 ml langsam eingedampft. Die Radiocäsium- und Radiokaliumflüsse wurden über die spezifische Aktivität in der jeweiligen Probe und die Auffangfläche berechnet.

Am Standort Merzalben war der Einsatz von Humuslysometern wegen der zu geringmächtigen Humusauflage nicht möglich. Um einen Eindruck über die Verlagerung des Radiocäsiums und Radiokaliums von der Humusauflage in den Mineralboden über die Lösungsphase in Form eines Leaching der gefallenen Streu zu erhalten, wurden Ende September 1990 drei ca. 40 m<sup>2</sup> große Bereiche zum Auffangen des herbstlichen Streufalls mit PVC-Netzen (2 cm Maschenweite) belegt und der Rand dieser Netze 50 cm hochgezogen. Aus diesen Netzen wurden jeweils unmittelbar nach dem Hauptstreufall des Herbstes 1990 in der zweiten Oktoberhälfte und dann zu fünf weiteren Terminen bis zum Herbst des nächsten Jahres Proben gewonnen und auf Radiocäsium- und Radiokaliumaktivitäten analysiert.

## **II.1.4 Probenaufbereitung, gammaspektrometrische Messungen und chemische Analysen**

### **II.1.4.1 Probenaufbereitung**

Alle Pflanzen-, Humus- und Mineralbodenproben wurden unmittelbar nach der Probenahme luftgetrocknet und gegebenenfalls im Trockenschrank bei max. 60° C nachgetrocknet. Pilze und Beeren wurden in den Jahren 1986 und 1987 püriert und als Frischsubstanz gammaspektrometrisch analysiert, in den darauffolgenden Jahren ebenfalls bei max. 60° im Trockenschrank getrocknet.

Humus- und Pflanzenproben wurden nach der Trocknung mit einer Schlagmühle (Fritsch-Pulverisette) mit 2 mm Siebeinsatz gemahlen. Um ein Verschleppen des Radiocäsiums soweit als möglich auszuschließen, wurde die Mühle zwischen zwei Proben sorgfältig mit Druckluft gereinigt. Die Mineralbodenproben wurden mit einer Fritsch-Analysette mit gestaffelten Siebeinsätzen auf < 2 mm abgesiebt (vgl. Kap. II.1.1.3).

Die zerkleinerten bzw. gesiebten Proben wurden anschließend je nach verfügbarem Probenvolumen in 1 l Marinellibecher oder 500 bzw. 1000 ml Polyäthylenweithalsflaschen gefüllt und luftdicht verschlossen.

#### II.1.4.2 Gammaskpektrometrische Messungen

Die gammaskpektrometrischen Messungen der in den Jahren 1986 und 1987 gewonnenen Proben erfolgten in der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer (LUFA Speyer), die ab 1988 gewonnenen Proben des Untersuchungsbestandes Idar-Oberstein am Niedersächsischen Institut für Radioökologie (NIR), die des Untersuchungsbestandes Merzalben am Kernforschungszentrum Karlsruhe (KFK).

Die LUFA Speyer verwendete zur Aufnahme der Gammaskpektren der in den Jahren 1986 und 1987 gewonnenen Proben einen Ge(Li)-Detektor mit angeschlossenen Vielkanalanalysator und einen externen Rechner zur Spektrenauswertung. Von den beiden anderen Instituten wurden für die in den Jahren 1988 bis 1992 analysierten Proben Reinstgermanium-Detektoren mit einer Effektivität von über 50 %, ebenfalls gekoppelt mit Vielkanalanalysatoren (4096 Kanäle, Meßbereich 20 - 2000 keV) eingesetzt. Die Meßanordnung wurde jeweils mit Standards für die verschiedenen zur Messung benutzten Geometrien (Gefäße und Füllhöhe) und unterschiedlich dichten Probenmaterialien kalibriert. Die Standards wurden gewonnen, indem verschieden dichte Proben aus diesem Untersuchungsprojekt in unterschiedlichen Meßgefäßen mit verschiedener Füllhöhe mit einer Mischnuklid-Standardlösung der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt versetzt wurden.

Bei jeder Messung wurde die statistische Zählgenauigkeit als Zählratenfehler bei einer Wahrscheinlichkeit von 95,5 % ( $2\sigma$ ) bestimmt. Die Zählgenauigkeit hängt von der Impulsrate der jeweiligen Probe ab, die ihrerseits durch den Nuklidgehalt der Probe und die Meßzeit bestimmt wird. Die Meßzeit betrug in der Regel 18 Stunden. Bei einigen Proben mit bekanntermaßen hoher Cäsiumaktivität z.B. einigen Pilz- und Moosproben wurde die Meßzeit auf 100 Minuten reduziert. Der Zählratenfehler lag bei Cäsiumaktivitäten über 10 Bq/kg meist deutlich unter  $\pm 5\%$ , bei Aktivitäten zwischen 1 und 10 Bq/kg bei bis zu  $\pm 20\%$  und bei Aktivitäten unter 1 Bq/kg bei bis zu  $\pm 60\%$ .

Neben dem probenspezifischen statistischen Zählratenfehler ist ein weitgehend konstanter Fehlersockel durch die Kalibrierung (im wesentlichen Pipettierfehler und Unsicherheit der Standardlösung) von ca.  $\pm 3\%$  zu berücksichtigen.

Bei der oben beschriebenen Meßanordnung ergaben sich die in Tabelle 18 angegebenen Nachweisgrenzen.

Tab. 18: Nachweisgrenzen für 3 typische Probenarten

Probenart	Cs 137	Cs 134	K 40
	-----Bq · kg <sup>-1</sup> TM -----		
Mineralboden	0,3	0,2	1,7
Humusauflage	0,6	0,6	4,0
Pflanzen	0,6	0,6	5,0

### II.1.4.3 Chemische Analysen

Der überwiegende Teil der Pflanzen-, Humus- und Mineralbodenproben wurde nach der gamma-spektrometrischen Messung auf Bioelementgehalte chemisch analysiert. Bei Pflanzen- und Humusproben wurden Gesamtgehalte, bei Mineralbodenproben die effektive Kationenaustauschkapazität und die mit Ammoniumchlorid austauschbaren Kationengehalte bestimmt. Die Pflanzenproben wurden von der LUFA Speyer, die Humus- und Mineralbodenproben im Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen analysiert. Eine detaillierte Beschreibung der Aufschluß- und Analyseverfahren kann dem Anhang 1 entnommen werden.

### II.1.5 Mathematische Auswertung

Nach bereits vorliegenden Erfahrungen streuen die Meßwerte sowohl der chemischen Bodenparameter und der Nadelanalysen (vgl. BLOCK et al. 1991b), als auch der Radiocäsiumaktivitäten im Boden und in den Vegetationsorganen der Bäume (vgl. BLOCK und STELZER 1987) in Waldökosystemen erheblich. Der damit zwangsläufig verbundene, große Stichprobenfehler kann nur durch eine vielfache Wiederholung von Probenahmen und Messungen reduziert werden. Dabei ist allerdings zu beachten, daß insbesondere die Anzahl der Bodenprobenahmepunkte auf den räumlich nicht beliebig erweiterbaren Probenahmearealen und auch die Anzahl der Probenahmen bei Blatt- und Nadeluntersuchungen meist eng begrenzt ist, da ansonsten die Untersuchungsfläche so beeinträchtigt wird, daß die Untersuchungen sich versuchsstörend auswirken.

Bei der gegebenen apparativen, personellen und finanziellen Ausstattung hätte zudem ein hoher Stichprobenumfang nur durch drastische Reduzierungen in der Breite der ökosystemar angelegten Untersuchung verwirklicht werden können. Beim Abwägen

wurde dem umfassenderen Untersuchungsansatz der Vorzug gegeben, wobei gleichzeitig eine zwangsläufige Unschärfe der Aussagen durch einen beträchtlichen Stichprobenfehler in Kauf genommen werden mußte.

Für die Probenahmen und Messungen wurde ein Umfang von mindestens 3 Stichproben angestrebt und in der Regel auch erreicht. Bei den Bodenuntersuchungen wurden zudem Mischproben aus einer höheren Anzahl von Bohrungen gebildet, um die Streuung zu verringern.

Angesichts der meist nur kleinen Stichproben waren keine Aussagen über die Form der Meßwertverteilung in der Grundgesamtheit möglich. Zur Charakterisierung des Stichprobenfehlers wird in den Tabellen und Grafiken ein sog. "95 % Vertrauensbereich" angegeben, der durch den  $\pm 1,96$ -fachen Fehler des Mittelwerts gekennzeichnet wird (Gleichung 1):

$$\text{Gl. 1:} \quad 95 \% \text{ VB} = \frac{s}{\sqrt{n}} \cdot 1,96$$

95 % VB : 95 % Vertrauensbereich  
s : Standardabweichung  
n : Anzahl der Einzelwerte

Dabei wird vereinfachend unterstellt, daß die berechneten Mittelwerte normalverteilt sind. Mit diesem "95 %-Vertrauensbereich" wird angedeutet, in welchem Bereich der "wahre" Mittelwert der Grundgesamtheit (bei 5 % Überschreitungswahrscheinlichkeit) zu vermuten ist. Überlappen sich diese Bereiche beim Vergleich zweier Stichproben, so spricht dies für die Vermutung gleicher Grundgesamtheiten. Bei diesem vereinfachenden Vorgehen wird auch vernachlässigt, daß bei der Aktivitätsmessung der prozentuale Fehler der Zählraten umso größer ist, je geringer die gemessene Aktivität ist.

Bei den Parzellenversuchen zur Ermittlung der Effekte von Düngemaßnahmen wurden zur Überprüfung, ob die Ausgangssituation auf den Parzellen gleich war, die empirischen Verteilungsfunktionen der Radiocäsium und Radiokaliumaktivitäten im Boden mit Hilfe des Kolmogoroff-Smirnov-Tests zum Vergleich zweier Stichproben (HARTUNG 1985, Seite 520 ff.) verglichen. Die Anwendung beider Tests erfolgte mit Hilfe des Softwarepakets SPSS-X (K.-S. goodness of fit-test bzw. K.-S. 2-sample-test).

In einem erheblichen Teil der Ergebnisdarstellungen sind Zeitreihen wiedergegeben. Um zeitliche Veränderungen in den Radiocäsium-Gehalten und -Vorräten unabhängig von radioaktivem Zerfall betrachten zu können, wurden bei allen Zeitreihendarstellungen die Aktivitäten des Cäsium 134 und Cäsium 137 auf einen einheitlichen Referenzzeitpunkt (meist den 01.05.1986 = Beginn des Tschernobyl-Fallouts in Südwestdeutschland) bezogen (zerfallskorrigiert). Die Berechnung erfolgte nach Gleichung 2:

Gl. 2:  $A_{(t_0)} = A_{(t)} \cdot e^{\delta \cdot (t-t_0)}$

$A_{(t_0)}$  : Aktivität zum Referenzzeitpunkt  $t_0$   
 $A_{(t)}$  : Aktivität zum Zeitpunkt  $t$   
 $t(t)$  : Zeit in Tagen  
 $e$  : Euler'sche Zahl ( $\approx 2,72$ )  
 $\delta$  : Zerfallskonstante  
für Cs 134:  $0,0009203 \cdot d^{-1}$   
für Cs 137:  $0,000629 \cdot d^{-1}$

Bei einigen Fragestellungen ist eine Aufteilung der Cäsium 137-Aktivität in den durch die Atombombentests vor allem in den 50er und 60er Jahren und den auf den Tschernobyl-Fallout zurückzuführenden Anteil von Interesse. Da Cäsium 134 vor dem Tschernobyl-Unfall nicht in unserer Biosphäre vorkam, läßt sich der tschernobylbürtige Anteil des Cs 137-Fallouts nach Gleichung 3 aus der Cäsium 134-Aktivität der Probe und dem Cs 137/Cs 134-Verhältnis im Tschernobyl-Fallout berechnen:

Gl. 3:  $A_{alt(Cs\ 137)} = A_{ges(Cs\ 137)} - 1,85 \cdot A_{(Cs\ 134)}$

$A_{alt(Cs\ 137)}$  : auf Atombombentests zurückzuführende Cs 137-Aktivität ("Altlasten") zum Referenzzeitpunkt 01.05.1986  
 $A_{ges(Cs\ 137)}$  : "Gesamt"-Cs 137-Aktivität zum Referenzzeitpunkt 01.05.1986  
 $A_{(Cs\ 134)}$  : Cs 134-Aktivität zum Referenzzeitpunkt 01.05.1986

Das Cs 137/Cs 134-Verhältnis wurde aus den Freiland-Niederschlagsmessungen am Standort Idar-Oberstein im Jahr 1986 mit 1,85 hergeleitet. Dieser Wert steht in guter Übereinstimmung mit dem vom BUNDESMINISTER FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (1986) für Niederschlagswasserproben vom Mai 1986 angegebenen Cs 137/Cs 134-Verhältnissen (Aachen: 1,98, München: 1,80 - 1,84, Offenbach: 1,86 - 1,90).

## II.2 Ergebnisse

### II.2.1 Radiocäsium- und Kalium-Einträge und -Austräge

Durch den Tschernobyl-Unfall verursachte Radiocäsiumeinträge konnten nur am Standort Idar-Oberstein unmittelbar gemessen werden (vgl. Kap. II.1.3.1). Am ersten Probenahmetermin nach dem Tschernobyl-Unfall zeigten sich im Freilandniederschlag deutlich höhere Radiocäsiumaktivitäten als im Bestandesniederschlag (Abb. 11). Bei allen späteren Proben kehrte sich dieses Verhältnis um. Ab Juli 1986 lagen die Cs 137-

Aktivitäten im Freilandniederschlag unter 1 Bq/l. Im Bestandesniederschlag wurden dagegen auch im Herbst 1986 noch Cs 137-Aktivitäten von bis zu 9 Bq/l gemessen. Im Jahr 1987 lagen die Cs 137-Aktivitäten im Bestandesniederschlag bei 1 Bq/l. Im Verlauf der folgenden Jahre nahmen die Cs 137-Aktivitäten im Bestandesniederschlag nur langsam auf 0,5 Bq/l im Jahr 1988, 0,3 Bq/l im Jahr 1989, 0,2 Bq/l im Jahr 1990 und 0,1 Bq/l im Jahr 1991 ab (vgl. Kap. II.2.3.2).

Der Verlauf der Aktivitätsentwicklung im Freiland- und Bestandesniederschlag deutet darauf hin, daß ein Teil der Radiocäsium-tragenden Aerosole zumindest vorübergehend in den Baumkronen festgehalten und erst allmählich in den Bestandesniederschlag abgegeben wurde. Zu diesem Schluß kommen auch SCHIMMACK et al. (1988), die im Höglwald auf einer Freifläche (Wiese) unmittelbar nach dem Tschernobyl-Fallout eine zweimal so hohe flächenbezogene Cs 137-Aktivität im Vergleich zu einem nahegelegenen Waldbestand feststellten, während der Kernwaffentest-Fallout im Wald um 30 % über dem entsprechenden Wert der Wiese lag.

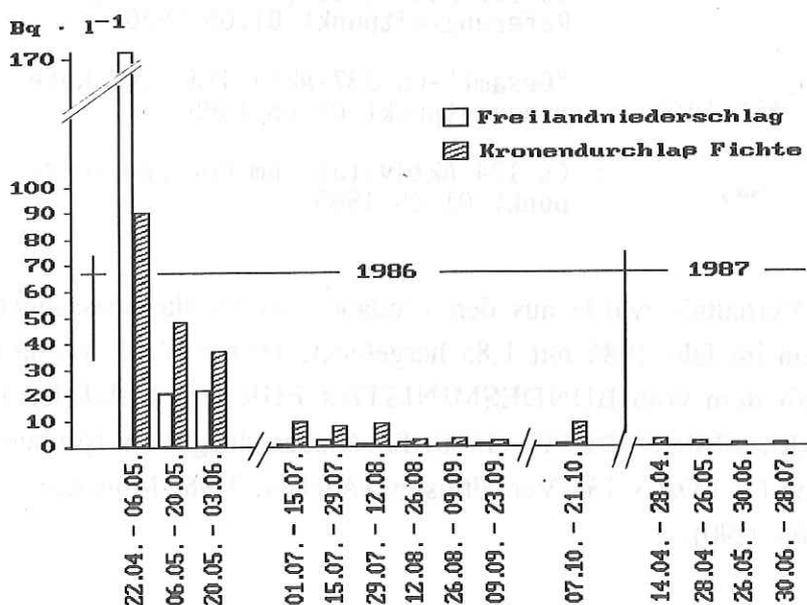


Abb. 11: Verlauf der Cs 137-Aktivität im Freilandniederschlag und im Kronendurchlaß des Fichtenbestandes am Standort Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Der Radiocäsiumeintrag mit dem Freilandniederschlag am Standort Idar-Oberstein kann aufgrund dieser Messungen auf ca. 10 700 Bq Cs 137/m<sup>2</sup> und ca. 5800 Bq Cs 134/m<sup>2</sup> abgeschätzt werden (Tab. 19). Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß in den Jahren 1986 und 1987 keine Vorbehandlung der Sammelgefäße mit stabilem Cäsiumchlorid und auch keine Ansäuerung des Probenwassers vorgenommen wurde (vgl. Kap.

II.1.3.1). Es ist somit nicht auszuschließen, daß ein Teil der in die Gefäße eingetragenen radiocäsiumhaltigen Aerosole an den Gefäßwandungen adsorbiert und somit den Aktivitätsmessungen entzogen wurde. Der Freilandeintrag kann daher nur als Schätzwert für den Minimaleintrag angesehen werden.

**Tab. 19: Cs 137- und Cs 134-Flüsse mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag am Standort Idar-Oberstein vom 22.04. bis 21.10.1986**

Sammelzeitraum	Niederschlag (mm)		Cs 137 (Bq/m <sup>2</sup> )*		Cs 134 (Bq/m <sup>2</sup> )*	
	Freifläche	Bestand	Freifläche	Bestand	Freifläche	Bestand
22.04. - 06.05.86	50,7	32,6	8763	2950	4779	1536
06.05. - 20.05.86	23,2	10,7	495	522	257	300
20.05. - 03.06.86	20,8	11,8	465	444	265	241
03.06. - 01.07.86	76,4	56,8	(840)**	(1050)**	(380)**	(450)**
01.07. - 15.07.86	27,8	15,6	9	152	4	83
15.07. - 29.07.86	26,6	16,8	71	138	44	28
29.07. - 12.08.86	20,9	10,0	7	95	3	56
12.08. - 26.08.86	56,2	39,7	29	114	17	66
26.08. - 09.09.86	22,1	8,3	5	27	7	16
09.09. - 23.09.86	98,3	63,2	21	156	15	86
23.09. - 21.10.86	40,0	24,2	8	224	6	124
22.04. - 21.10.86	463,0	289,7	ca. 10.700	ca. 5 900	ca. 5.800	ca. 3.000

\* Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

\*\* geschätzte Werte, da keine Aktivitätsmessungen vorlagen (Niederschlagshöhe x Mittelwert der spezifischen Aktivität der vorhergehenden und nachfolgenden Probe)

Der Eintrag in Waldbestände läßt sich aus den vorliegenden Depositionsmessungen nicht ermitteln, da zum einen ein Teil des Radiocäsiums mittelfristig im Kronenraum festgehalten zu werden scheint (vgl. Tab. 19). Zum anderen kann das in der Kronentraufe oder im Stammabfluß gemessene Radiocäsium bereits auch aus der Wurzelaufnahme und der nachfolgenden Auswaschung aus den Vegetationsorganen stammen kann. Eine Abschätzung des Radiocäsiumeintrags in die Waldökosysteme ist dagegen über eine umfassende Radiocäsiuminventur der Ökosysteme möglich, da Austräge vernachlässigbar klein sein dürften (siehe unten).

Eine Radiocäsiuminventur 1988/1989 ergab für das Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein ein Inventar von  $19\,042\text{ Bq Cs }137 \cdot \text{m}^{-2}$  und  $8\,406\text{ Bq Cs }134 \cdot \text{m}^{-2}$  (vgl. Kap. II.2.2.4, Aktivitätsangaben aus Tab. 22 nach Gl. 2, Kap. II.1.5 zurückgerechnet auf den 01.05.1986). Aus dem Cs 134-Inventar und dem Cs 137/Cs 134-Verhältnis des Eintrags im Frühjahr 1986 von 1,85 (vgl. Kap. II.1.5) errechnet sich ein Tschernobyl-bürtiger Cs 137-Eintrag in das Waldökosystem von ca.  $15\,550\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ . Zieht man hiervon die geschätzte Freilanddeposition von ca.  $10\,700\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  ab, ergibt sich eine Interzeptionsdeposition durch die Filterwirkung der Vegetationsoberflächen von ca.  $4\,850\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ .

Aus den Atomwaffentests waren am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein zum Zeitpunkt des Tschernobyl-Unfalls noch ca.  $3\,490\text{ Bq Cs }137 \cdot \text{m}^{-2}$  vorhanden.

Im Traubeneichen-Ökosystem am Standort Merzalben wurde ein Cs 137-Inventar von  $6\,741\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  und ein Cs 134-Inventar von  $1\,949\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  ermittelt (vgl. Kap. II.2.2.4). Der auf den Tschernobyl-Fallout zurückzuführende Eintrag in den Eichenbestand kann auf ca.  $3\,600\text{ Bq Cs }137 \cdot \text{m}^{-2}$  geschätzt werden. Die "Altlasten" aus den Atomwaffentests betragen im Mai 1986 noch ca.  $3\,130\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ .

Die beträchtlichen Unterschiede in der Radiocäsiumkontamination der beiden Standorte durch den Tschernobyl-Fallout liegen in der unterschiedlichen Niederschlagsverteilung in der ersten Maihälfte 1986 begründet. Während am Standort Idar-Oberstein bereits am 2. Mai, also zum Zeitpunkt des Maximums der Radiocäsiumaktivität der bodennahen Luft, 19 mm Niederschlag fielen, regnete es am Standort Merzalben erst am 5. Mai in nennenswertem Umfang (Abb. 12). Zu diesem Zeitpunkt war die Radiocäsium-Luftaktivität in Rheinland-Pfalz bereits auf weniger als 10 % der Maximalwerte vom 1. und 2. Mai abgesunken.

Die geringeren Altlasten am Standort Merzalben lassen sich aus der gegenüber dem Standort Idar-Oberstein geringeren, mittleren Jahresniederschlagshöhe (vgl. Kap. I.3.2) und geringen Filtereffektivität des winterkahlen Laubwaldes gegenüber dem Nadelholzbestand erklären.

**Radiocäsiumausträge** aus den Waldökosystemen können durch Biomasseexport, Insertion (Abwehung von Vegetationsoberflächen), Humus- und Bodenstaubabwehungen und durch Sickerwassertransport verursacht werden.

Da während des Untersuchungszeitraums in beiden Beständen keine Nutzungen durchgeführt wurden, kann ein diesbezüglicher Radiocäsiumexport ausgeschlossen werden. Möglich wäre ein Radiocäsiumentzug durch die Äsung des Wildes. Allerdings dürfte der hierauf zurückzuführende Export vernachlässigbar klein sein, da beide Untersuchungsbestände nicht als bevorzugte Äsungsflächen anzusehen sind.

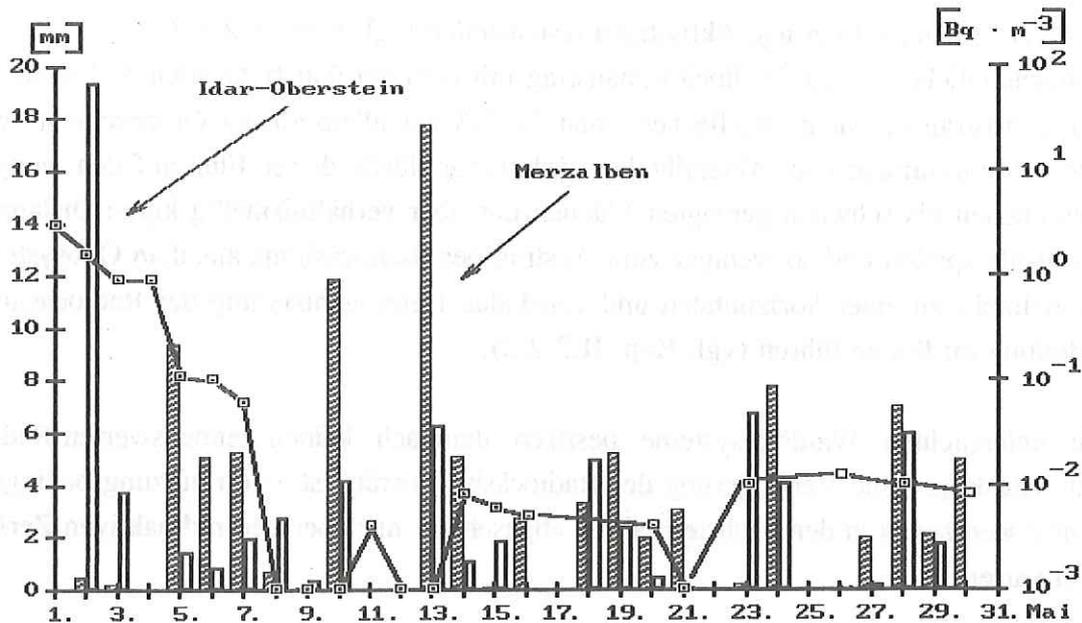


Abb. 12: Niederschlagsverteilung an den Untersuchungsstandorten Idar-Oberstein (weiße Säulen) und Merzalben (schraffierte Säulen) sowie Cs 137-Aktivität in der bodennahen Luft in Mainz (durchgezogene Linie) im Mai 1986 [Luftaktivitätsangaben aus MINISTER FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT RHEINLAND-PFALZ, 1986]

Die Insertion radiocäsiumhaltiger Partikel kann durchaus von Bedeutung sein. Zum einen ist anzunehmen, daß ein erheblicher Teil des Radiocäsiums vor allem in den ersten Monaten nach dem Tschernobyl-Fallout an den Vegetationsoberflächen adsorbiert war (TOBLER et al. 1988) und möglicherweise von dort in die Luftströmung zurückgelangen konnte. Zum anderen wird Radiocäsium ähnlich wie Kalium aus dem Kronenraum ausgewaschen (vgl. Kap. II.2.3.2), wobei ein Teil durchaus abgeweht werden könnte. Diesem Austrag dürfte jedoch ein annähernd gleichgroßer Eintrag aus benachbarten Flächen gegenüberstehen, da die Untersuchungsbestände in große, weitgehend gleichförmig strukturierte Waldareale eingebunden sind. In der Bilanz kann die Insertion demnach vernachlässigt werden.

Die Abwehung von Humus- und Mineralbodensubstanz dürfte in den geschlossenen Waldbeständen keine wesentliche Rolle spielen. Zudem steht auch hier dem möglichen Austrag ein vermutlich ebenso hoher Eintrag gegenüber.

Ein Austrag des Radiocäsiums über den vertikalen Sickerwasserfluß kann weitgehend ausgeschlossen werden. Die Radiocäsiumaktivitäten in Sickerwasserproben aus 10 cm Mineralbodentiefe lagen stets unterhalb der Nachweisgrenze (vgl. Kap. II.2.3.5). Ge-

gen einen Austrag des Radiocäsiums mit dem Sickerwasser spricht auch der steile Tiefengradient der Cs 137-Aktivität im Boden. Bereits im Tiefenbereich 15-20 cm sind nur noch verschwindend geringe Aktivitäten festzustellen (vgl. Kap. II.2.2.3).

Wahrscheinlicher als ein Radiocäsiumaustrag mit dem vertikal fließenden Sickerwasser ist ein Austrag mit dem oberflächennahen Abfluß vor allem an der Grenzschicht zwischen Humusauflage und Mineralboden. Allerdings dürfte dieser Fluß auf den weitgehend ebenen bis schwach geneigten Flächen nur über verhältnismäßig kurze Distanzen eine Rolle spielen und so weniger zum Austrag des Radiocäsiums aus dem Ökosystem, als vielmehr zu einer horizontalen und vertikalen Heterogenisierung der Radiocäsiumverteilung im Boden führen (vgl. Kap. II.2.2.3).

Die untersuchten Waldökosysteme besitzen demnach keinen nennenswerten Radiocäsiumaustrag. Eine Verringerung der Radiocäsiumvorräte ist - von nutzungsbedingten Biomasseentzügen in den nächsten Jahren abgesehen - nur über den radioaktiven Zerfall zu erwarten.

## II.2.2 Radiocäsium- und Kaliumgehalte und -vorräte in den Waldökosystemen

Die Ergebnisse der Biomasse- sowie Radiocäsium- und Radiokaliuminventuren sind in den Tabellen 1 bis 8 des Anhangs 2 detailliert aufgeführt. Zu beachten ist, daß die Probenahmen für die einzelnen Kompartimente der Ökosysteme zu unterschiedlichen Zeitpunkten erfolgten:

Dendromasse	: März 1989
Bodenvegetation (Drahtschmiele)	: September 1988
Humusauflage und Mineralboden	: Juli 1988

Um eine trotz der unterschiedlichen Probenahmeterminen einheitliche Vergleichsbasis zu erhalten, wurden alle für die Darstellung des Radiocäsiuminventars verwendeten Cs 137- und Cs 134-Aktivitäten nach Gleichung 2 (Kap. II.1.5) auf den Erntetag (Baumfällung) der Hohenadl'schen Stämme als Referenzzeitpunkt bezogen (Idar-Oberstein: 22.03.1989; Merzalben: 16.03.1989). Dieser Referenzzeitpunkt wurde gewählt, um ein möglichst realistisches Bild der Kontaminationssituation, also auch der Verhältnisse der beiden Cäsiumnuklide zueinander, zu erhalten. Hieraus ergeben sich allerdings Abweichungen zu den meist auf den 01.05.1986 bezogenen Aktivitätsangaben in den übrigen Kapiteln dieses Berichts.

## II.2.2.1 Dendromasseverteilung sowie Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Dendromasse

### II.2.2.1.1 Verteilung der Dendromasse

Die Verteilung der Dendromasse der beiden Untersuchungsbestände wurde jeweils aus der Trockenmasseverteilung der beiden Hohenadl'schen Stämme hergeleitet. Die Einzelbefunde der Stämme sind in den Tabellen 2 und 3 a/b der Anlage 2 aufgelistet.

#### Standort Idar-Oberstein

Die  $d^+$ -Fichte des Standortes Idar-Oberstein besitzt im Vergleich zum  $d^-$ -Baum eine etwa doppelt so hohe Biomasse (Anhang 2, Tab. 2). Die Biomasseverteilung beider Bäume ist sehr ähnlich. Der  $d^-$ -Baum verfügt über einen etwas höheren Nadelanteil (6,6 % der Gesamtdendromasse) als der  $d^+$ -Baum (4,2 %). Die Rindenanteile der beiden Bäume sind mit knapp unter 9 % nahezu identisch. Der Schaft-Derbholzanteil liegt beim  $d^+$ -Baum mit 55 % etwas höher als beim  $d^-$ -Baum (56 %). Erwartungsgemäß verfügt der  $d^+$ -Baum über einen höheren Reifholzanteil (52 % gegenüber 43 % beim  $d^-$ -Baum).

Die Gesamtdendromasse des Untersuchungsbestandes errechnet sich auf 356 t Trockensubstanz (TS)  $\cdot$  ha<sup>-1</sup> (Anhang 2, Tab. 4). Davon entfallen 288 t auf die oberirdische, 68 t auf die unterirdische Dendromasse. Das Spross/Wurzel-Verhältnis liegt demnach bei 4,2. Der Schaft nimmt mit 63 % den größten Anteil der Dendromasse ein. Der Wurzelanteil (einschließlich Wurzelstock) beträgt 19 %, der Kronenanteil 18 %. Die oberirdische Dendromasse besteht zu 81 % aus Holz, wobei das Splintholz mit 144 t  $\cdot$  ha<sup>-1</sup> deutlich überwiegt (Abb. 13). Totes Ast- und Zweigmaterial ist mit 2,5 % vertreten. Der Rindenanteil beträgt 10 % der oberirdischen Dendromasse, der Nadelanteil 6 %. An der unterirdischen Dendromasse ist der Rindenanteil mit 17 % deutlich höher als an der oberirdischen Baumbiomasse.

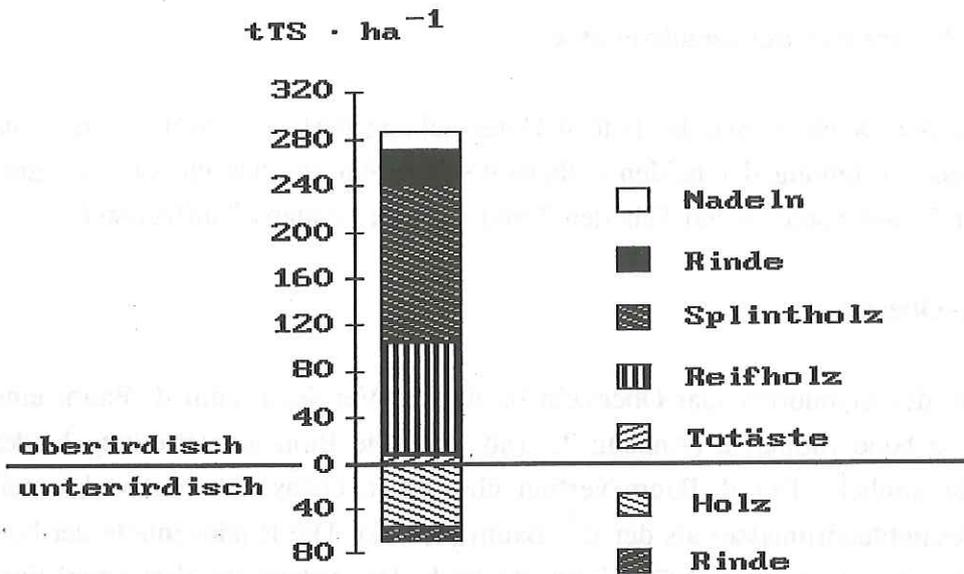


Abb. 13: Verteilung der Dendromasse des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein (t TS = Tonnen Trockensubstanz)

Die Ergebnisse der Dendromasseinventur des Fichtenbestandes am Standort Idar-Oberstein fügen sich recht gut in andere Untersuchungsergebnisse zu Fichtenbeständen ein. HELLER und GÖTTSCHE (1986) ermittelte für die F1-Fläche im Solling (95-jährige Fichte) eine oberirdische Trockenmasse von  $269 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ , FEGER et al. (1991) für einen 100-jährigen Fichtenbestand in Villingen-Schwenningen, Schwarzwald,  $250 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Der Reisiganteil (Äste + Zweige einschließlich Nadeln) liegt in allen drei Untersuchungsbeständen zwischen 18 und 19 % der oberirdischen Dendromasse. Der Nadelanteil ist im hiesigen Untersuchungsbestand mit 6 % der oberirdischen Dendromasse etwas niedriger als in den Fichtenbeständen im Schwarzwald (ca. 8 %) und im Solling (ca. 7 %). Die Wurzelanteile sind im hiesigen Untersuchungsbestand und in dem Schwarzwälder Fichtenbestand sehr ähnlich, sie liegen aber etwa 20 % unter den Wurzelanteilen aus dem Solling. Am Standort Villingen-Schwenningen ist die Durchwurzelung durch die Wechselfeuchte begrenzt (FEGER et al 1991). Am hiesigen Standort lassen sich die gegenüber dem Sollingbestand geringeren Wurzelanteile möglicherweise durch den hohen Skelettanteil im Mineralboden begründen.

## Standort Merzalben

Die Dendromasse der  $d^+$ -Eiche am Standort Merzalben ist etwa 1,8-fach höher als die der  $d^-$ -Eiche (Anhang 2, Tab. 3a). Der  $d^-$ -Baum verfügt wohl aufgrund des Konkurrenzeinflusses der Nachbarbäume nur über einen deutlich geringeren Kronenanteil (22 % der oberirdischen Biomasse) als der  $d^+$ -Baum (31 %) und einen entsprechend höheren Schaftanteil. Im Schaft dominiert erwartungsgemäß beim  $d^+$ -Baum das Kernholz (Kernholzanteil: 78 %), beim  $d^-$ -Baum das Splintholz (Kernholzanteil: 43 %). Die Rindenanteile beider Bäume sind sehr ähnlich. Auffällig ist der deutlich geringere, zu den Verhältnissen in der Kronenbiomasse korrespondierende Wurzelanteil des  $d^-$ -Baumes (15 % der Gesamtdendromasse) gegenüber dem entsprechenden Anteil beim  $d^+$ -Baum (21 % der Gesamtdendromasse).

Die Gesamtdendromasse der oberständigen Traubeneichen des Untersuchungsbestandes errechnet sich auf  $285 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Anhang 2, Tab. 5a). Diese verteilt sich auf 231 t oberirdische Biomasse und 54 t unterirdische Biomasse. Das Sproß/Wurzel-Verhältnis liegt demnach bei 4,3. Der Schaft nimmt 59 % der gesamten Dendromasse ein, die Krone 22 %, die Wurzeln und der Wurzelstock zusammen 19 %. Die oberirdische Dendromasse besteht zu 86 % aus Holz und zu 12 % aus Rinde (Abb. 14). Hinzu kommt ein Totastanteil von 1,2 %. Wie bei der Fichte ist der Rindenanteil an der unterirdischen Dendromasse mit 24 % deutlich höher als an der oberirdischen Biomasse. Die Derbholzmasse der oberständigen Eichen errechnet sich auf  $186 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ .

Der Buchenunterstand des Standortes Merzalben weist naturgemäß eine sehr große Durchmesserspanne auf. Demzufolge liegen auch die beiden Hohenadl'schen Stämme in ihrer Dendromasse weit auseinander. Die  $d^+$ -Buche verfügt dementsprechend über eine 6,6-fach höhere Biomasse als die  $d^-$ -Buche (Anhang 2, Tab. 3b).

Die Gesamtdendromasse des Buchenunterstandes beträgt  $65 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ , die sich auf 55 t oberirdische und 10 t unterirdische Trockenmasse aufteilen (Anhang 2, Tab. 5b). Das Spross/Wurzel-Verhältnis ist mit 5,3 deutlich weiter als im Traubeneichen-Hauptbestand. Der Reifholzanteil ist bei den schwachen Buchen erwartungsgemäß nur gering. Der Rindenanteil entspricht mit 12 % der oberirdischen Biomasse dem der Eiche. Die Derbholzmasse des Buchenunterstandes errechnet sich auf  $39 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ .

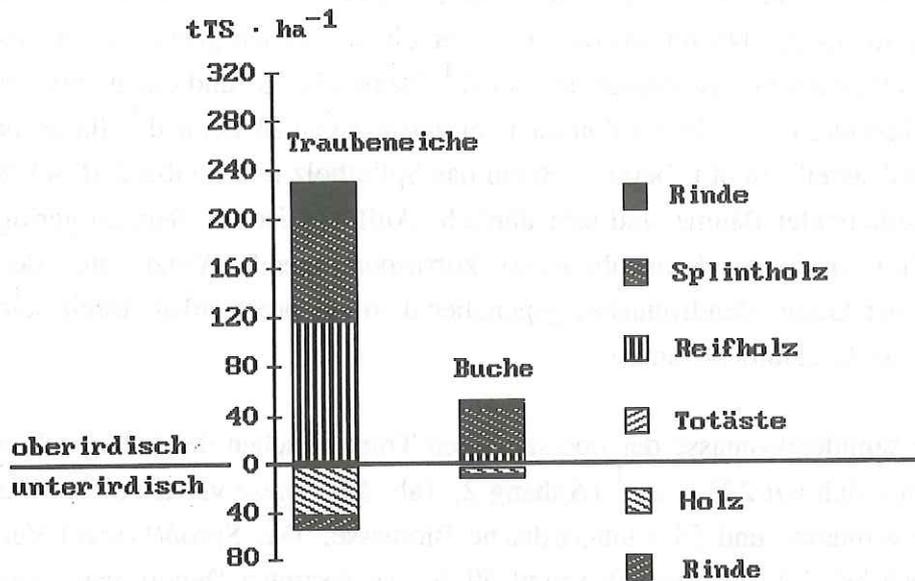


Abb. 14: Verteilung der Dendromasse des Laubholzbestandes am Untersuchungsstandort Merzalben (t Ts = Tonnen Trockensubstanz)

Traubeneiche und Buche zusammen ergeben eine Gesamtdendromasse des Untersuchungsbestandes Merzalben von 350 t Trockensubstanz · ha<sup>-1</sup>, verteilt auf 286 t oberirdische und 64 t unterirdische Biomasse. Der Laubholzbestand in Merzalben unterscheidet sich demnach in der Dendromasse nahezu nicht vom Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein. Allerdings liegt der Derbholzvorrat des Laubholzbestandes mit 225 t · ha<sup>-1</sup> merklich über dem des Fichtenbestandes (209 t · ha<sup>-1</sup>).

Biomasseangaben aus vergleichbaren Beständen (Traubeneichenaltbestände möglichst mit Buchenunterstand) konnten in der Literatur nicht gefunden werden. DUVIGNEAUD und DENAEYER-DE SMET (1973) untersuchten eichenreiche Laubholz-mischbestände in Belgien. Ein 140-jähriger Stieleichen-Eschenbestand mit Hainbuche und Haselnuß im Unterstand beziehungsweise in der Strauchschicht besaß eine Gesamtbio-masse von 380 t · ha<sup>-1</sup>. Ein Mischbestand aus ca. 75-jähriger Stieleiche und Buche mit ca. 35-jähriger Hainbuche, Esche, Winterlinde und Bergahorn verfügte über eine oberirdische Baumbiomasse von 112 t · ha<sup>-1</sup> und eine Wurzelbiomasse von 35 t · ha<sup>-1</sup>. Beide Bestände stockten auf erheblich nährstoffreicheren Böden, sind weitaus jünger und durch ihre intensive Kraut- und Strauchschicht auch anders strukturiert als der hiesige Traubeneichenbestand. Eine gesondert untersuchte 89-jährige Stieleiche aus einem Eichen-Mischbestand bei Virelles, Belgien, zeigte einen Rindenanteil von 18 % an der

oberirdischen Dendromasse. Etwa 35 % der oberirdischen Dendromasse entfielen auf die Krone, 65 % auf den Schaft. Sowohl der Rindenanteil als auch der auf die Krone entfallende Biomasseanteil liegen also etwas höher als bei der hiesigen Traubeneiche. Dies dürfte im wesentlichen auf das deutlich geringere Alter der in Belgien untersuchten Eichen zurückzuführen sein.

#### II.2.2.1.2 Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Dendromasse

##### Standort Idar-Oberstein

Die Rinde weist über alle Baupartien hinweg die höchsten Radiocäsiumgehalte auf (Anhang 2, Tab. 2). Bei der  $d^+$ -Fichte zeigen sich kaum Unterschiede im Radiocäsiumgehalt zwischen Bast und Borke, wogegen sich beim  $d^-$ -Baum beide Rindenteile deutlich unterscheiden. Eine Begründung für diese Differenz konnte nicht gefunden werden.

Vergleichsweise hohe Radiocäsiumaktivitäten wurden auch für das Zweigmaterial (Holz + Rinde, ohne Nadeln) ermittelt. Die Radiocäsiumaktivitäten der Nadeln liegen im Mittel etwa um ein Drittel unter denen des Zweigmaterials. Diese Beobachtung deckt sich mit Befunden von ERTEL und ZIEGLER (1991) in zwei südbayerischen Fichtenbeständen und von COUSEN (1986), der bei der exemplarischen Untersuchung der Fallout-Lokation einer Fichte im Forstamt Bad Driburg vor dem Tschernobyl-Unfall in den Triebachsen doppelt so hohe Cs 137-Aktivitäten als in den Nadeln vorfand. Auch HENRICH et al. (1988) stellten bei Untersuchungen in durch den Tschernobyl-Unfall hoch kontaminierten Waldgebieten in Österreich deutlich höhere Gehalte in den Triebachsen als in den Nadeln fest.

Die Nadeln der Schattkrone zeigen etwas höhere Werte als die der Lichtkrone. Die geringsten Radiocäsiumaktivitäten wurden erwartungsgemäß für das Reifholz ermittelt. Beim Cs 134 liegen die in diesem Material gemessenen Werte sehr nahe an der Nachweisgrenze. Im Vergleich zum Reifholz besitzt das Splintholz etwa 2 bis 4-fach höhere Radiocäsiumgehalte. Ein Gradient in den Radiocäsiumgehalten des Splintholzes von der Wurzel zur Krone hin ist nicht festzustellen. Auffällig sind die deutlich geringeren Radiocäsiumgehalte im Holz des  $d^-$ -Baumes im Vergleich zum  $d^+$ -Baum. In den Fein- und Schwachwurzeln wurden überraschend niedrige Radiocäsiumaktivitäten ermittelt. Sie liegen nur etwa bei einem Drittel der im Zweigmaterial bzw. der Hälfte der in den Nadeln gemessenen Radiocäsiumaktivitäten. Dieser Befund steht in deutlichem Gegensatz zu Beobachtungen von BRÜCKMANN (1992), der in einem Fichtenbestand in Bo-

denmais in den Feinwurzeln deutlich höhere Radiocäsiumkontaminationen vorfand als in den Nadeln. Möglicherweise liegt diese Diskrepanz in der Probenahme der Wurzeln aus unterschiedlichen Tiefenbereichen im Boden begründet.

BRÜCKMANN gewann die Wurzeln durch "Freikratzen", also vermutlich ausschließlich aus dem obersten, hoch kontaminierten Bodenbereich. In der hiesigen Arbeit wurde darauf geachtet, daß sich die einzelnen Wurzelproben aus möglichst aliquoten Teilproben des gesamten Wurzelbereiches zusammensetzen. Daher stammt ein erheblicher Teil des Probenmaterials aus nicht oder nur gering mit Radiocäsium kontaminierten Bodentiefen.

Die geringe Radiocäsiumkontamination der Wurzeln aus solchen Bodenbereichen wird durch die in Tab. 30, Kap. II.2.3.3 aufgeführten Untersuchungsbefunde der Wurzeln aus der Mineralbodentiefe 10 - 20 cm bestätigt.

Für den Bestand Idar-Oberstein errechnet sich für den Referenzzeitpunkt März 1989 ein Vorrat von 2774 Bq Cs 137, 533 Bq Cs 134/m<sup>2</sup> und 1086 Bq K 40/m<sup>2</sup>. Hiervon entfallen bei Cs 137 42 % auf die Krone, 39 % auf den Schaft und 19 % auf den Wurzelstock und die Wurzeln (Anhang 2, Tab. 4). Aufgrund der höheren spezifischen Aktivitäten besitzen die Baumkronen demnach trotz des vergleichsweise nur geringen Biomasseanteils die höchsten Cs 137-Vorräte. Die Verteilung der Cs 134-Vorräte ist mit derjenigen der Cs 137-Vorräte nahezu identisch. Die annähernd gleiche Verteilung beider Nuklide dürfte darauf zurückzuführen sein, daß auch das Cs 137 in der Dendromasse zu mehr als vier Fünfteln aus dem Tschernobyl-Fallout stammt <sup>(1)</sup>.

Die Rinde enthält bei nur 10 % Dendromasseanteil nahezu die Hälfte des oberirdischen Radiocäsiumvorrats (Abb. 15). Auch die Nadeln nehmen einen weit über ihren Dendromasseanteil liegenden Teil des Radiocäsiumvorrates ein. Im Holz, das mehr als vier Fünftel der oberirdischen Baumbiomasse umfaßt, sind dagegen weniger als ein Drittel der Radiocäsiumvorräte gespeichert.

---

1) Cs 134-Vorrat bezogen auf den 01.05.1986: 1 410 Bq · m<sup>-2</sup>. Mit Hilfe des Cs 137/Cs 134-Verhältnisses des Tschernobyl-Fallout von 1,85 errechnet sich hieraus ein Tschernobyl-bürtiger Cs 137-Vorrat in der Dendromasse von 2 608 Bq · m<sup>-2</sup>. Dies entspricht 88 % des ermittelten Cs 137-Vorrates von 2 965 Bq · m<sup>-2</sup> bezogen auf den 01.05.1986.

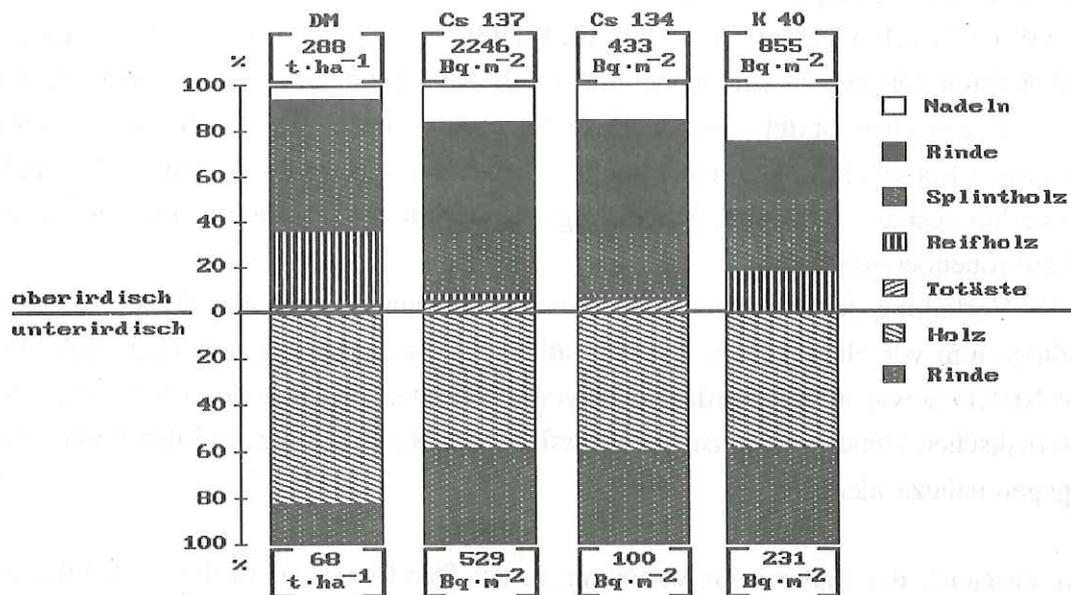


Abb. 15: Prozentuale Verteilung der Dendromasse (DM) und der Cs 137-, Cs 134- und K 40-Vorräte in der Dendromasse des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein

Die vergleichsweise hohen Radiocäsiumvorräte in der Außenrinde (Borke) und in Totzweigen und Totästen (Anhang 2, Tab. 4) belegen, daß auch knapp 3 Jahre nach dem Tschernobyl-Fallout noch erhebliche Radiocäsiumanteile an den Baumoberflächen adsorbiert sind.

Die Verteilung des Cs 137- und Cs 134-Vorrates in der Dendromasse unterscheidet sich im wesentlichen nur beim Reifholz, da nur hier wesentliche Cs 137-Anteile (ca. 35 %) nicht auf den Tschernobyl-Fallout, sondern auf "Altlasten" zurückgeführt werden können.

Die Verteilung der K 40-Gehalte und -Vorräte zeigt deutliche Abweichungen zur Radiocäsiumverteilung in der Dendromasse (Anhang 2, Tab. 2). Die höchsten Aktivitäten sind beim K 40 nicht in der Rinde, sondern in den Nadeln vorzufinden, wobei auch hier in der Schattkrone höhere Aktivitäten als in der Lichtkrone anzutreffen sind. In den Zweigen sind die K 40-Aktivitäten merklich geringer als in den Nadeln, aber höher als in der Astholzrinde. Auffällige Unterschiede zwischen der Radiocäsium- und Radio Kaliumverteilung finden sich auch in den Totästen und Totzweigen. Während sich die Radiocäsiumaktivitäten zwischen totem und lebendem Material kaum unterscheiden, sind bei K 40 in den Totästen und Totzweigen nur sehr geringe Aktivitäten bis unterhalb der Nachweisgrenze festzustellen. Die K 40-Gehalte der Rinde sind etwa halb so groß wie diejenigen der Nadeln. Im Bast wurden etwa doppelt so hohe K 40-Aktivitäten nachgewiesen als in der Borke. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, daß

Kalium in weit geringerem Anteil als Radiocäsium an äußeren Oberflächen adsorbiert ist (WYTTENBACH et al. 1988 und 1989). Das Holz weist die geringsten Radiokalium-Aktivitäten auf, wobei anders als beim Radiocäsium kein eindeutiger Unterschied zwischen Splint- und Reifholz zu erkennen ist. Wie beim Radiocäsium ist auch beim Radiokalium kein eindeutiger Trend in der Holzaktivität von der Wurzel zur Krone hin festzustellen, wobei allerdings wiederum das Minimum bei den Ästen im Schattkronenbereich liegt.

In der Verteilung der Elementvorräte in der Dendromasse unterscheidet sich K 40 vom Radiocäsium vor allem in den deutlich höheren Vorräten im oberirdischen Holz und in den Nadeln sowie in den deutlich geringeren Vorräten in der Rinde (Abb. 15). In der unterirdischen Dendromasse ist die Verteilung des Radiokaliums und des Radiocäsiums dagegen nahezu identisch.

Ein Vergleich der Radiocäsiumverteilung in der Dendromasse mit der in Abbildung 16 dargestellten Verteilung stabiler Nährelemente zeigt, daß auch zu den Elementen N, P, Ca und Mg deutliche Unterschiede bestehen. Im Vergleich zu Stickstoff und Phosphor sind die in den Nadeln gespeicherten Vorratsanteile beim Radiocäsium deutlich geringer und die in der Rinde vorhandenen Anteile deutlich höher. Im Vergleich zu Calcium und Magnesium fällt der bei Radiocäsium merklich geringere Anteil im Holz und der wiederum deutlich höhere Anteil in der Rinde auf. In der Verteilung der in der unterirdischen Dendromasse gespeicherten Vorräte unterscheiden sich dagegen alle Elemente nur sehr wenig.

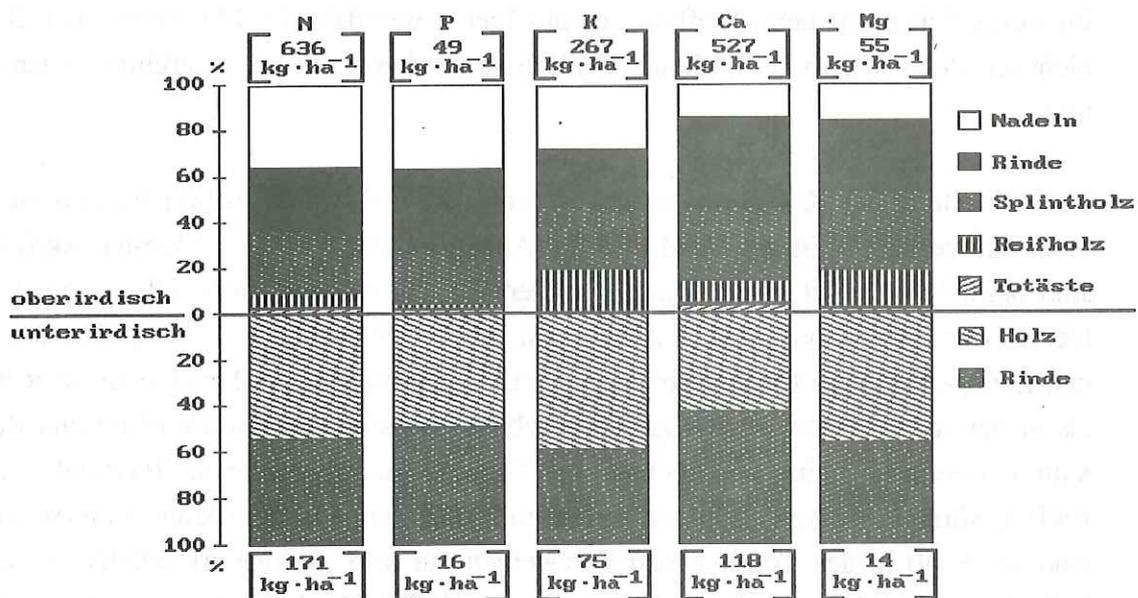


Abb. 16: Prozentuale Verteilung der Nährelementvorräte in der Dendromasse des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein

## Standort Merzalben

Auch bei den Traubeneichen des Untersuchungsstandortes Merzalben sind die höchsten Radiocäsiumaktivitäten in der Rinde festzustellen, wobei wiederum die Rinde an oberirdischen Baumteilen deutlich höhere Radiocäsiumgehalte aufweist als die Rinde am Wurzelstock und an den Wurzeln (Anhang 2, Tab. 3 a). Die Borke enthält um das 5 bis 9-fache höhere Radiocäsiumaktivitäten als der Bast. Auffällig ist ein beträchtlicher Unterschied im Radiocäsiumgehalt der Schwachast-Rinde zwischen dem  $d^+$ -Baum ( $18 \text{ Bq} \cdot \text{kg TS}^{-1}$ ) und dem  $d^-$ -Baum ( $118 \text{ Bq} \cdot \text{kg TS}^{-1}$ ). Ein Fehler in der Gammaskopimetrie kann ausgeschlossen werden, da eine wiederholte Ausmessung beider Proben gleiche Ergebnisse erbrachte. Untersuchungen an einem dritten Baum mit etwa dem Durchmesser des  $d^+$ -Baumes ergaben eine Cs 137-Aktivität von  $36 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Eine Ursache für die vergleichsweise hohe Radiocäsiumaktivität in der Schwachastrinde des  $d^-$ -Baumes konnte nicht gefunden werden.

Nach der Rinde weisen die Zweige die höchsten Radiocäsiumgehalte auf. Die Wurzeln sind wiederum deutlich geringer kontaminiert. Sehr geringe Radiocäsiumgehalte sind im Holz festzustellen. Im Kernholz liegen die Cs 137-Aktivitäten nahe der Nachweisgrenze. Bemerkenswert ist, daß sich der  $d^+$ - und der  $d^-$ -Baum in den spezifischen Radiocäsiumaktivitäten im Gegensatz zur Fichte nicht systematisch unterscheiden.

In der Dendromasse der Eichen waren im März 1989  $237 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$  und  $54 \text{ Bq Cs } 134 \cdot \text{m}^{-2}$  gespeichert (Anhang 2, Tab. 5 a). Davon entfallen 48 % auf die Krone, 37 % auf den Schaft und 15 % auf den Wurzelstock und die Wurzeln. Die Rinde enthält trotz ihres mit 12 % nur geringen Anteils an der oberirdischen Dendromasse drei Viertel des oberirdischen Radiocäsiumvorrates der Eichen (Abb. 17). Demgegenüber sind im Holz mit mehr als vier Fünftel der Biomasse nur gut ein Fünftel des Radiocäsiums gespeichert. Die Totäste enthalten mit 4 % wiederum einen über ihrem Biomasseanteil gelegenen Teil des Radiocäsiumvorrates der Eichen. In der unterirdischen Eichendendromasse befinden sich zwei Drittel des dortigen Radiocäsiumvorrats im Holz, ein Drittel in der Rinde des Wurzelstocks und der Wurzeln. Im Vergleich zum Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein ist der Anteil der Aktivität in der Rinde merklich geringer. Dieser Unterschied in der Verteilung ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß sich die Eichenwurzeln ganz überwiegend in nicht oder nur sehr wenig kontaminierten Mineralbodenbereichen befinden, die Fichtenwurzeln dagegen in größerem Umfang auch in der erheblich mit Radiocäsium kontaminierten Oh-Lage des Auflagehumus.

Zwischen der Cs 137- und der Cs 134-Verteilung in der Eichenbiomasse war kein nennenswerter Unterschied festzustellen. Dies ist nicht verwunderlich, da auch beim Cs 137 keine Anteile aus "Altlasten" errechnet wurden. Die Vorräte beider Nuklide stammen demnach aus denselben Fallout-Ereignissen nach dem Tschernobyl-Unfall.

Die Verteilung der Radiokaliumgehalte und -vorräte in der Eichenbiomasse weicht deutlich von der des Radiocäsiums ab. Die höchsten K 40-Gehalte wurden in den Fein- und Schwachwurzeln und in der Rinde der Derby- und Grobwurzeln festgestellt (Anhang 2, Tab. 3 a). Im Gegensatz zum Radiocäsium verfügt der Bast über deutlich höhere Radiokaliumgehalte als die Borke. In der Verteilung der oberirdischen Radiokaliumvorräte dominiert anders als beim Radiocäsium das Holz mit 79 % deutlich über dem in der Rinde gespeicherten Radiokaliumanteil (21 %) (Abb. 17).

Die spezifischen Radiocäsiumaktivitäten der verschiedenen Bestandteile des Buchenunterstandes sind den entsprechenden Untersuchungsbefunden an der oberständigen Traubeneiche sehr ähnlich (Anhang 2, vgl. Tab. 3 b mit Tab. 3 a). Auffällig sind lediglich höhere Radiocäsiumgehalte in den Fein- und Schwachwurzeln sowie in der Rinde der Grob- und Derbywurzeln. Dies könnte darauf hindeuten, daß die Buche in höheren relativen Anteilen als die Traubeneiche die obersten, radiocäsiumreicheren Bodenpartien durchwurzelt. Wie bei der Fichte ist auch bei der Buche der Schattkronenbereich etwas stärker kontaminiert als der Lichtkronenbereich. Zwischen Splint- und Reifholz bestehen offenbar keine bemerkenswerten Unterschiede im Radiocäsiumgehalt.

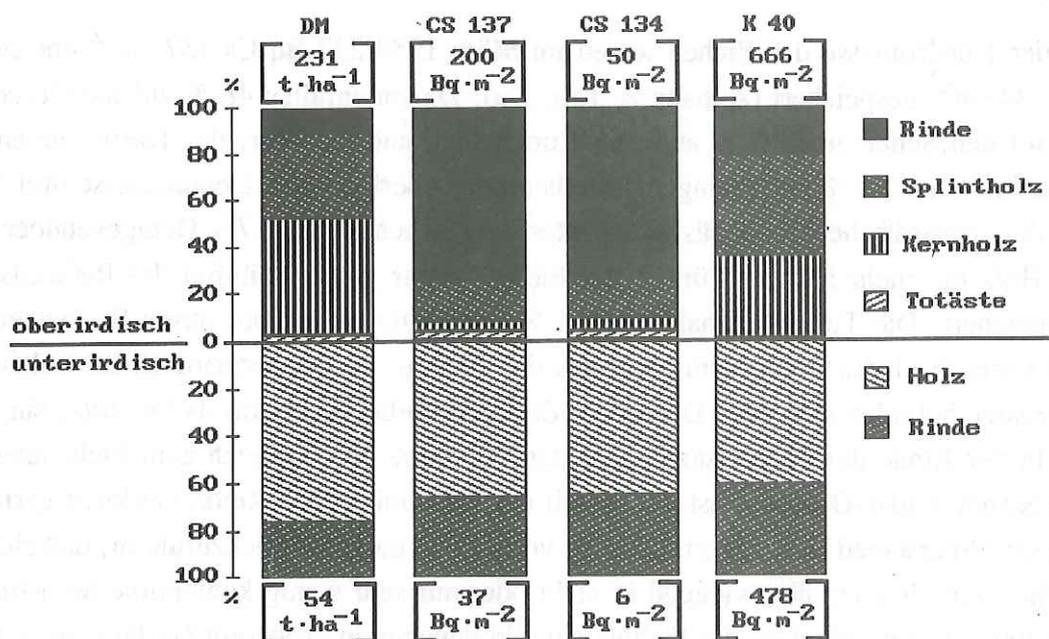


Abb. 17: Prozentuale Verteilung der Dendromasse (DM) und der Cs 137-, Cs 134- und K 40-Vorräte in der Dendromasse der Traubeneichen am Untersuchungsstandort Merzalben

Der im Buchenunterstand gespeicherte Radiocäsiumvorrat liegt mit  $73 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$  und  $16 \text{ Bq Cs } 134 \cdot \text{m}^{-2}$  etwas über dem aufgrund des Biomasseanteils der Buche an der Gesamtdendromasse des Bestandes zu erwartenden Anteil (Anhang 2, Tab. 5 b). Dies könnte mit einer höheren Radiocäsium-Wurzelaufnahme aus den vorstehend bereits genannten Gründen oder mit einer höheren Blattkontamination der Buchen aus dem Tschernobyl-Fallout zusammenhängen. Die Buchen hatten zum Zeitpunkt des maximalen Tschernobyl-Fallouts bereits merklich weiter ausgetrieben als die Eichen. Der größte Teil des Radiocäsiumvorrates in der Buchenbiomasse befindet sich wiederum in der Krone (42 %). Der Schaft weist 39 %, der Wurzelstock und die Wurzeln zusammen 19 % des Radiocäsiumvorrates des Buchenunterstandes auf. Im Vergleich zur Traubeneiche ist der Rindenanteil des Radiocäsiumvorrates in der oberirdischen Dendromasse deutlich geringer und vor allem der Splintholzanteil erheblich größer (Abb. 18). In der Verteilung des unterirdischen Radiocäsiumvorrates unterscheiden sich die beiden Baumarten dagegen kaum. Auch die Radiokaliumverteilung ist sowohl in der oberirdischen als auch in der unterirdischen Dendromasse der beiden Baumarten sehr ähnlich.

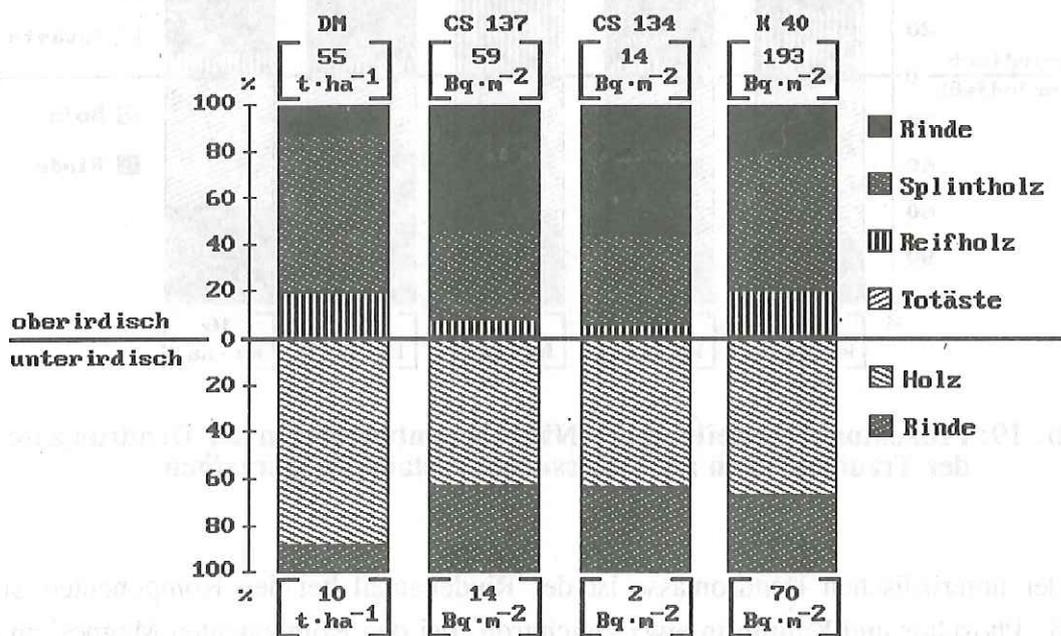


Abb. 18: Prozentuale Verteilung der Dendromasse (DM) und der Cs 137-, Cs 134- und K 40-Vorräte in der Dendromasse der Buchen am Untersuchungsstandort Merzalben

Im Vergleich zur Verteilung stabiler Elemente (Abb. 19 und 20) ähnelt die Radiocäsiumverteilung in der Dendromasse am ehesten der Kalziumverteilung. Auch in der Kalziumverteilung dominieren die in der Rinde enthaltenen Anteile. Allerdings befindet sich das Radiocäsium weit überwiegend in der Borke, das Kalzium dagegen überwiegend im Bast. Dies deutet trotz des gleichen Grobmusters in der Verteilung auf unterschiedliche Verteilungsmechanismen hin. Die übrigen Nährelemente weichen vor allem durch deutlich höhere Anteile im Splintholz und zum Teil auch im Kernholz und entsprechend geringere Anteile in der Rinde von der Verteilung des Radiocäsiums in der oberirdischen Dendromasse ab.

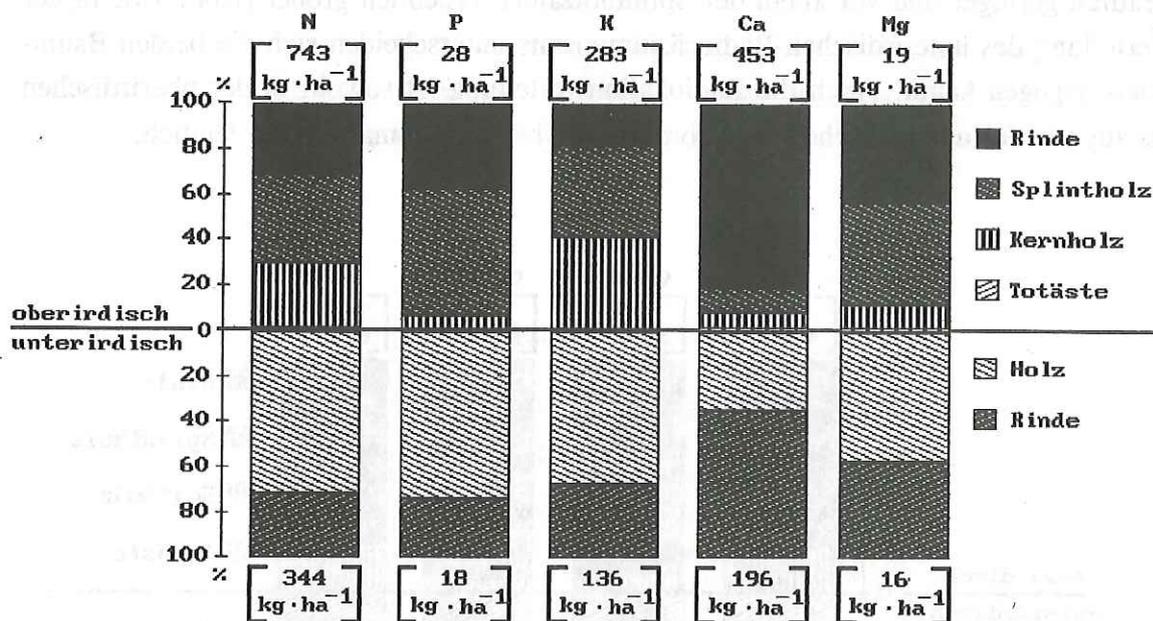


Abb. 19: Prozentuale Verteilung der Nährelementvorräte in der Dendromasse der Traubeneichen am Untersuchungsstandort Merzalben

In der unterirdischen Dendromasse ist der Rindenanteil bei den Komponenten Stickstoff, Phosphor und Kalium in etwa gleichgroß, bei den Komponenten Magnesium und vor allem Kalzium deutlich größer als beim Radiocäsium.

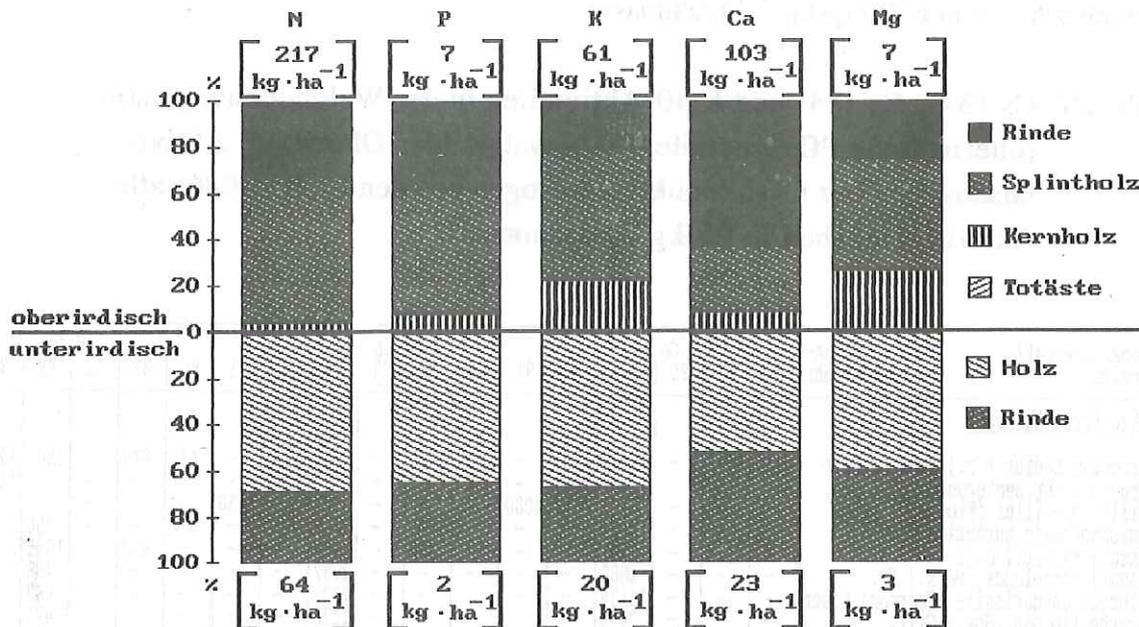


Abb. 20: Prozentuale Verteilung der Nährelementvorräte in der Dendromasse der Buchen am Untersuchungsstandort Merzalben

### II.2.2.2 Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Waldbodenvegetation

#### Standort Idar-Oberstein

Die spezifischen Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten der während des sechsjährigen Untersuchungszeitraumes am Standort Idar-Oberstein gewonnenen Vegetationsproben sind in Tabelle 20 aufgelistet. Die Mehrzahl der Angaben bezieht sich auf die Fruchtkörper von Pilzen, die in erstaunlicher Artenvielfalt im Untersuchungsbestand erschienen. Von Jahr zu Jahr bildete jeweils ein sehr unterschiedliches Artenspektrum Fruchtkörper aus, sodaß kein Pilz jedes Jahr beerntet werden konnte. Von den meisten Pilzarten waren innerhalb der sechs Jahre nur jeweils in einem Jahr Fruchtkörper zu finden. Die einzelnen Arten unterscheiden sich beträchtlich in ihrer Radiocäsiumkontamination. Während bei *Lycoperdon foetidum* (Stink-Stäubling) und *Armillariella mellea* (Hallimasch) Cs 137-Aktivitäten von unter  $500 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$  gemessen wurden, liegen die Höchstwerte bei *Xerocomus badius* (Maronenröhrling) bei nahezu  $20\,000 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$ , bei *Calocybe obscurissima* (Dunkler Schönkopf) bei  $16\,000 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$  und bei *Paxillus involutus* (Kahler Krempling) bei  $13\,000 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$ . Die auf die Frischmasse bezogenen Radiocäsiumaktivitäten übersteigen bei den als Speisepilzen geschätzten

Maronenröhrlingen, den Rotfußröhrlingen (*Xerocomus chrysenteron*) und dem Goldröhrlingen (*Suillus grevillei*) deutlich den EG-Grenzwert für Importe in die Europäische Gemeinschaft von  $600 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  Frischmasse.

Tab. 20: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten in der Waldbodenvegetation (oberirdische Pflanzenteile) am Standort Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986; alle Aktivitätsangaben in Bq/kg Trockenmasse

Probenmaterial/ Spezies	Ernte- jahr	Cs 137						Cs 134						K 40					
		86	87	88	89	90	91	86	87	88	89	90	91	86	87	88	89	90	91
<b>Pilze (Fruchtkörper)</b>																			
<i>Xerocomus badius</i> (Fr.) Kühn ex Gilb.	5419	4467	-	19940	8951	-	2815	2396	-	8284	4276	-	442	819	-	1503	1294	-	-
<i>Xerocomus chrysenteron</i> Quel.	-	-	-	-	7541	-	-	-	-	-	3654	-	-	-	-	-	1388	-	-
<i>Suillus grevillei</i> (Klotzsch) sing.	-	-	-	-	-	3080	-	-	-	-	-	1230	-	-	-	-	-	-	1005
<i>Hygrophoropsis aurantica</i> Mre.	-	-	-	3036	-	-	-	-	-	1589	-	-	-	-	-	-	760	-	-
<i>Russula raoultii</i> Quéf.	-	2125	-	3797	-	-	-	1082	-	1909	-	-	-	462	-	-	1085	-	-
<i>Russula ochroleuca</i> (Pers.) Fr.	-	-	-	4083	-	-	-	-	-	2082	-	-	-	-	-	-	788	-	-
<i>Calocybe obscurissima</i> (Pearson) Moser	-	-	-	16138	-	-	-	-	-	7404	-	-	-	-	-	-	843	-	-
<i>Inocybe fibrosa</i> (Sow.) Gill.	-	-	-	2474	-	-	-	-	-	1338	-	-	-	-	-	-	471	-	-
<i>Inocybe lutescens</i> Vel.	-	-	-	3086	-	-	-	-	-	1486	-	-	-	-	-	-	1057	-	-
<i>Paxillus filamentosus</i> Fr.	-	-	-	-	5004	-	-	-	-	-	2482	-	-	-	-	-	-	1924	-
<i>Paxillus involutus</i> (Batsch) Fr.	-	-	-	13376	-	-	-	-	-	6906	-	-	-	-	-	-	1466	-	-
<i>Hypholoma fasciculare</i> Kummer	-	-	-	1982	-	-	-	-	-	1077	-	-	-	-	-	-	765	-	-
<i>Armillariella mellea</i> Karst.	-	-	-	-	403	-	-	-	-	-	177	-	-	-	-	-	-	1890	-
<i>Hygrophorus ventricosus</i> Bk. u. Br. ss. Cke	-	-	-	1985	-	-	-	-	-	1053	-	-	-	-	-	-	436	-	-
<i>Calocera viscosa</i> (Pers. ex Fr.) Fr.	-	-	-	2424	-	-	-	-	-	1173	-	-	-	-	-	-	721	-	-
<i>Oudemansiella radicata</i> Sing.	1190	-	-	-	-	-	646	-	-	-	-	-	422	-	-	-	-	-	-
<i>Lycoperdon foetidum</i> Bon.	-	-	-	-	160	-	-	-	-	-	120	-	-	-	-	-	-	681	-
<i>Tricholoma saponaceum</i> (Fr.) Kummer	1137	1273	-	-	-	-	638	697	-	-	-	-	429	182	-	-	-	-	-
<i>Psathyrella hydrophila</i> Mre.	-	-	-	2517	-	-	-	-	-	1131	-	-	-	-	-	-	1188	-	-
<i>Lactarius deterrimus</i> Gröger	-	-	-	-	1170	-	-	-	-	-	548	-	-	-	-	-	-	754	-
<b>Gräser</b>																			
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	5136	5914	1743	1461	716	540	2706	3281	1069	871	374	288	543	981	440	554	567	645	-
<b>Krautige Pflanzen</b>																			
<i>Galium hircynicum</i> L.	-	-	-	-	-	587	-	-	-	-	-	296	-	-	-	-	-	-	673
<i>Senecio fuchsii</i> C. Gmel.	-	-	-	460	542	265	-	-	-	-	237	-	-	-	-	-	825	-	-
<i>Epilobium angustifolium</i> L.	-	-	-	955	542	265	-	-	-	525	267	135	-	-	-	627	687	581	-
<b>Sämlinge</b>																			
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	-	-	-	346	-	121	-	-	-	178	-	67	-	-	-	202	-	146	-
<b>Moose/Farne</b>																			
<i>Polytrichum formosum</i> Hedw.	9089	3943	2703	1544	1619	1470	5261	2125	1673	795	758	803	250	163	156	201	121	155	-
<i>Leucobrium glaucum</i> (L.) Schimp.	4219	7388	4579	3662	2436	1618	2484	3996	2787	1906	1310	885	98	154	110	168	128	109	-
<i>Dryopteris carthusiana</i> L.	-	-	-	-	-	2237	-	-	-	-	-	1173	-	-	-	-	-	549	-
<b>Kleinsträucher</b>																			
<i>Rubus idaeus</i> L. (Beeren)	259	21	9	57	-	-	151	12	7	27	-	-	294	326	311	319	-	-	-
<i>Vaccinium myrtillus</i> L. (Beeren)	318	290	213	253	376	246	141	128	93	126	166	115	375	210	254	167	224	233	-
<i>Rubus idaeus</i> L. (Triebe)	-	-	-	-	-	168	-	-	-	-	-	110	-	-	-	-	-	451	-
<i>Vaccinium myrtillus</i> L. (Triebe)	-	-	-	-	-	1332	-	-	-	-	-	684	-	-	-	-	-	121	-

Beträchtliche Unterschiede sind nicht nur von Art zu Art, sondern auch innerhalb einer Art bei Pilzproben aus unterschiedlichen Jahren zu beobachten. Beim Maronenröhrling liegt der Maximalwert im Jahr 1989 um das vierfache über dem Minimalwert aus dem Jahr 1987. Ein genereller Trend zu abnehmenden Radiocäsiumgehalten - über den radioaktiven Zerfall hinaus - ist dagegen im Laufe des sechsjährigen Untersuchungszeitraumes nicht erkennbar.

Auch die K 40-Gehalte sind von Art zu Art und auch innerhalb einer Art von Jahr zu Jahr sehr variabel. Einem Minimalwert von unter  $200 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$  bei *Tricholoma saponaceum* steht ein Maximalwert von knapp  $2000 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$  bei *Paxillus filamentosus* gegenüber. Innerhalb einer Art variieren die einzelnen K 40-Befunde um den Faktor zwei bis drei. Eine Beziehung zwischen hoher Cäsium- und hoher Kaliumaufnahme ist nicht zu erkennen.

Da Waldpilze unmittelbare Bestandteile der Nahrungskette des Menschen sind, waren ihre Radiocäsiumaktivitäten Gegenstand vieler radioökologischer Untersuchungen (BAKKEN and OLSEN 1990, BRÜCKMANN et al. 1988, FIELITZ-VOGL 1992, FRAITURE et al. 1990, GIOVANI et al. 1990, HASELWANDTER 1978, HENRICH et al. 1988, HINGMANN et al. 1987, LAMBINON et al. 1988, RÖMMELT et al. 1988, RÖMMELT et al. 1990, SEEGER 1986). Im wesentlichen bestätigen alle Untersuchungen, daß auf ein und demselben Standort die Radiocäsiumaktivitäten in verschiedenen Pilzarten um mehrere Zehnerpotenzen auseinanderliegen können. Geringe Aktivitäten werden übereinstimmend für Holzersetzer, besonders hohe für Mykorrhizapilze angegeben.

Die Tatsache, daß auf unterschiedlichen Standorten einige Arten wie zum Beispiel der Maronenröhrling und der Rotfußröhrling nahezu in allen Fällen gegenüber anderen Pilzarten relativ höhere Radiocäsiumgehalte zeigen, deutet darauf hin, daß die Radiocäsiumaufnahme auf artspezifischen Charakteristika beruht. Denkbar wäre, daß die verschiedenen Pilzarten bevorzugt Wurzeln in bestimmter Bodentiefe mykorrhizieren. Aufgrund des steilen Radiocäsiumsgradienten im Boden dürften sich dann Pilzspezies, die bevorzugt oberflächennah wachsende Wurzeln besiedeln, stärker mit Radiocäsium kontaminieren als Pilzspezies, die eher im tieferen Mineralboden ihren Symbiosepartner suchen. Hinweise auf die Radiocäsiumaufnahmetiefe können möglicherweise aus dem Cs 137 / Cs 134-Verhältnis in den Pilzfruchtkörpern abgeleitet werden, da das Cs 137 / Cs 134-Verhältnis im Boden mit zunehmender Bodentiefe rasch ansteigt (vgl. LAMBINON et al. 1988). Die Pilzfruchtkörper am Standort Idar-Oberstein weisen allerdings alle ein Cs 137/Cs 134-Verhältnis um zwei aus. Hieraus ist abzuleiten, daß sie weit überwiegend Cäsium aus dem Tschernobyl-Fallout aus der Humusaufgabe und dem obersten Mineralbodenbereich aufgenommen haben.

Ein anderer Erklärungsansatz wäre, daß die stärker Radiocäsium akkumulierenden Pilzarten einen weiter in den Boden ausstrahlenden Mykorrhizenmantel und vermehrt externe Myzelien ausbilden (vgl. OLSEN et al. 1990). Weiterhin kann in Betracht ge-

zogen werden, daß die verschiedenen Pilzarten möglicherweise über unterschiedliche Präferenzen in der Cäsiumaufnahme gegenüber anderen Kationen verfügen. OLSEN et al. (1990) fanden in Experimenten mit Reinkulturen von Mykorrhizapilzen, daß einige Pilzarten Cäsium gegenüber Kalzium nicht diskriminierten, andere sogar Cäsium gegenüber Kalium anreicherten. Hierdurch lassen sich auch die beträchtlichen Maximalwerte der Radiocäsiumaktivitäten in den Pilzfruchtkörpern erklären.

Bei den Gräsern wird die Bodenvegetation von der Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) dominiert, die etwa 50,5 % der Bestandesfläche bedeckt. Die oberirdischen Drahtschmielesprosse wurden von 1986 bis 1991 jährlich beprobt. In diesem Zeitraum zeigt sich eine deutliche Abnahme der Radiocäsiumkontamination auf etwa ein Zehntel der im Herbst 1986 festzustellenden Gehalte. Die hohen Werte in den Jahren 1986 und 1987 dürften auf die unmittelbare Kontamination durch den Tschernobyl-Fallout der zu diesem Zeitpunkt schon weit ausgetriebenen Sprosse zurückzuführen sein. Die 1990 und 1991 noch vorzufindenden Gehalte dürften dagegen wohl weit überwiegend der Wurzelaufnahme entstammen.

Eine krautige Vegetation ist auf dem bodensauren Standort nur sehr spärlich ausgebildet. *Senecio fuchsii* und *Epilobium angustifolium* sind nur in Bestandeslücken anzutreffen. *Galium harcyonicum* kommt in geringem Umfang in Drahtschmielepolstern vor. Die spezifischen Radiocäsiumaktivitäten dieser Arten liegen in einem ähnlichen Bereich wie die der Drahtschmiele in den Jahren 1990 und 1991.

Nach Samenjahren erscheinen im Untersuchungsbestand kurzzeitig Fichtensämlinge, die allerdings meist schon im gleichen Jahr wieder vergehen. Obgleich diese Sämlinge ausschließlich in der vergleichsweise hoch kontaminierten Humusaufgabe (vgl. Kap. II.2.2.3) wurzeln, liegen ihre Radiocäsiumgehalte merklich niedriger als die der Gräser und krautigen Pflanzen. Dies könnte, wie die ebenfalls vergleichsweise geringen K 40-Aktivitäten aufzeigen, auf einer insgesamt geringeren Kationenaufnahme oder einem verstärkten Kationenleaching aus den schlecht ernährten, nur wenig vitalen Fichtensämlingen beruhen (vgl. Kap. III.2.3.1.2).

Die Moose *Polytrichum formosum* und *Leucobrium glaucum* und der Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*) weisen nach den Fruchtkörpern einiger Pilzarten die höchsten Radiocäsiumgehalte auf. Wie bei der Drahtschmiele ist auch bei den Moosen eine deutliche Abnahme der Radiocäsiumaktivitäten während des Untersuchungszeitraumes zu beobachten. Dies könnte sowohl auf einer allmählichen Auswaschung des Radiocäsiums aus den Vegetationsorganen oder auch auf der Einbeziehung erst nach dem Tschernobyl-Fallout gewachsener Moospolster in die jeweiligen Proben beruhen. Bemerkenswert gering sind die K 40-Gehalte der beiden Moospezies. Sie sind nur ein Drittel bis halb so hoch wie diejenigen der Gräser und krautigen Pflanzen.

Bei den Beeren ist der sehr unterschiedliche Radiocäsium-Kontaminationsverlauf von Heidelbeere und Himbeere auffällig. Beide Beerensorten waren am Standort Idar-Oberstein im Spätsommer 1986 in etwa gleich kontaminiert. Während jedoch bei der Himbeere die Radiocäsiumaktivität bereits im nächsten Sommer auf weniger als ein Zehntel des Vorjahreswertes zurückging, nahm die Kontamination der Heidelbeeren nur sehr allmählich ab. Es ist anzunehmen, daß die Heidelbeeren das Radiocäsium im Winterhalbjahr in verholzten Teilen speichern und im nächsten Frühjahr in den Neuaustrieb und in die neugebildeten Früchte transportieren. Die Himbeeren bilden dagegen jedes Jahr durch Ausläuferbildung neue Ruten. Früchte tragen in der Regel nur die Vorjahrestriebe. Die seit 1987 fruktifizierenden Ruten existierten zum Zeitpunkt des Tschernobyl-Fallouts also noch nicht. Eine weitere Erklärungsmöglichkeit ist, daß die Heidelbeere nach orientierenden Grabungen vor allem in der stärker kontaminierten Oh-Lage wurzelt, während die Himbeere auch tiefere, weniger kontaminierte Mineralbodenbereiche erschließt. Daher dürfte bei der Heidelbeere eine höhere Radiocäsium-Wurzelaufnahme als bei der Himbeere erfolgen.

Alle Pflanzenproben des Standorts Idar-Oberstein wiesen ein Cs 137/Cs 134-Verhältnis um 2 auf. Dies kann als Indiz gewertet werden, daß bei allen Pflanzenspezies an diesem Standort die Kationenaufnahme weit überwiegend aus dem Auflagehumus erfolgt. Im Vergleich zu Literaturangaben zeigen sich die Maximalkontaminationen bei den gleichen Pflanzenarten (Dornfarn, Heidelbeere, Moose) (vgl. BRÜCKMANN 1992, FIELITZ-VOGL 1992). Diese Arten wurzeln sehr flach (Dornfarn, Heidelbeere) und scheinen auch im besonderen Maße in der Lage zu sein, Cäsium aus der unmittelbaren Fallout-Kontamination lange Zeit zu speichern.

Flächenbezogene Radiocäsium- und Radiokaliumvorräte in der Bodenvegetation wurden nur für die Drahtschmiele berechnet, da nur diese mit einer quantitativ bedeutsamen Biomasse vertreten ist (vgl. Kap. I.3.5). Die ober- und unterirdische Drahtschmielebiomasse umfaßte Anfang September 1988 im Mittel ca.  $800 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ . Bei einer mittleren spezifischen Aktivität der Drahtschmielepolster (ober- und unterirdische Pflanzenteile) zu diesem Zeitpunkt von etwas unter  $1500 \text{ Bq Cs 137} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$  ergibt sich ein Vorrat von  $1200 \text{ Bq Cs 137} \cdot \text{m}^{-2}$  (Anhang 2, Tab. 6).

Im Vergleich zu dem in der Dendromasse gespeicherten Cs 137-Vorrat von knapp  $2800 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  ist dies ein erstaunlich hoher Wert, der sich sowohl aus der hohen Sprosskontamination durch den Tschernobyl-Fallout aufgrund der fein zerteilten Oberfläche der Drahtschmielepolster als auch aus einer vermutlich hohen Radiocäsiumaufnahme der nahezu ausschließlich in der organischen Auflage befindlichen Wurzeln erklären läßt. Die Radiokaliumvorräte im Drahtschmielebewuchs treten dagegen mit unter  $100 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  gegenüber dem in der Dendromasse gespeicherten K 40-Vorrat von über  $1000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  deutlich zurück.

## Standort Merzalben

Am Standort Merzalben zeigt die Pilzflora ein noch größeres Artenspektrum als am Standort Idar-Oberstein (Tab. 21). Die Radiocäsiumkontamination der Pilzfruchtkörper ist hier deutlich geringer; alle auf die Frischmasse bezogenen Radiocäsiumaktivitäten liegen unter dem EG-Grenzwert. Die relativ höchsten Gehalte sind parallel zum Standort Idar-Oberstein beim Kahlen Krempling und beim Maronenröhrling, die geringsten Gehalte beim Stink-Stäubling, den Schirmlingen (*Macrolepiota spec.*) sowie dem Hallimasch festzustellen. Der als Speisepilz sehr begehrte Steinpilz (*Boletus edulis*) besitzt nur etwa ein Zehntel des Radiocäsiumgehaltes des ebenfalls vielfach von der Bevölkerung gesammelten Maronenröhrlings. Bei den Täublingen (*Russula spec.*) sind in der Radiocäsiumkontamination erhebliche Artunterschiede zu beobachten. Innerhalb dieser Pilzgattung variiert die Cs 137-Aktivität von 50 bis nahezu  $2\,500\text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  TM. Eine ähnliche Variation ist zwischen den einzelnen Arten der Gattung *Amanita* festzustellen. Auch am Standort Merzalben ist im Verlauf des sechsjährigen Untersuchungszeitraumes keine Tendenz zu abnehmenden Radiocäsiumgehalten in den Pilzfruchtkörpern zu beobachten.

Die K 40-Gehalte der am Standort Merzalben gesammelten Pilze liegen etwa im gleichen Rahmen der am Standort Idar-Oberstein vorgefundenen Werte. Steinpilze zeigen in allen Proben auffällig niedrige K 40-Aktivitäten, Hallimasch und die *Amanita*-Arten dagegen durchweg hohe Radiokalium-Gehalte. Die *Xerocomus*-Arten weisen an beiden Untersuchungsstandorten von Jahr zu Jahr stark variierende K 40-Gehalte auf.

Im Gegensatz zum Standort Idar-Oberstein variieren die Cs 137/Cs 134-Verhältnisse in den Pilzfruchtkörpern am Standort Merzalben in einem sehr weiten Rahmen. Alle *Boletus*-Arten, gering kontaminierte *Russula*- und *Amanita*-Arten sowie einige unterdurchschnittlich mit Radiocäsium kontaminierte sonstige Pilzspezies weisen Cs 137 / Cs 134-Verhältnisse von über 4 auf. Dies zeigt, daß diese Pilzspezies in erheblichem Umfang Altlastencäsium aufgenommen haben und somit vermutlich in tieferen Bodenebene ihren Mykorrhizierungsschwerpunkt besitzen als die Pilzarten mit engeren Cs 137/Cs 134-Verhältnissen.

Allerdings ist aus der Beobachtung, daß einige vergleichsweise gering mit Radiocäsium belastete Pilzarten auch enge Cs 137/Cs 134-Verhältnisse aufweisen zu schließen, daß neben der Tiefe des Mykorrhizierungsschwerpunktes auch andere artspezifische Faktoren auf die Radiocäsiumaufnahme Einfluß nehmen.

**Tab 21: Cs 137-, Cs 134- und K40-Aktivitäten in der Waldbodenvegetation (oberirdische Pflanzenteile) am Standort Merzalben; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986; alle Aktivitätsangaben in Bq/kg Trockenmasse**

Probenmaterial/ Spezies	Ernte- jahr	Cs 137					Cs 134					K 40							
		86	87	88	89	90	91	86	87	88	89	90	91	86	87	88	89	90	91
<b>Pilze (Fruchtkörper)</b>																			
<i>Boletus edulis</i> Bull. ex Fr.		653	435	-	303	811	456	164	44	-	80	196	142	643	784	-	578	874	661
<i>Boletus erythropus</i> Pers.		-	-	-	-	330	-	-	-	-	-	42	-	-	-	-	-	466	-
<i>Boletus aestivialis</i> Paulet ex Fr.		-	-	-	668	-	-	-	-	-	113	-	-	-	-	-	799	-	-
<i>Xerocomus badius</i> (Fr.) Kühn. ex Gilb.		-	4201	3223	-	368	-	-	2069	1529	-	99	-	1671	980	-	-	919	-
<i>Xerocomus chrysenteron</i> Quel.		2351	2569	-	-	-	-	1162	1340	-	-	-	-	475	2185	-	-	-	-
<i>Russula vesca</i> Fr.		-	-	-	50	-	-	-	-	-	< 5	-	-	-	-	-	1125	-	-
<i>Russula cyanoxantha</i> Schff. ex Fr.		-	1337	-	1424	876	-	-	650	-	498	395	-	784	-	-	1259	642	-
<i>Russula rosacea</i> Pers. ex S.F. Gray		-	-	-	109	-	-	-	-	-	< 5	-	-	-	-	-	1642	-	-
<i>Russula atropurpurea</i> Krbh.		-	-	-	2469	-	-	-	-	-	919	-	-	-	-	-	968	-	-
<i>Paxillus involutus</i> (Batsch) Fr.		5748	-	-	-	-	-	2946	-	-	-	-	-	2442	-	-	-	-	-
<i>Coprinus comatus</i> S.F. Gray		-	-	-	22	-	-	-	-	-	< 5	-	-	-	-	-	1480	-	-
<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers. ex Pers.		-	-	23	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	680	-	-	-
<i>Lycoperdon foetidum</i> Bon.		-	-	-	-	29	-	-	-	-	-	-	< 5	-	-	-	-	-	940
<i>Amanita muscaria</i> Hooker		-	-	-	50	-	-	-	-	-	33	-	-	-	-	-	1775	-	-
<i>Amanita rubescens</i> S.F. Gray		-	375	-	103	-	-	-	127	-	< 5	-	-	1131	-	-	1353	-	-
<i>Amanita phalloides</i> Secr.		-	-	-	1966	-	-	-	-	-	631	-	-	-	-	-	2318	-	-
<i>Amanita caesarea</i> Pers. ex Schw.		-	-	-	-	55	-	-	-	-	< 5	-	-	-	-	-	-	1502	-
<i>Tricholoma sejunctum</i> Quel.		-	-	-	479	-	-	-	-	-	217	-	-	-	-	-	994	-	-
<i>Macrolepiota olivascens</i> Moser		-	-	26	80	23	6	-	13	54	8	< 5	-	-	937	1170	627	947	-
<i>Macrolepiota rhacodes</i> Sing.		-	-	-	25	-	-	-	-	12	-	-	-	-	-	1108	-	-	-
<i>Hypholoma fasciculare</i> Kummer		-	-	1024	-	-	-	-	520	-	-	-	-	-	820	-	-	-	-
<i>Ramaria botrytis</i> (Fr.) Ricken		-	-	-	-	121	-	-	-	-	21	-	-	-	-	-	-	387	-
<i>Armillariella mellea</i> Karst		-	-	-	120	290	-	-	-	-	31	87	-	-	-	-	1694	1359	-
<i>Cortinarius argentatus</i> Fr.		-	-	-	4161	-	-	-	-	1714	-	-	-	-	-	1845	-	-	-
<i>Cortinarius roseolimbatus</i> J. Schff.		-	-	-	151	-	-	-	-	35	-	-	-	-	-	-	955	-	-
<i>Lepista sordida</i> (Fr.) Sing.		-	-	-	3750	-	-	-	-	1324	-	-	-	-	-	912	-	-	-
<i>Lepista nuda</i> (Bull. ex Fr.) Cooke		-	-	-	-	265	-	-	-	-	-	117	-	-	-	-	-	1054	-
<i>Collybia dryophila</i> Kummer		-	-	1051	-	-	-	-	588	-	-	-	-	-	700	-	-	-	-
<i>Oudemansiella radicata</i> Sing.		-	-	1734	-	-	-	-	918	-	-	-	-	-	910	-	-	-	-
<i>Clitocybe clavipes</i> (Pers. ex Fr.) Kummer		-	-	-	-	128	-	-	-	-	-	60	-	-	-	-	-	-	1387
<b>Gräser</b>																			
<i>Juncus effusus</i> (L.)		-	163	-	-	-	-	-	64	-	-	-	-	-	698	-	-	-	-
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.		-	-	-	561	442	213	-	-	277	204	85	-	-	-	502	563	474	-
<i>Luzula albidula</i> (Hoffm.) DC.		-	-	-	-	607	440	-	-	-	236	143	-	-	-	-	560	555	-
<i>Poa nemoralis</i> (L.)		-	-	-	-	-	43	-	-	-	-	< 5	-	-	-	-	-	792	-
<b>Krautige Pflanzen</b>																			
<i>Epilobium angustifolium</i> L.		-	-	-	-	230	120	-	-	-	107	57	-	-	-	-	-	295	375
<i>Digitalis purpurea</i> L.		-	-	-	-	-	31	-	-	-	-	15	-	-	-	-	-	-	669
<i>Veronica officinalis</i> L.		-	-	-	-	-	34	-	-	-	-	< 5	-	-	-	-	-	-	508
<i>Hypericum perforatum</i> L.		-	-	-	-	-	19	-	-	-	-	< 5	-	-	-	-	-	-	288
<b>Sämlinge</b>																			
<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.		63	-	-	-	74	47	33	-	-	27	15	261	-	-	-	-	235	136
<i>Fagus sylvatica</i> L.		-	-	-	22	12	13	-	-	12	5	< 5	-	-	-	156	110	100	-
<b>Kleinsträucher</b>																			
<i>Vaccinium myrtillus</i> L. (Beeren)		772	203	303	176	255	151	454	92	128	63	81	50	310	312	249	215	248	249
<i>Vaccinium myrtillus</i> L. (Triebe)		-	-	-	-	-	104	-	-	-	-	-	31	-	-	-	-	-	184
<i>Sarothamnus scoparius</i> Wimm.		-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	< 5	-	-	-	-	-	-	334
<i>Rubus idaeus</i> L. (Triebe)		-	-	-	-	-	60	-	-	-	-	-	22	-	-	-	-	-	382
<b>Farne</b>																			
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn		-	-	-	-	-	116	-	-	-	-	-	44	-	-	-	-	-	236

In der sonstigen Waldbodenvegetation sind die höchsten Radiocäsium-Gehalte in der Hainsimse (*Luzula albida*) anzutreffen. Eine nur wenig geringere Radiocäsiumkontamination weist die Drahtschmiele auf, wogegen alle anderen Gräser, krautigen Pflanzen und Waldbaumsämlinge deutlich geringe Radiocäsiumgehalte zeigen.

Wie bei den Pilzfruchtkörpern sind auch bei der sonstigen Waldbodenvegetation die Cs 137/Cs 134-Verhältnisse von Art zu Art sehr unterschiedlich. Besonders weite Verhältnisse ergeben sich für die vergleichsweise gering kontaminierten Arten Ginster, Johanniskraut und Ehrenpreis. Alle drei Arten verfügen, wie einige zur Orientierung ausgezogene Pflanzen zeigten, über sehr tiefreichende Wurzelsysteme. Auffällig ist die vergleichsweise hohe Kontamination des Adlerfarn, der im allgemeinen seine Rhizome tief im Mineralboden ausbildet. Möglicherweise stammt dieses Radiocäsium noch überwiegend aus der unmittelbaren Blattkontamination durch den Tschernobyl-Fallout. Denkbar wäre, daß der Adlerfarn mit seinen beträchtlichen unterirdischen Speicherorganen dieses Radiocäsium besonders lange im Organismus hält.

Die Heidelbeerfrüchte besaßen 1986 auch im Vergleich mit dem Standort Idar-Oberstein eine verhältnismäßig hohe Radiocäsiumkontamination. Dies ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß Austrieb und Blüte zum Zeitpunkt des maximalen Tschernobyl-Fallouts am etwas wärmeren Pfälzerwaldstandort bereits weiter vorangeschritten waren als am kälteren Hunsrückstandort. In den darauffolgenden Jahren liegen die Radiocäsiumkontaminationen an beiden Standorten auf etwa gleichem Niveau. Auch am Standort Merzalben ist seit 1987 keine eindeutig abnehmende Tendenz in den Radiocäsiumgehalten der Heidelbeeren festzustellen. Allerdings erhöht sich das Cs 137 / Cs 134-Verhältnis in den Heidelbeerfrüchten kontinuierlich von 1,7 im Jahr 1986 auf 3,0 im Jahr 1991. Dies könnte mit einer allmählichen Verschiebung des Verhältnisses von blattaufgenommenem zu wurzelaufgenommenem Radiocäsium in den Pflanzen zusammenhängen. Im Jahr 1986 war die Radiocäsiumaktivität sicherlich nahezu ausschließlich auf die unmittelbare Kontamination der Vegetationsorgane durch den Tschernobyl-Fallout (Cs 137/Cs 134-Verhältnis ca 1,85, vgl. Kap. II.1.5) zurückzuführen. In den folgenden Jahren dürfte die Blattaufnahme dagegen zurückgetreten sein und ein höherer Anteil der Gesamtkontamination der Pflanzen aus der Wurzel Aufnahme stammen. Bei der Wurzel Aufnahme wird das Radiocäsium sicherlich auch aus Tiefenbereichen aufgenommen, in denen weite Cs 137/Cs 134-Verhältnisse vorliegen.

Eine Beziehung zwischen dem Kalium- und dem Radiocäsiumgehalt der Pflanzen, wie sie von SMIRNOV und TIKHOMIROV (1975) für das Elementpaar Ca - Sr 90 in Birkenwäldern der ehemaligen Sowjetunion ermittelt wurde, kann aus dem vorliegenden

Datenmaterial nicht abgeleitet werden. Pflanzenspezies mit annähernd gleicher Kaliumaufnahme können in der Radiocäsiumaufnahme um eine Zehnerpotenz differieren. Dies gilt auch für den Standort Idar-Oberstein.

Die Bodenvegetation ist am Standort Merzalben, wie bereits in Kapitel I.3.5 eingehend beschrieben, aufgrund des dichten Buchenunterstandes nur sehr spärlich ausgebildet. Auf eine Berechnung flächenbezogener Radiocäsium- und Radiokalium-Vorräte konnte daher verzichtet werden.

### II.2.2.3 Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden

#### Standort Idar-Oberstein

Bei der Beschreibung der Radiocäsium- und Radiokaliumgehalte und -vorräte im Boden wurden Bestandesteile ohne und mit Drahtschmielebewuchs getrennt betrachtet (vgl. Kap. II.1.1.3). In den Bestandesteilen ohne Drahtschmielebewuchs sind im Boden ca.  $13\,500 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$ ,  $2\,200 \text{ Bq Cs } 134 \cdot \text{m}^{-2}$  und  $57\,400 \text{ Bq K } 40 \cdot \text{m}^{-2}$  gespeichert (Anhang 2, Tab. 7a). Hiervon befinden sich bei Cs 137 ca. zwei Drittel, bei Cs 134 sogar drei Viertel im Auflagehumus. Der K 40-Vorrat im Auflagehumus ist dagegen mit knapp 2 % des Gesamtvorrats bis 20 cm Mineralbodentiefe verschwindend gering. In der untersten beprobten Mineralbodentiefenstufe von 15 bis 20 cm waren weniger als 1 % des Cs 137 und nur noch Spuren an Cs 134 festzustellen. Der Radiocäsiumvorrat im Boden wird also weitgehend vollständig erfaßt. Die Begrenzung der Probenahmetiefe auf 20 cm war demnach bezüglich des Radiocäsiums angemessen. Demgegenüber steigt der K 40-Gehalt des Mineralbodens bis 20 cm Mineralbodentiefe an. Hier wird der ermittelte Vorrat demnach durch die Probenahmetiefe begrenzt.

Da Humusauflage und Mineralboden sehr unterschiedliche Trockenraumdichten aufweisen, kann die Verteilung der Radionuklide im Boden nicht über die spezifischen Aktivitäten je kg Trockenmasse, sondern nur über flächenbezogene Aktivitätsangaben hergeleitet werden. Zur Beschreibung der Cs 137-Verteilung wurde daher in den Abbildungen 21 bis 23 die Einheit  $\text{Bq/m}^2$  und je cm Schichtmächtigkeit verwendet.

Etwa drei Viertel der Cs 137-Aktivität sind auf den Tschernobyl-Fallout zurückzuführen, ca. ein Viertel ( $3493 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ) auf Altlasten durch den Kernwaffen-Fallout. Der Tschernobyl-Fallout befindet sich zu vier Fünfteln in der Humusauflage mit einem Maximum in den obersten 2 cm. Ein zweites Maximum der flächenbezogenen Tschernobyl-bürtigen Cs 137-Aktivität ist in der obersten Mineralbodenschicht zu beobachten. Die heftigen Niederschläge zum Zeitpunkt des Luftmaximas der Tschernobyl-Aktivität könnten dazu geführt haben, daß ein Teil des Cäsiums relativ rasch, noch vor

Gleichgewichtseinstellung, die Humusaufgabe durchwandert hat und erst im Mineralboden festgelegt wurde. Auch der auf diesem Standortstyp bei Starkregen sehr wahrscheinliche, oberflächennahe Abfluß an der Grenze zwischen der Humusaufgabe und dem Mineralboden könnte das zweite Maximum in der obersten Mineralbodenschicht verursacht haben.

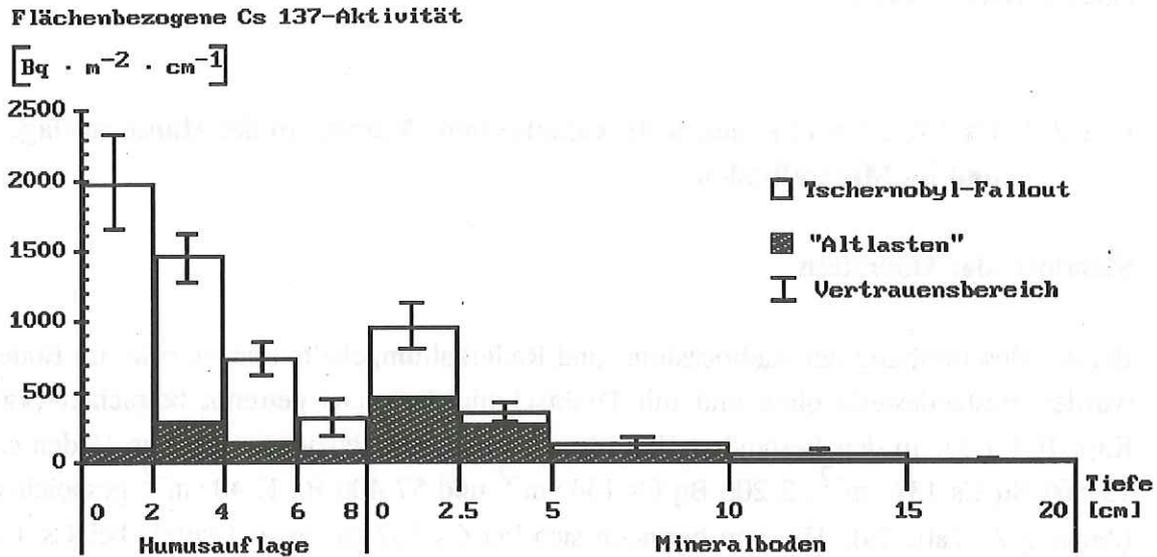


Abb. 21: Cs 137-Verteilung im Boden des Untersuchungsbestandes Idar-Oberstein - Bestandteile ohne Drahtschmielebewuchs; Aktivitätsangaben als Zerfälle je  $m^2$  und je  $cm$  Schichtmächtigkeit bezogen auf den 22.03.1989

Erstaunlicherweise ist auch das Altlasten- Cs 137 zu einem erheblichen Anteil in der Humusaufgabe und dort der größte Teil in der Schicht 2 - 4 cm anzutreffen.

In den Bestandteilen mit Drahtschmielebewuchs wurden im Boden Vorräte von  $14\,200\text{ Bq Cs }137 \cdot m^{-2}$ ,  $2\,550\text{ Bq Cs }134 \cdot m^{-2}$  und  $64\,200\text{ Bq K }40 \cdot m^{-2}$  ermittelt (Anhang 2, Tab. 7b). Trotz der nach Entfernung der Drahtschmielepolster um ca. 20 % geringeren Auflagehumusmenge liegen die in der Humusaufgabe unter der Drahtschmiele gespeicherten Radiocäsium- und Radiokaliumvorräte in etwa gleichhoch wie die in der Humusschicht ohne Drahtschmielebewuchs. Bei Einbeziehung der in der Drahtschmiele vorhandenen Radiocäsiumvorräte (vgl. Kap. II.2.2.2) ergeben sich für die mit Drahtschmiele bewachsenen Bestandteile signifikant höhere Radiocäsiumvorräte als für die Bestandteile ohne Drahtschmielebewuchs ( $15\,374 \pm 1\,242\text{ Bq Cs }137 \cdot m^{-2}$  gegenüber  $13\,513 \pm 979\text{ Bq Cs }137 \cdot m^{-2}$ ). Die höheren Vorräte auf den mit Drahtschmiele bewachsenen Bestandesbereichen sind der Cs 134-Verteilung zufolge nicht auf höhere Altlasten (zu Zeiten des Kernwaffentest-Fallouts war der Bestand vermutlich geschlossen und ohne Bodenvegetation), sondern auf einen höheren

### Flächenbezogene Cs 137-Aktivität

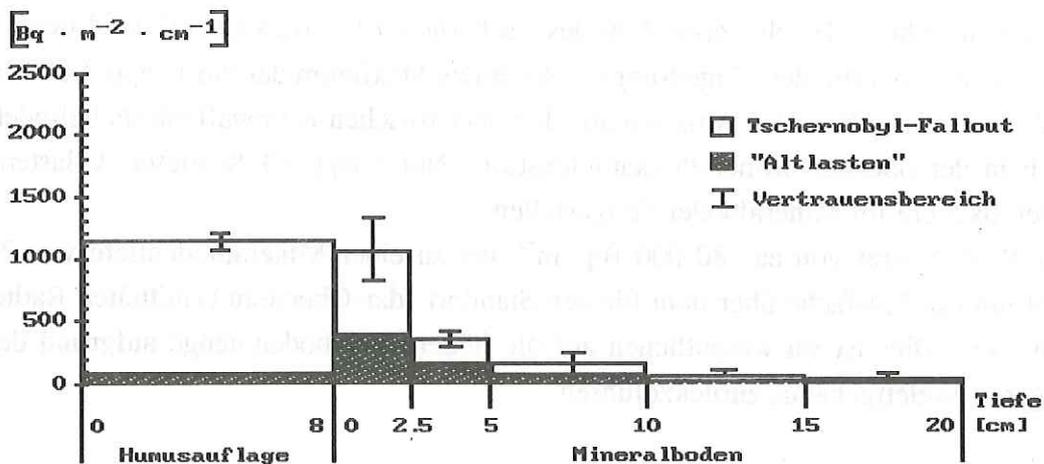


Abb. 22: Cs 137-Verteilung im Boden des Untersuchungsbestandes Idar-Oberstein - Bestandesteile mit Drahtschmielebewuchs; Aktivitätsangaben als Zerfälle je m<sup>2</sup> und je cm Schichtmächtigkeit bezogen auf den 22.03.1989

Tschernobyl-Fallout zurückzuführen. Möglicherweise ist die höhere Kontamination dieser Bestandesbereiche durch eine zusätzliche Interzeption radiocäsiumhaltiger Aerosole durch die Drahtschmiele zurückzuführen. Hinzu kommen dürfte eine höhere Effektivität bei der Ausfilterung atmogener Spurenstoffe durch die Baumkronen, da die mit Drahtschmiele bewachsenen Bestandesteile in der Regel lichter stehen und näher am Bestandesrand liegen.

In der Verteilung des Radiocäsiums im Mineralboden zeigen sich zwischen beiden Bestandespartien keine signifikanten Unterschiede.

### Standort Merzalben

Im Boden des Standortes Merzalben sind ca. 6 000 Bq Cs 137 · m<sup>-2</sup>, knapp 700 Bq Cs 134 · m<sup>-2</sup> und etwas mehr als 80 000 Bq K 40 · m<sup>-2</sup> (bis 20 cm Mineralbodentiefe) gespeichert (Anlage 2, Tab. 8). Hiervon befinden sich bei Cs 137 ca. 11 %, bei Cs 134 23 % und bei K 40 0,3 % in der nur geringmächtigen organischen Auflage. Die auf den Tschernobyl-Fallout zurückzuführende Aktivität ist mit etwas über 3 000 Bq Cs 137 · m<sup>-2</sup> deutlich niedriger als am Standort Idar-Oberstein, was sich mit der unterschiedlichen Niederschlagsverteilung an beiden Standorten während der ersten Maitage

1986 erklären läßt (vgl. Kap. II.2.1). Das Maximum des Tschernobyl-Fallouts liegt in den obersten 2,5 cm des Mineralbodens. Die Abnahme der flächenbezogenen Aktivität mit zunehmender Mineralbodentiefe ist noch steiler ausgeprägt als am Standort Idar-Oberstein (Abb. 23). Nur etwa 4 % des Tschernobyl-bürtigen Cs 137 sind tiefer als 5 cm in den Mineralboden eingedrungen. Auch das Maximum der auf knapp  $3\,000\text{ Bq Cs }137 \cdot \text{m}^{-2}$  zu beziffernden Altlasten aus den oberirdischen Kernwaffentests befindet sich noch in der obersten Mineralbodentiefenstufe. Nur knapp 13 % dieser Altlasten sind tiefer als 5 cm im Mineralboden festzustellen.

Der K 40-Vorrat von ca.  $80\,000\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  bis zu einer Mineralbodentiefe von 20 cm liegt um das 1,4-fache über dem für den Standort Idar-Oberstein ermittelten Radiokali-umvorrat. Dies ist im wesentlichen auf die höhere Feinbodenmenge aufgrund des ge-ringeren Skelettgehaltes zurückzuführen.

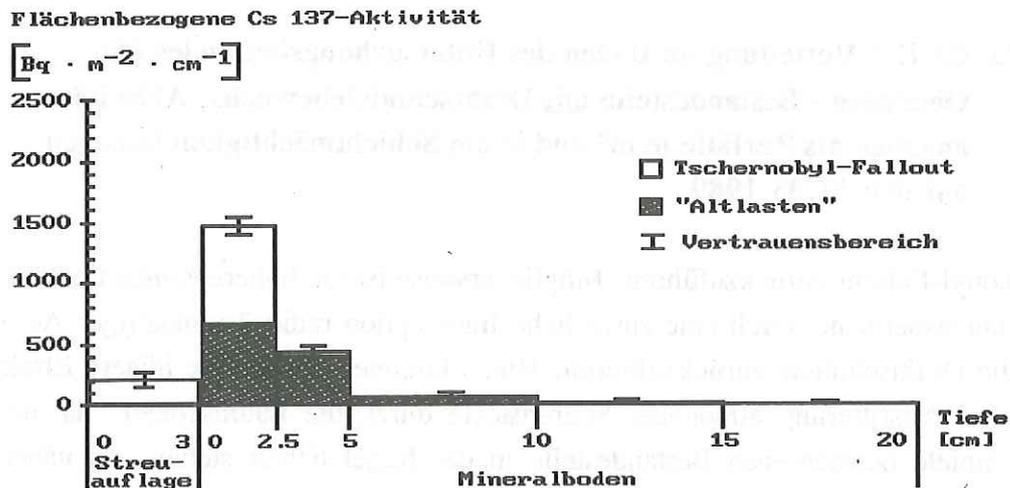


Abb. 23: Cs 137-Verteilung im Boden des Untersuchungsbestandes Merzal-ben; Aktivitätsangaben als Zerfälle je  $\text{m}^2$  und je cm Schichtmäch-tigkeit bezogen auf den 16.03.1989

## II.2.2.4 Cs 137-, Cs 134- und K 40-Inventar der Waldökosysteme

### Standort Idar-Oberstein

Für das Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein ergibt sich für den März 1989 ein Inventar von knapp  $18\,000\text{ Bq Cs }137 \cdot \text{m}^{-2}$ ,  $3\,200\text{ Bq Cs }134 \cdot \text{m}^{-2}$  und  $62\,000\text{ Bq K }40 \cdot \text{m}^{-2}$  (Tab. 22). Etwa drei Viertel des Radiocäsiuminventars findet sich im Boden, der weitüberwiegende Teil davon in der Humusauflage. In den Waldbäumen sind knapp ein Sechstel des Gesamt-radiocäsiuminventars gespeichert, in der Bodenvegetation trotz der gegenüber der Dendromasse vergleichsweise geringen Biomasse immerhin ein Zwölftel des Gesamtinventars.

**Tab. 22: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Inventar des Fichten-Ökosystems am Standort Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 22.03.1989**

Ökosystem-Kompartiment	Trockenmasse ( $\text{kg/m}^2$ )	Cs 137-Vorrat $\text{Bq/m}^2$ (%)	Cs 134-Vorrat $\text{Bq/m}^2$ (%)	K 40-Vorrat $\text{Bq/m}^2$ (%)
Waldbäume	35,6	2774 (16)	533 (17)	1086 (2)
Bodenvegetation <sup>1)</sup> (Drahtschmiele)	0,8	1191 (7)	271 (9)	68 (<1)
Humusauflage <sup>1)</sup>	15,1	9118 (51)	1800 (56)	1123 (2)
Mineralboden <sup>1)</sup> (bis 20 cm Tiefe)	140,4	4733 (26)	572 (18)	59722 (96)
Summe Ökosystem	---	17816 (= 100)	3176 (= 100)	61999 (= 100)

1) Flächengewogenes Mittel aus Bestandesbereichen mit Drahtschmielebewuchs (50,5 %) und ohne Drahtschmielebewuchs (49,5 %)

Im Vergleich der beiden Cäsiumnuklide befinden sich beim Cs 137 höhere Anteile im Mineralboden, da dort ca. zwei Drittel des Altlasten-Cs 137 anzutreffen sind, während der Tschernobyl-Fallout bislang nur zu weniger als einem Fünftel dorthin gelangt ist. Das Radiokaliuminventar des Ökosystems liegt nahezu ausschließlich im Mineralboden. Nur jeweils knapp 2 % sind in der Dendromasse und in der Humusauflage gespeichert.

## Standort Merzalben

Am Standort Merzalben sind die Radiocäsiumvorräte mit ca.  $6\,300 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$  und  $740 \text{ Bq Cs } 134 \cdot \text{m}^{-2}$  aus den in Kap. II.2.1 bereits aufgeführten Gründen um gut zwei Drittel geringer als am Standort Idar-Oberstein. Die Radiokaliumvorräte liegen dagegen aufgrund der hohen Mineralbodenvorräte infolge des geringeren Skelettgehalts um 30 % höher (Tab. 23).

Der im Boden gespeicherte Radiocäsiumanteil ist mit über 90 % noch merklich höher als am Standort Idar-Oberstein, wobei wegen der nur geringmächtigen Humusauflage und des rascheren Einbaus der durch den Tschernobyl-Fallout kontaminierten Streu in den Mineralboden der weit überwiegende Anteil im Mineralboden anzutreffen ist.

**Tab. 23: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Inventar des Traubeneichen-Buchen-Ökosystems am Standort Merzalben; Aktivitätsangaben der Cäsium-nuklide bezogen auf den 16.03.1989**

Ökosystem-Kompartiment	Trockenmasse ( $\text{kg}/\text{m}^2$ )	Cs 137-Vorrat $\text{Bq}/\text{m}^2$ (%)	Cs 134-Vorrat $\text{Bq}/\text{m}^2$ (%)	K 40-Vorrat $\text{Bq}/\text{m}^2$ (%)
Waldbäume	35,0	310 (5)	71 (9)	1407 (2)
Humusauflage	1,5	674 (11)	154 (21)	230 (<1)
Mineralboden (bis 20 cm Tiefe)	218,5	5326 (84)	516 (70)	80048 (98)
Summe Ökosystem	---	6310 (= 100)	741 (= 100)	81685 (= 100)

Trotz annähernd gleichhoher Dendromasse ist der in den Eichen und Buchen gespeicherte Radiocäsiumanteil am Standort Merzalben deutlich geringer als der in den Fichten am Standort Idar-Oberstein vorzufindende Anteil. Dies dürfte auf die gegenüber der Fichte geringere Interzeptionseffektivität der Laubbäume für atmogene Luftverunreinigungen zurückzuführen sein, zumal die Laubbäume zum Zeitpunkt des Tschernobyl-Fallouts zum Teil noch nicht ausgetrieben hatten.

Die Beobachtung, daß in den Laubbäumen am Standort Merzalben anders als bei den Fichten am Standort Idar-Oberstein keine meßbaren Altlasten-Cs 137-Anteile festzustellen waren, weist daraufhin, daß darüberhinaus auch die Radiocäsiumaufnahme aus dem Boden geringer ist als am Standort Idar-Oberstein.

Die K 40-Verteilung beider Standorte unterscheidet sich dagegen nicht nennenswert.

## II.2.3 Radiocäsium- und Kalium-Flüsse innerhalb der Waldökosysteme

### II.2.3.1 Verlagerung mit dem Streufall

#### Standort Idar-Oberstein

Für den Standort Idar-Oberstein liegen gammaspektrometrische Messungen von Streufallproben für die Zeit von November 1988 bis Dezember 1991 sowie eine orientierende Messung aus dem Herbst 1986 vor (vgl. Kap. II.1.3.2).

Im Herbst 1986 wurden vergleichsweise hohe Radiocäsiumaktivitäten im Nadelstreufall ermittelt (Tab. 24a), die deutlich über den Aktivitäten in den lebenden Nadeln liegen (vgl. Tab. 32, Kap. II.2.3.6). Möglicherweise weisen die im selben Jahr abfallenden Nadeln aufgrund einer weiter fortgeschrittenen Erosion der Kutikulawachse eine rauhere, adsorptionsfähigere Oberfläche auf, die entsprechend höhere Mengen an radiocäsiumhaltigen Aerosolen festhalten kann, als die noch weiter lebensfähigen Nadeln.

**Tab. 24: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten im Streufall des Fichtenbestandes am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986**

#### a) Nadeln

Sammelzeitraum	N	Cs 137	Cs 134 Bq · kg <sup>-1</sup> TM	K 40
24.10.86 - 31.10.86	3	751 ± 20	369 ± 15	97 ± 36
10.11.88 - 11.11.89	3	172 ± 21	90 ± 12	61 ± 4
12.11.89 - 26.02.91	3	149 ± 14	73 ± 0	89 ± 3
27.02.91 - 24.12.91	3	104 ± 11	57 ± 9	64 ± 11

#### b) sonstiges Streufallmaterial

Sammelzeitraum	N	Cs 137	Cs 134 Bq · kg <sup>-1</sup> TM	K 40
24.10.86 - 31.10.86	-	keine Analysedaten vorhanden		
10.11.88 - 11.11.89	-	keine Analysedaten vorhanden		
12.11.89 - 26.02.91	3	267 ± 39	142 ± 22	61 ± 10
27.02.91 - 24.12.91	3	187 ± 15	103 ± 7	60 ± 12

In den nachfolgenden Sammelzeiträumen von 1988 bis 1991 befanden sich dagegen die Radiocäsiumaktivitäten in der Nadelstreu im Rahmen der an den älteren Nadeljahrgängen der lebend beernteten Nadeln vorgefundenen Werte.

Die Radiokaliumaktivitäten liegen demgegenüber in der Regel merklich unter den entsprechenden Aktivitäten in lebenden Nadeln. Radiokalium wird demnach vor dem Nadelstreu in den Baum zurückverlagert oder ausgewaschen. Beim Radiocäsium ist ein derartiges Verhalten dagegen aus den vorliegenden Daten nicht abzuleiten.

Die Bedeutung des "sonstigen Streufallmaterials" (Äste, Zweige, Knospen- und Rindenschuppen, Zapfen etc.) für den Streufall und die Verlagerung der Radionuklide mit dem Streufall des Fichtenbestandes wurde erst 1989 erkannt. Demzufolge liegen gamma-spektrometrische Analysen erst ab Herbst 1989 vor (Tab. 24b). Auffällig ist, daß die spezifischen Cs 137- und Cs 134-Aktivitäten im "sonstigen Streufallmaterial" in beiden Streufallperioden etwa um das 1,8-fache über den entsprechenden Aktivitäten im Nadelstreu fallmaterial liegen. Dies ist erklärbar, da ein erheblicher Anteil des "sonstigen Streufallmaterials" aus Zweigen und Rindenschuppen besteht. Diese Materialien weisen, wie bereits in Kapitel II.2.2.1 aufgeführt, vermutlich aufgrund der höheren Adsorptionsfähigkeit ihrer rauhen Oberfläche höhere Radiocäsiumgehalte auf als die Nadeln.

Die Verlagerung des Radiocäsiums und des Radiokaliums mit dem Streufall wurde aus den Biomasseflüssen und den jeweiligen spezifischen Aktivitäten im Nadelstreu fall und im "sonstigen Streufallmaterial" hergeleitet. Aus den vorstehend aufgeführten Gründen mußten in Tab. 25 sowohl für den Biomassefluß als auch für die spezifischen Radiocäsium- und Radiokaliumaktivitäten für einige Perioden Schätzwerte hergeleitet werden (vgl. Fußnoten zu Tab. 25).

**Tab. 25: Biomasse-, Cs 137-, Cs 134- und K40-Fluß mit dem Streufall am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 %-Vertrauensbereiche (jeweils 3 Mischproben je Sammelzeitraum); Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986**

**a) Biomasse (g TM • m<sup>-2</sup>)**

Sammelzeitraum	Nadeln	Sonstiges	Gesamt
(01.05.86 - 31.10.86)	(80) <sup>1)</sup>	(40) <sup>1)</sup>	(120) <sup>1)</sup>
01.11.86 - 31.10.87	255 ± 10	62 ± 7	287 ± 12
01.11.87 - 09.11.88	199 ± 20	84 ± 13	283 ± 22
10.11.88 - 11.11.89	368 ± 50	83 ± 16	451 ± 53
12.11.89 - 26.02.91	465 ± 59	252 ± 48	717 ± 76
27.02.91 - 24.12.91	326 ± 87	153 ± 53	479 ± 88

<sup>1)</sup> keine Meßwerte vorhanden, abgeleitet aus Streufallmenge Mai bis Oktober 1987

**b) Cäsium 137-Fluß ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ )**

Sammelzeitraum	Nadeln	Sonstiges	Gesamt
(01.05.86 - 31.10.86)	(60) <sup>1)</sup>	(54) <sup>3)</sup>	(104)
01.11.86 - 31.10.87	(39) <sup>2)</sup>	(19) <sup>3)</sup>	(58)
01.11.87 - 09.11.88	(35) <sup>2)</sup>	(26) <sup>3)</sup>	(61)
10.11.88 - 11.11.89	63 ± 8	(26) <sup>3)</sup>	(89)
12.11.89 - 26.02.91	69 ± 6	67 ± 10	136 ± 12
27.02.91 - 24.12.91	34 ± 4	29 ± 2	63 ± 5

<sup>1)</sup> Schätzwert; aus geschätzter Streufallmenge und gemessener spezifischer Cs 137-Aktivität hergeleitet

<sup>2)</sup> Schätzwerte; aus gemessener Streufallmenge und spezifischer Cs 137-Aktivität der Nadeljahrgänge  $\leq 1985$  (vgl. Tab. 32) hergeleitet

<sup>3)</sup> Schätzwerte; aus Streufallmenge und der geschätzten Cs 137-Aktivität im sonstigen Streumaterial hergeleitet (vgl. Text)

**c) Cs 134-Fluß ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ )**

Sammelzeitraum	Nadeln	Sonstiges	Gesamt
01.05.86 - 31.10.86	(30) <sup>1)</sup>	(27) <sup>2)</sup>	(57)
01.11.86 - 31.10.87	(21) <sup>1)</sup>	(10) <sup>2)</sup>	(31)
01.11.87 - 09.11.88	(17) <sup>1)</sup>	(13) <sup>2)</sup>	(30)
10.11.88 - 11.11.89	33 ± 4	(13)	(46)
12.11.89 - 26.02.91	34 ± 0	36 ± 6	70 ± 6
27.02.91 - 24.12.91	19 ± 3	16 ± 1	35 ± 3

<sup>1)</sup> Schätzwert; aus geschätzter Streufallmenge und gemessener spezifischer Cs 134-Aktivität hergeleitet

<sup>2)</sup> Schätzwerte; aus gemessener Streufallmenge und spezifischer Cs 134-Aktivität der Nadeljahrgänge  $\leq 1985$  (vgl. Tab. 32) hergeleitet

<sup>3)</sup> Schätzwerte; aus Streufallmenge und der geschätzten Cs 134-Aktivität im sonstigen Streumaterial hergeleitet (vgl. Text)

**d) K 40-Fluß ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ )**

Sammelzeitraum	Nadeln	Sonstiges	Gesamt
01.05.86 - 31.10.86	(6) <sup>1)</sup>	(2) <sup>1)</sup>	(8)
01.11.86 - 31.10.87	(18) <sup>1)</sup>	(4) <sup>1)</sup>	(22)
01.11.87 - 09.11.88	(15) <sup>1)</sup>	(5) <sup>1)</sup>	(20)
10.11.88 - 11.11.89	22 ± 2	(5) <sup>1)</sup>	(27)
12.11.89 - 26.02.91	41 ± 2	15 ± 2	56 ± 3
27.02.91 - 24.12.91	21 ± 4	9 ± 2	30 ± 5

<sup>1)</sup> Schätzwerte; aus Streufallmenge und den gemittelten spezifischen K 40-Aktivitäten aller analysierter Streufallproben (Nadeln bzw. sonstiges Streumaterial) (vgl. Tab. 24) hergeleitet

Die Schätzung der Cs 137- und Cs 134-Aktivitäten im "sonstigen Streufallmaterial" des Zeitraumes zwischen Mai 1986 und Herbst 1989 erfolgte über die spezifische Aktivität im Nadelstreumaterial unter der Annahme, daß das sonstige Streumaterial entsprechend den Meßergebnissen in den beiden Folgezeiträumen bei beiden Nukliden um den Faktor 1,8 höhere Aktivitäten aufweist.

Die Biomasseflüsse mit dem Streufall sind in den verschiedenen Jahren sehr unterschiedlich. Besonders auffällig sind die hohen Streufallmengen in der Periode November 1989 bis Februar 1991. Sie lassen sich vor allem mit den gewaltigen Stürmen im Winter 1989/90 erklären. Im Mittel der fünfjährigen Beobachtungsperiode war ein Streufall von  $4,44 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  zu verzeichnen. Davon entfielen 71 % auf Nadelstreufallmaterial (3,17 t) und 29 % auf "sonstige Streufallmaterial" (1,27 t). Der Nadelstreufall macht knapp ein Fünftel der lebenden Nadelbiomasse aus (vgl. Anhang 2, Tab. 4) und entspricht demnach bei einem mittleren Benadelungsindex von 521 (vgl. Kap. I.3.6) der an diesem Standort zu erwartenden mittleren Streufallrate.

Der Radionuklidfluß mit dem Streufall summiert sich über den gesamten Betrachtungszeitraum von Mai 1986 bis Ende des Jahres 1991 auf ca.  $500 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$ ,  $270 \text{ Bq Cs } 134 \cdot \text{m}^{-2}$  und  $160 \text{ Bq K } 40 \cdot \text{m}^{-2}$  (Tab. 25b - d). Bei den Cäsiumnukliden sind der Nadelstreufall und der "sonstige Streufall" trotz der unterschiedlichen Biomasseanteile in etwa gleichem Ausmaß am Nuklidfluß mit dem Streufall beteiligt. Beim Radiokalium nimmt dagegen das "sonstige Streumaterial" entsprechend seinem Biomasseanteil nur etwa ein Viertel des Gesamtradiokaliumflusses mit dem Streufall ein.

Seit 1987 ist keine generelle Abnahme der Radiocäsiumflüsse mit dem Streufall zu erkennen, wobei der radioaktive Zerfall allerdings nicht berücksichtigt wurde. Der jährliche Radionuklidfluß mit dem Streufall kann somit im Mittel auf ca.  $80 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$ ,  $40 \text{ Bq Cs } 134 \cdot \text{m}^{-2}$  und  $30 \text{ Bq K } 40 \cdot \text{m}^{-2}$  geschätzt werden, wobei allerdings vor allem durch die unterschiedliche Streufallmenge von Jahr zu Jahr erhebliche Schwankungen auftreten. Der jährliche Fluß mit dem Streufall nimmt bei allen drei Nukliden durchschnittlich etwa einen Anteil von etwas mehr als 3 % der in der oberirdischen Dendromasse gespeicherten Vorräte der entsprechenden Elemente ein. Im Vergleich zu den im Boden vorhandenen Vorräte bzw. dem Gesamtinventar des Ökosystems laufen mit dem Streufall jährlich folgende Anteile um:

- Cs 137: 0,5 % des Bodenvorrates bzw. 0,4 % des Gesamtinventars
- Cs 134: 0,6 % des Bodenvorrates bzw. 0,5 % des Gesamtinventars
- K 40 : 0,05 % des Bodenvorrates und des Gesamtinventars bis 20 cm Mineralbodentiefe.

## Standort Merzalben

Im herbstlichen Streufall des Tschernobyl-Unfall-Jahres 1986 lagen die Radiocäsiumaktivitäten in den Buchenblättern nahezu um das dreifache über den entsprechenden Werten in den Eichenblättern (Tab. 26).

**Tab. 26: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten im Streufall des Traubeneichen-Buchen-Bestandes am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986**

### a) Eichenblätter

Sammelzeitraum	N	Cs 137	Cs 134		K 40
			Bq · kg <sup>-1</sup> TM		
17.10.86 - 28.11.86	3	95,2 ± 4,6	42,4 ± 3,7		92 ± 5
29.11.86 - 07.01.88	3	42,5 ± 1,2	22,2 ± 4,8		109 ± 16
08.01.88 - 02.12.88	3	19,0 ± 2,5	8,4 ± 3,3		62 ± 8
03.12.88 - 25.01.90	3	21,3 ± 6,3	11,2 ± 2,5		48 ± 3
26.01.90 - 22.11.90	3	16,2 ± 2,0	5,1 ± 1,6		56 ± 5
23.11.90 - 02.12.91	3	17,8 ± 2,9	1)		63 ± 21

<sup>1)</sup> keine Angabe möglich, da Meßwert unter der Nachweisgrenze

### b) Buchenblätter

Sammelzeitraum	N	Cs 137	Cs 134		K 40
			Bq · kg <sup>-1</sup> TM		
17.10.86 - 28.11.86	3	271,1 ± 74,0	142,3 ± 48,9		210 ± 49
29.11.86 - 07.01.88	3	59,9 ± 11,5	31,5 ± 5,9		164 ± 36
08.01.88 - 02.12.88	3	30,5 ± 5,7	16,6 ± 6,9		139 ± 31
03.12.88 - 25.01.90	3	29,4 ± 7,4	16,2 ± 3,8		60 ± 21
26.01.90 - 22.11.90	3	19,2 ± 4,6	9,3 ± 8,7		73 ± 13
23.11.90 - 02.12.91	3	13,0 ± 2,0	1)		97 ± 25

<sup>1)</sup> keine Angabe möglich, da Meßwert unter der Nachweisgrenze

### c) sonstiges Streufallmaterial

Sammelzeitraum	N	Cs 137	Cs 134		K 40
			Bq · kg <sup>-1</sup> TM		
17.10.86 - 28.11.86		keine Analysedaten vorhanden			
29.11.86 - 07.01.88					
08.01.88 - 02.12.88					
03.12.88 - 25.01.90	3	66,4 ± 13,0	36,1 ± 7,1		87 ± 10
26.01.90 - 22.11.90	3	60,5 ± 9,6	33,3 ± 1,1		57 ± 11
23.11.90 - 02.12.91	3	56,1 ± 13,0	30,9 ± 5,9		60 ± 15

Erklärbar ist dies über die wahrscheinlich deutlich höhere Direktkontamination der Buchenblätter durch den Tschernobyl-Fallout, da die unter- und zwischenständigen Buchen zu diesem Zeitpunkt (Anfang Mai 1986) bereits deutlich weiter ausgetrieben hatten als die oberständigen Traubeneichen. Wie bei den Fichtennadeln waren auch bei den Eichen- und Buchenblättern im Streufall des Jahres 1986 höhere Radiocäsiumaktivitäten zu beobachten als bei den im August des gleichen Jahres lebend beernteten Blättern (vgl. Tab. 33 und 33, Kap. II.2.3.6). Ein Erklärungsansatz ist, daß noch während des Sommers eine Verlagerung des infolge des Tschernobyl-Unfalls auf den Ästen und Zweigen abgelagerten Radiocäsiums Richtung Blätter entlang der Abtropfbahnen des Niederschlagswassers stattfand. Eine Aus- oder Abwaschung von Radiocäsium aus den Blattorganen vor dem herbstlichen Streufall müßte dann allerdings unter der Rate des oben erwähnten Transports gelegen haben. In den nachfolgenden Jahren lagen die Radiocäsiumaktivitäten in den Streufallblättern bei den Buchen im Rahmen der bei den lebenden Blättern im Hochsommer vorgefundenen Werte, bei den Eichen sogar signifikant darunter. Bei den Buchenblättern im Streufall nahmen die spezifischen Cs 137- und Cs 134-Aktivitäten im Laufe des Beobachtungszeitraumes deutlich stärker ab als bei den Eichenblättern. Hierdurch wurde die Differenz der Radiocäsiumaktivitäten im Streufall beider Spezies von Jahr zu Jahr merklich geringer. Im Streufall 1991 war der Buchenblattstreufall sogar geringer kontaminiert als der Eichenblattstreufall. Die stärkere Abnahme der Radiocäsiumaktivität des Buchenblatt-Streufalls könnte auf eine geringere Nachlieferung von Radiocäsium durch die Wurzelaufnahme oder ein kleineres "Radiocäsiumreservoir" in der deutlich geringeren Biomasse der Buchen gegenüber den Eichen, das eine entsprechende Transportrate in die neu ausgebildeten Blätter nicht zuläßt, zurückzuführen sein.

Die spezifischen K 40-Aktivitäten im Eichen- und Buchenblattstreufall variieren in einem sehr weiten Rahmen. Dies könnte möglicherweise mit einer mehr oder minder starken Auswaschung von Radiokalium aus der bereits gefallenem Streu in Abhängigkeit von der Verweildauer der Streu in den Auffangbehältern zusammenhängen (vgl. Kap. II.2.3.5).

Die im "sonstigen Streufallmaterial" (vor allem Zweigabsprünge der Eichen, dürre Buchenzweige, Knospenschuppen und Eicheln) ermittelten Cs 137- und Cs 134-Aktivitäten liegen etwa um das 3,3-fache über den entsprechenden Aktivitäten im Eichenblatt-Streufall. In den drei untersuchten Streufallzeiträumen von 1989 bis 1991 waren im "sonstigen Streufallmaterial" nahezu identische Radiocäsiumaktivitäten festzustellen.

Die Biomasse-, Radiocäsium- und Radiokaliumflüsse konnten für den Eichen- und Buchenblatt-Streufall über den gesamten Beobachtungszeitraum von Herbst 1986 bis einschließlich Herbst 1991 verfolgt werden (Tab. 27). Untersuchungsbefunde über die mit dem "sonstigen Streufallmaterial" verbundenen Flüsse liegen dagegen nur für den

Streufall der Jahre 1989 bis 1991 vor. Um dennoch einen Eindruck über den gesamten Biomasse- und Radionuklidfluß mit dem Streufall ab dem Tschernobyl-Fallout zu erhalten, wurden die fehlenden Daten für das "sonstige Streufallmaterial" für den Zeitraum 1986 bis 1988 geschätzt. Die gemessenen Biomassen des "sonstigen Streufallmaterials" wurden hierzu mit geschätzten spezifischen Cs 137- bzw. Cs 134-Aktivitäten multipliziert. Als Schätzwerte für diese Aktivitäten wurden die in den betreffenden Jahren gemessenen Aktivitäten im Eichenblattstreufall mit 3,3 (Verhältnis der Radiocäsiumaktivitäten im Eichenblattstreufall und im sonstigen Streufallmaterial in den Jahren 1989 bis 1991) multipliziert. Beim Radiokalium wurde als Schätzwert für die spezifische Aktivität der Mittelwert der K 40-Aktivitäten im sonstigen Streufallmaterial der Jahre 1989 bis 1991 eingesetzt.

**Tab. 27: Biomasse-, Cs 137-, Cs 134- und K 40-Fluß mit dem Streufall am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche (jeweils 3 Mischproben je Sammelzeitraum); Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986**

**a) Biomasse (g TM·m<sup>-2</sup>)**

Sammelzeitraum	Eichenblätter	Buchenblätter	Sonstiges	Gesamt
17.10.86 - 28.11.86	269 ± 10	91 ± 11	67 ± 5	427 ± 16
29.11.86 - 07.01.88	270 ± 9	118 ± 14	187 ± 37	575 ± 40
08.01.88 - 02.12.88	307 ± 12	81 ± 9	200 ± 27	588 ± 31
03.12.88 - 25.01.90	226 ± 21	86 ± 8	336 ± 43	648 ± 49
26.01.90 - 22.11.90	269 ± 14	82 ± 6	132 ± 19	483 ± 24
23.11.90 - 02.12.91	268 ± 11	94 ± 12	132 ± 28	494 ± 32

**b) Cäsium 137-Fluß (Bq·m<sup>-2</sup>)**

Sammelzeitraum	Eichenblätter	Buchenblätter	Sonstiges	Gesamt
17.10.86 - 28.11.86	25,6 ± 1,3	24,6 ± 6,7	(21) <sup>1)</sup>	(71)
29.11.86 - 07.01.88	11,8 ± 0,8	7,1 ± 1,4	(26) <sup>1)</sup>	(45)
08.01.88 - 02.12.88	5,8 ± 0,8	2,5 ± 0,5	(13) <sup>1)</sup>	(21)
03.12.88 - 25.01.90	4,8 ± 1,4	2,5 ± 0,6	22,3 ± 4,4	29,6 ± 4,7
26.01.90 - 22.11.90	4,5 ± 0,7	1,6 ± 0,4	8,1 ± 1,2	14,2 ± 1,5
23.11.90 - 02.12.91	4,8 ± 0,8	1,2 ± 0,2	7,4 ± 1,7	13,4 ± 1,9

c) Cäsium 134-Fluß ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ )

Sammelzeitraum	Eichenblätter	Buchenblätter	Sonstiges	Gesamt
17.10.86 - 28.11.86	$11,4 \pm 1,0$	$12,9 \pm 4,4$	(9) <sup>1)</sup>	(33)
29.11.86 - 07.01.88	$6,0 \pm 1,3$	$3,7 \pm 0,6$	(14) <sup>1)</sup>	(24)
08.01.88 - 02.12.88	$2,6 \pm 1,0$	$1,3 \pm 0,5$	(6) <sup>1)</sup>	(10)
03.12.88 - 25.01.90	$2,5 \pm 0,6$	$1,4 \pm 0,3$	$12,1 \pm 2,4$	$16,0 \pm 4,9$
26.01.90 - 22.11.90	$1,4 \pm 0,5$	$0,8 \pm 0,7$	$4,4 \pm 0,1$	$6,6 \pm 2,4$
23.11.90 - 02.12.91	2)	2)	$4,1 \pm 0,8$	$\leq 5,5$

d) K 40-Fluß ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ )

Sammelzeitraum	Eichenblätter	Buchenblätter	Sonstiges	Gesamt
17.10.86 - 28.11.86	$28,4 \pm 1,3$	$19,0 \pm 4,5$	(5) <sup>1)</sup>	(52)
29.11.86 - 07.01.88	$29,6 \pm 4,4$	$19,4 \pm 4,2$	(13) <sup>1)</sup>	(62)
08.01.88 - 02.12.88	$19,1 \pm 2,4$	$11,2 \pm 2,5$	(14) <sup>1)</sup>	(44)
03.12.88 - 25.01.90	$10,9 \pm 0,7$	$5,1 \pm 1,8$	$29,3 \pm 3,2$	$45,3 \pm 3,7$
26.01.90 - 22.11.90	$15,3 \pm 1,8$	$6,0 \pm 1,1$	$7,6 \pm 1,5$	$28,9 \pm 2,6$
23.11.90 - 02.12.91	$16,9 \pm 5,5$	$9,1 \pm 2,4$	$7,9 \pm 1,9$	$33,9 \pm 6,3$

<sup>1)</sup> Schätzwerte; aus gemessener Streufallmenge und der geschätzten spezifischen Aktivität hergeleitet (vgl. Text)

<sup>2)</sup> keine Angabe möglich, da spezifische Aktivität unterhalb der Nachweisgrenze

Der Biomassefluß mit dem Streufall beträgt im Mittel der sechs Beobachtungsjahre  $5,35 \pm 0,65 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Hiervon entfallen die Hälfte (2,6 t) auf Eichenblätter, ein Sechstel (0,92 t) auf Buchenblätter und ein Drittel (1,75 t) auf "sonstiges Streufallmaterial". Die jährlichen Biomasseflüsse mit dem Streufall des Laubholzbestandes weisen weit geringere Schwankungen von Jahr zu Jahr auf als die des Fichtenbestandes. Dies könnte allerdings methodisch bedingt sein, da anders als in einem Fichtenbestand in Laubwaldbeständen der Blattfall verschiedener Vegetationszeiten sicher voneinander getrennt werden kann.

Auffällig ist der deutlich höhere Biomassefluß beim "sonstigen Streufallmaterial" im Herbst 1989, der sich im wesentlichen aus einem erheblichen Anfall an Eicheln (ca.  $150 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) aus der Mast des Jahres 1989 erklären läßt.

Von Herbst 1986 bis Ende 1991 summiert sich ein Radionuklidfluß mit dem Streufall von ca.  $195 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$ ,  $95 \text{ Bq Cs } 134 \cdot \text{m}^{-2}$  und  $265 \text{ Bq K } 40 \cdot \text{m}^{-2}$ . Beim Radiocäsium entfielen davon nahezu zwei Drittel auf die ersten beiden Jahre nach dem Tschernobyl-Fallout. Etwa die Hälfte des Radiocäsiumflusses mit dem Streufall gelangte über das "sonstige Streufallmaterial" auf den Waldboden. Hierbei schlägt insbesondere die Eichelmast im Herbst 1989 zu Buche. In gesondert gesammelten Eichelnproben ergab sich eine spezifische Cs 137-Aktivität von  $50 \pm 2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  TM. Bei einer Ei-

chelbiomasse von  $150 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$  errechnet sich ein mit der Eichelmast verbundener Cs 137-Fluss von  $7,5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ , also etwa ebensoviel wie in dieser Periode über den Eichen- und Buchenblattstreufall zusammen auf den Boden gelangten.

Unter der Annahme, daß spätestens seit 1990 in etwa ein Gleichgewichtszustand vorliegt, also über den radioaktiven Zerfall hinaus keine weitere Abnahme der Radiocäsiumflüsse mit dem Streufall erfolgt, kann der jährliche Cs 137-Fluß über den Streufall mit knapp  $14 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  beziffert werden. Der Radiokaliumfluß über den Streufall beträgt im Mittel ca.  $44 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ . Im Verhältnis zu den in der oberirdischen Dendromasse gespeicherten Radiocäsium- und Radiokaliumvorräten werden am Standort Merzalben etwas höhere Raten dieser Nuklide mit dem Streufall verlagert (Cs 137: 5 %, K 40: 3,5 %) als am Standort Idar-Oberstein. Im Vergleich zu den im Boden gespeicherten Vorräten bzw. dem Gesamtinventar der Waldökosysteme laufen mit dem Streufall jährlich folgende Anteile um:

Cs 137: 0,2 % des Bodenvorrates und des Gesamtinventars

K 40 : 0,05 % des Bodenvorrates und des Gesamtinventars.

Verglichen mit dem Boden- und Gesamtinventar des Waldökosystems sind die Verlagerungsraten am Standort Merzalben demnach geringer als am Standort Idar-Oberstein.

### II.2.3.2 Verlagerung mit dem Bestandesniederschlag

#### Standort Idar-Oberstein

Die Verlagerung der Radionuklide mit dem Bestandesniederschlag (nur Kronendurchlaß) wurde für den Standort Idar-Oberstein von Juni 1988 bis Dezember 1991 kontinuierlich verfolgt. Darüberhinaus liegen orientierende Messungen für die Zeitspannen Frühjahr bis Herbst 1986 und Frühjahr/Sommer 1987 vor (vgl. Kap. II.1.3.1 und II.2.1).

Da die gesammelten Wasserproben zur Erreichung meßbarer Aktivitäten durch Eindampfen aufkonzentriert werden mußten, kann die mittlere Aktivität im Bestandesniederschlagswasser nur anhaltsweise aus der jeweiligen Flußrate und der entsprechenden Niederschlagshöhe geschätzt werden. Nach den Höchstkonzentrationen im Frühjahr 1986 (Maximalwert:  $173 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ , vgl. Abb. 11, Kap. II.2.1) fielen die Cs 137-Aktivitäten im Bestandesniederschlag erst rasch und seit 1987 langsam auf Werte von etwa  $0,1 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  im Jahr 1991 ab.

In dem dreieinhalb Jahre umfassenden Meßzeitraum von Juni 1986 bis Dezember 1991 gelangten insgesamt  $526 \text{ Bq Cs 137} \cdot \text{m}^{-2}$  über den Kronendurchlaß auf den Waldboden (Tab. 28). Dies entspricht etwa 2,7 % des Gesamt-Cs 137-Inventars des Ökosystems.

Die jährlichen Flußraten nahmen nach dem raschen Abfall 1986 seit 1987 langsam aber stetig ab. Von 1990 auf 1991 hat sich die Flußrate nochmals halbiert, sodaß anscheinend noch nicht von einem Gleichgewichtszustand zwischen Aufnahme und Auswaschung aus dem Vegetationsbestand ausgegangen werden kann. Im Jahr 1991 lag die Jahresflußrate für Cäsium 137 bei knapp  $60 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ . Das sind ca. 2,7 % des in der oberirdischen Dendromasse vorhandenen Cs 137-Vorrates bzw. 0,3 % des Gesamt-Cs 137-Inventars des Ökosystems.

**Tab. 28: Cs 137- und Cs 134-Flüsse mit dem Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß) im Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986**

Sammelzeitraum	Niederschlag [mm]	Cs 137 [Bq · m <sup>-2</sup> ]	Cs 134 [Bq · m <sup>-2</sup> ]
22.04.86 - 21.10.86	290	ca. 5900	ca. 3000
14.04.87 - 28.07.87	238	283	153
01.06.88 - 05.12.88	258	125	72
06.12.88 - 05.06.89	365	115	71
06.06.89 - 05.12.89	215	82	53
06.12.89 - 05.06.90	398	76	49
06.06.90 - 04.12.90	338	69	42
05.12.90 - 04.06.91	280	28	1)
05.06.91 - 03.12.91	235	31	1)

1) keine Angaben möglich, da gemessene Cs 134-Aktivitäten unter der Nachweisgrenze

Da die K 40-Aktivitäten im Bestandesniederschlagswasser auch nach der Aufkonzentrierung der Proben noch im Bereich oder auch unter der Nachweisgrenze lagen, können aus diesen Messungen keine verlässlichen K 40-Flußraten hergeleitet werden. Auf eine Angabe der K 40-Flüsse in Tab. 28 wurde daher verzichtet. Zuverlässigere Radiokalium-Flußraten können dagegen aus den Messergebnissen des Routineprogramms der Bioelementbilanzierung errechnet werden. Im Mittel mehrere Meßjahre ergab sich ein Kaliumfluß mit dem Bestandesniederschlag von  $0,4 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (Kap. I.3.7, Tab. 16). Dies entspricht einem jährlichen K 40-Fluß von ca.  $48 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ . Dies sind ca. 5,6 % des in der oberirdischen Dendromasse gespeicherten K 40-Vorrates. Der Radiokalium-Umsatz mit dem Bestandesniederschlag scheint demnach deutlich höher zu sein als der entsprechende Radiocäsium-Umsatz.

## Standort Merzalben

Im Laubholzbestand am Standort Merzalben gelangten von Mai 1988 bis Oktober 1991 ca.  $120 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$  mit dem Kronendurchlaß-Niederschlagswasser auf den Waldboden. Die Jahresflußraten sanken in diesem Zeitraum von über  $40 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$  in den Jahren 1988 und 1989 auf knapp unter  $20 \text{ Bq}$  im Jahr 1991 (Tab. 29). Aus diesen Cs 137-Flußraten und den entsprechenden Niederschlagshöhen errechnen sich Cs 137-Aktivitäten im Kronendurchlaß-Niederschlagswasser von max.  $0,13 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  im zweiten Halbjahr 1988 und min.  $0,02 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  im ersten Halbjahr 1991.

**Tab. 29: Cs 137- und Cs 134-Flüsse mit dem Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß) im Traubeneichenbestand am Standort Merzalben; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986**

Sammelzeitraum	Niederschlag [mm]	Cs 137 [Bq · m <sup>-2</sup> ]	Cs 134 [Bq · m <sup>-2</sup> ]
01.05.88 - 06.10.88	255	32	19
07.10.88 - 06.04.89	421	17	1)
07.04.89 - 05.10.89	325	25	1)
06.10.89 - 06.04.90	422	20	1)
07.04.90 - 06.10.90	313	9	1)
07.10.90 - 04.04.91	367	8	1)
05.04.91 - 07.10.91	275	10	1)

1) keine Angaben möglich, da gemessene Cs 134-Aktivitäten unter der Nachweisgrenze

Über die mit dem Stammabfluß auf den Boden gelangte Radiocäsiummenge liegt nur eine orientierende Messung aus dem Winter 1991 vor. Je eine Stammabflußwasserprobe von Eiche und Buche wurde von 30 l auf 1 l eingedampft und anschließend gamma-spektrometrisch ausgemessen. Bezogen auf die Ausgangswassermenge ergaben sich spezifische Cs 137-Aktivitäten von  $0,16 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  im Eichenstammabfluß und  $0,02 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  im Buchenstammabfluß. Mit der jährlichen Stammabfluß-Niederschlagshöhe (vgl. Kap. I.3.7, Tab. 14) multipliziert ergeben sich hieraus Flußraten von  $2,4 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  bei Eiche und  $0,7 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  bei Buche. Die in Tab. 29 aufgeführten Flußraten mit dem Kronendurchlaß wären somit um ca. 17 % zur Abschätzung der Gesamtflüsse mit dem Bestandesniederschlag zu erhöhen.

Der in Prozent zum oberirdischen Cs 137-Vorrat ausgedrückte, jährliche Cs 137-Umsatz mit dem Bestandesniederschlag ist am Standort Merzalben mit ca. 7 % (1991) merklich höher als am Standort Idar-Oberstein. Dagegen liegt der Umsatz im Vergleich zum Gesamt-Cs 137-Inventar der Ökosysteme an beiden Standorten mit ca. 0,3 % nahezu gleich.

Aus dem im Routinemeßprogramm der Bioelementbilanzierung gemessenen, mittleren jährlichen Kaliumfluß im Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß + Stammabfluß) von  $0,8 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1}$  errechnet sich eine K 40-Flußrate von  $98 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ . Dies ist ca. 8 % des K 40-Vorrates in der oberirdischen Dendromasse. Auch am Standort Merzalben sind demnach die Radiokalium-Umsätze mit dem Bestandesniederschlag im Verhältnis zum Vorrat in der Dendromasse vergleichsweise höher als die entsprechenden Radiocäsium-Umsätze.

### II.2.3.3 Verlagerung mit dem Wurzelumsatz

Die Beteiligung des Wurzelumsatzes an der Verlagerung des Radiocäsiums kann nur aus überschlägigen Kalkulationen abgeschätzt werden.

HELLER und GÖTTSCHE (1986) ermittelten für einen Buchenbestand im Solling als Mindestwert für den jährlichen Feinwurzelumsatz  $1500 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  entsprechend ca. 50 % des mittleren jährlichen Blattstreufalles. Unter der Annahme, daß auch in den hier untersuchten Beständen der Wurzelumsatz etwa die Hälfte des Betrages des jährlichen Nadeln- bzw. Blattstreufalles ausmacht, ergeben sich aus den Ergebnissen der Dendromasseinventur (vgl. Kap. II.2.2.1) für den Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein ein jährlicher Wurzelumsatz von etwa  $160 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$  und für den Laubholzbestand am Standort Merzalben ca.  $180 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ . Multipliziert mit den bei der Dendromasseinventur ermittelten spezifischen Cs 137-Aktivitäten der Fein- und Schwachwurzeln (vgl. Anhang 2, Tab. 2 und 3) errechnen sich mit dem Wurzelumsatz verbundene Cs 137-Umsätze von  $20 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  für den Standort Idar-Oberstein und  $1,4 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  für den Standort Merzalben. Die beträchtlichen Unterschiede zwischen beiden Standorten erklären sich aus den unterschiedlich hohen spezifischen Cs 137-Aktivitäten in den Fein- und Schwachwurzeln, die ihrerseits vermutlich in der unterschiedlichen Wurzelverteilung an beiden Standorten begründet liegen. Während am Standort Idar-Oberstein ein Großteil der Wurzeln aus der vergleichsweise hoch kontaminierten organischen Auflage stammt, befinden sich am Standort Merzalben die Wurzeln schwerpunktmäßig in weit weniger kontaminierten Mineralbodenbereichen.

Die auf diese Weise abgeschätzte jährliche Cs 137-Freisetzung mit dem Wurzelumsatz ist deutlich kleiner als der Cs 137-Fluß mit dem Streufall (vgl. Kap. II.2.3.1). Im Vergleich zu den in der Humusaufgabe und in den obersten 10 cm des Mineralbodens ge-

speicherten Radiocäsiumvorräten ist der Wurzelumsatz verschwindend gering und spielt daher bei der Verlagerung des Radiocäsiums in diesen Bereichen wohl keine wesentliche Rolle.

Größere Bedeutung könnte der Wurzelumsatz möglicherweise bei der Verlagerung des Radiocäsiums in tiefere Mineralbodenbereiche erlangen. Um dies zu überprüfen, wurden an beiden Standorten die aus dem Mineralbodenproben der Tiefenbereiche 10 - 15 cm und 15 - 20 cm im Sommer 1988 ausgelesenen bzw. ausgesiebten Wurzeln gamma-spektrometrisch analysiert.

Am Standort Idar-Oberstein liegen die spezifischen Cs 137-Aktivitäten in den Wurzeln dieses Tiefenbereichs etwa um das 4- bis 6-fache, am Standort Merzalben um das 10- bis 20-fache über den entsprechenden Aktivitäten im Feinbodenmaterial (Tab. 30).

**Tab. 30: Spezifische und flächenbezogene Cs 137-Aktivitäten in Wurzeln und im Mineralboden der Tiefenbereiche 10 - 15 und 15 - 20 cm an den Standorten Idar-Oberstein und Merzalben im Juli 1988; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche (Wurzeln je 3, Boden je 9 Mischproben)**

Standort	Tiefenbereich cm	Wurzeln			Boden	
		$g \cdot m^{-2}$	$Bq \cdot kg^{-1} TM$	$Bq \cdot m^{-2}$	$Bq \cdot kg^{-1} TM$	$Bq \cdot m^{-2}$
Idar-Oberstein	10 - 15	$119 \pm 57$	$33,6 \pm 7,1$	$4,0 \pm 2,1$	$9,1 \pm 2,8$	$325 \pm 114$
	15 - 20	$80 \pm 33$	$20,5 \pm 8,1$	$1,6 \pm 0,9$	$3,6 \pm 0,9$	$135 \pm 42$
	$\Sigma$ 10 - 20	$199 \pm 66$	-----	$5,6 \pm 2,3$	-----	$460 \pm 122$
Merzalben	10 - 15	$239 \pm 57$	$18,9 \pm 14,1$	$4,5 \pm 3,5$	$1,8 \pm 0,9$	$99 \pm 44$
	15 - 20	$236 \pm 65$	$18,0 \pm 11,9$	$4,3 \pm 3,0$	$1,0 \pm 0,5$	$58 \pm 26$
	$\Sigma$ 10 - 20	$475 \pm 86$	-----	$8,8 \pm 4,6$	-----	$157 \pm 51$

Als Produkt der ausgesiebten Wurzelmasse und der spezifischen Cs 137-Aktivität ergeben sich Cs 137-Vorräte im Tiefenbereich 10 - 20 cm von knapp  $6 Bq \cdot m^{-2}$  am Standort Idar-Oberstein und knapp  $9 Bq \cdot m^{-2}$  am Standort Merzalben. Im Vergleich zu den in diesem Tiefenbereich im Feinbodenmaterial gespeicherten Cs 137-Vorräten sind diese Werte nur gering. Selbst wenn jährlich etwa die Hälfte des in den Wurzeln gespeicherten Radiocäsium freigesetzt werden sollte, nimmt es am Standort Idar-Oberstein etwa 160 Jahre, am Standort Merzalben etwa 35 Jahre in Anspruch, bis sich auf diesem Wege der Cs 137-Vorrat in diesem Tiefenbereich verdoppelt hat.

Über den Wurzelumsatz kann durchaus ein wesentlicher Teil des im tieferen Mineralboden vorhandenen, allerdings im Vergleich zum Gesamtvorrat nur sehr geringen und im wesentlichen aus den Kernwaffen-Fallout stammenden Radiocäsiumvorrates erklärt werden. Eine rasche und demzufolge quantitative bedeutsame Verlagerung des Radiocäsiums über den Wurzelumsatz ist jedoch aus den vorliegenden Untersuchungsbefunden nicht herzuleiten.

Für Kalium 40 ergibt sich bei gleichem Berechnungsmodus eine jährliche Freisetzungsrate von  $12 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  am Standort Idar-Oberstein und  $28 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  am Standort Merzalben.

#### II.2.3.4 Wurzelaufnahme

Die Wurzelaufnahme des Radiocäsiums kann nach Gleichung 4 aus den Cäsiumflüssen mit dem Streufall und dem Bestandesniederschlag, der Cäsiumfreisetzung mit dem Wurzelumsatz und der Vorratsveränderung in der Dendromasse im Verlaufe des Beobachtungszeitraumes größenordnungsmäßig abgeschätzt werden.

**Gleichung 4:** 
$$\frac{WA}{(Cs\ 137)} = \frac{SF}{(Cs\ 137)} + \frac{WU}{(Cs\ 137)} + \frac{BN}{(Cs\ 137)} + \frac{\delta VD}{(Cs\ 137)}$$

$\frac{WA}{(Cs\ 137)}$  : Cs 137-Wurzelaufnahme

$\frac{SF}{(Cs\ 137)}$  : Cs 137-Fluß mit dem Streufall

$\frac{WU}{(Cs\ 137)}$  : Freisetzung von Cs 137 mit dem Wurzelumsatz

$\frac{BN}{(Cs\ 137)}$  : Cs 137-Fluß mit dem Bestandesniederschlag

$\frac{\delta VD}{(Cs\ 137)}$  : Veränderung des Cs 137-Vorrates in der Dendromasse im Verlauf des Beobachtungszeitraumes

[alle Angaben in  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  bezogen auf den 01.05.1986]

Entsprechend den in den vorstehenden Kapiteln dargestellten Untersuchungsbefunden wurden für die beiden Standorte folgende Raten in Gleichung 4 eingesetzt:

Idar-Oberstein:

$$\begin{aligned} SF_{(Cs\ 137)} &: 80 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \\ WU_{(Cs\ 137)} &: 20 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \\ BN_{(Cs\ 137)} &: 60 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Merzalben} & : \text{SF}_{(\text{Cs } 137)} : 14 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \\ & \text{WU}_{(\text{Cs } 137)} : 1,4 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \\ & \text{BN}_{(\text{Cs } 137)} : 21 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \end{aligned}$$

Über Vorratsveränderungen in der Dendromasse liegen keine Informationen vor. Auf der einen Seite ist ein Einbau von wurzelaufgenommenem Radiocäsium in den jährlichen Zuwachs des Derbholzes, des Feinreisigs und der Wurzelbiomasse zu erwarten. Auf der anderen Seite ist aus den vorliegenden Untersuchungsbefunden von einer noch anhaltenden Verringerung des an den Oberflächen adsorbierten Radiocäsium-Pools durch Abwaschung mit den Niederschlägen und auch durch den Grobreisig-Streufall auszugehen, wodurch gegenüber dem bei Gleichung 4 vorauszusetzenden Fließgleichgewicht zu hohe Radiocäsiumflüsse mit dem Bestandesniederschlag und dem Streufall berechnet werden. Um trotz dieser Unsicherheiten zumindest einen Anhaltswert für die Wurzelaufnahme zu erhalten, wurde für beide Standorte in Gleichung 4 die Vorratsveränderung als 0 angenommen.

Für den Standort Idar-Oberstein ergibt sich so eine Cs 137-Wurzelaufnahme von  $160 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ , für den Standort Merzalben  $36 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ . Am Standort Idar-Oberstein gelangen somit jährlich ca. 1 % des Bodenvorrates in den Kreislauf, am Standort Merzalben sind es ca. 0,5 %. Der im Vergleich zum Standort Merzalben deutlich höhere Wert für den Standort Idar-Oberstein erscheint aufgrund der dort deutlich höheren Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums (erheblich höherer Anteil des Radiocäsiums und auch der Wurzeln in der Humusaufgabe) plausibel.

Zur Berechnung der K 40-Wurzelaufnahme (Gleichung 5) wird in Gleichung 4 der "Fluß mit dem Bestandesniederschlag" (BN) durch die "Kronenauswaschung" (BN - GD, vgl. Tab. 15 und 16) ersetzt:

$$\begin{aligned} \text{Gleichung 5: } \text{WA}_{(\text{K } 40)} & = \text{SF}_{(\text{K } 40)} + \text{WU}_{(\text{K } 40)} + \frac{(\text{BN-GD})}{(\text{K } 40)} + \frac{\delta\text{VD}}{(\text{K } 40)} \\ \text{WA}_{(\text{K } 40)} & : \text{K } 40\text{-Wurzelaufnahme} \\ \text{SF}_{(\text{K } 40)} & : \text{K } 40\text{-Fluß mit dem Streufall} \\ \text{WU}_{(\text{K } 40)} & : \text{Freisetzung von K } 40 \text{ mit dem Wurzelumsatz} \\ \frac{(\text{BN-GD})}{(\text{K } 40)} & : \text{K } 40\text{-Kronenauswaschung (Bestandesniederschlag -} \\ & \text{Gesamtdeposition)} \\ \frac{\delta\text{VD}}{(\text{K } 40)} & : \text{Veränderung des K } 40\text{-Vorrates in der Dendromasse} \\ & \text{im Verlauf des Beobachtungszeitraumes} \end{aligned}$$

Zudem muß beim Term  $\delta V D$  der Einbau von K 40 im Zuwachs berücksichtigt werden. Da keine periodischen Messungen des K 40-Vorrates in der Dendromasse erfolgten, kann  $\delta V D$  nur grob geschätzt werden. Hierzu wurde angenommen, daß der im Sollingprojekt auf der  $F_2$ -Fläche ermittelte Derbholz-, Reisholz- und Derbwurzelzuwachs von insgesamt ca.  $6\,300\text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (HELLER und GÖTTSCHE 1986) in etwa auch für den hiesigen Fichtenbestand zutrifft. Dieser Zuwachs wurde mit dem mittleren K 40-Gehalt der Dendromasse am Standort Idar-Oberstein multipliziert. Für den Laubholzbestand am Standort Merzalben wurde der Biomassezuwachs aus der B 1 Fläche des Sollings mit ca.  $7\,300\text{ kg}$  unterstellt.

In Gleichung 5 wurden demzufolge folgende Raten eingesetzt:

Idar-Oberstein:	$SF_{(K\ 40)}$	:	$30\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$
	$WU_{(K\ 40)}$	:	$12\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$
	$(BN-GD)_{(K\ 40)}$	:	$43\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$
	$\delta V D_{(K\ 40)}$	:	$+19\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$
Merzalben:	$SF_{(K\ 40)}$	:	$44\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$
	$WU_{(K\ 40)}$	:	$28\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$
	$(BN-GD)_{(K\ 40)}$	:	$81\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$
	$\delta V D_{(K\ 40)}$	:	$+29\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$

Hieraus errechnet sich eine K 40-Wurzelaufnahme von  $104\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  für den Standort Idar-Oberstein und  $182\text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  für den Standort Merzalben.

### II.2.3.5 Verlagerung im Boden

Eine Verlagerung des Radiocäsiums innerhalb der Ökosystemkompartimente "Humusaufgabe" und "Mineralboden" sowie zwischen beiden Kompartimenten kann außer den vorstehend beschriebenen wurzelbezogenen Prozessen durch Sickerwassertransport und durch Bioturbation erfolgen. Da diese Flüsse aufgrund meßtechnischer Probleme (z.B. Adsorption von Cs in den Lysimeterkerzen, Veränderung des Wasserhaushalts durch den Einbau der Humuslysimeter) nicht unmittelbar erfaßt werden konnten, wird versucht, die Verlagerung des Radiocäsiums summarisch aus Vergleichen der Radiocäsiumverteilung im Boden zu verschiedenen Terminen zwischen November 1986 und September 1990 herzuleiten. Am Standort Idar-Oberstein können darüberhinaus orientie-

rende Sickerwasseruntersuchungen aus Humuslysometern, am Standort Merzalben die Ergebnisse periodischer Aktivitätsmessungen des Streufallmaterials aus dem Herbst 1990 herangezogen werden. Die an beiden Standorten in 10 cm Mineralbodentiefe eingebauten Saugkerzen (vgl. Kap. II.1.3.3) lieferten bei keiner Probenahme Cs 137-Aktivitäten oberhalb der Nachweisgrenze von  $0,1 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$  und gaben somit keine Hinweise auf einen Radiocäsiumtransport in der Lösungsphase innerhalb des Mineralbodens.

Zusammenstellungen der spezifischen und flächenbezogenen Cs 137-Aktivitäten verschiedener Tiefenbereiche der Humusauflage und des Mineralbodens für die drei Probenahmetermine der Hauptuntersuchungen sowie - mit gröberer Tiefenbereichsaufteilung - für acht Probenahmetermine seit Herbst 1986, also einschließlich der Untersuchungsbefunde der Vorstudie, enthalten die Tabellen 1 bis 4 im Anhang 3. Bei den dort aufgeführten Mittelwerten aus drei bzw. sechs Einzelbefunden sind die zum Teil beträchtlichen Streumaße zu beachten. Selbst in verhältnismäßig radiocäsiumreichen Tiefenbereichen werden Variationskoeffizienten von bis zu 60 % erreicht. Dies dürfte im wesentlichen nicht auf Unsicherheiten in der Probenahme oder der Analyse, sondern vermutlich auf eine erhebliche kleinräumige Variabilität der Cs 137-Kontamination des Bodens zum Beispiel durch die unterschiedliche Überschildung und kleinräumige Unterschiede in der Morphologie der Bodenoberfläche (Senken, Erhebungen) zurückzuführen sein. Zu diesem Schluß kommt auch FIELITZ-VOGL (1992), der in einem Waldgebiet im Forstamt Bodenmais Variationskoeffizienten in der Radiocäsiumkontamination des Bodens von 55 % bei Altlasten und 57 % beim Tschernobyl-Fallout feststellte. Die Interpretation der vorliegenden Zeitreihen in Bezug auf mögliche Verlagerungen des Radiocäsiums wird hierdurch erheblich erschwert.

### **Standort Idar-Oberstein**

Die Verteilung der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität zeigt vom Sommer 1988 bis Sommer 1990 eine Verschiebung des Maximums in der Humusauflage vom Tiefenbereich 0 - 2 cm in den Tiefenbereich 2 - 4 cm sowie eine, allerdings nicht signifikante, Erhöhung der Cs 137-Aktivität im Tiefenbereich 4 - 6 cm (Abb. 24 und Anhang 3, Tab. 1). Der Humusauflage - Tiefenbereich 6 - 8 cm war nicht bei allen Bohrungen vorhanden und weist daher eine extrem hohe Streuung auf. Hiermit ist auch der unplausibel niedrige Wert im Jahr 1989 für diesen Tiefenbereich zu erklären.

Im Mineralboden liegt das Maximum der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität an allen drei Terminen im Tiefenbereich 0 - 2,5 cm. Die Veränderungen in Richtung höherer Werte in den Tiefenbereichen 0-2,5 und 2,5 - 5 cm sind nicht signifikant.

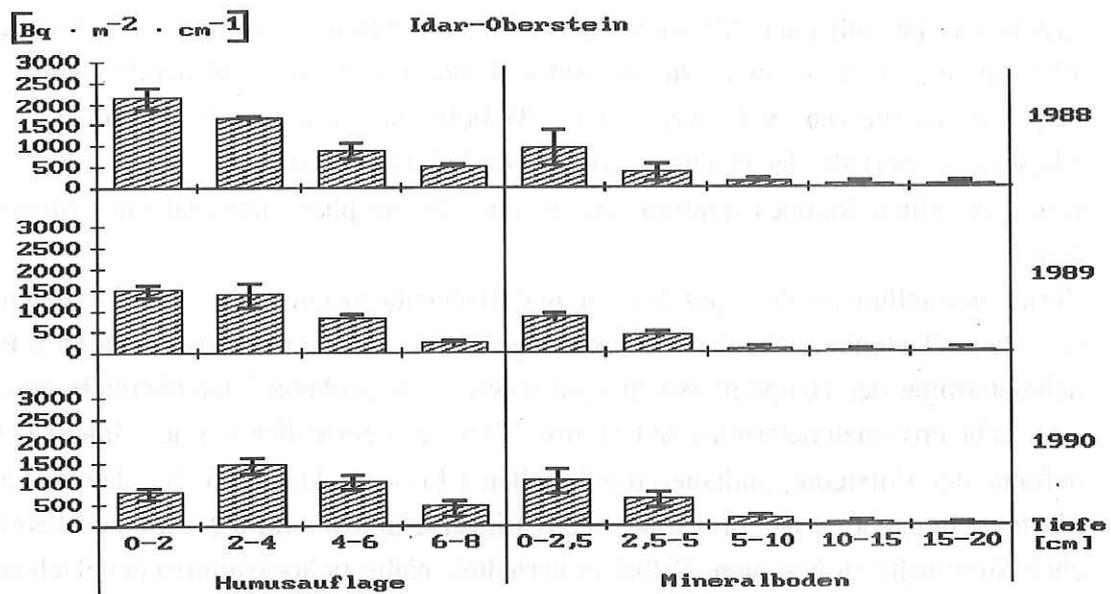


Abb. 24: Verteilung der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität in den Jahren 1988, 1989 und 1990 im Boden des Untersuchungsbestandes Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben als Zerfälle je m<sup>2</sup> und je cm Schichtmächtigkeit bezogen auf den 01.05.1986;  $\pm$  = 95 % Vertrauensbereich

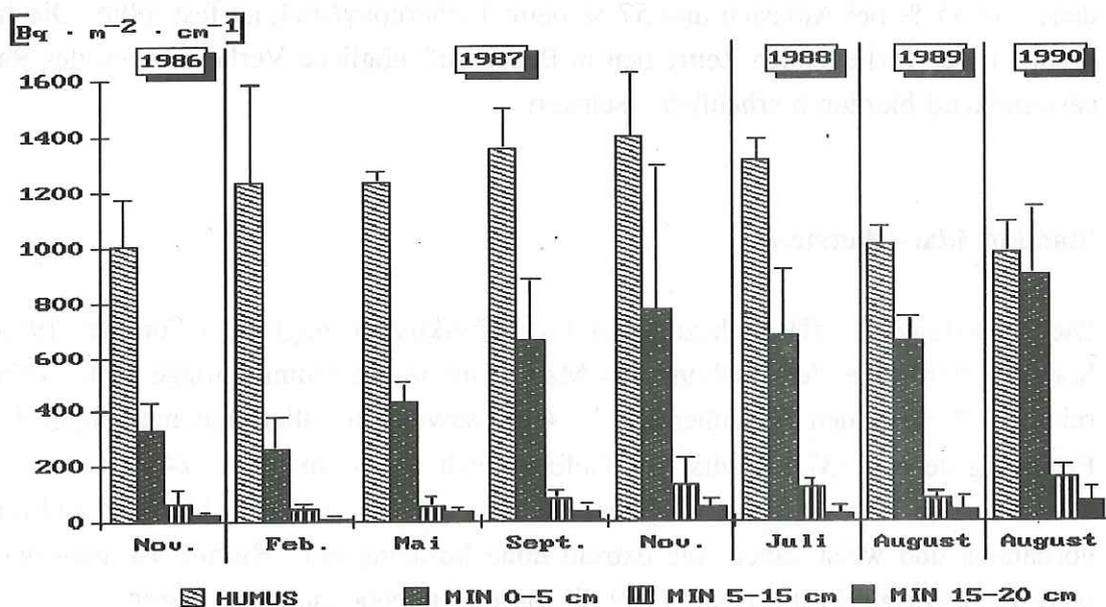


Abb. 25: Verlauf der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität von 1986 bis 1990 im Boden des Untersuchungsbestandes Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben als Zerfälle je m<sup>2</sup> und je cm Schichtmächtigkeit bezogen auf den 01.05.1986;  $\pm$  = 95 % Vertrauensbereich; MIN = Mineralbodentiefe

Werden die allerdings nur mit weit größerer Tiefenbereichsaufteilung vorliegenden Untersuchungsbefunde aus der Vorstudie in den Jahren 1986 und 1987 in die Betrachtung einbezogen, zeigt sich von November 1986 bis November 1987 in der Humusauflage ein kontinuierlicher Anstieg der flächenbezogenen Cs 137-Aktivitäten und in den darauffolgenden drei Jahren ein allmählicher Rückgang (Abb. 25 und Anhang 3, Tab. 2). In den obersten 5 cm des Mineralbodens stieg die flächenbezogene Cs 137-Aktivität von Herbst/Winter 1986/87 bis Sommer 1990 auf etwa das Dreifache an. Für die tieferen Mineralbodenbereiche sind dagegen keine signifikanten Veränderungen zu erkennen.

Der Verlauf der flächenbezogenen Radiocäsiumaktivitäten in der Humusauflage und im obersten Mineralboden kann vor allem aus dem in diesen Zeitraum sehr unterschiedlichen Verhältnis des Eintrags von Radiocäsium in die Humusauflage mit dem Bestandesniederschlag zum Austrag aus der Humusauflage in Richtung Mineralboden erklärt werden. Aus den, leider nicht kontinuierlich vorliegenden, Untersuchungsbefunden der Radiocäsiumflüsse mit dem Streufall und vor allem dem Bestandesniederschlag läßt sich für den Zeitraum Herbst 1986 bis Herbst 1987 ein Cs 137-Fluß aus dem Kronenraum Richtung Humusauflage von mindestens  $1000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  abschätzen. In den folgenden Jahren nahm dieser Eintrag dagegen auf Werte unter  $150 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  ab (vgl. Kap. II.2.3.1 und II.2.3.2). Aus dem Anstieg des Cs 137-Vorrats im Mineralbodentiefenbereich 0 - 5 cm vom 1986 bis 1990 um etwa 2500 bis  $3000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  (Anhang 3, Tab. 2) läßt sich ein jährlicher Cs 137-Fluß von der Humusauflage in den Mineralboden von ca.  $600 - 700 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  für diesen Zeitraum ableiten.

Eine überschlägige Abschätzung der Radiocäsiumflußrate von der Humusauflage Richtung Mineralboden durch Bioturbation und Sickerwassertransport ist auch über die Kalkulation des jährlichen Umsatzes der Humusauflage und aus den Ergebnissen der Sickerwasseranalysen aus den Humuslysometern möglich. Bei einer Biomasse der Humusauflage von im Mittel  $15 \text{ kg TM} \cdot \text{m}^{-2}$  und einer mittleren jährlichen Streufallrate von  $0,44 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$  errechnet sich, vorausgesetzt es bestand im Untersuchungszeitraum ein Gleichgewichtszustand zwischen Humusmineralisierung und Streufall, eine mittlere, jährliche Umsatzrate der Humusauflage von 2,9 %. Wenn das Radiocäsium in der Humusauflage in etwa in der gleichen Rate wie die Biomasse in den Mineralboden eingebaut wird, ergibt sich ein jährlicher Cs 137-Fluß von der Humusauflage in den Mineralboden von ca.  $230 \text{ bis } 330 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ .

Die orientierenden Analysen des mit Hilfe der Humuslysimeter aufgefangenen Sickerwassers erbrachten für die Periode 1. Juli 1990 bis 15. Januar 1991 eine Cs 137-Aktivität<sup>1)</sup> von  $0,8 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ , für die Periode 16. Januar 1991 bis 25. Januar 1992  $1,0 \text{ Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ , jeweils bezogen auf den 01.05.1986.

Mit Hilfe des mathematischen Simulationsmodells zur Beschreibung des Wasserhaushaltes (vgl. Kap. I.3.7) wurden für die Mineralbodentiefe 10 cm Sickerwasserflußraten von 306 mm für die Periode Juli 1990 bis Januar 1991 und 299 mm für die, durch lange Trockenphasen geprägte Periode Januar 1991 bis Januar 1992 ermittelt. Werden diese Sickerwasserflüsse auf den Fluß Humusauflage - Mineralboden übertragen, ergeben sich Cs 137-Flußraten mit dem Sickerwasser von ca.  $250 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  für die erste Periode und ca.  $300 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  für die zweite Periode. Die mittlere jährliche Cs 137-Flußrate lag demnach in diesem Zeitraum bei ca.  $350 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ .

Die über den Vorratsvergleich im obersten Mineralbodenhorizont abgeschätzte Flußrate liegt über dem aus dem Biomasseumsatz und dem aus der Humuslysimeteruntersuchung hergeleiteten Cs 137-Fluß. Dies deutet möglicherweise auf eine höhere Verlagerungsrate im ersten Jahr nach dem Tschernobyl-Fallout hin, was sich mit der Beobachtung deckt, daß im Zeitraum Herbst 1986 bis Herbst 1987 ein deutlich stärkerer Anstieg der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität im obersten Mineralbodenbereich zu beobachten war als in den darauffolgenden Jahren (vgl. Abb. 23).

Von Herbst 1986 bis Herbst 1987 lagen die Cs 137-Einträge in die Humusauflage mit dem Streufall und vor allem mit dem Bestandesniederschlag demnach deutlich über den abgeschätzten Austragsraten Richtung Mineralboden, in den darauffolgenden Zeiträumen dagegen merklich darunter. Der erst ansteigende und dann wieder abfallende Cs 137-Vorrat in der Humusauflage ist also durchaus erklärbar.

Die Verlagerung des K 40 von der Humusauflage Richtung Mineralboden kann mit Hilfe der Analysen des Humussickerwassers im Routinemeßprogramm der Bioelementbilanzierung geschätzt werden. Hierzu wurden die Kaliumkonzentrationen im Humussickerwasser mit den Sickerwasserflußraten in 10 cm Mineralbodentiefe multipliziert. Für den Zeitraum Januar 1988 bis November 1991 ergibt sich eine mittlere jährliche Kaliumflußrate von  $1,55 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$  entsprechend  $49 \text{ Bq K 40} \cdot \text{m}^{-2}$ .

---

1) Die gammaspektrometrischen Analysen erfolgten an durch Eindampfen aufkonzentrierten Proben. Die angegebenen Aktivitäten wurden durch Multiplikation der Analyseergebnisse mit dem Verhältnis der Probenwassermenge vor und nach dem Eindampfen berechnet.

## Standort Merzalben

Am Standort Merzalben nahm die flächenbezogene Cs 137-Aktivität der Humusauflage von Juli 1988 bis September 1990 deutlich ab (Abb. 26 und Anhang 3, Tab. 3).

Dies dürfte im wesentlichen auf den Einbau der durch den Tschernobyl-Fallout kontaminierten Streu aus den Jahren vor 1987 in den Mineralboden zurückzuführen sein. Bei einer mittleren Humusauflage von ca.  $1,3 \text{ kg TM} \cdot \text{m}^{-2}$  und einer mittleren, jährlichen Streufallrate von  $0,54 \text{ kg TM} \cdot \text{m}^{-2}$  errechnet sich, Fließgleichgewicht vorausgesetzt, ein jährlicher Umsatz der Streuauflage von ca. 42 %. Unter den vorstehend bereits aufgeführten Voraussetzungen ergeben sich für den Untersuchungszeitraum, ausgehend vom Stand Sommer 1988, jährliche Cs 137-Flüsse von der Humusauflage in den Mineralboden von ca. 200 bis  $300 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ .

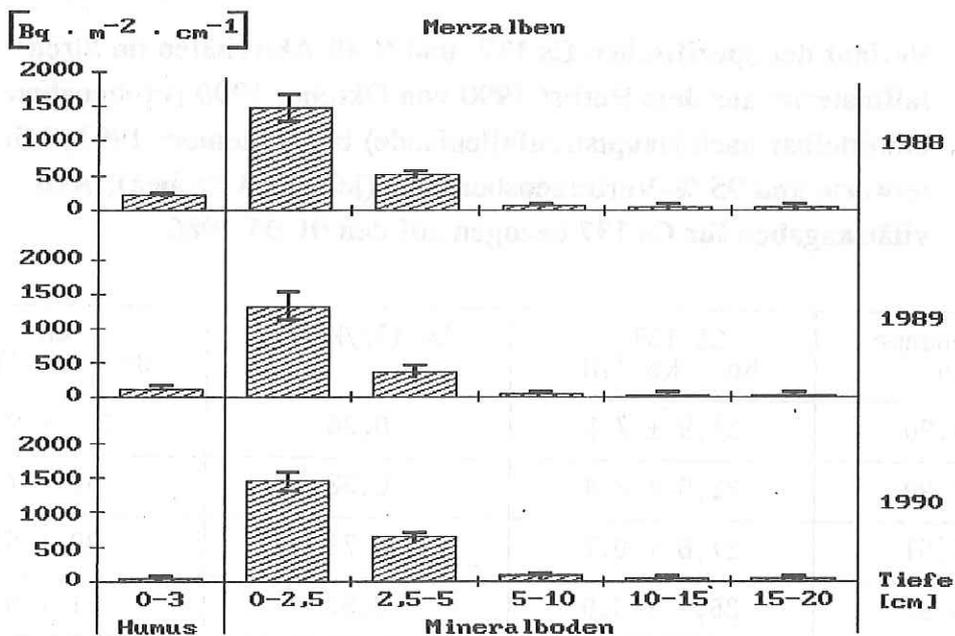


Abb. 26: Verteilung der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität in den Jahren 1988, 1989 und 1990 im Boden des Untersuchungsstandortes Merzalben; Aktivitätsangaben als Zerfälle je  $\text{m}^2$  und je cm Schichtmächtigkeit bezogen auf den 01.05.1986;  $\text{T}$  = 95 % Vertrauensbereich

Zur Überprüfung, ob und gegebenenfalls in welchem Umfang der Radiocäsiumumsatz durch Leachingverluste mit dem durchsickernden Niederschlagswasser gegenüber dem Biomasseumsatz beschleunigt wird, wurde der Verlauf der Cs 137- und K 40-Aktivitäten im Streufallmaterial des Herbstes 1990 bis zum Herbst des nächsten Jahres durch periodische Probenahmen und Analysen erfaßt. Die Ergebnisse zeigen für Radiocäsium über den gesamten Beobachtungszeitraum keinerlei signifikante Veränderungen in der spezifischen Aktivität (Tab. 31). Leachingverluste aus der gefallenen Streu treten demnach nicht auf oder werden durch andere Prozesse, z.B. einen aufwärtsgerichteten Radiocäsiumtransport durch Organismen, wie von BRÜCKMANN (1992) beobachtet, kompensiert. Die Radiokaliumaktivität des Streufallmaterials nimmt dagegen vom ersten Termin unmittelbar nach dem Hauptstreufall des Herbstes 1990 innerhalb eines Monats auf nahezu die Hälfte des Ausgangswertes ab und sinkt bis März des folgenden Jahres weiter auf weniger als ein Drittel der Aktivität in der frischen Streu. In den darauffolgenden Monaten ist keine weitere Abnahme der Radiokaliumgehalte mehr festzustellen, eher eine tendenzielle Zunahme. Diese Zunahme könnte auf einer Adsorption

**Tab. 31: Verlauf der spezifischen Cs 137- und K 40-Aktivitäten im Streufallmaterial aus dem Herbst 1990 von Oktober 1990 (Probenahme unmittelbar nach Hauptstreu fallepisode) bis September 1991; Mittelwerte und 95 %-Vertrauensbereiche (jeweils 3 Proben); Aktivitätsangaben für Cs 137 bezogen auf den 01.05.1986**

Probenahmetermin	Cs 137 Bq · kg <sup>-1</sup> TM	Cs 137/K 40	K 40 Bq · kg <sup>-1</sup> TM
25.10.90	31,9 ± 7,8	0,28	112 ± 9
22.11.90	22,6 ± 3,4	0,38	59 ± 7
10.01.91	27,6 ± 0,7	0,71	39 ± 5
10.03.91	25,7 ± 3,9	0,83	31 ± 6
27.05.91	24,9 ± 3,1	0,66	38 ± 4
09.09.91	26,7 ± 4,0	0,50	53 ± 15

von Kalium aus dem Bestandesniederschlag an im Zuge der Zersetzung des Streumaterials entstehende Sorptionsplätze und auf einer Anreicherung des Streumaterials im Verlaufe des Frühsommers 1991 durch kaliumreichen Raupenkot<sup>1)</sup> der in diesem Jahr be-

1) Zu Zeiten des Raupenfraßes zeigen sich im Bestandesniederschlagswasser deutlich erhöhte Kaliumkonzentrationen. Diese werden auf eine Kontamination der Wasserproben mit Raupenkot zurückgeführt.

sonders aktiven Eichenwickler-Fraßgesellschaft beruhen. Bedingt durch die unterschiedlichen K 40-Gehalte des Streufallmaterials im Laufe des Jahres variieren die Cs 137/K 40-Verhältnisse in einem sehr weiten Rahmen.

Den aus dem Streuumsatz geschätzten Cs 137-Austrägen aus der Humusauflage stehen deutlich geringere Einträge mit dem jährlichen Streufall (Herbst 1988: ca.  $21 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$ , Herbst 1989: ca.  $30 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$ ) sowie mit den Bestandesniederschlägen ( $50$  bzw.  $30 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ) gegenüber (vgl. Kap. II.2.3.1 und II.2.3.2). Dabei dürfte ein Teil des mit den Bestandesniederschlägen transportierten Radiocäsiums wohl ohne Wechselwirkungen mit der nur geringmächtigen Streuauflage unmittelbar in den Mineralboden gelangen. Hieraus erklärt sich die rasche Abnahme des Radiocäsiumvorrates in der Humusauflage während des Untersuchungszeitraumes. Eine weitere Reduzierung bis auf etwa das  $2 \frac{1}{2}$  fache des jährlichen Cs 137-Flusses mit dem Streufall dürfte bis 1992 erfolgt sein.

Da die Verluste aus der Humusauflage von 1988 bis 1990 nur etwa 12 % des in der obersten Mineralbodenschicht gespeicherten Cs 137-Vorrates entsprechen, schlägt sich dieser Fluß angesichts der beträchtlichen Streuungen in den ermittelten Vorräten nicht in einer signifikanten Erhöhung der flächenbezogenen Cs 137-Aktivitäten im Mineralbodenbereich 0 - 2,5 cm nieder. Auch der tendenzielle Anstieg im Tiefenbereich 2,5 - 5 cm und 5 - 10 cm Tiefe ist für die Zeit von 1988 bis 1990 nicht signifikant.

Bei Einbeziehung der Untersuchungsbefunde der Vorstudie in den Jahren 1986 und 1987 zeigt sich von November 1986 bis Februar 1987 nahezu eine Verdoppelung des Radiocäsiumvorrates in der Humusauflage und anschließend eine deutliche Abnahme auf weniger als 5 % des Maximalwertes (Abb. 27 und Anhang 3, Tab 4). Der drastische Anstieg des Radiocäsiumvorrates in der Humusauflage von November 1986 bis Februar 1987 ist nicht völlig erklärbar. Auf den Streufall in diesem Zeitraum lassen sich maximal  $100 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  zurückführen (vgl. Tab. 27, Kap. II.2.3.1). Denkbar wäre ein entsprechender Radiocäsiumeintrag mit dem Bestandesniederschlag. Da hierzu allerdings keine Meßdaten vorliegen und auch aus den vorliegenden Informationen über die verhältnismäßig geringe Blattkontamination des Laubholzbestandes eher eine geringe Flußrate mit dem Bestandesniederschlag abzuleiten wäre, läßt sich letztlich ein Probenahmeeinfluß oder ein Analysefehler nicht ausschließen.

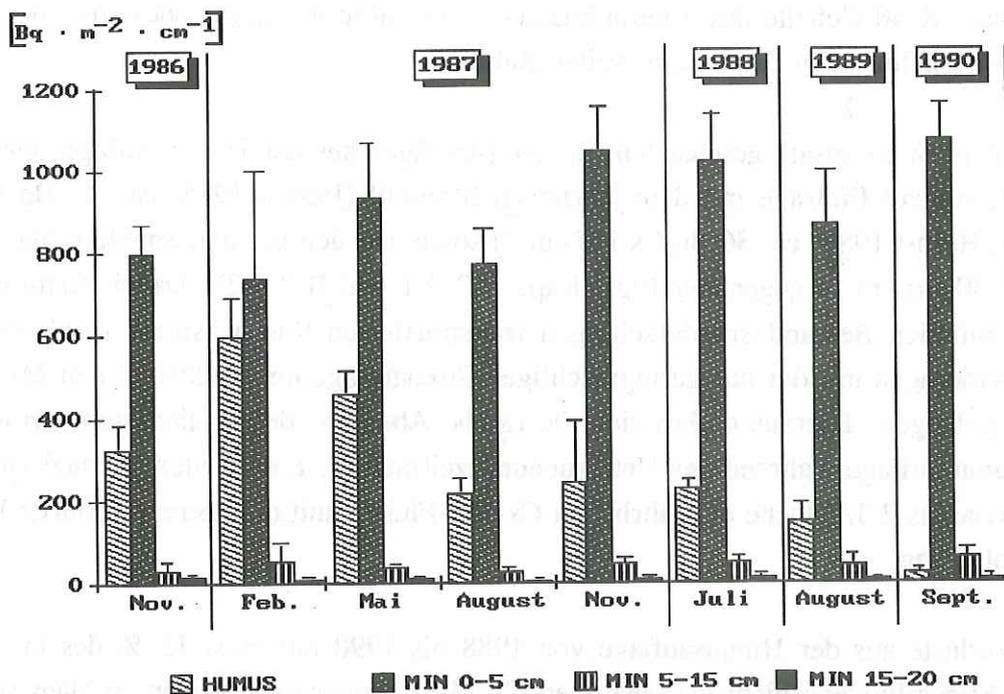


Abb. 27: Verlauf der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität von 1986 bis 1990 im Boden des Untersuchungsbestandes Merzalben; Aktivitätsangaben als Zerfälle je m<sup>2</sup> und je cm Schichtmächtigkeit bezogen auf den 01.05.1986;  $\bar{\tau}$  = 95 % Vertrauensbereich

Das Maximum der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität liegt an allen Terminen im obersten Mineralbodentiefenbereich (0 - 5 cm). Durch den Einbau der durch den Tschernobyl-Fallout kontaminierten Humusauflage in den Mineralboden steigt der Anteil des Cs 137-Vorrates in diesem Tiefenbereich am Gesamt-Cs 137-Vorrates des Bodens von 73 % im November 1986 auf 87 % im September 1990 an. Eine Verlagerung des Radiocäsiums in den Bodenbereich unter 5 cm Tiefe ist aus den vorliegenden Befunden nicht erkennbar. Gegen eine Verlagerung des Tschernobyl-Fallouts bis in diese Tiefenbereiche spricht auch, daß zu allen Terminen die Cs 134-Aktivitäten in den entsprechenden Proben unter der Nachweisgrenze lagen.

Für Kalium 40 kann die Flußrate zwischen den Kompartimenten "Humusauflage" und "Mineralboden" aus der Summe der K 40-Flüsse mit dem Streufall und dem Bestandesniederschlag auf  $131 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  geschätzt werden. Hierbei wird davon ausgegangen, daß aus dem F-Mull keine Wurzelaufnahme erfolgt und sich der Kaliumvorrat in der Humusauflage mittelfristig nicht verändert.

### **II.2.3.6 Bauminterne Verlagerung**

Qualitative Hinweise auf die pflanzeninterne Radiocäsium- und Radiokaliumverlagerung können aus der periodischen Erfassung der spezifischen Aktivitäten in den Vegetationsorganen abgeleitet werden. Am Standort Idar-Oberstein wurde darüberhinaus versucht, aus der Verteilung des Radiocäsiums im Bast und im äußeren Splintholzmantel von der Wurzel bis zum äußeren Astbereich einer sturmgeworfenen Fichte Rückschlüsse auf die bauminterne Radiocäsiumverlagerung zu ziehen (Kap. II.2.3.6.2).

#### **II.2.3.6.1 Entwicklung der Radiocäsium- und Radiokaliumaktivitäten in Nadeln und Blättern**

##### **Standort Idar-Oberstein**

Zur Zeit des Schwerpunktes des Tschernobyl-Fallouts Anfang bis Mitte Mai 1986 waren die Fichten am Standort Idar-Oberstein noch nicht ausgetrieben. Unmittelbar kontaminiert wurden somit nur die Nadeljahrgänge 1985 und älter. Dennoch weisen bereits beim ersten Beerntungstermin im Dezember 1986 die jüngsten Nadeln erhebliche Radiocäsiumgehalte auf (Tab. 32). Neben einer Verlagerung des Radiocäsiums mit dem Assimilat- oder Wasserstrom kommt auch eine Verlagerung mit dem abtropfenden Niederschlagswasser in Betracht. Ein erheblicher Teil der radiocäsiumhaltigen Aerosole aus dem Tschernobyl-Unfall dürfte nach den vorliegenden Untersuchungsbefunden (vgl. Kap. II.2.2.1.2) an den Rindenoberflächen der Zweige adsorbiert worden sein. Von dort wurden sie, wie die Ergebnisse der Bestandesniederschlagsmessungen zeigen, mit dem Kronentraufwasser Richtung Waldboden transportiert. Da die Abtropfbahnen des Bestandesniederschlagswassers bevorzugt über die Triebspitzen der Zweige zweiter Ordnung laufen, ist eine Kontamination dieser Vegetationsteile über eine Blattaufnahme oder eine erneute Adsorption an den Oberflächen auf diesem Wege sehr wahrscheinlich. Dieser Kontaminationspfad dürfte bei der rasch abnehmenden Radiocäsiumaktivität der älteren Nadeln jedoch nur in den ersten Monaten nach dem Tschernobyl-Fallout von Bedeutung gewesen sein.

Bereits beim zweiten Beerntungstermin sind keine Aktivitätsunterschiede zwischen den verschiedenen Nadeljahrgängen mehr zu erkennen. Im Verlauf der 4 Jahre von 1987 bis 1991 ist, wenn der radioaktive Zerfall außer acht gelassen wird, keine signifikante Abnahme der spezifischen Radiocäsiumaktivitäten in den Nadeln festzustellen. Demnach scheint seit Herbst 1987 ein Fließgleichgewicht im bauminternen Radiocäsiumkreislauf zu bestehen.

**Tab. 32: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten in Fichtennadeln am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	Nadeljahrgang (7. Quirl)	N	Bq·kg <sup>-1</sup> Trockenmasse		
			Cs 137	Cs 134	K 40
05.12.1986	≤ 1985 1986	3	441 ± 54	253 ± 29	133 ± 13
		3	261 ± 37	125 ± 22	193 ± 47
09.11.1987	≤ 1985 1986 1987	3	174 ± 61	93 ± 37	132 ± 30
		3	182 ± 53	96 ± 33	162 ± 27
		3	187 ± 58	95 ± 39	124 ± 18
26.10.1988	≤ 1985 1986 1987 1988	3	174 ± 12	84 ± 7	102 ± 19
		3	90 ± 16	44 ± 5	104 ± 44
		3	101 ± 6	58 ± 20	108 ± 9
		3	163 ± 46	75 ± 21	139 ± 6
26.10.1989	≤ 1985 1986 1987 1988 1989	3	164 ± 54	79 ± 25	93 ± 54
		3	178 ± 31	85 ± 17	153 ± 25
		3	125 ± 46	60 ± 23	159 ± 4
		3	128 ± 28	57 ± 7	144 ± 13
		3	230 ± 51	112 ± 22	177 ± 18
06.11.1990	≤ 1986 1987 1988 1989 1990	3	158 ± 32	78 ± 20	137 ± 12
		3	144 ± 48	71 ± 22	139 ± 13
		3	122 ± 34	56 ± 17	127 ± 25
		3	128 ± 39	61 ± 22	150 ± 30
		3	185 ± 78	96 ± 38	145 ± 32
28.10.1991	≤ 1987 1988 1989 1990 1991	3	100 ± 18	49 ± 8	94 ± 55
		3	96 ± 28	57 ± 22	129 ± 22
		3	105 ± 42	53 ± 17	117 ± 13
		3	116 ± 28	67 ± 20	113 ± 24
		3	261 ± 160	127 ± 68	157 ± 44

Auffällig ist, daß mit Ausnahme des Tschernobyl-Unfalljahres generell der jüngste Nadeljahrgang merklich höhere Radiocäsiumgehalt aufweist als die älteren Nadeljahrgänge. Hierin verhält sich das Radiocäsium völlig identisch zum Kalium. Beide Komponenten werden demnach bevorzugt in die jüngsten, photosynthetisch aktivsten Pflanzenteile verlagert.

Die einzelnen Bäume des Probestaumkollektivs zeigen beträchtliche Unterschiede in der Radiocäsiumkontamination der Nadeln, die über den gesamten Beobachtungszeitraum mehr oder minder konstant bleiben. Diese baumspezifischen Unterschiede in den Radiocäsiumgehalten der Nadeln dürften im wesentlichen auf eine unterschiedlich hohe Kontamination der einzelnen Bäume durch den Tschernobyl-Fallout zurückzuführen

sein. So weist beispielsweise der von seinen Nachbarn etwas abgeschirmte und der KRAFT-Klasse 2 zuzuordnende Baum R 11 (vgl. Abb. 2, Kap. I.2) über alle Beerntungstermine hinweg nur weniger als ein Drittel der Radiocäsiumgehalte in den Nadeln auf als die der KRAFT-Klasse 1 zuzuordnenden, aus dem Kronenraum deutlich herausragenden Bäume R 1 und R 10.

### Standort Merzalben

Beim ersten Probenahmetermin im August 1986 weisen die Buchenblätter deutlich höhere Radiocäsiumgehalte auf als die Eichenblätter (Tab. 33 und 34). Dies dürfte im wesentlichen auf den zum Zeitpunkt des Radiocäsiumeintrags durch den Tschernobyl-Unfall deutlich fortgeschritteneren Austriebszustand der unterständigen Buchen im Vergleich zu den oberständigen Eichen zurückzuführen sein. Die Radiocäsiumgehalte der Buchenblätter nahmen in den folgenden Jahren allerdings deutlich rascher ab, als die der Eichenblätter. Seit Sommer 1989 sind sie sogar geringer kontaminiert als die Eichenblätter. Dieser Verlauf wurde bereits für den Streufall beschrieben und auf eine möglicherweise geringere Wurzelaufnahme der unterständigen Buchen oder ein geringeres bauminternes Reservoir zur Nachlieferung in den jährlichen Blattaustrieb zu erklären versucht. Bei den Eichenblättern ist seit Sommer 1988, bei den Buchenblättern seit Sommer 1989 keine signifikante Abnahme der Radiocäsiumgehalte mehr zu erkennen. Der Verlagerung des Radiocäsiums in den Neuaustrieb und mit dem Streufall auf den Boden steht demnach anscheinend eine annähernd äquivalente Wurzelaufnahmerate gegenüber.

**Tab. 33: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten in Eichenblättern am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 %-Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986**

Jahr	Erntetermin	N	Cs 137      Cs 134      K 40		
			Bq·kg <sup>-1</sup> Trockenmasse		
1986	13.08.	6	74,7 ± 11,0	35,1 ± 2,9	239 ± 23
1987	17.08.	3	47,1 ± 13,0	15,9 ± 4,6	209 ± 23
1988	06.06.	6	38,0 ± 7,7	16,0 ± 3,8	260 ± 37
1988	27.07.	6	37,6 ± 7,0	15,9 ± 2,8	186 ± 26
1988	05.10.	6	32,5 ± 7,6	14,1 ± 3,6	134 ± 22
1989	16.08.	6	51,0 ± 15,6	20,5 ± 6,2	221 ± 88
1990	17.07.	6	39,2 ± 11,5	17,3 ± 4,1	256 ± 37
1990	27.08.	5	34,5 ± 9,2	15,3 ± 4,3	161 ± 20
1991	17.06.	3	52,6 ± 13,2	21,4 ± 2,6	369 ± 32
1991	23.07.	6	39,0 ± 8,8	15,2 ± 3,1	270 ± 25
1991	09.09.	3	40,2 ± 11,8	16,4 ± 4,3	233 ± 23

**Tab. 34: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Aktivitäten in Buchenblättern am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 %-Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 01.05.1986**

Jahr	Erntetermin	N	Cs 137	Cs 134	K 40
			Bq · kg <sup>-1</sup> Trockenmasse		
1986	13.08.	3	215,8 ± 36,8	121,8 ± 23,1	304 ± 44
1987	17.08.	3	61,5 ± 10,8	30,9 ± 6,4	331 ± 62
1988	03.08.	3	34,1 ± 4,9	19,2 ± 3,6	317 ± 13
1989	18.08.	3	22,7 ± 6,2	10,1 ± 6,4	328 ± 17
1990	19.07.	3	29,7 ± 15,3	15,1 ± 7,1	276 ± 27
1990	30.08.	3	19,1 ± 5,1	< 10	267 ± 37
1991	23.07.	3	23,1 ± 4,5	< 10	272 ± 29

Auch bei den Laubbäumen sind von Baum zu Baum erhebliche Unterschiede in den Radiocäsiumgehalten der Blätter zu beobachten, wobei allerdings im Gegensatz zum Standort Idar-Oberstein kein Einfluß der soziologischen Stellung festgestellt werden konnte. Anzunehmen ist, daß der vermutlich unterschiedliche Austriebszustand der einzelnen Bäume zum Zeitpunkt des Tschernobyl-Fallouts zu der Variation in der Radiocäsiumkontamination führte. Auch BRÜCKMANN et al. (1988) vermuten einen unterschiedlichen Austriebszustand als ursächlich für die in einem norddeutschen Buchenbestand beobachtete große Variation der Cs 137-Blattaktivität.

Zur Überprüfung, in welchem Umfang Radiocäsium und Radiokalium während der Vegetationsperiode ausgewaschen bzw. vor dem herbstlichen Blattfall in die Zweige zurückverlagert wird, wurden die spezifischen Aktivitäten zu verschiedenen Terminen im Verlauf der Vegetationsperiode miteinander verglichen und die Aktivitäten in lebenden Eichenblättern den entsprechenden Aktivitäten im Streufall gegenübergestellt (Abb. 28 und 29).

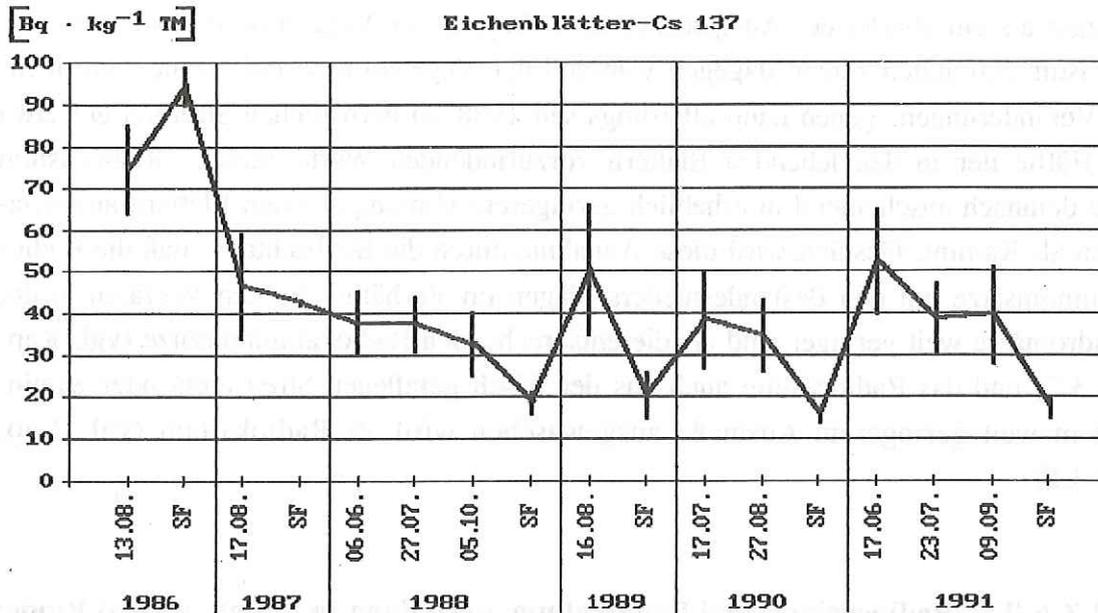


Abb. 28: Verlauf der spezifischen Cs 137-Aktivität in lebenden Eichenblättern und im Eichenblatt-Streifall des Untersuchungsbestandes Merzalben; senkrechte Balken = 95 %-Vertrauensbereiche; SF = Streifall

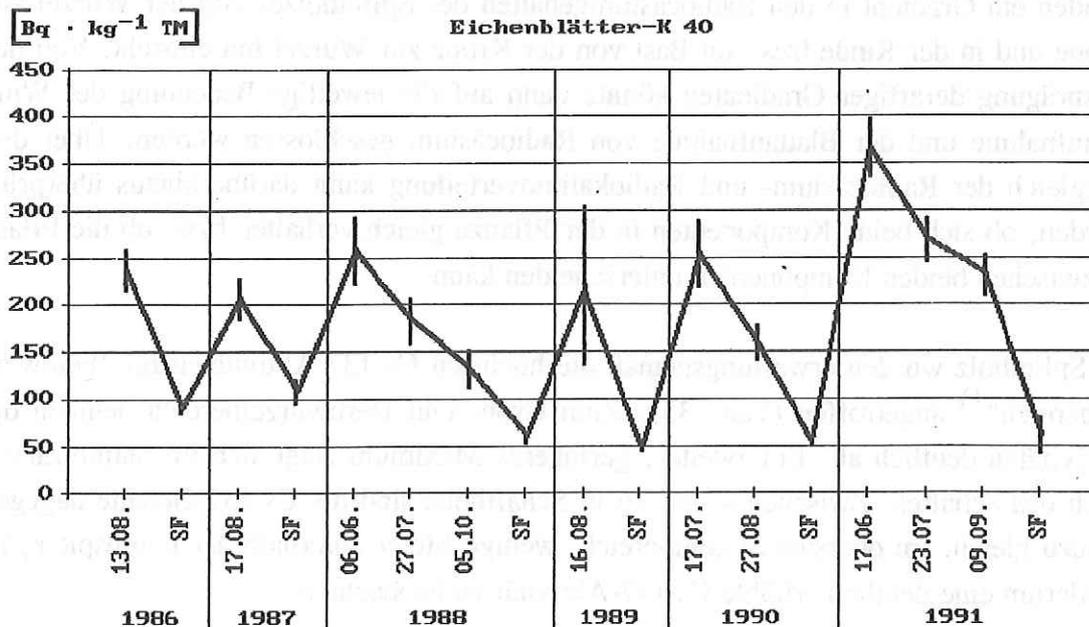


Abb. 29: Verlauf der spezifischen K 40-Aktivität in lebenden Eichenblättern und im Eichenblatt-Streifall des Untersuchungsbestandes Merzalben; senkrechte Balken = 95 %-Vertrauensbereiche; SF = Streifall

Beim Radiokalium nehmen die spezifischen Aktivitäten in den Blättern vom frischen Austrieb bis zum Herbst kontinuierlich ab und fallen im herbstlichen Streufall auf meist weniger als ein Viertel der Ausgangswerte zu Beginn der Vegetationsperiode. Die Radiocäsiumaktivitäten zeigen dagegen während der Vegetationsperiode keine signifikanten Veränderungen, gehen dann allerdings seit 1988 im herbstlichen Streufall auf etwa die Hälfte der in den lebenden Blättern vorzufindenden Werte zurück. Radiocäsium wird demnach anscheinend in erheblich geringerem Umfang aus den Blättern ausgewaschen als Kalium. Gestützt wird diese Annahme durch die Beobachtung, daß die Radiocäsiumumsätze mit den Bestandesniederschlägen im Verhältnis zu den Vorräten in der Dendromasse weit geringer sind als die entsprechenden Radiokaliumumsätze (vgl. Kap. II.2.3.2) und das Radiocäsium auch aus der frisch gefallenen Streu nicht oder zumindest in weit geringerem Ausmaße ausgewaschen wird als Radiokalium (vgl. Kap. II.2.3.5).

#### **II.2.3.6.2 Radiocäsium- und Radiokalium-Verteilung in Splintholz und Rinde einer vorherrschenden Fichte am Standort Idar-Oberstein**

Weitere Hinweise auf die Mobilität des Radiocäsiums und Kaliums im Baum können aus der Verteilung beider Komponenten in Splintholz und Rinde einer sturmgeworfenen Fichte abgeleitet werden. Zugrunde liegt die Annahme, daß ein Teil des Radiocäsiums möglicherweise an den Wandungen der Leitbahnen adsorbiert wird und so unter Umständen ein Gradient in den Radiocäsiumgehalten des Splintholzes von der Wurzel zur Krone und in der Rinde bzw. im Bast von der Krone zur Wurzel hin entsteht. Von der Ausprägung derartiger Gradienten könnte dann auf die jeweilige Bedeutung der Wurzel- und Blattaufnahme von Radiocäsium geschlossen werden. Über den Vergleich der Radiocäsium- und Radiokaliumverteilung kann darüberhinaus überprüft werden, ob sich beide Komponenten in der Pflanze gleich verhalten bzw. ob die Pflanze zwischen beiden Komponenten unterscheiden kann.

Im Splintholz wurden erwartungsgemäß die höchsten Cs 137-Aktivitäten im "Feinwurzelbereich"<sup>1)</sup> angetroffen (Tab. 35). Zum Grob- und Derbwurzelbereich nehmen die Aktivitäten deutlich ab. Ein zweites, geringeres Maximum zeigt sich im Stammfußbereich des Schaftes. Zwischen 4 und 26 m Schafthöhe sind die Cs 137-Gehalte dagegen nahezu gleich. Im obersten Stammbereich, wenige Meter unterhalb der Baumspitze, ist wiederum eine deutlich erhöhte Cs 137-Aktivität zu beobachten.

---

1) Definition der Probenahmebereiche siehe Abb. 10, Kap. 1.2.2

**Tab. 35: Cs 137- und K 40-Verteilung in Splintholz und Rinde einer Fichte am Standort Idar-Oberstein**

Probenahmebereich <sup>2)</sup>	Cs 137		K 40	
	Holz	Rinde	Holz	Rinde
	Bg·kg <sup>-1</sup> TM	Bg·kg <sup>-1</sup> TM	Bg·kg <sup>-1</sup> TM	Bg·kg <sup>-1</sup> TM
<b>Äste</b>				
· Sektion A (24,5 - 26 m)				
- Bereich I	7,9	94,7	26	82
- Bereich II	6,3	83,0	19	84
- Bereich III	6,6	75,2	18	72
- Bereich IV	5,8	76,1	14	65
· Sektion B (23 - 24,5 m)				
- Bereich I	7,3	91,0	22	88
- Bereich II	5,4	72,7	21	84
- Bereich III	5,8	68,8	27	72
- Bereich IV	3,8	58,7	12	65
· Sektion C (22 - 23 m)				
- Bereich I	8,3	100,0	30	91
- Bereich II	6,6	84,3	18	70
- Bereich III	6,4	72,2	18	66
- Bereich IV	5,9	67,0	24	65
<b>Schaft</b>				
· Sektion 8 (28 - 30 m)	18,0	66,2	31	80
· Sektion 7 (24 - 26 m)	8,2	78,9	14	85
· Sektion 6 (20 - 22 m)	7,6	68,5	12	106,1)
· Sektion 5 (16 - 18 m)	8,6	183,1)	17	289,1)
· Sektion 4 (12 - 14 m)	8,0	195,1)	27	299,1)
· Sektion 3 (8 - 10 m)	9,4	192,1)	23	296,1)
· Sektion 2 (4 - 6 m)	9,8	198,1)	23	332,1)
· Sektion 1 (0 - 2 m)	18,5	202,1)	40	310,1)
<b>Wurzeln</b>				
· Bereich A	9,6	68,8	31	98
· Bereich B	13,1	55,7	35	84
· Bereich C	23,3	47,7	40	75

1) nur Bast; übrige Stammsektionen, Wurzeln und Äste jeweils gesamte Rinde (vgl. Kap. II.1.2.2)

2) Aufteilung vgl. Abb. 10, Kap. II.1.2.2

Während sich der auffällig hohe Cs 137- und K 40-Gehalt im Splintholz des obersten Stammsegments mit einer bevorzugten Kationenversorgung der Baumspitze erklären läßt, kann das weitere Maximum im Stammfußbereich derzeit nicht schlüssig begründet werden. Ein Analysefehler wurde durch Nachanalyse ausgeschlossen. Auch BRÜCKMANN (1992) fand bei Untersuchungen von Fichten und Buchen in Bodenmais bis zweifach höhere Radiocäsiumaktivitäten im Holz des Stammfußbereiches im Vergleich zum Kronenbereich. Er vermutet, daß wurzelaufgenommenes Cäsium an Bindungsstellen der Zellwände im Holz sorbiert wird und belegt diese Annahme mit autoradiographischen Untersuchungen von Stammscheiben. Diese zeigen auffällige Einwirkungen von Beta-Strahlen des Radiocäsiums im Bereich der Zellwände des wasserleitenden Xylemgewebes. Allerdings verfügt BRÜCKMANN anscheinend nicht über Radiocäsiumaktivitätsmessungen im Wurzelholz, die einen Gradienten Wurzel-Krone durch eine Adsorption des Cäsiums an den Wandungen der Wasserleitbahnen bestätigen könnten. Aus den Befunden der hiesigen Untersuchung ist für das Splintholz nur ein Gradient vom Feinwurzelbereich zum Grob- und Derbwurzelbereich, also über eine vergleichsweise kurze Distanz, nicht aber ein Gradient im Schaft zu erkennen. Eine Anreicherung des wasserleitenden Xylemgewebes mit Radiocäsiumionen von unten nach oben, wie von BRÜCKMANN (1992) angenommen, ist den hiesigen Befunden nicht zu entnehmen. Die auffällig hohe Cs 137- und auch K 40-Aktivität des Splintholzes in der untersten Schaftsektion könnte auch auf eine Wachstumsanomalie z.B. Überwallung eines Stammschadens zurückzuführen sein. Autoradiographische Untersuchungen von BRÜCKMANN (1992) zeigten im Bereich einer solchen überwallten Verletzung eine höhere Radiocäsiumkontamination.

Im Holz der Äste liegen die Cs 137-Gehalte in etwa gleicher Höhe wie im äußeren Splintholzmantel des Schaftes. Auch zwischen den unterschiedlichen Ansatzhöhen der Äste zeigten sich keine Unterschiede in der Splintholzaktivität. Bei allen untersuchten Ästen weist das Holz des "grünen Bereichs" höhere Gehalte auf als das Holz des "Übergangsbereichs" und der "Trockenzweigbereiche". Die K 40-Verteilung im Splintholz ist mit der entsprechenden Cs 137-Verteilung nahezu identisch. Maxima und Minima liegen jeweils in den gleichen Bereichen.

Bei der Rinde wurde an den Stammsektionen 1 bis 5 nur der Bast, an den übrigen Stammsektionen, an den Ästen und den Wurzeln dagegen die gesamte Rinde allerdings nach Entfernen der Rindenschuppen durch Abbürsten analysiert. Die für den Bast ermittelten Radiocäsium- und Radiokaliumgehalte liegen um mehr als das Doppelte über den entsprechenden Befunden für die Rinde insgesamt. Im Gegensatz zum Splintholz nimmt bei der Rinde die Radiocäsium-Aktivität vom "Feinwurzelbereich" zum "Grob- und Derbwurzelbereich" und zum Schaft hin ab. Im Bast des Schafts ist vom Stammfuß bis zu 18 m Höhe keine auffällige Ab- oder Zunahme der Radiocäsiumgehalte festzu-

stellen. Das gleiche gilt für die entsprechenden Aktivitäten in der Rinde des oberen Stammbereichs bis hin zum Trockenzweighbereich der Äste. An den Ästen sind im Übergangsbereich und insbesondere im Grünastbereich etwas höhere Radiocäsiumgehalte in der Rinde festzustellen. Die Ansatzhöhe des Astes scheint dagegen keinen Einfluß auf die jeweiligen Cäsiumaktivitäten in der Rinde zu besitzen. Auch bezüglich der Rinde verläuft die Verteilung des Radiokaliums und des Radiocäsiums nahezu parallel.

#### II.2.4 Radiocäsium- und Kalium-Kreislauf in den Waldökosystemen

Bei der Beschreibung des Kreislaufs eines Elements in einem Ökosystem wird im allgemeinen davon ausgegangen, daß sich das System im Bezug auf dieses Element im Fließgleichgewicht befindet. Die Kompartimentinhalte sollten sich demnach zumindest mittelfristig nicht verändern und die Ein- und Austräge in bzw. aus dem jeweiligen Kompartiment sich ausgleichen. Für das Radiocäsium aus dem Tschernobyl-Fallout kann von einer derartigen Konstanz der Kompartimentinhalte nicht ausgegangen werden. Eine Verlagerung des an äußeren Vegetationsoberflächen adsorbierten Radiocäsiums über den Streufall und den Bestandesniederschlag von Kompartiment "Pflanzenbestand" zum Kompartiment "Humusaufgabe" ist, wie in den vorstehenden Kapiteln beschrieben, nur wenige Jahre nach dem Fallout-Ereignis noch sehr wahrscheinlich. Eine Beschränkung der Kreislaufbeschreibungen auf das "Altlasten"-Cäsium war wegen der geringen Aktivitäten in einigen Flüssen und der damit nur unscharfen Trennung vom Tschernobyl-Cäsium nicht möglich.

Trotz der Einschränkung, daß keine Beschreibung des Fließgleichgewichts, sondern nur eine Momentaufnahme möglich ist, erscheint eine Darstellung der Radiocäsiumflüsse in beiden Ökosystemen in Form von Kreisläufen sinnvoll, da die Zusammenschau von Flüssen und Kompartimentvorräten Rückschlüsse auf die Beteiligung verschiedener Flüsse bei der Verlagerung des Radiocäsiums in den Waldökosystemen, eine Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der Radiocäsiumverteilung in den Ökosystemen sowie einen Vergleich mit dem Verhalten des Kaliums in den Waldökosystemen zuläßt.

Die in den Abbildungen 30 bis 33 aufgeführten Vorräte in den verschiedenen Ökosystemkompartimenten geben den Zustand im Juli 1988 (Humusaufgabe und Mineralboden) bzw. im März 1989 (Pflanzenbestand) wieder. Sie wurden aus den Tabellen 22 bzw. 23 (Seite 77 und 78) übernommen, allerdings zuvor vom Referenzzeitpunkt März 1989 auf den Referenzzeitpunkt 01.05.1986 nach Gleichung 2 (Seite 46) umgerechnet, um die Vergleichbarkeit mit dem in den Kapiteln II.2.3.1 bis II.2.3.5 hergeleiteten Flußraten zu gewährleisten. Vorräte in der Bodenvegetation wurden dem Kompartiment Humusaufgabe zugeschlagen, da eine getrennte Erfassung der Flüsse zwischen Bodenvegetation und Humusaufgabe nicht möglich war. Als Flußraten wurden bezüglich des Radiocäsiums, wie bereits bei der Berechnung der Wurzelaufnahme, die für die letzten Jahre des Untersuchungszeitraumes hergeleiteten Werte eingesetzt, seit nur noch ein vergleichsweise geringer zeitlicher Trend zu erkennen war. In dem betrachteten Zeitraum weisen die Ökosysteme keine Radiocäsiumeinträge und keine Radiocäsiumausträge auf.

Für das Radiokalium wurden die Flußraten der Niederschlagsdeposition, der Interzeptionsdeposition, des Bestandesniederschlags bzw. der Kronenauswaschung und des Sickerwasseroutputs aus den in Tab. 15 und 16 in Kap. I.3.7 aufgeführten Kaliumflüs-

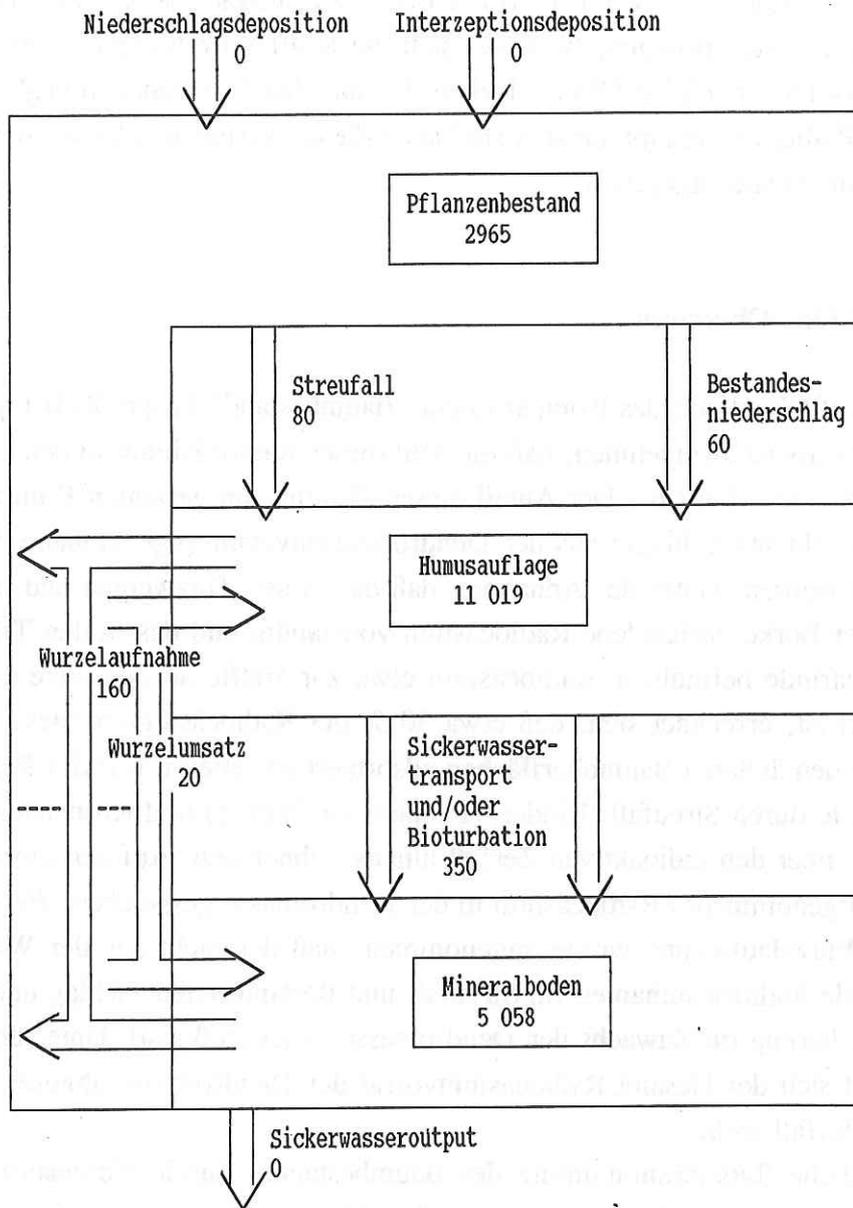
sen übernommen und in K 40-Aktivitäten umgerechnet. Da im Gegensatz zum Radiocäsium beim Kalium auch unter 20 cm Bodentiefe beträchtliche und auch Ökosystemrelevante Vorräte vorliegen, beziehen sich die K 40-Vorratsangaben im Mineralboden auf den Tiefenbereich bis 90 cm. Neben den aus den Oxidgehalten (vgl. Tab. 3, Kap. I.3.3) kalkulierten Gesamtvorräten sind auch die ökosystemar relevanteren austauschbaren Kaliumvorräte angegeben.

### Standort Idar-Oberstein

Im März 1989 enthielt das Kompartiment "Baumbestand" knapp  $3000 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$  (Abb. 30). Es ist anzunehmen, daß ein Teil dieses Radiocäsiums an den äußeren Baumoberflächen adsorbiert ist. Der Anteil dieses Cäsiums am gesamten Kompartimentinhalt kann nur sehr überschlägig aus der Dendromasseinventur (vgl. Anhang 2, Tab. 4) abgeschätzt werden. Unter der Annahme, daß das in den Totzweigen und im Totholz sowie in der Borke vorhandene Radiocäsium vollständig und das in den Triebachsen und in der Astrinde befindliche Radiocäsium etwa zur Hälfte an den äußeren Oberflächen adsorbiert ist, errechnet sich, daß etwa 30 % des Radiocäsiumvorrates in der Dendromasse an den äußeren Baumoberflächen adsorbiert ist. Dieser Teil des Radiocäsiumvorrates dürfte durch Streufall (Rindenschuppen, Grobreisig) und Kronenauswaschung allmählich - über den radioaktiven Zerfall hinaus - abnehmen. Auf der anderen Seite wird wurzelaufgenommenes Radiocäsium in der Dendromasse gespeichert. Bei der Kalkulation der Wurzelaufnahme wurde angenommen, daß der nicht aus der Wurzelaufnahme stammende Radiocäsiumanteil im Streufall und Bestandesniederschlag und die Radiocäsiumspeicherung im Zuwachs der Dendromasse gleichgroß sind. Unter dieser Annahme verändert sich der Gesamt-Radiocäsiumvorrat der Dendromasse abgesehen vom radioaktiven Zerfall nicht.

Der jährliche Radiocäsiumumsatz des Baumbestandes durch Wurzelaufnahme auf der Input-Seite und Streufall, Bestandesniederschlag und Wurzelumsatz auf der Output-Seite umfaßt etwa 5 % des Radiocäsiumvorrates in der Dendromasse. Der Streufall ist an diesem Umsatz etwas stärker beteiligt als der Bestandesniederschlag. Der Beitrag des Wurzelumsatzes ist nur gering.

Mehr als die Hälfte des Radiocäsiuminventars des Fichtenökosystems waren im März 1989 in der Humusaufgabe anzutreffen. Allerdings liegt die Verlagerungsrate von der Humusaufgabe Richtung Mineralboden deutlich höher als die Eintragsrate mit Streufall, Bestandesniederschlag und Wurzelumsatz. Zudem ist anzunehmen, daß die Wurzelaufnahme ganz überwiegend aus der Humusaufgabe erfolgt, da dort eine sehr intensive Durchwurzelung und die höchsten Radiocäsiumgehalte vorliegen und zudem das in der Humusaufgabe vorhandene Radiocäsium zu weit höheren Teilen pflanzenverfügbar sein dürfte als das im Mineralboden vorhandene. Die Flußrate von  $350 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  von



**Abb. 30: Cs 137-Kreislauf im Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein;  
 Zahlen in Kästchen = Vorräte in  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ; Zahlen neben den Pfeilen =  
 Flußrate in  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; alle Aktivitätsangaben bezogen auf den  
 01.05.1986; weitere Erläuterungen siehe Text**

der Humusaufgabe in den Mineralboden dürfte demnach in etwa auch der jährlichen "Nettoaustragsrate" entsprechen, um die der Cs 137-Vorrat in der Humusaufgabe sich über den radioaktiven Zerfall hinaus verringert. Der im Mineralboden befindliche Teil des Gesamtradiocäsiuminventars des Ökosystems von derzeit 26 % wird sich entsprechend kontinuierlich erhöhen. Allerdings geht die Verlagerung des Radiocäsiums von der Humusaufgabe Richtung Mineralboden nur sehr langsam vonstatten, da die Nettoverlagerungsrate nur etwa 3 % des derzeitigen Vorrates in der Humusaufgabe beträgt. Zudem ist anzunehmen, daß die Wurzel Aufnahme bei einer Verlagerung des Maximums der Radiocäsiumgehalte in den oberen Mineralbodenbereich zunehmend aus dem Mineralboden erfolgt. Dies wäre mit einer Reduzierung der "Nettoverlagerungsrate" Humus-Mineralboden verbunden. Das im März 1989 angetroffene Radiocäsiumverteilungsmuster im Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein wird sich demnach nur verhältnismäßig langsam verändern.

Im Gegensatz zum Radiocäsium muß beim Kalium ein Ein- und Austrag in bzw. aus dem Ökosystem berücksichtigt werden. Im Betrachtungszeitraum von 1988 bis 1991 war die Ökosystembilanz des Kaliums leicht negativ, das heißt, es flossen etwa 12 % mehr Kalium aus dem System heraus als hinein (Abb. 31). Etwa 8 % des Kaliumvorrates in der Dendromasse werden jährlich umgesetzt, also deutlich mehr als beim Radiocäsium. Von der wurzel aufgenommenen Kaliummenge werden ca. 18 % im Zuwachs der Dendromasse gespeichert, das übrige Kalium dem Boden über Streufall, Kronenauswaschung und Wurzelumsatz wieder zugeleitet. Auf der Austragsseite ist anders als beim Radiocäsium der Anteil der Kronenauswaschung höher als der Streufallanteil.

Der in der Humusaufgabe vorhandene Kaliumvorrat ist etwa ebenso groß wie derjenige in der Dendromasse. Der jährliche Umsatz des Kaliums in der Humusaufgabe errechnet sich unter der Annahme, daß etwa die Hälfte des Wurzelumsatzes in der Humusaufgabe stattfindet, auf knapp  $80 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ , also etwa 7 % des Vorrates. Bei konstantem Kaliumvorrat in der Humusaufgabe kann aus den angegebenen Flußraten geschlossen werden, daß etwa ein Drittel der Kalium-Wurzel Aufnahme aus der Humusaufgabe erfolgt.

Der Mineralboden enthält im Vergleich zur Humusaufgabe und zur Dendromasse einen immens großen Vorrat an Gesamtkalium. Allerdings ist nur ein sehr geringer Anteil des Kaliums im Mineralboden austauschbar und damit pflanzenverfügbar. Wird nur das pflanzenverfügbare und damit ökosystemrelevante Kalium betrachtet, liegt der Schwerpunkt der Kaliumverteilung nicht im Mineralboden sondern in der Dendromasse und in der Humusaufgabe.

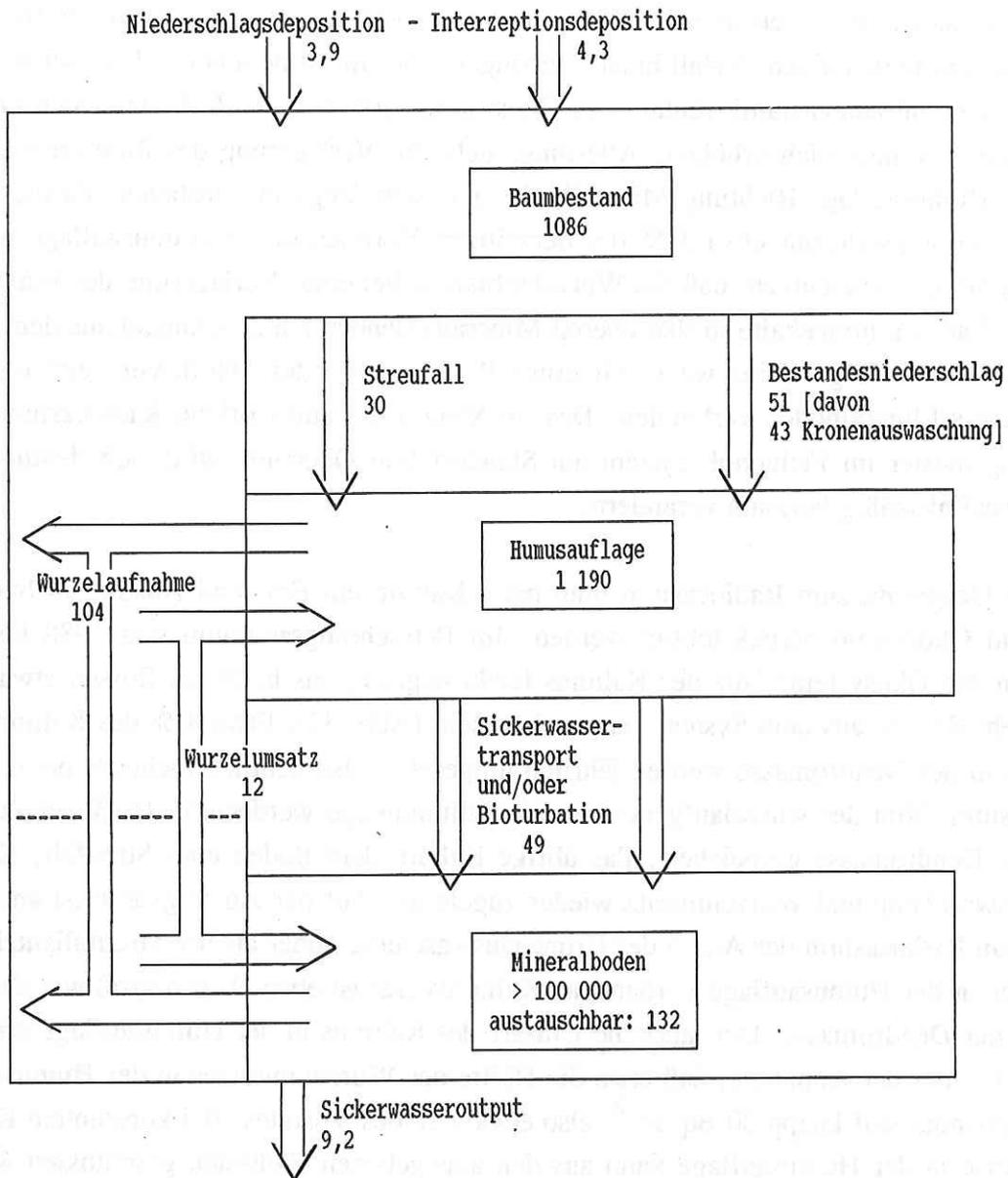


Abb. 31: K 40-Kreislauf im Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein; Zahlen in Kästchen = Vorräte in  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ; Zahlen neben den Pfeilen = Flußraten in  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; weitere Erläuterungen siehe Text

## Standort Merzalben

Das Laubholzökosystem am Standort Merzalben unterscheidet sich vom Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein vor allem durch die hier nur geringmächtige, nicht durchwurzelte Humusauflage. Dementsprechend liegt der Schwerpunkt der Radiocäsiumverteilung nicht in der Humusauflage, sondern im Mineralboden. Auch der Wurzelumsatz und die Wurzelaufnahme betreffen ausschließlich den Mineralboden.

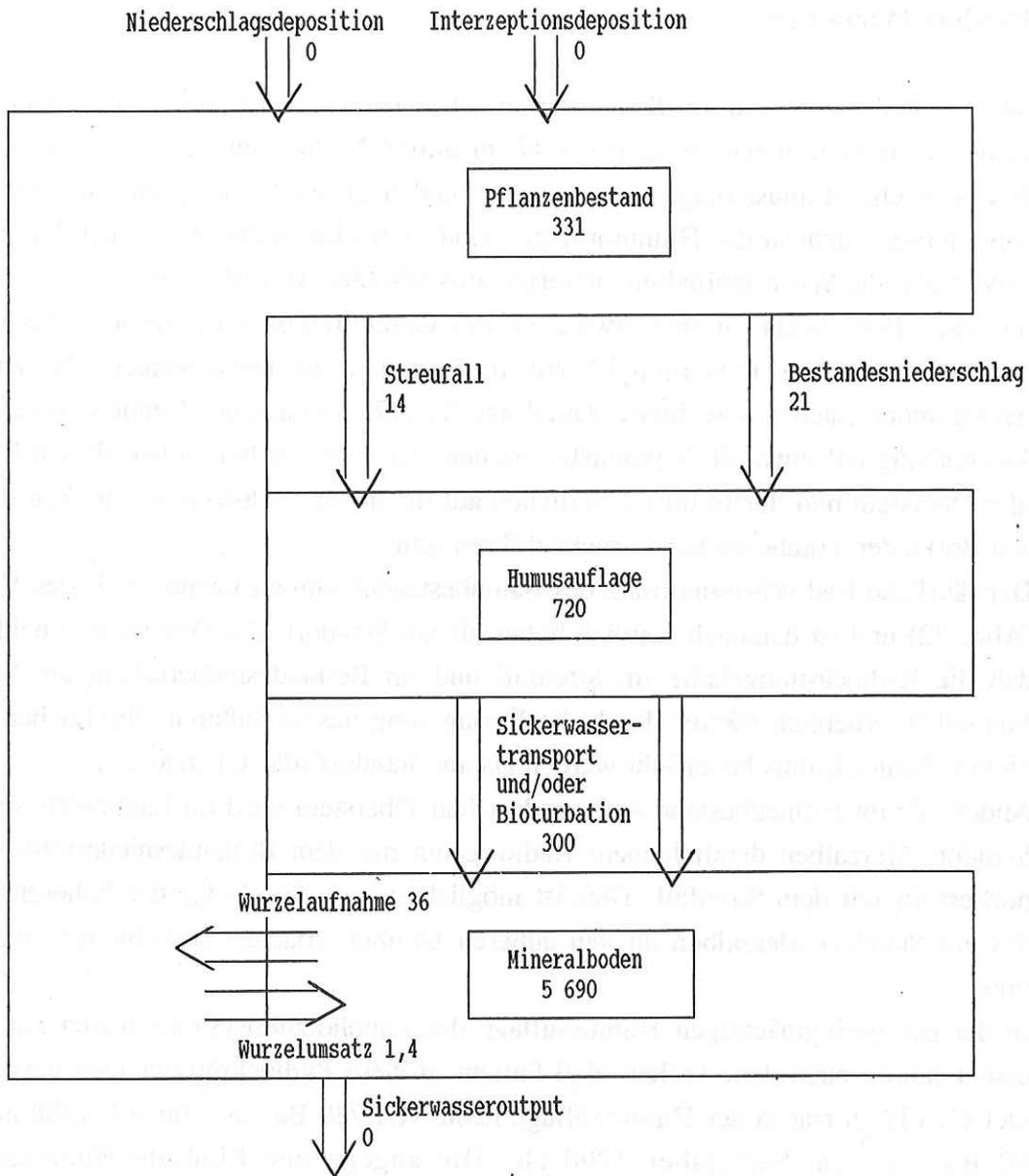
Im März 1989 befanden sich etwa 5 % des Gesamtradiocäsiuminventars des Ökosystems bzw. 9 % des Tschernobyl-bürtigen Cäsiums in der Dendromasse. Der an äußeren Baumoberflächen adsorbierte Anteil des Cs 137 kann aus der Dendromasseinventur überschlägig auf etwa 50 % geschätzt werden. Dies ist deutlich höher als am Standort Idar-Oberstein und dürfte im wesentlichen auf die höhere Adsorptionsfähigkeit der rauhen Borke der Traubeneichen zurückzuführen sein.

Der jährliche Radiocäsiumumsatz des Baumbestandes umfaßt knapp 11 % des Vorrates (Abb. 32) und ist demnach deutlich höher als am Standort Idar-Oberstein. Denkbar ist, daß die Radiocäsiumgehalte im Streufall und im Bestandesniederschlag am Standort Merzalben erheblich stärker durch die Verlagerung des an äußeren Oberflächen adsorbierten Radiocäsiums beeinflusst werden als am Standort Idar-Oberstein.

Anders als im Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein wird im Laubholzbestand am Standort Merzalben deutlich mehr Radiocäsium mit dem Bestandesniederschlag transportiert als mit dem Streufall. Dies ist möglicherweise eine Folge des höheren Anteils des am Standort Merzalben an den äußeren Baumoberflächen adsorbierten Radiocäsiums.

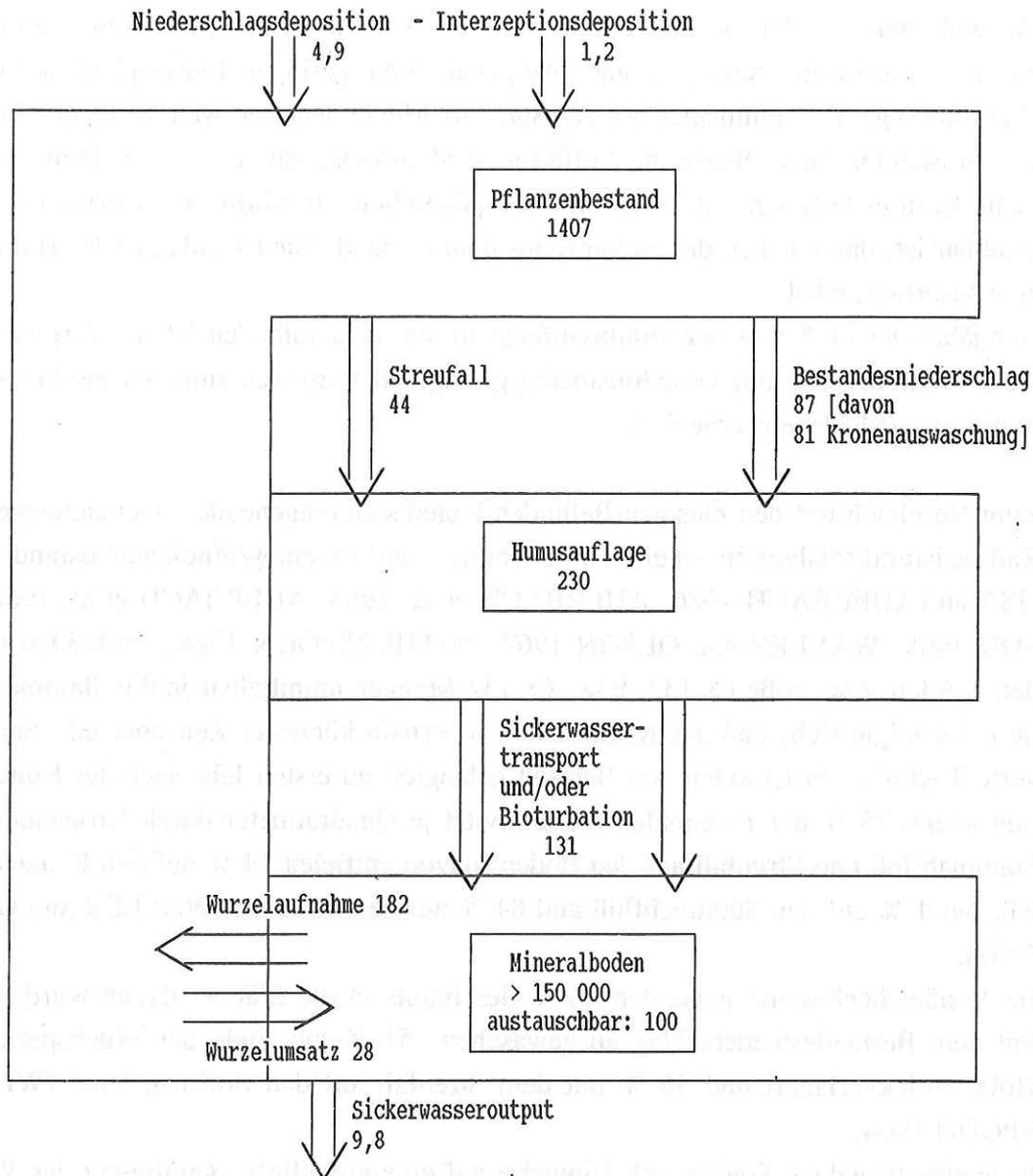
In der nur geringmächtigen Humusauflage des Laubholzökosystems waren nur in den ersten Jahren nach dem Tschernobyl-Fallout größere Radiocäsiummengen gespeichert. Der Cs 137-Vorrat in der Humusauflage nahm von  $720 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  im Juli 1988 auf etwa  $80 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  im September 1990 ab. Die angegebene Flußrate Humusauflage-Mineralboden von  $300 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  ist daher nur für die Jahre 1988 bis 1990 realistisch. Danach dürfte sie etwa auf die Höhe der Summe der Streufall- und Bestandesniederschlagstransportrate gesunken sein.

Durch die Verlagerung des Radiocäsiums von der Humusauflage in den Mineralboden, nimmt der Anteil des im Mineralboden gespeicherten Radiocäsiums am Gesamtradiocäsiuminventar des Ökosystems zu. Seit 1990 dürften etwa 95 % des Radiocäsiums im Mineralboden vorliegen.



**Abb. 32:** Cs 137-Kreislauf im Traubeneichen-Ökosystem am Standort Merzalben; Zahlen in Kästchen = Vorräte in  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ; Zahlen neben den Pfeilen = Flußraten in  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; alle Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986; weitere Erläuterungen siehe Text

Beim Kalium unterscheidet sich das Laubholzökosystem am Standort Merzalben vom Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein vor allem durch einen deutlich geringeren Eintrag infolge einer geringeren Interzeptionsdeposition bei einem geringfügig höheren Austrag (vgl. Abb. 33. Die Ökosystembilanz ist demnach noch deutlicher negativ.



**Abb. 33:** K 40-Kreislauf im Traubeneichen-Ökosystem am Standort Merzalben; Zahlen in Kästchen = Vorräte in  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ; Zahlen neben den Pfeilen = Flußraten in  $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ; weitere Erläuterungen siehe Text

Der jährliche Kaliumumsatz mit dem Streufall, der Kronenauswaschung und dem Wurzelumsatz ist am Standort Merzalben mit ca.  $153 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  absolut und auch in Relation zum Kaliumvorrat in der Dendromasse merklich höher als am Standort Idar-Oberstein. Der Kronenauswaschung kommt beim Kaliumumsatz im Laubholzbestand eine noch größere Bedeutung zu als im Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein. Die Kalium-Wurzelaufnahme des Laubholzbestandes ist um etwa 75 % höher als die des

Fichtenbestandes; der Anteil des im Dendromassezuwachs gespeicherten Kaliums ist mit 16 % dagegen etwas geringer. Aufgrund ihrer geringen Mächtigkeit kommt der Humusaufgabe als Kaliumspeicher am Standort Merzalben eine weit geringere Rolle zu als am Standort Idar-Oberstein. Auffällig ist allerdings, daß sich in der Humusaufgabe mehr Kalium befindet, als aufgrund der jährlichen Streufallrate zu erwarten wäre. Denkbar ist, daß ein Teil des Kaliums aus dem Bestandesniederschlag in der Humusaufgabe adsorbiert wird.

Der jährliche Fluß von der Humusaufgabe in den Mineralboden ist im Vergleich zum Gesamtkaliumvorrat nur verhältnismäßig gering, im Vergleich zum austauschbaren Kaliumvorrat jedoch sehr erheblich.

Zum Vergleich mit den hiesigen Befunden bieten sich eingehende Untersuchungen zum Radiocäsiumkreislauf in einem Tulpenbaum - und einem Weißeichenbestand in den USA an (AUERBACH 1986, AUERBACH et al. 1964, AUERBACH et al. 1966, OLSON 1965, WALLER and OLSON 1967, WITHERSPOON 1964). In beiden Beständen wurden sehr große Cs 137- bzw. Cs 134-Mengen unmittelbar in die Stämme inokuliert. Es zeigte sich, daß das Radiocäsium innerhalb kürzester Zeit über alle Baumteile verteilt wurde. Im Liriodendron-Bestand gelangten im ersten Jahr nach der Kontamination knapp 35 % der maximalen Blattaktivität je Quadratmeter durch Kronendurchlaß, Stammabfluß und Streufall auf den Boden; davon entfielen 14 % auf den Kronendurchlaß, nur 1 % auf den Stammabfluß und 84 % auf den Streufall (WALLER and OLSON 1967).

Im Weißeichenbestand gelangten 40 % des Inputs in die Blätter; davon wurden 13 % mit dem Bestandesniederschlag ausgewaschen, 51 % am Ende der Wachstumsperiode ins Holz zurückverlagert und 36 % mit dem Streufall auf den Boden geleitet (WITHERSPOON 1964).

In beiden Projekten fanden sich Hinweise auf eine erhebliche Beteiligung der Wurzeln am Transfer des Radiocäsiums in den Boden. WALLER und OLSON (1967) nehmen an, daß der unterirdische Eintrag durch die Wurzeln (Feinwurzelsatz, Exsudation, Transfer zu Mykorrhizapilzen, Wurzeleaching) größer war als der oberirdische Eintrag. Im Vergleich zu den hiesigen Befunden fallen bei den oberirdischen Flüssen die deutlich höheren Anteile des Streufalls im Vergleich zum Bestandesniederschlag und die weitaus höhere Einschätzung wurzelbedingter Verlagerungen in den dortigen Beständen auf. Beides dürfte auf die unterschiedlichen Kontaminationspfade zurückzuführen sein. In den hiesigen, durch atmosphärische Deposition kontaminierten Beständen ist ein erheblicher Teil des Radiocäsiums an den äußeren Baumoberflächen adsorbiert. Der Cäsiumfluß mit dem Bestandesniederschlag wird demnach vermutlich, anders als bei der experimentellen Stamminokulation mit Radiocäsium, nicht nur aus der Blattauswaschung, sondern auch aus der Abwaschung dieser adsorbierten Radiocäsiumanteile gespeist.

So fanden auch SHURE und GOTTSCHALK (1978) sowie BRÜCKMANN (1992) in Beständen, die über die Atmosphäre kontaminiert wurden, wie in der hiesigen Untersuchung in etwa gleichhohe bis etwas höhere Radiocäsiumflüsse mit dem Bestandesniederschlag im Vergleich zu den Flüssen mit dem Streufall.

Auch beim Radiocäsiumtransfer von den Wurzeln in den Boden stellt sich bei der Stamminokulation eine völlig andere Situation im Vergleich zur atmogenen Deposition dar. In den hiesigen Beständen enthält der Boden vergleichsweise hohe, die Baumbiomasse deutlich geringere Cäsiumaktivitäten. Das im Wurzelumsatz beteiligte Radiocäsium stammt vermutlich zu einem hohen Prozentsatz aus vorheriger Wurzelaufnahme. Demgegenüber wurde bei den amerikanischen Untersuchungen durch die Stamminokulation des Radiocäsiums ein erheblicher Gradient extrem hoher Radiocäsiumkonzentration in den Bäumen zu vergleichsweise geringer Konzentration im Boden hervorgerufen. Unter diesen Bedingungen ist ein weit höherer Radiocäsiumtransfer Wurzel - Boden zu erwarten als bei der üblicherweise bei Atomwaffentests oder Kraftwerksunfällen auftretenden Fallout-Kontamination.

Wenngleich in den hiesigen Waldbeständen kein so hoher Cäsiumtransfer über die Wurzeln in den Boden zu erwarten ist, wie nach experimenteller Stamminokulation, ist es dennoch möglich, daß in der hiesigen Arbeit die wurzelbedingte Radiocäsiumverlagerung unterschätzt wird. In die Kalkulation ging nämlich nur der durch den Feinwurzelumsatz zu erwartende Radiocäsiumtransfer ein, nicht aber eine mögliche Wurzel-exudation oder ein Cäsiumleaching aus nicht absterbenden Wurzeln, da keine greifbaren Anhaltspunkte für den Anteil dieser Flüsse gefunden werden konnten.

BRÜCKMANN (1992) kalkulierte für einen Bergmischwald im Forstamt Bodenmais einen sehr hohen Cäsiumtransfer über den Wurzelumsatz, der jährlich knapp ein Viertel des in der Dendromasse gespeicherten Cs 137-Vorrates ausmachte und den Cs 137-Transfer mit dem Streufall und der Kronentraufe um das Doppelte übertraf. Allerdings ist dieser weitaus höhere Transfer über die Wurzel im Vergleich zu der hiesigen Untersuchung nicht auf die Einbeziehung der Wurzelexudation oder eines Cs-Leachings aus den Wurzeln, sondern auf die Annahme deutlich höherer Wurzelumsätze und höherer Radiocäsiumaktivitäten in den Wurzeln (vgl. Ausführungen in Kap. II.2.2.1.2) zurückzuführen.

In der hiesigen Untersuchung wurden keine Anhaltspunkte gefunden, die einen derart hohen Radiocäsiumtransfer Wurzel - Boden rechtfertigen. Im Gegenteil, die Beobachtung zeigt, daß sich auch das Radiocäsium aus den mehr als 30 Jahre zurückliegenden Kernwaffentests nahezu ausschließlich in den obersten ein bis zwei Dezimetern befindet und in 15 bis 20 cm Mineralbodentiefe eine intensive Durchwurzelung, aber kaum Radiocäsium anzutreffen ist. Dies läßt den Schluß zu, daß der Verlagerung des Radiocäsium über die Wurzeln keine entscheidende Bedeutung zukommt.

## II.3 Diskussion

### II.3.1 Ökosystemares Verhalten des Radiocäsiums

#### II.3.1.1 Gesetzmäßigkeiten der Radiocäsiumverteilung in Wald- ökosystemen

Radiocäsium gelangt nach einer unfall- oder atomwaffentest-bedingten Freisetzung in die Atmosphäre wie andere Luftverunreinigungen über die Niederschlagsdeposition und die Interzeptionsdeposition in die Waldökosysteme. Das Ausmaß der Niederschlagsdeposition wird von der Radiocäsiumaktivität in der bodennahen Luft und der Niederschlagshöhe und -verteilung beeinflusst. Für die 50er und 60er Jahre bis zur Unterzeichnung des Atomwaffentest-Stopp-Abkommens kann infolge der häufigen oberirdischen Atomwaffentests von einem mehr oder minder konstanten Cs 137-Gehalt der Atmosphäre ausgegangen werden. Der Cs 137-Fallout in dieser Zeit wurde demnach im wesentlichen von der Niederschlagshöhe bestimmt. Regionen mit höheren durchschnittlichen Jahresniederschlagssummen weisen demzufolge im allgemeinen auch höhere "Altlasten"- Cs 137-Gehalte auf (LÖW and EDVARSON 1960). Auch bei den in dieser Arbeit untersuchten Standorten wurden die höchsten Altlasten am niederschlagsreicheren Standort Idar-Oberstein vorgefunden.

Bei einer einmaligen, nur kurzzeitigen Emission radiocäsiumhaltiger Partikel, wie etwa nach einem KKW-Unfall, ist von einem meist nur kurzzeitigen Durchzug kontaminierter Luftmassen auszugehen. Hierbei steigt die Aktivitätskonzentration in der Luft plötzlich an und fällt dann sehr rasch wieder auf den Ausgangswert ab. Dieser Verlauf der Luftaktivität war auch nach dem Tschernobyl-Unfall zu beobachten (DOERFEL et al. 1987, WINTER et al. 1986; vgl. auch Abb. 12, Kap. II.2.1). Bei derartigen Aktivitätsverläufen wird die regionale Verteilung der Niederschlagsdeposition des Radiocäsiums von der Koinzidenz von Niederschlagsereignissen und den Aktivitätsspitzen in der bodennahen Luft bestimmt. Aus diesen Koinzidenzen und der regional sehr unterschiedlichen Niederschlagshöhe und -intensität in den ersten Maitagen des Jahres 1986 erklärt sich die großräumig sehr unterschiedliche Tschernobyl-bürtige Radiocäsiumkontamination in der Bundesrepublik und auch die unterschiedliche Radiocäsiumkontamination der beiden Untersuchungsstandorte in Rheinland-Pfalz.

Die Interzeptionsdeposition wird außer von der Luftaktivität und verschiedenen meteorologischen Parametern, wie zum Beispiel der Windgeschwindigkeit, auch von der Größe und Struktur der interzipierenden Oberfläche beeinflusst (WEDDING et al. 1975, WITHERSPOON and TAYLOR 1969). Im allgemeinen besitzen Waldbestände wegen ihrer großen Oberfläche und der hoch in den Luftraum ragenden Kronen eine besonders hohe Interzeptionsfähigkeit gegenüber luftgetragenen Aerosolen. Eine besonders hohe Interzeptionsdeposition ist aufgrund der ganzjährigen Benadelung und des hohen Blatt-

flächenindexes in Fichtenbeständen, eine deutlich geringere Interzeptionsdeposition in winterkahlen Laubholzbeständen zu erwarten (HÖFKEN und GRAVENHORST 1982). Dies bestätigen auch Untersuchungen von ADRIANO et al. (1981) über den Einfluß der Baumart auf das Depositionsmuster von Cs 137 in der Nähe einer Wiederaufbereitungsanlage in den USA. Unter Kiefer (*Pinus taeda*) waren in der Humusauflage und im Mineralboden auf den Quadratmeter bezogen doppelt so hohe Cs 137-Aktivitäten anzutreffen als unter Laubbäumen (*Quercus falcatus* und *Carya tomentosa*). Dies wird von den Autoren darauf zurückgeführt, daß die Kiefernkronen bessere "Fänger" für luftbürtige, Cs-tragende Partikel sind als die Laubholzkronen.

Für den Standort Idar-Oberstein wurde eine auf den Tschernobylunfall zurückzuführende Freilanddeposition von ca.  $10\ 700\ \text{Bq Cs 137} \cdot \text{m}^{-2}$  ermittelt (Tab. 19, Kap. II.2.1). Aus dem Cs 134-Inventar des Fichtenökosystems errechnet sich ein Tschernobylbürtiger Cs 137 Eintrag in den Waldbestand von insgesamt  $15\ 550\ \text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ . Die Interzeptionsdeposition kann also auf ca.  $4850\ \text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  geschätzt werden (vgl. Kap. II.2.1). Durch Interzeptionsdeposition gelangte demnach ein Drittel der gesamten Tschernobylbürtigen Radiocäsiumdeposition in das Fichtenwaldökosystem. Im Vergleich zu anderen Luftverunreinigungen ist dieser Anteil verhältnismäßig gering. Bei den Komponenten Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium, die ebenfalls ausschließlich in partikelgebundener Form in die Waldökosysteme gelangen, nimmt die Interzeptionsdeposition an diesem Standort etwas mehr als die Hälfte der Gesamtdeposition ein (vgl. Tab. 16, Kap. I.3.7). Die geringere Interzeptionsdeposition des Radiocäsiums könnte mit der nur kurzzeitigen Andauer erhöhter Radiocäsiumaktivitäten in der bodennahen Luft zusammenhängen. Zudem lagen die Teilchendurchmesser der Tschernobyl-Aerosole überwiegend zwischen  $0,7$  und  $0,9\ \mu\text{m}$  (JOST et al. 1986) und somit in einem Bereich, in dem nach Untersuchungen von ESKOLA (1986) an Kiefernadeln eine minimale "Sammeleffizienz" besteht.

Für den Standort Merzalben liegen keine Meßergebnisse der Radiocäsium-Freilanddeposition vor. Daher kann für diesen Standort die Interzeptionsdeposition nicht konkret hergeleitet werden. Die Interzeptionsdeposition des Laubholzbestandes dürfte jedoch - auch im Verhältnis zur Gesamtdeposition - weit geringer gewesen sein als im Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein. Bei den Komponenten Na, K, Mg und Ca nimmt die Interzeptionsdeposition im Mittel knapp 30 % der Gesamtdeposition ein (vgl. Tab. 15, Kap. I.3.7), also deutlich weniger als am Standort Idar-Oberstein. Zudem waren zum Zeitpunkt des Tschernobyl-Fallouts die Eichen noch kahl und auch die Buchen hatten noch nicht vollständig ausgetrieben.

Ein erheblicher Teil des durch Niederschlags- und Interzeptionsdeposition in den Kronenraum der Bäume gelangten Radiocäsiums wurde, wie aus dem Verlauf der Radiocäsiumaktivitäten im Freiland- und Bestandesniederschlag am Standort Idar-Oberstein abzuleiten ist, dort zumindest vorübergehend adsorbiert. Wenngleich die rasche Abnahme

der Radiocäsiumaktivitäten im Bestandesniederschlag aufzeigt, daß der größte Teil des im Kronenraum adsorbierten Radiocäsiums innerhalb weniger Wochen nach dem Fallout abgewaschen wurde, wird doch ein für die Radiocäsiumverteilung in Waldökosystemen erheblicher Teil der radiocäsiumhaltigen Aerosole langfristig an den äußeren Baumoberflächen adsorbiert.

TOBLER et al. (1988) untersuchten an Fichtenzweigen aus der Schweiz den Anteil der Radiocäsiumaktivität auf den Zweigoberflächen (die Aktivität, die mit einer Toluol-Tetrahydrofuran-Waschung zusammen mit dem Wachs entfernt werden kann), in den Nadeln und in den Triebachsen. Von der Gesamtzweigaktivität entfielen 58 % auf die Triebachsen, 17 % waren in den Nadeln inkorporiert und 25 % befanden sich im Dezember 1986, also ca. 8 Monate nach dem Tschernobyl-Fallout außen auf den Nadeln. Deutlich wird die sehr hohe Adsorption des Radiocäsium beim Vergleich mit dem an Fichtennadeln adsorbierten Kalium. Dieselben Autoren ermittelten in einer früheren Arbeit (WYTTENBACH et al. 1987) einen mit Toluol-Tetrahydrofuran von den Nadeln zu entfernenden Kaliumanteil von nur 0,15 %. Kalium befindet sich demnach nahezu vollständig in den Nadeln, das Radiocäsium dagegen mehr als ein halbes Jahr nach dem Fallout zu mehr als der Hälfte auf den Nadeln. Da sich das auf den Nadeln befindliche Radiocäsium als nicht wasserlöslich erwies, vermuten die Autoren, daß es fest an bodenbürtige Aerosole adsorbiert ist. Aus der fehlenden Löslichkeit in entionisiertem Wasser im Laborexperiment kann allerdings nicht geschlossen werden, daß das adsorbierte Radiocäsium generell nicht mehr mit dem Bestandesniederschlagswasser verlagert werden kann. Bei den hohen Säurekonzentrationen im Bestandesniederschlagswasser (vgl. Tab. 15 und 16, Kap. I.3.7) sind Austauschprozesse mit den adsorbierten Aerosolen und somit ein allmähliches Einschleusen auch des Radiocäsiums in den Bestandesniederschlag sehr wahrscheinlich.

Im März 1989, also knapp 3 Jahre nach dem Fallout, war die Radiocäsiumverteilung in der Dendromasse noch durch an äußere Oberflächen adsorbiertes Radiocäsium geprägt. Die höchsten Gehalte wurden grundsätzlich in der Rinde der oberirdischen Baumteile ermittelt, wobei die Borke wesentlich höhere Radiocäsiumaktivitäten aufwies als der Bast. An den Fichtenzweigen zeigten die mit glatten, hydrophoben und damit weniger adsorptionsfähigen Oberflächen versehenen Nadeln deutlich geringere Radiocäsiumgehalte als die mit rauheren Oberflächen ausgestatteten Triebachsen. Am Standort Merzalben waren in der rauheren Eichenborke deutlich höhere Gehalte zu beobachten als in der glatten Buchenrinde. Auf einen hohen Anteil an den äußeren Oberflächen adsorbierten Radiocäsiums weisen auch die verhältnismäßig hohen Radiocäsiumgehalte in totem Baummaterial und die höheren Radiocäsiumgehalte im "sonstigen Streufallmaterial" gegenüber dem Nadel- bzw. Blattstreumaterial hin. Eine überschlägige Kalkulation (vgl. Kap. II.2.4) ergab, daß im Fichtenökosystem am Standort Idar Oberstein im

März 1989 noch etwa 30 %, im Traubeneichenökosystem am Standort Merzalben 50 % des Gesamtradiocäsiumvorrates des Baumbestandes an den äußeren Oberflächen oberirdischer Baumteile adsorbiert waren (vgl. Kap. II.2.4).

Eine hohe und langandauernde Sorption von Cs 137 an der äußeren Rinde von Waldbäumen wurde auch von BROWNRIDGE (1985) in New York beobachtet. Er fand Anfang der 80er Jahre, also mehr als zwei Jahrzehnte nach dem Ende der oberirdischen Kernwaffenversuche, in der äußeren Rinde höhere Cs 137-Aktivitäten als in der inneren Rinde und empfiehlt daher, die Baumrinde als Bioindikator für die Radionuklidkontamination der Umwelt zu verwenden.

Da den vorliegenden Beobachtungen zufolge eine erhebliche Radiocäsiummenge über lange Zeit an den Vegetationsoberflächen adsorbiert ist, kann auch von einer nicht unbedeutenden Blattaufnahme des Radiocäsiums ausgegangen werden. Aus einer Vielzahl von Untersuchungen ist bekannt, daß Radiocäsium von den Vegetationsorganen sehr gut aufgenommen werden kann (BERGAMINI et al. (1970), KIRCHMANN et al. 1967, KLECHKOVSKII et al. 1971, MENZEL 1963, MIDDLETON 1958, MULLER et al. 1983, TUKEY et al. 1961). Junge Triebe scheinen dabei besonders effektiv zu sein (KATANA et al. 1988). NARYSHKIN et al. (1973) erachten aufgrund von Untersuchungsergebnissen in russischen Birken-Kiefernbeständen die direkte Absorption von Cs 137 aus der Luft als wesentlicheren Kontaminationspfad als die Wurzelaufnahme.

Da Radiocäsium, wie die hiesigen Messungen zeigen, mit dem Bestandesniederschlagswasser transportiert wird, können auch an den Rindenoberflächen der Äste und Zweige adsorbierte Aerosole allmählich über die Abtropfbahnen des Niederschlagswassers an neugebildete Nadeln und Blätter gelangen. Eine Blattaufnahme ist daher vermutlich nicht nur unmittelbar nach dem Fallout, sondern auch in den folgenden Jahren noch möglich.

Ein Hinweis auf die Bedeutung der Blattaufnahme kann möglicherweise aus dem Verlauf der Radiocäsiumgehalte in den Blättern der Eichen und Buchen am Standort Merzalben abgeleitet werden. Die Buchen waren zum Zeitpunkt des Tschernobyl-Fallouts im Gegensatz zu den Eichen bereits teilweise ausgetrieben und nahmen daher vermutlich weitaus mehr Radiocäsium unmittelbar über die Vegetationsorgane auf als die Eichen. Dementsprechend wiesen die Buchenblätter im Sommer 1986 weitaus höhere Radiocäsiumgehalte auf als die Eichenblätter. In den folgenden Jahren trat die Blattaufnahme sicherlich hinter die Wurzelaufnahme zurück. Da anzunehmen ist, daß die oberständigen Eichen über eine auch in Relation zu ihrer Dendromasse höhere Wasser- und Nährstoffaufnahme aus dem Boden gegenüber den unterständigen Buchen verfügen, kann auch von einer höheren Radiocäsium-Wurzelaufnahme der Eichen ausgegangen werden. Die von Jahr zu Jahr geringer werdende Differenz in der Blattkontamination beider Baumarten könnte demnach auf ein allmähliches Zurücktreten der blattaufgenommenen Radiocäsiumanteile gegenüber den wurzelaufgenommenen Radiocäsiumanteilen hindeuten. Interessant erscheint in diesem Zusammenhang die Beobachtung, daß

am Standort Idar-Oberstein ein Zusammenhang zwischen sozialer Stellung der Fichten und ihrer Nadelkontamination (auch der erst nach dem Tschernobyl-Fallout erschienenen Nadeljahrgänge) zu erkennen war, bei den Eichen am Standort Merzalben jedoch nicht. Dieses Phänomen kann möglicherweise darauf zurückgeführt werden, daß bei den immergrünen Fichten eine Blattaufnahme des Radiocäsiums möglich war, bei den zum Tschernobyl-Falloutzeitpunkt noch winterkahlen Eichen jedoch nicht, oder zumindest nur in weitaus geringerem Umfang (z.B. über die Knospen). Die höhere Kontamination der vorherrschenden Fichten (KRAFT-Klasse 1) gegenüber den herrschenden bis mitherrschenden (KRAFT Klasse 2 und 3) ließe sich dann über die höhere Cs-Interzeption ihrer aus dem Kronendach herausragenden Kronen und eine hiermit einhergehende höhere Cs-Blattaufnahme erklären.

Besondere Bedeutung kommt der Foliarkontamination bei der perennierenden Bodenvegetation zu. Vor allem im Drahtschmielebewuchs und in Moosen waren nach dem Tschernobyl-Fallout sehr hohe Radiocäsiumgehalte festzustellen. Die feinzerteilte Oberfläche dieser Pflanzen und die Polsterbildung bewirken eine hohe Interzeptionskapazität und führen vermutlich zu einer sehr effektiven "Ausnutzung" des Radiocäsiumgehalts des Bestandesniederschlagswassers. Einen deutlichen Zusammenhang zwischen polsterartiger Wachstumsform und höherer Radiocäsiumkontamination fanden auch BENSON et al. (1982) in der Bodenvegetation der borealen Zone Kanadas. HOFFMANN (1972) stellte bei Untersuchungen in einem Liriodendron-Bestand in Tennessee, bei dem Cs 137 in die Rinde der Bäume appliziert wurde, fest, daß Kryptogamen, vor allem Stammfußmoose, sehr effektiv Cs 137 aus dem Bestandesniederschlag absorbieren und akkumulieren. Eine starke Anreicherung des Radiocäsiums in Waldmoosen wurde auch von MATTSON und LIDEN (1975) sowie von SVENSSON (1967) in Schweden und von RICKARD 1967 in Washington beobachtet. Moose können die Verlagerung des Radiocäsiums in den Boden erheblich verzögern. MATTSON und LIDEN (1975) ermittelten für *Pleurozium schreberi* eine mittlere Verweildauer des Radiocäsiums von  $4,3 \pm 0,7$  Jahren. Auch bei den perennierenden Waldgräsern dürfte sich die Foliarkontamination nicht nur unmittelbar nach dem Fallout, sondern auch in den Folgejahren auf den Radiocäsiumgehalt der Gräser auswirken, da anscheinend Radiocäsium aus der Blattaufnahme in basalen Pflanzenteilen gespeichert werden kann. So stellten STEFFENS et al. (1983) in Freilanduntersuchungen bei einer Applikation von Cs 137 auf die Pflanzen (Weidelgras) auch nach mehreren Schnitten höhere Cs 137-Gehalte in der Pflanzenbiomasse als bei einer Applikation auf den Boden fest.

Der zeitliche Verlauf der Kontamination von Pflanzen nach einem Fallout-Ereignis scheint erheblich vom Verhältnis des wurzelaufgenommenen und des an den Pflanzenoberflächen adsorbierten Radiocäsiums beeinflußt zu werden. Umso höher der Anteil des oberflächen-adsorbierten Radiocäsiums ist, umso rascher und deutlicher ist die Kontaminationsabnahme mit der Zeit. Als Beispiel kann der Kontaminationsverlauf der

Drahtschmiele und Moose am Standort Idar-Oberstein aufgeführt werden. Stammt die Kontamination dagegen ausschließlich aus der Bodenaufnahme wie z.B. bei Pflanzen, die erst nach dem Tschernobyl-Fallout gekeimt sind, oder bei den Pilzfruchtkörpern, ist von einer - wenn überhaupt - nur sehr langsamen Abnahme der Radiocäsiumkontamination von Jahr zu Jahr auszugehen. Dies gilt auch für die Nadeln und Blätter der Bäume. Seit 1987 sind deren (um den Zerfall korrigierten) Radiocäsiumaktivitäten nahezu gleich. Die Austräge durch Streufall und Blattauswaschung werden anscheinend durch die Wurzelaufnahme in vollem Umfang gedeckt.

Die Verteilung des Radiocäsiums wird demnach in den ersten Jahren nach dem Fallout durch die Adsorption radiocäsiumhaltiger Partikel an den Oberflächen und vermutlich auch durch die Verlagerung blattaufgenommenen Radiocäsiums bestimmt. Mit zunehmender Zeitdauer nimmt die Bedeutung wurzelaufgenommener Nuklide für die Radiocäsiumverteilung zu.

Im März 1989, also knapp 3 Jahre nach dem Tschernobyl-Fallout, befanden sich im Fichtenökosystem am Standort Idar-Oberstein 17 % des Tschernobyl-bürtigen Radiocäsiums in bzw. an den Waldbäumen, 9 % in der Bodenvegetation, 56 % in der Humusaufgabe und 18 % im Mineralboden. Im Traubeneichenökosystem am Standort Merzalben waren es 9 % in der Dendromasse, 21 % in der Humusaufgabe und 70 % im Mineralboden. Diese sehr unterschiedlichen Verteilungsmuster des Tschernobyl-Radiocäsiums zeigen, daß die Verteilung des Radiocäsiums nach einem Fallout-Ereignis wesentlich von der Bestockung, der Bodenvegetation und der Humusform beeinflusst wird.

Der im Fichtenbestand gegenüber dem Laubholzbestand nahezu doppelt so hohe Radiocäsiumanteil in der Dendromasse läßt sich im wesentlichen darauf zurückführen, daß der Fichtenbestand über eine weitaus größere, äußere Oberfläche verfügt als der Laubholzbestand, der zudem zum Zeitpunkt des Tschernobyl-Falloutmaximums noch weitgehend winterkahl war. Die Wahrscheinlichkeit, daß radiocäsiumhaltige Partikel oder Niederschlagstropfen mit den Baumoberflächen in Kontakt kamen, war im Fichtenbestand demnach deutlich größer als im Laubholzbestand. Hinzu kommt, daß auch die Wurzelaufnahme in Relation zum Bodenvorrat am Standort Idar-Oberstein nahezu doppelt so hoch ist als am Standort Merzalben. Dies läßt auch langfristig einen höheren Radiocäsiumanteil in der Dendromasse des Fichtenbestandes im Vergleich zum Laubholzbestand erwarten.

Einen wesentlichen Einfluß auf die Radiocäsiumverteilung in den Waldökosystemen dürfte auch der jahreszeitliche Vegetationszustand ausüben. Aus der höheren Kontamination der zum Zeitpunkt des Tschernobyl-Falloutmaximums schon zumindest teilweise ausgetriebenen Buchen im Vergleich zu den zu diesem Zeitpunkt noch winterkahlen Ei-

chen ist abzuleiten, daß innerhalb der Vegetationszeit bei voller Belaubung eine deutlich höhere Kontamination des Baumbestandes erfolgt als außerhalb der Vegetationszeit im winterkahlen Zustand.

Eine flächig ausgebildete, dichte Bodenvegetation beeinflusst das Radiocäsiumverteilungsmuster des jeweiligen Ökosystems erheblich. Am Standort Idar-Oberstein machen die Drahtschmielepolster nur etwa 2 % der gesamten pflanzlichen Biomasse des Ökosystems aus. Dennoch sind dort mehr als ein Zwölftel des Tschernobyl-bürtigen Radiocäsiums gespeichert. Die Beobachtung, daß auf den mit Drahtschmiele bewachsenen Bestandesteilen höhere Radiocäsiumvorräte vorliegen als in Bestandesteilen ohne Drahtschmielebewuchs kann auf eine zusätzliche Interzeptionsdeposition an der Bodenvegetation hindeuten. Allerdings läßt sich nicht ausschließen, daß die Unterschiede in der Radiocäsiumkontamination auch durch Bestockungsunterschiede, die sowohl das Wachstum der Drahtschmiele als auch die Interzeptionsdeposition in den Baumkronen begünstigen, zustande kommen. Der Vergleich von Bestandesteilen mit und ohne Drahtschmielebewuchs am Standort Idar-Oberstein zeigt, daß auch dichte Drahtschmielepolster die Tiefenverlagerung des Radiocäsiums in der Humusauflage und im Mineralboden nicht verringern, sondern eher erhöhen. Unter Drahtschmielepolstern waren sowohl in der Humusauflage als auch im Mineralboden höhere Tschernobyl-bürtige Radiocäsiumgehalte und auch eine tendenziell höhere Eindringtiefe des Cs 134 festzustellen als auf bodenvegetationsfreien Bestandepartien. Möglicherweise bewirkt der Wurzelumsatz der Drahtschmiele eine Beschleunigung der Radiocäsiumverlagerung in die Tiefe. Denkbar ist allerdings auch, daß in den mit Drahtschmiele bewachsenen, in der Regel lichtereren Bestandepartien aufgrund der geringeren Interzeptionsverluste mehr Niederschlagswasser auf den Boden gelangt, wodurch die Verlagerung des Radiocäsiums im Boden vor allem in der Initialphase unmittelbar während und nach dem Tschernobyl-Fallout beschleunigt worden sein könnte.

Die beiden untersuchten Ökosysteme unterscheiden sich nicht nur in der Bestockung und der Ausbildung der Bodenvegetation, sondern auch in der Humusform beträchtlich. Am Standort Idar-Oberstein ist im Mineralboden eine starkmächtige Humusauflage mit im Mittel 15 kg organischer Trockenmasse je  $m^2$  aufgelagert. Eine derartige organische Auflage verfügt über eine beträchtliche Kationenbindungskapazität. Dementsprechend wurde mehr als drei Viertel des Bodeneintrags an Tschernobyl-bürtigem Radiocäsium hier festgehalten.

Am Standort Merzalben beträgt die Humusauflage mit im Mittel  $1,5 \text{ kg} \cdot m^{-2}$  nur etwa ein Zehntel der am Standort Idar-Oberstein ermittelten Humusmenge und besteht zudem im wesentlichen aus nur wenig zerkleinertem L- und Of-Material mit nur geringer Kationenbindungsfähigkeit. Der größte Teil der mit dem Bestandesniederschlag transportierten Stoffe dürfte somit ohne wesentliche Wechselwirkung mit der Humusauflage unmittelbar in den Mineralboden eingetragen werden. Dementsprechend lagen am

Standort Merzalben im März 1989 mehr als drei Viertel des auf den Waldboden gelangten Tschernobyl-Radiocäsiums im Mineralboden vor. Dieser Anteil dürfte sich aufgrund des raschen Streuumsatzes und des Einbaus der kontaminierten Streu in den Mineralboden noch erhöhen.

Auf Standorten mit biologisch günstigen Humusformen ist somit von einer raschen Verlagerung des in das Ökosystem eingetragenen Radiocäsiums in den Mineralboden, auf Standorten mit Auflagehumusformen dagegen von einer langfristigen Speicherung des Radiocäsiums in der Humusaufgabe auszugehen.

Die Verteilungsmuster des "Tschernobyl"-Radiocäsiums und des "Altlasten"-Radiocäsiums unterscheiden sich im wesentlichen durch fehlende oder nur sehr geringe Tschernobyl-bürtige Radiocäsiumgehalte im Reif- bzw. Kernholz und in Mineralbodentiefen  $> 10$  cm, die sich mit der erst vergleichsweise kurzen Zeitspanne nach dem Tschernobyl-Fallout erklären lassen. Zudem sind höhere relative Anteile des Tschernobyl-bürtigen Cäsiums in der Borke anzutreffen, die auf die Adsorption der Tschernobyl-Aerosole an den Oberflächen zurückzuführen sind, während die adsorbier-ten "Kernwaffentest-Aerosole" nach drei Jahrzehnten inzwischen überwiegend über den Streufall und den Bestandesniederschlag dem Boden zugeführt worden sein dürften. Generelle Unterschiede im Verteilungsmuster des "Altlasten"-Radiocäsiums und des "Tschernobyl"-Radiocäsiums, die auf unterschiedliche Verteilungsgesetzmäßigkeiten bei einem über lange Zeit andauernden, mehr oder minder kontinuierlichen Fallout durch Atomwaffentests oder nach einem kurzzeitigen, aber massiven Eintrag wie nach dem Tschernobyl-Unfall hinweisen, konnten nicht gefunden werden.

### **II.3.1.2 Mobilität und Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums in Wald- ökosystemen**

#### **II.3.1.2.1 Mobilität im Boden**

Hinweise auf die Mobilität des Radiocäsiums im Waldboden können sowohl aus der Verteilung des Altlasten-Cs 137 als auch aus der Verlagerung des Radiocäsiums aus dem Tschernobyl-Unfall in den ersten vier Jahren nach dem Fallout hergeleitet werden. Das Maximum des Altlastenradiocäsiums im Boden befindet sich an beiden Standorten in der obersten Mineralbodenschicht (0-2,5 cm). Tiefer als 5 cm sind am Standort Idar-Oberstein 19 %, am Standort Merzalben 12 % des Altlasten-Cs 137 anzutreffen; tiefer als 15 cm sind nur 4 % (Standort Idar-Oberstein) bzw. 1 % (Standort Merzalben) eingedrungen. Diese Zahlen belegen, daß das Radiocäsium aus den Kernwaffentests auf den hier untersuchten Waldstandorten nur eine äußerst geringe Mobilität im Mineralbo-

den besitzt. Auch unter Wald wird Radiocäsium demnach im Mineralboden nur sehr langsam verlagert, wie dies in einer Vielzahl von Untersuchungen auf landwirtschaftlich genutzten Böden bereits beobachtet wurde (BACHHUBER et al. 1984, BACHHUBER et al. 1986, BUNZL 1987, CLINE and RICKARD 1972, NISHITA and ESSINGTON 1967, STEFFENS et al. 1983, STEFFENS et al. 1986). Die geringe Mobilität des Radiocäsiums im Mineralboden ist auf die effektive Bindung des Cäsiums an Tonminerale zurückzuführen (vgl. GEBHARDT und ROSEMANN 1984, HÄKKINEN and LAKANEN 1972, TAMURA 1964). An den Tonmineralen wird es wie Kalium an Zwischenschicht- und Eckenpositionen gebunden, wobei es stärker sorbiert wird als Kalium, da es geringer hydratisiert ist und näher an die negativen Ladungsträger gelangt (NISHITA et al. 1962). Cs 137 wird nicht in nennenswertem Umfang in Chelatform verlagert (NISHITA and ESSINGTON 1967) und auch die Diffusion ist nach Experimenten von LAI et al. (1961) mit verschiedenen taiwanesischen Böden und Tonmineralen nur sehr gering.

Erstaunlicherweise ist die Eindringtiefe im Mineralboden am Standort Idar-Oberstein höher als am Standort Merzalben, obgleich das Radiocäsium am ersteren Standort eine starkmächtige Humusaufgabe durchdringen muß, bevor es in den Mineralboden gelangt. Eine Tiefenverlagerung durch Bodenorganismen wäre aufgrund der geringeren Versauerung und der besseren Humusform eher am Standort Merzalben zu erwarten. Allerdings fehlen auch hier tiefgrabende Lumbriciden. Desgleichen sind auch der Wurzelumsatz und die hiermit verbundene Radiocäsiumverlagerung am Standort Merzalben höher als am Standort Idar-Oberstein. Ebenso spricht die Bodenart eher für eine geringere Beweglichkeit am Standort Idar-Oberstein (Bodenart: Us) im Vergleich zum Standort Merzalben (Bodenart: Su). So fand KERPEN (1988) in Sorptions-/Desorptionsexperimenten mit wässriger Lösung an 17 verschiedenen Böden eine positive Korrelation der Sorption von Cs 137 mit dem Schluff- und Tongehalt und eine negative Korrelation mit dem Gehalt an Mittelsand. Auch der deutlich höhere Tonmineralgehalt (vgl. Tab. 2, Kap. I.3.3) und die höhere Kationenaustauschkapazität (vgl. Tab. 36) am Standort Idar-Oberstein ließen eher eine effektivere Sorption und damit geringere Beweglichkeit an diesem Standort erwarten. Die austauschbaren Kaliumgehalte liegen an beiden Standorten in ähnlicher Höhe, sodaß sich hieraus keine Unterschiede in der Radiocäsiumbeweglichkeit ableiten lassen. Dagegen unterscheiden sich beide Böden sehr deutlich im Gehalt an organischer Substanz. Unter 2,5 cm Mineralbodentiefe weist der Standort Idar-Oberstein knapp doppelt so hohe Kohlenstoffgehalte auf als der Standort Merzalben (Tab. 36).

**Tab. 36: Vergleich einiger bodenchemischer Kenndaten zwischen den Standorten Idar-Oberstein und Merzalben**

	Idar-Oberstein					Merzalben				
	Mineralbodentiefe					Mineralbodentiefe				
	0-2,5 cm	2,5-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm	0-2,5 cm	2,5-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm
C [%]	9,1	7,4	5,9	4,5	3,2	8,4	4,1	3,1	2,5	1,8
AKe [ $\mu\text{mol I}\ddot{\text{A}}/\text{g}$ ]	160	164	133	92	58	80	51	44	34	23
K [ $\mu\text{mol I}\ddot{\text{A}}/\text{g}$ ]	1,82	1,54	1,06	0,76	0,72	2,86	1,27	1,00	0,54	0,49
pH (CaCl <sub>2</sub> )	2,7	2,9	3,2	3,7	4,1	3,2	3,6	3,9	4,3	4,4

Denkbar wäre, daß Radiocäsium am Standort Idar-Oberstein im Mineralbodenbereich unter 2,5 cm zu höheren Anteilen an der organischen Substanz sorbiert ist als am Standort Merzalben. Es ist anzunehmen, daß Cäsium als monovalentes Kation an der organischen Substanz nur mit geringer Bindungsenergie festgehalten wird und daher mobiler bleibt als bei Bindung an Tonminerale. Die Mobilität des Radiocäsiums im Mineralboden dürfte diesen Überlegungen zufolge im wesentlichen vom Verhältnis des an die organische Substanz und des an mineralische Bodenbestandteile gebundenen Radiocäsiums beeinflusst werden. Der Gehalt der Böden an organischer Substanz dürfte demnach für die Mobilität des Radiocäsiums von erheblicher Bedeutung sein. Zu diesem Schluß kommen auch CHAMARD et al. (1983), die die vertikale Verteilung von Radionukliden in verschiedenen Böden in Italien untersuchten. Auch HÄKKINEN und LAKANEN (1972) beobachteten in Extraktionsversuchen ("Batch"-Versuche) mit finnischen Ackerböden eine negative Korrelation der Cs 137-Adsorption mit dem organischen Gehalt der Böden. Allerdings weisen BACHHUBER et al. (1984) darauf hin, daß die Ergebnisse derartiger "Batch"-Versuche bei humusreichen Bodenproben durch Kolloidbildungen mit Humusbestandteilen verfälscht sein können.

Die Beobachtung, daß das Radiocäsium am Standort Merzalben trotz des sehr geringen Tonmineralgehalts und der nur geringen Kationenaustauschkapazität nahezu immobil ist, kann als Indiz gewertet werden, daß bei dem extrem niedrigen Konzentrationsniveau des Radiocäsiums (der gesamte Boden am Standort Merzalben enthält ca.  $1,9 \cdot 10^{-11}$  mol Cs 137  $\cdot$  m<sup>-2</sup>) nicht die Quantität, sondern die Qualität der Kationenbindungsplätze die Mobilität des Radiocäsiums bestimmen.

Am Standort Idar-Oberstein befindet sich ein erstaunlich hoher Anteil des Altlasten-Radiocäsiums in der Humusauflage und dort im Tiefenbereich 2-4 cm (im wesentlichen Of-Horizont). Auf Unsicherheiten in der Trennung des Altlasten- und Tschernobyl-Cäsiums kann dieses Maximum nicht zurückgeführt werden, da sich auch bei anderer Berechnungsgrundlage z.B. über das Cs 137/Cs 134-Verhältnis in den obersten 2 cm der Humusauflage ein sehr ähnliches Verteilungsmuster ergibt. Zudem fand auch FIELITZ-VOGL (1992) bei Untersuchungen in einem Bergmischwald im Forstamt Bodenmais das Maximum des Altlastencäsiums in der Humusauflage. Eine unmittelbare Kontamination des in 2 bis 4 cm Tiefe vorhandenen Of-Materials erscheint in dieser Größenordnung auch bei Berücksichtigung der oberirdischen chinesischen und französischen Atomwaffentests in den 70er und 80er Jahren unwahrscheinlich. Daher läßt sich das in dieser Schicht vorhandene Radiocäsium wohl eher aus einer Verlagerung via Wurzelaufnahme, Streufall bzw. Kronenauswaschung oder via aufwärtsgerichtetem Transport durch Bodenorganismen aus dem obersten Mineralbodenbereich erklären.

Ein aufwärtsgerichteter Transport durch Bodentiere dürfte bei der Humusform "rohhumusartiger Moder", die durch mangelnde Bioturbation gekennzeichnet ist, nicht sehr wirkungsvoll sein. Eine größere Rolle könnte der Radiocäsiumtransport durch die Mikroflora spielen, zum Beispiel durch Pilzhyphen, die aus den Ah- und Oh-Horizonten in den Of-Horizont einwachsen. Ein solcher Transport wurde von BRÜCKMANN (1992) angenommen, der ein Ansteigen der Radiocäsiumaktivität im L-Material von Fichten und Buchenbeständen in "Litterbagversuchen" beobachtet hatte.

Erklärbar ist diese Verteilung des Altlasten-Radiocäsiums auch über eine Anreicherung von mit den Bestandesniederschlägen transportiertem Radiocäsium im Of-Horizont. Im Of-Horizont entstehen durch mikrobielle Tätigkeit und autokatalytische Humusbildung aliphatische Strukturelemente und Carboxylgruppen und somit potentielle Bindungsstellen für Kationen (ZECH et al. 1987). Auch KRATZ und BIELITZ (1989) führten die in Streuabbauversuchen gefundene Erhöhung absoluter Schwermetallmassen auf eine Adsorption der mit den Bestandesniederschlägen eingetragenen Schwermetalle an im Zuge der Streuzersetzung gebildeten Kationenbindungsplätzen zurück.

Das in der Humusauflage vorhandene Radiocäsium dürfte zum einen Teil an Kationenbindungsplätzen sorbiert, zum anderen Teil in der Bodenmikroflora- und fauna gebunden sein. Während die Kationensorptionskapazität mit steigendem Zersetzungsgrad, also vom L- zum O-Horizont zunimmt, sinkt der mikrobielle Kohlenstoffgehalt mit der Zunahme des Zersetzungsgrades (SCHOLLE et al. 1991, BRÜCKMANN 1992). In sauren Waldstandorten dürften die Pilze den größten Teil der Mikroflora ausmachen (PARKINSON et al. 1978, SCHÖNBORN 1989). Nach Untersuchungen von BRÜCKMANN 1992 mit Hilfe einer "Fumigation-Extraction"-Methode in verschiedenen Beständen der Bundesrepublik waren zwischen 1 und 6 % des Radiocäsiumgehaltes der Humusauflage in der Mikroflora immobilisiert. OLSEN et al. (1990) kalkulierten die Pilzbiomasse in den Böden norwegischer Wälder mit Hilfe des Ergosterol-Gehaltes von

Bodenproben und schätzten den von den Pilzen immobilisierten Radiocäsiumgehalt durch Multiplikation der Pilzbiomasse im Boden mit den Radiocäsiumaktivitäten von Pilzfruchtkörpern. Der Anteil des von Pilzen immobilisierten Radiocäsiums am gesamten Radiocäsiumgehalt des Bodens variierte von  $< 10\%$  bis  $> 50\%$  und lag im Mittel bei  $32\%$ . WITKAMP und BARZANSKY (1968) fanden in Feldexperimenten mit Liriodendron-Blättern eine Netto-Cs 137-Immobilisierung durch Mikroorganismen innerhalb weniger Monate von  $7\%$  des Cs-Inventars der Blätter.

Die Mikroflora, insbesondere die Pilze, sind demnach eine rasch wirksame und kapazitativ bedeutsame Senke für Radiocäsium. Aus unmittelbarem Fallout stammende oder mit dem Bestandesniederschlag transportierte Radiocäsiumionen werden demnach bereits im L und Of-Horizont in erheblichem Umfang durch die Mikroflora immobilisiert. Bis in den Oh- und Ah-Horizont vorgedrungene Cäsiumionen werden an Kationenbindungsplätze der organischen Substanz sorbiert. Beide Bindungsmöglichkeiten führen dazu, daß das Radiocäsium auf Standorten mit ausgeprägten O-Horizonten und überwiegender Streuzersetzung durch Pilze, wie zum Beispiel am Standort Idar-Oberstein, nur mit geringen Raten in den Mineralboden verlagert wird. Auf Standorten mit Moder- oder Rohhumusauflagen, die in unseren Waldgebieten weit verbreitet sind, wird das Radiocäsium also über eine lange Zeit in der organischen Auflage gehalten.

Sowohl die Bindung in der mikrobiellen Biomasse als auch die Sorption an Kationenbindungsplätzen ist labil. Die Mikroflora ist in erheblichem Umfang äußeren Einflüssen ausgesetzt. So fand BRÜCKMANN (1992) eine erhebliche Abnahme des mikrobiellen Kohlenstoffgehalts in "Litterbags" nach einer Austrocknung des L-Materials. Mit der Abnahme der Mikroflora ging auch eine Abnahme des immobilisierten Radiocäsiums einher. Das heißt, daß z.B. bei Witterungsschwankungen ein Teil des in der Mikroorganismensubstanz gebundenen Radiocäsiums freigesetzt werden dürfte. Auch TEGEN et al. (1991) beobachteten eine signifikante Verlagerung des Cäsiums nach einer Erwärmung der Bodensäulen auf  $30$  und  $40^{\circ}\text{C}$ .

Die Kationenadsorption der organischen Substanz basiert auf der Dissoziation von Protonen der Carboxyl-, phenolischen OH- und Enolgruppen und damit ausschließlich auf variabler Ladung (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1984, S. 85). Da anders als bei Tonmineralen spezielle Bindungspositionen bei der organischen Substanz fehlen, werden monovalente Kationen nur vergleichsweise schwach gebunden und dürften zum Beispiel bei witterungsbedingten Versauerungsschüben oder bei Anstieg der Konzentration mehrwertiger Kationen, zum Beispiel nach Kalkung, verstärkt desorbiert werden. Als Fazit kann geschlossen werden, daß das Radiocäsium in der Humusaufgabe leicht mobilisiert werden kann.

Da die Humusaufgabe von Standorten mit Moder- und Rohhumus-Humusformen im allgemeinen intensiv durchwurzelt ist und Radiocäsium dort in relativ höheren Konzentrationen und in verfügbarer Form vorliegt, dürfte die Radiocäsiumaufnahme der Boden-

vegetation und der Waldbäume überwiegend aus der Humusaufgabe erfolgen. In Form eines kurzgeschlossenen Kreislaufes unter weitgehender Aussparung des Mineralbodens kann Radiocäsium so vermutlich sehr lange Zeit im biogenen Kreislauf verbleiben.

An Standorten mit besseren Humusformen wie zum Beispiel am Standort Merzalben ist eine Sorption des Radiocäsiums in der vergleichsweise geringmächtigen Streuaufgabe nur in weitaus geringerem Umfang und aufgrund des rascheren Umsatzes der Streuaufgabe nur für vergleichsweise kurze Zeit möglich. Da die Humusaufgabe nicht durchwurzelt ist, ist ein Radiocäsiumkreislauf ohne Einbeziehung des Mineralbodens nicht möglich. Der Radiocäsium-Fallout gelangt somit rasch in den Mineralboden und kann dort fixiert werden.

Im deutlichen Gegensatz zu der oben beschriebenen, nur äußerst geringen Mobilität des Altlasten-Radiocäsiums im Mineralboden steht die Beobachtung, daß das Tschernobylbürtige Radiocäsium bereits im Herbst 1986, also nur wenige Monate nach dem Fallout, in Mineralbodentiefen bis 15 cm am Standort Idar-Oberstein und bis 5 cm Tiefe am Standort Merzalben anzutreffen war. In den darauffolgenden Jahren konnte allerdings keine weitere signifikante Verlagerung dieses Radiocäsiums festgestellt werden. Diese Beobachtung deutet auf eine unterschiedliche Wanderungsgeschwindigkeit während und unmittelbar nach den Falloutereignissen und in späteren Perioden hin.

Auch GIANI et al. (1987) stellten bei Untersuchungen typischer Böden Norddeutschlands eine merkliche Verlagerung des Radiocäsiums aus dem Tschernobyl-Fallout nur innerhalb der ersten zwei Wochen fest, während im Laufe des nachfolgenden halben Jahres keine weitere Migration zu erkennen war.

SCHIMMACK et al. (1988) beobachteten in einem Fichtenbestand in Bayern (Höglwald) eine rasche Initialwanderung des Cs 134 während eines starken Regenschauers am 30. April 1986. Ein Teil des Cs 134 hatte bereits 13 Tage nach der Deposition durch die 7 cm mächtige Humusaufgabe hindurch den Mineralboden erreicht. Diese sehr rasche Verlagerung des Radiocäsiums wird von den Autoren darauf zurückgeführt, daß während der relativ kurzen Wasserinfiltrationsperiode kein vollständiges Sorptionsgleichgewicht zwischen dem Radiocäsium und den verschiedenen Bodenbestandteilen entstanden ist. Nachfolgende Erhebungen an diesem Standort ergaben innerhalb einer Zeitspanne von 200 bis 600 Tagen nach dem Tschernobyl-Fallout mittlere Wanderungsgeschwindigkeiten für das Tschernobyl-Cs 137 und -Cs 134 zwischen 4 cm/Jahr (Of1-Horizont) und 2 cm/Jahr (Oh-Horizont) (BUNZL et al. 1989). Für den Kernwaffentest-Fallout wurden in dieser Untersuchung dagegen Transportgeschwindigkeiten zwischen 1 cm/Jahr im Of- und 0,07 cm/Jahr im Oh-Horizont berechnet.

Auf eine labilere Bindung des Tschernobyl-Cäsiums im Vergleich zum Cäsium aus den Kernwaffentests weisen auch LIVENS und BAXTER (1988) hin. Ihres Erachtens ist dies entweder darauf zurückzuführen, daß das Tschernobyl-Radiocäsium in einer anderen Form als der globale Fallout deponiert wurde oder, daß das Radiocäsium nach dem Fallout erst nach und nach fest gebunden wird.

Derartige "Alterungseffekte" wurden auch von CLINE (1981) mit Hilfe von Topfversuchen mit Gerste untersucht. Er fand eine Gleichgewichtseinstellung innerhalb einer Zeitspanne von etwa 30 Tagen nach der Kontamination des Bodens mit Cs 134. Danach wurde das Radiocäsium während der Versuchszeit gleichmäßig von der Gerste aufgenommen. Auch DAHLMAN und VORIS (1976) stellten bei Untersuchungen der Cs 137-Verteilung in Böden und Pflanzen 30 Jahre nach der Kontamination einer Flußebene durch das "Manhattan-Projekt" 1944 keine Veränderung des Aktivitätsverhältnisses Pflanze/Boden gegenüber einer 15 Jahre zurückliegenden Untersuchung fest.

Die Sorption des Radiocäsiums scheint sich demnach ab einem gewissen Zeitraum nach der Deposition nicht mehr zu verändern. Der Zeitpunkt der Gleichgewichtseinstellung wird möglicherweise rasch erreicht, wenn das Radiocäsium durch Bodenbearbeitung oder Bioturbation mit dem Mineralboden vermischt wird, dagegen erst deutlich später, wenn ein Auflagehumus oder hoher Humusgehalt im Boden den Kontakt des Radiocäsiums mit Tonmineralen verzögern.

#### II.3.1.2.2 Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums

Die biologische Verfügbarkeit des Radiocäsiums ist naturgemäß eng mit dessen Sorption an die verschiedenen Bodenbestandteile verbunden. Vor allem das Vorhandensein einer starkmächtigen, durchwurzelbaren Auflagehumusschicht scheint die Bioverfügbarkeit, wie im vorstehenden Kapitel abgeleitet, erheblich erhöhen zu können. So befindet sich am Standort Idar-Oberstein (Humusform: Rohhumusartiger Moder) auch ein weitaus höherer Anteil des Gesamtradiocäsiuminventars in der Dendromasse und ein deutlich höherer Anteil im jährlichen Umsatz als am Standort Merzalben (Humusform: F-Mull). Überwiegend in der Humusaufgabe wurzelnde Pflanzen wie Drahtschmiele und Heidelbeere weisen deutlich höhere Radiocäsiumaktivitäten auf als tiefer wurzelnde Pflanzen wie z.B. Himbeeren. Die Fruchtkörper der am Standort Idar-Oberstein anscheinend überwiegend in der Humusaufgabe Hyphen-ausbildenden Pilze sind deutlich stärker mit Radiocäsium kontaminiert als die am Standort Merzalben überwiegend im Mineralboden wachsenden Pilze.

Die anscheinend hohe Mobilität des Radiocäsiums in der Initialphase während und unmittelbar nach dem Fallout bewirkt, daß ein Teil der Nuklide auch bei starkmächtiger Humusaufgabe rasch in die durchwurzelten Bereiche gelangt. Wie die periodischen Erhebungen am Standort Idar-Oberstein belegen, wandert das Maximum der Radiocäsiumaktivität in den nach dem Fallout folgenden Jahren von der L-Lage allmählich in die durch stärkere Umsetzungsprozesse gekennzeichneten und auch durchwurzelten Of- und Oh-Horizonte. Hierdurch dürfte die Pflanzenverfügbarkeit des Radiocäsiums stei-

gen. Auf der anderen Seite ist eine zunehmend festere Sorption an verschiedene Bodenbestandteile wahrscheinlich. Die im Verlauf der sechsjährigen Untersuchungsperiode in Pilzfruchtkörpern ermittelten Radiocäsiumaktivitäten zeigen keinen erkennbaren Trend zu einer Zu- oder Abnahme der Kontamination. Dies läßt den Schluß zu, daß sich die Verfügbarkeit des Radiocäsiums in diesem Zeitraum nicht wesentlich verändert hat.

An Standorten ohne durchwurzelbare Auflagehumusschichten, wie in Merzalben, wird die Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums im wesentlichen von der chemisch-physikalischen Beschaffenheit der obersten Mineralbodenschicht beeinflusst. Eine vergleichsweise hohe Bioverfügbarkeit ist bei hohem Gehalt an organischer Substanz, niedrigen pH-Werten und geringen austauschbaren Kaliumgehalten zu erwarten (ABBAZOV et al. 1978, BARBER 1964, BIESOLD et al. 1978, ERIKSSON et al. 1988, FREDRIKSSON 1970, FREDRIKSSON and ERIKSSON 1966, FREDRIKSSON et al. 1958, FREDRIKSSON et al. 1966, MENZEL 1954, NISHITA et al. 1960, NISHITA et al. 1961, SCHALLER et al. 1988). Zur Abschätzung des pflanzenverfügbaren Anteils des im Mineralboden befindlichen Radiocäsiums wurde für die oberste Mineralbodentiefenstufe des Standortes Merzalben der mit  $\text{NH}_4\text{Cl}$  austauschbare Cs 137-Anteil unter Anwendung einer Schüttelextraktionsmethode ermittelt (vgl. Kap. II.1.1.4). Bei einer Ausgangsaktivität vor der Extraktion von  $176 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{kg}^{-1}$  Feinboden ergab sich ein extrahierbarer Anteil von  $14 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  entsprechend 8 % der Gesamtaktivität. Dieser Wert ist überraschend hoch und steht im Gegensatz zur Beobachtung, daß das Radiocäsium zum Zeitpunkt der Probenahme im Jahr 1990 im Mineralboden nahezu immobil ist. Denkbar wäre, daß bei der Extraktion das an die Humussubstanz der sehr humusreichen Probe gebundene Radiocäsium in erheblichem Umfang in die Extraktionslösung gelangt und so eine vergleichsweise hohe Verfügbarkeit vorspiegelt. In der Realität wird das an die organische Substanz gebundene Radiocäsium nur sehr allmählich freigesetzt und möglicherweise sofort wieder an benachbarte sorptionsfähige Bodenbestandteile gebunden. Auf eine Überschätzung des austauschbar gebundenen Anteils mit diesem Verfahren weisen auch die Ergebnisse der Extraktion des Kaliums hin. Für K 40 ergab sich bei einer Ausgangsaktivität von  $311 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  Feinboden ein extrahierbarer Anteil von  $11 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  entsprechen 3,5 %. Dieser Wert ist deutlich höher als der mit Hilfe des  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Perkolationsverfahrens (vgl. MEIWES et al. 1984) hergeleitete austauschbarer Kaliumgehalt ( $2,86 \text{ mol IÄ} \cdot \text{g}^{-1}$  entsprechend  $3,5 \text{ Bq K } 40 \cdot \text{kg}^{-1}$  Boden).

Aufgrund der Unsicherheiten in der Interpretation der Ergebnisse wurde für den Standort Idar-Oberstein auf dieses aufwendige Extraktionsverfahren verzichtet, zumal dort dem Mineralboden bei der Wurzelaufnahme nur eine weit geringere Bedeutung zukommt als am Standort Merzalben.

### II.3.1.2.3 Mobilität in den Pflanzen

Cäsium ist als Alkalimetall sowohl xylem- als auch phloemmobil. Es wird daher in den Pflanzen sowohl mit dem Wasserstrom im Splintholz von der Wurzel zur Krone als auch mit dem Assimilatstrom im Bast von der Krone zur Wurzel hin transportiert. Wenngleich BROWN (1964) bei Untersuchungen an Tulpenbäumen mit Hilfe einer Unterdruck-Xylemwassergewinnungsmethode Hinweise fand, daß ein kleiner Teil des Radiocäsiums an organische Bindungsplätze (vermutlich Carboxylgruppen) des Pflanzengewebes sorbiert wird, scheint das Radiocäsium in den Bäumen sehr beweglich zu sein. Die Radiocäsiumverteilung im Splintholz und in der Rinde einer Fichte im Standort Idar-Oberstein zeigte eine verhältnismäßig gleichmäßige Radiocäsiumverteilung von der Wurzel bis zur Baumkrone. Ausgeprägte Gradienten Wurzel-Krone im Splintholz bzw. Krone-Wurzel in der Rinde waren nicht zu erkennen. Geringfügige Aktivitätserhöhungen im unmittelbaren "Feinwurzelbereich" der Wurzeln und im benadelten Bereich der Äste belegen, daß Radiocäsium sowohl im Xylem als auch im Phloem effektiv transportiert wurde.

Auf eine sehr hohe Mobilität innerhalb des Baumes weist auch die Beobachtung hin, daß Radiocäsium bevorzugt in den jüngsten Nadeljahrgang der Fichten, also den photosynthetisch aktivsten Pflanzenteil verlagert wird. Auch bei den Laubbäumen ist ein erheblicher Transport in den jährlichen Neuaustrieb festzustellen.

Die hiesigen Untersuchungsbefunde bestätigen die in einer Reihe von Arbeiten beschriebene hohe Mobilität der Cäsiumnuklide in den Pflanzen. WITHERSPOON (1964) fand nach nur 1,5 Stunden nach einer Inokulation von Cs 134 in Quercus alba-Stämme das Radionuklid in allen Kronenteilen. Eine ähnlich rasche und vollständige Verteilung des Radiocäsiums konnten AUERBACH et al. (1964) nach einer Stamminokulation von Tulpenbäumen mit Cs 137 beobachten. BRÜCKMANN (1992) konstatierte eine Anreicherung von Radiocäsium an den Stellen der Bäume, wo verstärkt Stoffwechselforgänge und Wachstum stattfanden. HANDLEY und BABCOCK (1972) ermittelten eine rasche Verlagerung von Cs 137 in neu gebildete Pflanzenteile. Auch GLUECKAUF (1955) weist darauf hin, daß Cäsium sich in Pflanzenteilen mit hoher Transpiration anreichert.

Im Hinblick auf Verlagerungsprozesse im Baum besonders interessant erscheint die Beobachtung, daß die Radiocäsiumaktivität der Eichenblätter am Standort Merzalben im Verlauf der Vegetationsperiode weitgehend konstant ist und erst in den abfallenden Blättern deutlich abnimmt. Eine Abnahme der Radiocäsiumaktivität kurz vor dem Blattfall wurde auch von AUERBACH et al. (1964), GARTEN et al. (1975), OLSON (1965) und WITHERSPOON (1964) beobachtet. In der Regel nahm in den dortigen Untersuchungen jedoch die Cäsiumaktivität bereits über die gesamte Vegetationsperiode

ab. Eine Abnahme des Radiocäsiumsgehaltes der Blätter kann sowohl aus Leachingprozessen als auch aus einer Rückverlagerung des Radiocäsiums in die Zweige, Äste und Stämme zurückzuführen sein. Hinweise auf eine verstärkte Blattauswaschung bei der Blattseneszenz fanden SHURE und GOTTSCHALK (1978) sowie OLSON (1965) in Form erhöhter Radiocäsiumkonzentrationen im Bestandesniederschlagswasser kurz vor Blattfall. Auf der anderen Seite stellte WITHERSPOON (1961) nach Inokulation von Cs 134 in die Stämme eines Weißbeichenbestandes fest, daß von der in die Blätter gelangten Cäsiummenge nur 13 % mit dem Regen ausgewaschen wurden und 37 % mit dem Streufall auf den Boden gelangten, während 50 % am Ende der Wachstumsperiode in Holz zurückverlagert wurden. GARTEN et al. (1975) schlossen aus der Beobachtung, daß die Radiocäsiumgehalte in den Blättern von 3 Baumarten aus einer kontaminierten Flußebene von Frühjahr zum Herbst abnehmen, während die Cäsiumgehalte in den Stämmen zum Teil leicht zunehmen, daß ein Rücktransport von Radiocäsium aus seneszenten Blättern in den Stamm stattfindet.

Die hiesigen Untersuchungen lassen keine Unterscheidung in Blattauswaschung und Rückführung des Cäsiums in die Bäume zu. Allerdings spricht die Konstanz der Radiocäsiumgehalte der Blätter während der Vegetationsperiode und auch in der gefallenen Streu sowie die Beobachtung, daß sich das Kontaminationsniveau der Blätter seit 1987 nicht verändert hat, eher für ein Überwiegen der Rückverlagerung des Cäsiums als für ein Überwiegen der Blattauswaschung.

### II.3.2 Vergleich des Verhaltens von Radiocäsium und Kalium in Wald- ökosystemen

Cäsium und Kalium gehören im Periodensystem der chemischen Elemente beide zur Hauptgruppe der Alkalimetalle und weisen demnach ähnliche chemische und physikalische Eigenschaften auf. Allerdings kommen sie in den Böden in sehr unterschiedlichem Konzentrationsniveau vor. Der Kaliumgehalt liegt im Mineralboden beider Untersuchungsstandorte zwischen 12,5 und 22,4 g • kg<sup>-1</sup> (vgl. Tab. 3, Kap. I.3.3); der Gehalt an stabilem Cäsium (Cs 133) dürfte auf < 7 • 10<sup>-3</sup> g • kg<sup>-1</sup> zu schätzen sein (NEUMÜLLER 1979). Der Gehalt an radioaktiven Cs 137 errechnet sich aus den Aktivitätsmessungen für den Tiefenbereich 0 - 2,5 cm auf 4,4 • 10<sup>-11</sup> g • kg<sup>-1</sup> am Standort Idar-Oberstein und 5,8 • 10<sup>-11</sup> g • kg<sup>-1</sup> am Standort Merzalben.

Ein Ziel dieser Arbeit war es zu überprüfen, inwieweit sich trotz dieser beträchtlichen Unterschiede im Konzentrationsniveau Radiocäsium und Kalium in verschiedenen Kompartimenten der Waldökosysteme gleich verhalten. Hieraus läßt sich ableiten, in-

wieweit aus Kenntnissen über das Verhalten der einen Komponente auf das Verhalten der anderen Komponente geschlossen werden kann und inwieweit sich Radiocäsium in experimentellen Untersuchungen als "Tracer" für Kalium sinnvoll einsetzen läßt.

In der Dendromasse zeigten sich an beiden Standorten unterschiedliche Verteilungsmuster des Radiocäsiums und des Kaliums, die im wesentlichen auf die unterschiedlichen Kontaminations- bzw. Aufnahmepfade zurückzuführen sind. Radiocäsium ist bedingt durch die atmogene Deposition in weitaus höherem Anteil an äußeren Oberflächen adsorbiert als das in der Dendromasse ganz überwiegend aus der Wurzelaufnahme stammende Kalium. Entsprechend sind die relativen Anteile des in der Rinde und vor allem in der Borke vorhandenen Radiocäsiums am Gesamtradiocäsiumvorrat deutlich höher, die Anteile in Nadeln und im Holz deutlich geringer als beim Kalium. Hinzu kommt, daß das Kalium im Verlaufe des Bestandeslebens in weitgehend gleichbleibendem Umfang für die Wurzelaufnahme zur Verfügung stand. Radiocäsium ist dagegen in den Ökosystemen erst seit den oberirdischen Atomwaffentests in den 50er Jahren vorhanden und in erhöhtem Umfang seit dem Tschernobyl-Fallout. Demzufolge findet sich beim Kalium anders als beim Radiocäsium kein deutlicher Unterschied im Gehalt dieses Elements zwischen Splint- und Reif- bzw. Kernholz.

Auf ein sehr ähnliches Verhalten beider Komponenten im Baum weist die nahezu identische Verteilung im äußeren Splintholzmantel und in der Rinde (nach Entfernen der Rindenschuppen und damit des an äußere Oberflächen adsorbierten Radiocäsiums) von der Wurzel bis zur Krone einer Fichte am Standort Idar-Oberstein hin. Auch in der Verteilung auf die verschiedenen Nadeljahrgänge der Fichte verhalten sich Radiocäsium und Kalium gleich. Beide Komponenten werden bevorzugt in die jüngsten, photosynthetisch aktivsten Pflanzenteile verlagert.

Ein unterschiedliches Verhalten ergibt sich dagegen aus dem zeitlichen Verlauf der Radiocäsium- und Radiokaliumaktivitäten der Blätter innerhalb der Vegetationsperiode am Standort Merzalben. Während die Radiokaliumaktivitäten vom frischen Austrieb bis zum Herbst hin kontinuierlich abnehmen, bleiben die Radiocäsiumaktivitäten weitgehend konstant. Erst im herbstlichen Streufall gehen die Radiocäsiumaktivitäten zurück, allerdings weit weniger als beim Kalium (Abb. 2.8 und 2.9, Kap. II.2.3.6.1). Auch im weiteren Aktivitätsverlauf der gefallenen Streu zeigen sich merkliche Unterschiede. Während die Radiokaliumaktivität im Verlauf des Herbst und Winters rasch weiter abnimmt, zeigt die Radiocäsiumaktivität keinerlei signifikante Veränderungen (Tab. 31, Kap. II.2.3.4). In die gleiche Richtung deutet die Beobachtung, daß im Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein die Cäsiumaktivitäten im Nadelstreufall nahezu gleichhoch, die Kaliumgehalte dagegen deutlich niedriger liegen als die entsprechenden Gehalte in den lebenden Nadeln (Tab. 32, Kap. II.2.3.6.1 und Tab. 24, Kap. II.2.3.1). Radiocäsium scheint demnach in den Blättern und Nadeln einem geringeren Leaching unterworfen zu sein als Kalium. Auf eine gegenüber dem Kalium geringere Blattauswaschung

des Radiocäsiums weist auch die Beobachtung hin, daß die Kronenauswaschung beim Radiocäsium einen weitaus geringeren Anteil am Umsatz dieser Komponente einnimmt als beim Kalium.

Eine raschere Auswaschung von Kalium im Vergleich zu Radiocäsium beobachteten auch MATTSON und LIDEN (1975) bei Untersuchungen des Waldmooses *Pleurozium schreberi*. Sie stellten fest, daß das Cs 137/K-Verhältnis in toten Moosteilen etwa zweifach höher ist als in lebenden Moosteilen.

Da sich Cäsium und Kalium, wie vorstehend ausgeführt, bei der Verlagerung im Baum anscheinend nicht unterschiedlich verhalten, muß der Grund für das offensichtlich geringere Leaching des Radiocäsiums aus den Vegetationsorganen im Vergleich zum Kalium nicht auf der Ebene der Leitbahnen, sondern in den einzelnen Zellen der Vegetationsorgane vermutet werden. Da in der Literatur keine Hinweise auf ein unterschiedliches Verhalten von Cäsium und Kalium in der Zelle gefunden werden konnten, lassen sich hierüber nur Vermutungen anstellen.

Cäsium verfügt gegenüber Kalium über einen größeren Ionenradius und eine geringere Hydratationsenergie. Denkbar wäre, daß aufgrund der kleineren Hydrathülle Cäsium stärker als Kalium adsorptiv an die Bindungsplätze der Zellwände und im Protoplasma an Proteine oder Carboxylgruppen von Aminosäuren gebunden wird. Weiterhin wäre denkbar, daß Cäsium aufgrund seines größeren Ionenradius sowohl in der Beweglichkeit im Cytoplasma als auch beim Durchtritt durch Membrane gegenüber dem Kalium benachteiligt ist und somit weniger in den Kationenumtausch im Rahmen des Leachings einbezogen wird.

Eine Überprüfung dieser Hypothese kann nur im Laborexperiment erfolgen. Zur Klärung, ob Cäsium und Kalium in unterschiedlichen Anteilen in verschiedenen Zellbestandteilen vorhanden sind, könnte eine labortechnische Trennung von Apoplasten und Protoplasten erfolgen. Eine Lokalisation der beiden Elemente in der Zelle dürfte auch mit Hilfe von autoradiographischen Methoden oder durch Einsatz der Röntgenmikroanalyse mit Hilfe eines Transmissionmikroskops möglich sein. Vermutlich muß hierzu experimentell eine möglichst hohe Konzentration des Cäsiums (stabiles Cäsium oder radioaktive Nuklide) in den jeweiligen Vegetationsorganen herbeigeführt werden.

Vor einer Klärung der Ursachen der gegenüber dem Kalium geringeren Auswaschbarkeit des Cäsiums aus den Vegetationsorganen erscheint bei Rückschlüssen vom Verhalten der einen Komponente auf das Verhalten der anderen Komponente Vorsicht geboten.

### **III. Einfluß von Kalk- und Kaliumdüngungen auf das Verhalten von Radiocäsium in Waldökosystemen**

Die Untersuchungen zu den Auswirkungen von Düngungsmaßnahmen befassen sich im wesentlichen mit folgenden, zentralen Teilaspekten des ökosystemaren Radiocäsium-Verhaltens (vgl. Kap. I.2):

1. Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Verlagerung des Radiocäsiums in der Humusaufgabe und im Mineralboden.
2. Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbodenvegetation.
3. Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbäume und auf die Radiocäsiumflüsse mit dem Streufall und dem Bestandesniederschlag.

#### **III.1 Methoden**

Die Untersuchungen zur Ermittlung des Einflusses von Kalk- und Kaliumdüngungen auf das Verhalten des Radiocäsiums in Waldökosystemen wurden soweit als möglich in die in Kapitel II aufgeführten Untersuchungen zur Beschreibung des Inventars und des Kreislaufes des Radiocäsiums eingebunden. In der Regel wurden die dort beschriebenen Untersuchungen um zusätzliche Düngungsparzellen bzw. Probenahmestellen und Probenbäume auf gedüngten Flächen ergänzt. Die in Kapitel II.1 dargestellten Methoden, insbesondere die Angaben zur Probenaufbereitung, gamma-spektrometrischen Messung und chemischen Analyse gelten für die in Kapitel III aufgeführten Untersuchungen entsprechend.

##### **III.1.1 Untersuchungsmethodik zur Ermittlung des Einflusses von Düngungsmaßnahmen auf die Verlagerung des Radiocäsiums im Boden**

Zur Ermittlung der Auswirkungen von Kalk- und Kaliumdüngungen auf die Mobilität des Radiocäsiums in der Humusaufgabe und im Mineralboden wurden im Sommer 1988 an beiden Standorten parallel zu der in Kapitel II.1.1.3 beschriebenen Bodenuntersuchungsparzelle (Nullparzelle) jeweils zwei weitere gleichgroße Parzellen für die Düngungsversuche eingerichtet. Unmittelbar nach der Erstbeprobung Mitte Juli 1988 wurde je Standort eine Parzelle mit 6 t Dolomit/ha (Wellener Herkunft) der Mahlfeinheit 0 - 2 mm (chemische Analyse und Siebanalyse vgl. Tab. 37) (Kalkparzelle) und eine weitere

mit 360 kg Kaliumsulfat/ha ( $K_2O$ -Anteil: 50 %) (Kaliparzelle) von Hand gedüngt. Die Verfahren zur Gewinnung und weiteren Behandlung der Bodenproben entsprechen der in Kapitel II.1.1.3 beschriebenen und in Abb. 9 veranschaulichten Vorgehensweise.

**Tab. 37: Chemische Analyse und Siebanalyse des in den Düngeversuchen ausgebrachten Dolomits (Herkunft: Wellen; Material: 0-2 mm)**

<u>Chemische Analyse</u>					
MgO : 19,3 %	MgCO <sub>3</sub> : 40,4 %				
CaO : 28,2 %	CaCO <sub>3</sub> : 50,2 %				
basisch wirksame Stoffe (berechnet als CaCO): 53,9 %					
<u>Schwermetallgehalte (mg/kg)</u>					
Pb: 12,0	Cd: 0,3	Cr: 5,8	Co: 2,1	Cu: 7,5	Ni: 3,8
Hg: 0,005	Tl: 0,12	Zn: 28	As: 5,6		
<u>Siebanalyse</u>					
< 3 mm: 100 %	< 2 mm: 99,3 %	< 1 mm: 78,5 %			
< 0,5 mm: 55,9 %	< 0,25 mm: 42,3 %	< 0,09 mm: 25,9 %			
< 0,063 mm: 20,6 %	< 0,04 mm: 17,6 %	< 0,025 mm: 13,8 %			

Zur Ermittlung des Einflusses der Düngungsmaßnahmen auf die Radiocäsiumverlagerung mit dem Humussickerwasser wurden am Standort Idar-Oberstein parallel zu der im Kapitel II.1.3.3 beschriebenen Verfahrensweise zusätzlich drei Humuslysimeter auf Düngungspartellen eingesetzt. Ein Humuslysimeter war auf einer bereits am 15.11.1988 mit 6 t Dolomit/ha gekalkten Teilparzelle installiert. An jeweils einem weiteren Humuslysimeter wurde der nähere Einzugsbereich (ca. 12 m<sup>2</sup>) unmittelbar vor der ersten Probenahme im Juli 1990 mit Dolomit entsprechend 6 t/ha bzw. Kaliumsulfat entsprechend 360 kg  $K_2SO_4$ /ha gedüngt. Die Mischprobenbildung und die weitere Probenbehandlung erfolgte entsprechend der in Kapitel II.1.3.3 bereits aufgeführten Methodik.

### III.1.2 Untersuchungsmethodik zur Ermittlung des Einflusses von Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbodenvegetation

Teilbereiche beider Untersuchungsbestände wurden im Dezember 1988 (Standort Merzalben) bzw. Februar 1989 (Standort Idar-Oberstein) mit 6 t Dolomit/ha (Material wie in Kap. III.1.1 beschrieben; vgl. Tab. 37) gedüngt. Die auf diesen Flächen sowie auf den Düngungsparzellen des Bodenuntersuchungsprojekts (vgl. Kap. III.1.1) wachsende Bodenvegetation (einschließlich Pilzfruchtkörper) wurde, soweit genügend Pflanzenmaterial für die gammaspektrometrische Analyse gefunden werden konnte, parallel zur Bodenvegetation auf nicht gedüngten Arealen beprobt und gammaspektrometrisch analysiert.

In Ergänzung hierzu wurden an beiden Standorten spezielle Aussaatversuche angelegt. Hiermit sollte weitgehend unabhängig von einer kleinstandörtlich möglicherweise unterschiedlichen Foliarkontamination der Pflanzen durch den Tschernobyl-Fallout, der Einfluß von Kalk- und Kaliumdüngungen auf den Transfer Boden - Bodenvegetation ermittelt werden.

Speziell der Fragestellung, ob die Aufnahme des Radiocäsiums in die am Standort Idar-Oberstein flächig verbreitete Drahtschmiele durch Düngungsmaßnahmen beeinflusst werden kann, dienten gesonderte "Schnittversuche". Hier wurde davon ausgegangen, daß nach mehrmaligem Schnitt und dem damit verbundenen Ernteentzug das in den oberirdischen Vegetationsorganen der Drahtschmiele vorhandene Radiocäsium im wesentlichen nur noch aus der Wurzelaufnahme stammen kann.

#### III.1.2.1 Aussaatversuche

Die Aussaatversuche am Standort Idar-Oberstein mußten aus den in Kapitel I.2 aufgeführten Gründen in ein ca. 300 m vom eigentlichen Untersuchungsbestand entferntes Fichtenaltholz vergleichbarer Exposition und mit sehr ähnlichen Bodenverhältnissen verlegt werden. Zur Anlage der Versuche wurde eine ca. 0,25 ha große, homogen erscheinende Bestandespartie im März 1988 durch eine Reduzierung des Bestockungsgrades von ca. 1,0 auf ca. 0,7 aufgelichtet. In der Mitte des aufgelichteten Bestandeteils wurde eine ca. 35 x 20 m große Fläche eingezäunt und in drei gleichgroße Blöcke eingeteilt. In jedem Block wurden sodann 6 jeweils 12 m<sup>2</sup> große Parzellen eingemessen. Bei der Ausrichtung der Parzellen wurde darauf geachtet, daß sie weitgehend frei von

groben anthropogenen Störungen (im wesentlichen Fahrspuren) sind. Alle Parzellen wurden mit 15 cm tief eingegrabenen Kunststoffmanschetten eingegrenzt, um Einflüsse aus benachbarten, unter Umständen gedüngten Parzellen auszuschließen.

In jedem Block wurden folgende Versuchsvarianten eingerichtet:

Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.)

- Nullparzelle
- Kalkparzelle (6 t Dolomit/ha)
- Kaliparzelle (360 kg  $K_2SO_4$ /ha)

Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa* [L.] Trin.)

- Nullparzelle
- Kalkparzelle (6 t Dolomit/ha)
- Kaliparzelle (360 kg  $K_2SO_4$ /ha)

Durch die drei Blöcke ist jede Variante 3-fach vertreten. Die Festlegung der Parzelle für jede Variante innerhalb eines Blockes fiel durch Losentscheid. Die Düngung der Kalk- und Kaliparzellen erfolgte am 11.05.1988. Die ausgebrachten Düngemittel entsprechen in Aufwandmenge und Beschaffenheit dem auf den Bodenuntersuchungsflächen verwendeten Material (vgl. Kap. III. 1.1). Unmittelbar nach der Düngung wurde das Saatgut in den L-Horizont gemischt. Bei Fichte wurde eine Saatgutmenge von  $20 \text{ g/m}^2$  (das entspricht etwa 2800 Samen), bei Drahtschmiele ca.  $2 \text{ g/m}^2$  verwendet. Das Fichtensaatgut wurde als gereinigtes Saatgut aus dem Herkunftsgebiet 84002 (Westdeutsches Bergland) - Reifejahr 1987 - von der Klänge Elmstein bezogen. Das Drahtschmielesaatgut wurde im Forstamt Trippstadt (Pfälzerwald) selbst erworben und konnte nur grob gereinigt werden. Da das Drahtschmielesaatgut 1988 nicht aufief, wurde die Aussaat im Herbst wiederholt. Auch diese Aussaat brachte keinen Erfolg. Daher wurde im September 1989 auf den Drahtschmieleparzellen der L-Horizont abgetragen und das Drahtschmielesaatgut in einer Aufwandmenge von ca.  $5 \text{ g/m}^2$  am 12.10.1989 in den Of-Horizont eingemischt. Dieses Saatgut lief im darauffolgenden Frühjahr auf.

Am Standort Merzalben war eine gleichmäßige Auflichtung auf großer Fläche aus waldbaulichen und finanziellen (Furnierstammanwärter) Erwägungen nicht möglich. Daher wurden über den Untersuchungsbestand verteilt drei kleinere, ca.  $1/4 \text{ ha}$  große Bereiche ausgewählt, in denen durch die Entnahme des Buchenzwischen- und -unterstandes sowie einzelner schlechtformiger Eichen Bestandeslücken hergerichtet werden konnten. Auf diesen Lücken wurden in eingezäunten Arealen jeweils 12 Einzel-

parzellen abgegrenzt. Die Parzellengröße mußte wegen des Platzmangels auf  $9 \text{ m}^2$  reduziert werden. Dies war tragbar, da aufgrund des günstigeren Humuszustandes ein besseres Auflaufen des Saatgutes erwartet werden konnte. Die Düngungsvarianten entsprechen den am Standort Idar-Oberstein eingerichteten. Zusätzlich zu der Fichte- und Drahtschmielevariante wurden Varianten mit Buche (*Fagus silvatica* L.) und Hainsimse (*Luzula albida* [Hoffmann] Dc.) eingerichtet. Das Auflaufen und die Entwicklung dieser Pflanzenspezies erschien am Standort Merzalben aufgrund des besseren Humuszustandes auch ohne Bodenbearbeitung eher gewährleistet zu sein als am Standort Idar-Oberstein mit der dort vorherrschenden rohhumusartigen Moderauflage.

Die Düngung der Parzellen erfolgte im April 1988. Das Saatgut wurde unmittelbar anschließend aufgebracht (Fichte:  $20 \text{ g/m}^2$ , Buche:  $500 \text{ g/m}^2$  - entspricht ca. 2500 Bucheckern/ $\text{m}^2$ , Drahtschmiele:  $2 \text{ g/m}^2$ , Hainsimse:  $1,5 \text{ g/m}^2$ ). Hierzu wurde die L-Lage parzellenweise abgetragen, das Saatgut auf die Of-Schicht gestreut und die L-Lage anschließend wieder aufgebracht. Hierdurch sollte gewährleistet werden, daß das höher mit Radiocäsium kontaminierte Of- und Ah-Material von Versuchsbeginn an mit geringer kontaminiertem L-Material abgedeckt ist. Dies sollte die von CLINE und RICKARD (1972) in Feldexperimenten auf Ackerböden beobachtete Kontamination der Versuchspflanzen durch aufspritzendes Bodenmaterial bei Regen soweit als möglich reduzieren.

Die Herkunft des Fichte- und Drahtschmielesaatgutes entspricht der für den Standort Idar-Oberstein bereits beschriebenen. Die Bucheckern wurden als gereinigtes Saatgut des Reifejahres 1987 aus dem Herkunftsgebiet 81008 (Westdeutsches Bergland, Ernte aus zwei Beständen im Pfälzerwald) von der Klänge Elmstein bezogen. Das Hainsimse-saatgut wurde wie das Drahtschmielesaatgut im Forstamt Trippstadt selbst geerntet. Da das Drahtschmiele- und Hainsimsensaatgut in der ersten Vegetationsperiode nur unzureichend aufief, erfolgte Anfang September 1988 eine Nachsaat mit gleicher Saatgutmenge.

Eine erste Beerntung der oberirdischen Biomasse konnte am Standort Merzalben bei Buche, Fichte und Drahtschmiele im Sommer 1989 erfolgen. Die Hainsimsesamen liefen erst im Frühjahr des auf die Aussaat folgenden Jahres auf. Eine erste Beerntung war hier daher erst im Sommer 1990 möglich.

Am Standort Idar-Oberstein konnte wegen der erheblichen Auflaufprobleme bei Drahtschmiele eine erste Beerntung erst im Sommer 1991 durchgeführt werden. Das Fichten-saatgut keimte an diesem Standort zusammen mit Naturansamung aus dem Samenjahr 1987 zwar sehr gut, doch verging der größte Teil der Pflanzen bereits im Laufe der ersten Vegetationsperiode. Vor allem auf den mit Kaliumsulfat gedüngten Parzellen waren die Ausfälle so hoch, daß keine parzellenweise Beprobung vorgenommen werden konnte.

Die jährliche Probenahme der oberirdischen Biomasse erfolgte bei Fichte und Buche durch bodengleiches Abschneiden der Pflanzen in Form einer Ausdünnung des Pflanzenbestandes der jeweiligen Parzelle im Spätsommer. Aus der gesammelten Probe wurde je Block und Versuchsvariante eine Zufallsstichprobe von 20 Pflanzen auf Sproßlänge und Sproßgewicht ausgemessen. Bei den Gräsern wurden die oberirdischen Vegetationsorgane einschließlich der Blütenstände etwa 2 bis 3 cm oberhalb des Bodens abgeschnitten. Die Beerntung erfolgt jeweils zu Beginn der Blüte.

An allen gesammelten Pflanzenproben wurden neben gammaspektrometrischen Messungen auch chemische Gesamtanalysen vorgenommen.

Um eventuelle Unterschiede in der Bodenkontamination der einzelnen Parzellen aufzudecken und gegebenenfalls Transferfaktoren Boden-Pflanze berechnen zu können, wurden im Herbst 1989 von allen Parzellen Bodenproben gewonnen und auf Radiocäsium- und Radiokaliumaktivitäten sowie Gehalte stabiler Elemente analysiert. Hierzu wurden in jeder Parzelle 5 Bohrungen (jeweils 1 Bohrung an den Ecken der Parzelle und in der Mitte) mit dem in Kapitel II. 1.1.3 bereits beschriebenen Verfahren niedergebracht. Am Standort Merzalben wurde die (nicht durchwurzelte) Humusaufgabe an der Bohrstelle entfernt und der Mineralboden bis 10 cm Tiefe beprobt. Die 5 Proben einer Parzelle wurden zu einer Mischprobe vereinigt.

Am Standort Idar-Oberstein wurzelten die ausgesäten Pflanzen während der Versuchsdauer ausschließlich in der Humusaufgabe. Dort wurde deshalb der L-Horizont entfernt und ausschließlich die Of- und Oh-Schicht beprobt.

Da ein Einfluß der Wurzelverteilung auf die Radiocäsium- und Kaliumaufnahme der ausgesäten Pflanzen zu erwarten war, wurden Ende August 1991 am Standort Merzalben jeweils auf den Nullparzellen des Blocks A3 Wurzelprofilaufnahmen der 4 Pflanzenspezies durchgeführt. Hierzu wurde eine von BÖHM (1979) beschriebene Profilwandmethode modifiziert: Im Randbereich der jeweiligen Parzelle wurde ein ca. 80 cm langer, 40 cm breiter und 40 cm tiefer Graben ausgehoben. Die zur Parzelle gerichtete Profilwand wurde geglättet und alle Wurzeln mit einer Schere so kurz wie möglich abgeschnitten. Um die Wurzeln besser hervortreten zu lassen, wurde anschließend die Erdschicht durch Aufrauen etwa 2 mm zurückgenommen. Anschließend wurde die Länge der in den 2,5 x 2,5 cm großen Zählfeldern freigelegten Wurzeln geschätzt. Die Ergebnisse wurden im Anhalt an KÖPKE 1983 als Wurzel-Längen-Dichten mit der Dimension "cm Wurzel • cm<sup>-3</sup> Boden" angegeben.

Während des Versuchszeitraums samten sich auf einigen Aussaatparzellen weitere Pflanzenspezies an. Sofern diese Pflanzen eine für die gammastrahlungsmessung ausreichende Biomasse erbrachten, wurden sie in das Versuchskonzept einbezogen. Die Probenahme erfolgte bei krautigen Pflanzen und Gräsern analog zur Drahtschmiele bzw. Hainsimse, bei Waldbaumsämlingen analog zur Buche bzw. Fichte.

### **III.1.2.2 Drahtschmiele-Schnittversuch**

Im Frühjahr 1988 wurde am Standort Idar-Oberstein ein Drahtschmiele-Schnittversuch mit Düngevarianten eingerichtet. Hierzu wurden in einem weitgehend geschlossenen mit Drahtschmiele bewachsenen Bestandesteil neun jeweils  $9 \text{ m}^2$  große Parzellen ausgewiesen und mit Pflöcken und Trassierbändern abgegrenzt. Ende April 1988 erfolgte die erste Beerntung der oberirdischen Drahtschmielebiomasse durch Schnitt ca. 1 cm oberhalb der Humusaufgabe. Unmittelbar anschließend wurden jeweils 3 Parzellen mit Dolomit entsprechend 6 t/ha bzw. Kaliumsulfat entsprechend  $360 \text{ kg K}_2\text{SO}_4/\text{ha}$  gedüngt. Drei Parzellen verblieben als Nullvarianten unbehandelt. Im Sommer des Anlagejahres und in den folgenden Jahren wurde der Neuaustrieb jeweils parzellenweise beerntet.

### **III.1.3 Untersuchungsmethodik zur Ermittlung des Einflusses von Düngemaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbäume und auf die Radiocäsiumflüsse mit dem Streufall und dem Bestandesniederschlag**

Um Hinweise auf den Einfluß von Kalk- und Kaliumdüngungen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbäume zu erhalten, wurden ab 1990 Probebäume auf den gekalkten und kaligedüngten Parzellen in die periodische Erfassung der spezifischen Aktivitäten in den Blättern bzw. Nadeln einbezogen.

Am Standort Merzalben wurden zusätzlich zu den Probebäumen auf nichtgedüngten Arealen 6 Eichen und 3 Buchen auf einer im Dezember 1988 mit 6 t Dolomit/ha gekalkten Parzelle und 3 Eichen auf einer im Juli 1988 mit  $360 \text{ kg K}_2\text{SO}_4/\text{ha}$  gedüngten Parzelle beerntet.

Am Standort Idar-Oberstein wurden entsprechend jeweils 3 Fichten auf einem im Februar 1989 gekalkten Areal und einer im Juli 1988 kaligedüngten Teilparzelle zusätzlich zu den Probebäumen auf ungedüngten Teilbereichen beprobt. Die Probenahme und Probenaufbereitung erfolgte entsprechend der in Kap. II. 1.2.1 beschriebenen Vorgehensweise.

Zur Ermittlung des Einflusses der Kalkung<sup>1)</sup> auf die Verlagerung des Radiocäsiums mit dem Bestandesniederschlag (Kronenauswaschung) wurden ab Mai 1988 an beiden Standorten auf der gekalkten Teilparzelle jeweils 3 zusätzliche LÖLF-Sammler eingesetzt. Probenahme und Probenbehandlung wurden bereits in Kap. II. 1.3.1 dargestellt. Der Einfluß der Kalk- und Kalidüngungen auf den Radiocäsiumfluß mit dem Streufall wurde an beiden Untersuchungsstandorten ab Herbst 1989 mit Hilfe von je 3 jeweils 4 m<sup>2</sup> großen Streusammlern auf der ungedüngten, gekalkten und kaligedüngten Parzelle untersucht. Die Methodik der Probenahme und Probenaufbereitung entspricht der in Kap. II. 1.3.2 geschilderten Vorgehensweise.

---

1) Auf der kaligedüngten Parzelle konnten keine Bestandesniederschlagssammler betrieben werden, da auf dieser relativ kleinen Parzelle das häufige Betreten zur Probengewinnung das Bodenuntersuchungsprojekt beeinträchtigt hätte.

## III.2 Ergebnisse

### III.2.1 Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf den chemischen Bodenzustand

Die Auswirkungen der Düngungsmaßnahmen auf das Radiocäsiumverhalten in den Waldökosystemen dürften im wesentlichen aus Veränderungen des chemischen Bodenzustandes durch die Düngemittel resultieren. Der Einfluß der Kalk- und Kaliumdüngung auf die Bodenfestphase kann im einzelnen den Tabellen 1 bis 4 im Anhang 4 entnommen werden. Die Auswirkungen der Kalkung auf die Lösungsphase wurde im Rahmen des Bioelementbilanzierungsprogramms (vgl. Kap. I.2) mit Hilfe von Humuslysimetern am Standort Idar-Oberstein und mit Hilfe von Saugkerzen an beiden Standorten untersucht. Die wesentlichsten Befunde dieser Untersuchungen sind in den Abbildungen 1 bis 15 des Anhangs 8 dargestellt.

Die Auswirkungen einer Kaliumsulfatdüngung auf das Humussickerwasser im Untersuchungsbestand am Standort Idar-Oberstein wurden von WERNER (1993) im Rahmen einer Untersuchung zu den Auswirkungen einer Kalk- und Kaliumdüngung auf das Wachstum und die Vitalität von Pflanzen der Bodenvegetation erhoben.

#### Standort Idar-Oberstein

Die Kalkung mit 6 t Dolomit/ha führte in der Humusaufgabe des Standortes Idar-Oberstein zu einem Anstieg des pH-Wertes und zu einer deutlichen Erhöhung der Kalzium- und Magnesiumgehalte (Anhang 4, Tab. 1a bis c). Allerdings sind hiervon im wesentlichen nur die obersten 4 cm, also die L- und Of-Schicht betroffen. In der Oh-Schicht steigt lediglich der Magnesiumgehalt merklich an, während der pH-Wert und der Basensättigungsgrad weitgehend unverändert bleiben.

Im Humussickerwasser zeigte sich nach der Kalkung ein rascher pH-Anstieg um mehr als eine pH-Einheit sowie eine deutliche (zum Teil um mehr als das 10-fache) Zunahme der Kalzium- und vor allem der Magnesiumkonzentration (Anhang 8, Tab. 1 bis 3).

Im Mineralboden wurde durch die Kalkung nur der Gehalt an austauschbarem Magnesium signifikant erhöht (Anhang 4, Tab. 2a bis c). In den obersten 2,5 cm des Mineralbodens stieg die Magnesiumsättigung von 1,3 auf 7,5 % der effektiven Kationenaustauschkapazität an. Der pH-Wert wurde in den ersten beiden Jahren nach der Kalkung nicht erkennbar beeinflusst. Die Basensättigung scheint seit dem zweiten Jahr in den obersten 5 cm des Mineralbodens infolge der Kalkung leicht anzusteigen.

Auch im Sickerwasser in 10 cm Mineralbodentiefe ist ein deutlicher Anstieg der Magnesiumgehalte nach der Kalkung festzustellen. Ein Einfluß auf den pH-Wert und die Kalziumkonzentration im Mineralbodensickerwasser ist dagegen auch drei Jahre nach der Kalkung noch nicht zu erkennen (Anhang 8, Tab. 8 bis 10).

Die Düngung mit 360 kg Kaliumsulfat/ha hat sich auf den Chemismus der Bodenfestphase nicht nachhaltig ausgewirkt. In der Humusaufgabe war ein Jahr nach der Düngung nur (noch?) eine geringfügige Erhöhung der Kaliumgehalte in unter 4 cm Humustiefe, also im wesentlichen im Oh-Horizont, festzustellen (Anhang 4, Tab. 1a bis c). Im Mineralboden stieg die Kaliumsättigung tendenziell von 1,1 % vor der Düngung auf 2,1 % ein Jahr später an und fiel im darauffolgenden Jahr wieder auf 1,7 % der effektiven Kationenaustauschkapazität ab (Anhang 4, Tab. 2a bis c). Im Humussickerwasser führte die Kaliumsulfatdüngung nach Untersuchungsbefunden von WERNER (1993) zu einer Abnahme der  $\text{NH}_4^-$  und  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen und einer Zunahme der  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^-$ , K-, Mg-, Ca-, Al-, Fe- und Mn-Konzentrationen im Vergleich zur Kontrollfläche. Die Kaliumkonzentration stieg unmittelbar nach der Düngung auf über 400  $\text{mg K} \cdot \text{l}^{-1}$  an, fiel aber innerhalb weniger als einem Jahr wieder auf den Wert der Kontrollfläche ab. Das Düngekalium scheint demnach in sehr kurzer Zeit wieder aus der Humusaufgabe ausgewaschen worden zu sein.

#### **Standort Merzalben**

Am Standort Merzalben führte die Kalkung in der nur geringmächtigen Humusaufgabe zu einem raschen Anstieg des pH-Wertes und der Kalzium- und Magnesiumgehalte. Hierbei ist allerdings zu beachten, daß möglicherweise nicht aufgelöste Düngemittelreste in die Proben gelangt sind und das Analyseergebnis beeinflussen haben können.

Im Mineralboden hat sich die Kalkung in einer allmählichen Erhöhung der pH-Werte und der Basensättigung bis etwa 10 cm Mineralbodentiefe ausgewirkt. Die Effekte zeigen allerdings einen steilen Tiefengradienten. Im Tiefenbereich 0 bis 2,5 cm wird der pH-Wert um mehr als eine Einheit, im Tiefenbereich 5 - 10 cm dagegen nur noch um 0,1 bis 0,2 pH-Einheiten angehoben. Auffällig ist der deutliche Anstieg der effektiven Kationenaustauschkapazität im Tiefenbereich 0 - 2,5 cm; im Sommer 1990 lag die effektive Kationenaustauschkapazität auf der Kalkparzelle in diesem Tiefenbereich um das 1,6-fache höher als auf der ungedüngten Parzelle.

Sehr deutlich hat sich die Kalkung auch auf das Sickerwasser ausgewirkt. In 10 cm Mineralbodentiefe stieg die Magnesiumkonzentration bereits wenige Monate nach der Dolomitausbringung auf etwa das dreifache der entsprechenden Werte der Nullparzelle an. Die Kalziumkonzentration wurde dagegen nicht merklich beeinflusst (Anhang 8, Tab. 13 und 14).

Die Kaliumsulfatdüngung hinterließ bereits ein Jahr nach der Düngung nur noch sehr geringe Spuren. Die Kaliumgehalte in der Streuaufgabe lagen auf der kaligedüngten Parzelle nur noch tendenziell etwas höher als in der Nullparzelle. Im Mineralboden zeigte sich ein signifikanter Effekt nur im ersten Jahr nach der Düngungsmaßnahme:

die Kaliumsättigung lag auf der kaligedüngten Parzelle etwa einen Prozentpunkt höher als auf der Nullparzelle (Anhang 4, Tab. 4a bis c).

Über die Auswirkungen der Kaliumdüngung auf die Lösungsphase am Standort Merzalben liegen keine Informationen vor. Allerdings kann, wie die nur sehr geringen Effekte auf das austauschbar gebundene Kalium zeigen, auch hier von einer raschen Auswaschung des Düngekaliums und damit nur sehr kurzzeitigen Effekten ausgegangen werden.

### **III.2.2 Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Verlagerung des Radiocäsiums im Boden**

Zur Abschätzung des Einflusses der Kalkung und Kaliumdüngung auf die Verlagerung des Radiocäsiums im Boden wird die Cs 137-Verteilung in den Ökosystemkompartimenten "Humusaufgabe" und "Mineralboden" auf der gedüngten und der nichtgedüngten Parzelle jeweils vor der Düngung im Jahr 1988 sowie ein und zwei Jahre nach der Düngung miteinander verglichen. Am Standort Idar-Oberstein können darüberhinaus Untersuchungsbefunde des mit Hilfe von Humuslysometern aus gedüngten und nichtgedüngten Teilparzellen aufgefangenen Sickerwassers Hinweise geben, ob und gegebenenfalls in welchem Umfang die Düngungsmaßnahmen den Radiocäsiumtransport von der Humusaufgabe in den Mineralboden beeinflussen.

#### **Standort Idar-Oberstein**

Am Standort Idar-Oberstein zeigte sich in allen 3 Düngungsvarianten eine Abnahme der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität in den Humustiefenbereichen 0-2 und 2-4 cm und eine Zunahme in den darunterliegenden Tiefenbereichen (Abb. 34).

Generelle Unterschiede im vertikalen Verteilungsmuster des Radiocäsiums haben sich zwischen der nicht gedüngten und den gedüngten Parzellen im Verlauf der 2 Jahre nach der Düngung nicht ergeben.

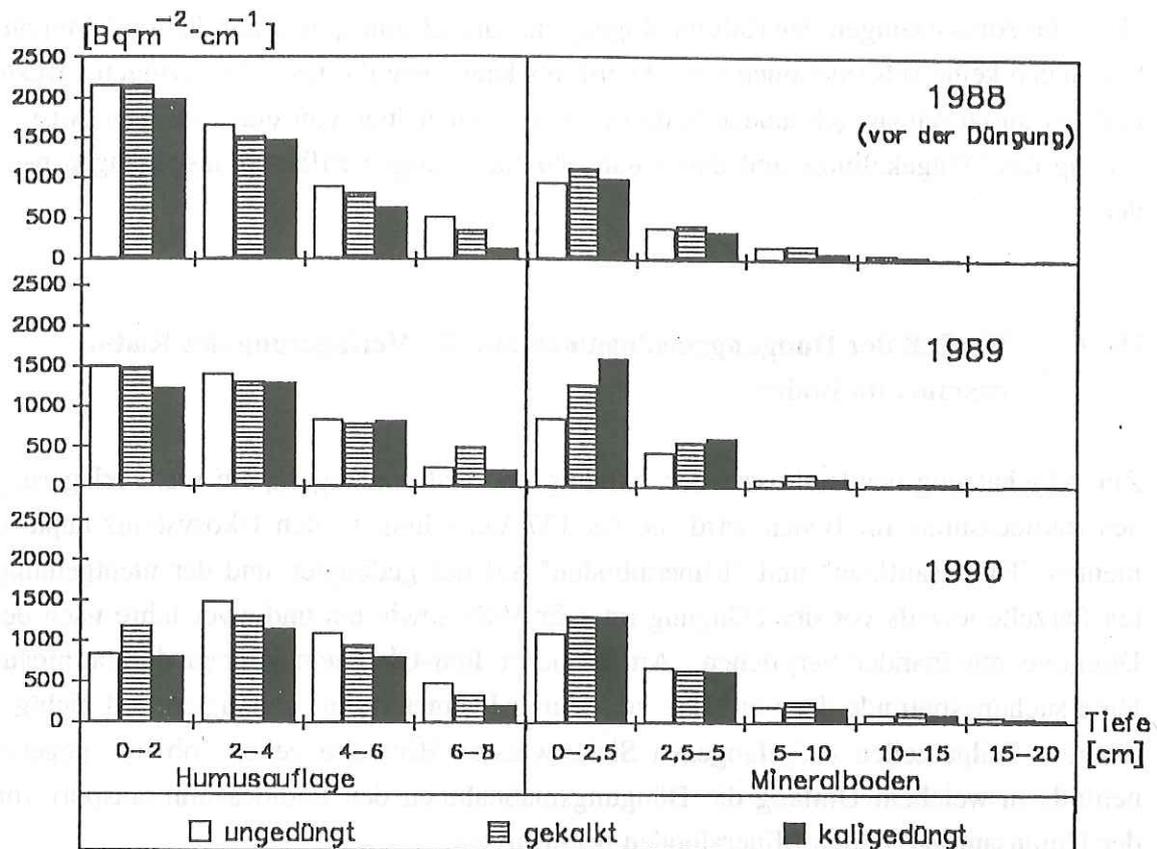
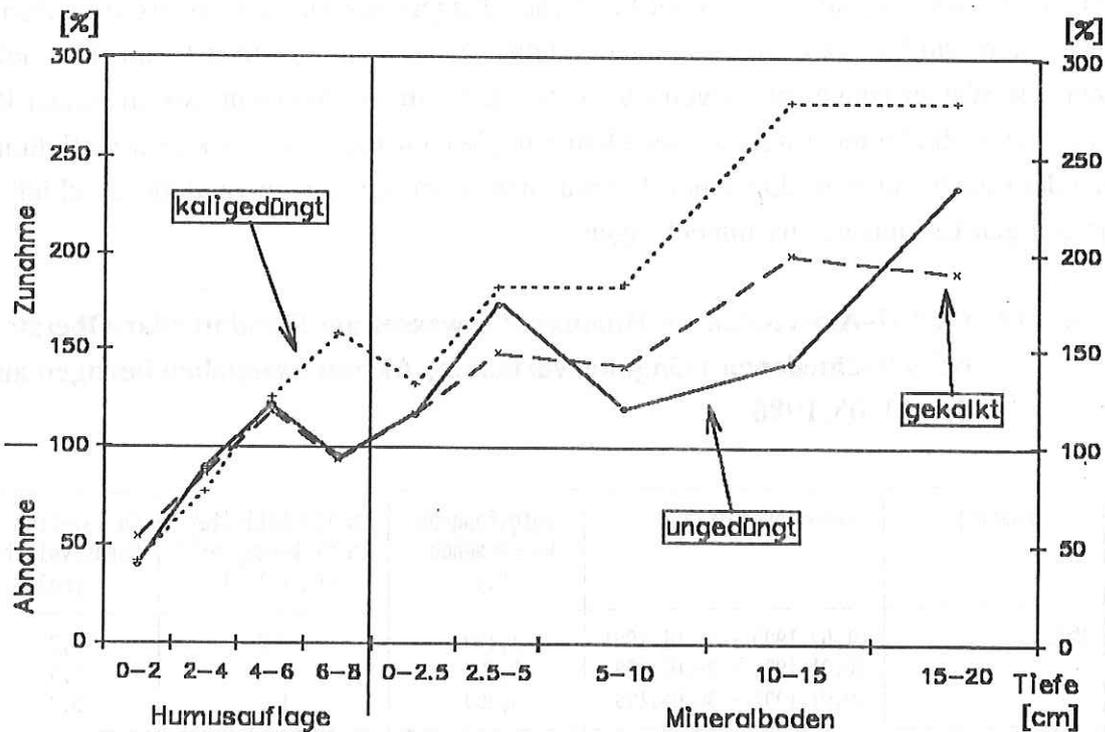


Abb. 34: Verlauf der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität von 1988 bis 1990 im Boden einer ungedüngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzelle am Standort Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Um eine mögliche Tendenz zu einer langsameren oder beschleunigten Verlagerung des Radiocäsiums als Folge der Düngungsmaßnahmen erkennen zu können, wurde in Abbildung 35 das jeweilige Verhältnis der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität im Sommer 1990 (zwei Jahre nach der Düngung) zum Ausgangswert im Sommer 1988 (unmittelbar vor der Düngung) in den verschiedenen Tiefenstufen für die drei Behandlungsvarianten dargestellt. Bei der Form der Darstellung ist zu berücksichtigen, daß sich die Prozentangaben in den verschiedenen Tiefenbereichen auf sehr unterschiedliche Aktivitätsniveaus beziehen.



**Abb. 35: Verhältnis der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität im Sommer 1990 zum Ausgangswert im Sommer 1988 (unmittelbar vor der Düngung) für die verschiedenen Tiefenstufen im Boden einer ungedüngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzelle am Standort Idar-Oberstein**

Gegenüber der ungedüngten Parzelle zeigen sich auf der gekalkten Parzelle etwas geringere, auf der kaliumgedüngten Parzelle etwas höhere relative Veränderungen. Auf der Nullfläche nahm der Cs 137-Vorrat in den obersten 4 cm der Humusauflage von 1988 bis 1990 auf 61 % des Ausgangswertes ab, im Humustiefenbereich 4-8 cm auf 111 % und im Mineralbodentiefenbereich 0-5 cm auf 133 % zu. Auf der gekalkten Parzelle lauten die entsprechenden Werte 67 %, 110 % und 126 %, auf der mit Kaliumsulfat gedüngten Fläche 57 %, 131 % und 145 %. Tendenziell scheint die Kalkdüngung die Radiocäsiumverlagerung demnach zu verlangsamen, die Kaliumdüngung dagegen zu beschleunigen. Aufgrund der beträchtlichen Streumaße der Mittelwerte waren zwischen den verschiedenen Varianten zu keinem Termin signifikante Unterschiede in den flächenbezogenen Cs 137-Aktivitäten der einzelnen Tiefenstufen zu erkennen (vgl. Anhang 4, Tab. 5).

Die Ergebnisse der gammaspektrometrischen Analyse des Sickerwassers aus vier am Standort Idar-Oberstein auf unterschiedlichen Düngungsvarianten eingesetzten Humuslysimetern sind in Tab. 38 zusammengestellt. Die in den einzelnen Lysimetern aufgefangene Wassermenge variiert von Lysimeter zu Lysimeter in einem extrem weiten Rahmen. Dies dürfte nicht nur mit der kleinräumigen Variation der Sickerwasserflußraten, sondern auch mit dem durch den Einbau mehr oder minder guten Bodenanschluß des jeweiligen Lysimeters zusammenhängen.

**Tab. 38: Cs 137-Aktivitäten im Humussickerwasser am Standort Idar-Oberstein bei verschiedenen Düngungsvarianten; Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986**

Düngung	Probenahmezeitraum	aufgefangene Wassermenge [l]	Cs 137-Aktivität im Sickerwasser <sup>1)</sup> [Bq · l <sup>-1</sup> ]	Cs 137-Fluß je Humuslysimeter [Bq]
Null	01.07.1990 - 15.01.1991	1,490	0,8	1,2
	16.01.1991 - 29.01.1992	2,200	1,0	2,3
	30.01.1992 - 30.06.1992	3,250	1,0	3,2
Kalk (am 15.11.1988)	01.07.1990 - 15.01.1991	7,355	0,1	0,6
	16.01.1991 - 29.01.1992	4,900	0,2	1,0
	30.01.1992 - 30.06.1992	0,450	< 0,6	< 1,3
(am 01.07.1990)	01.07.1990 - 15.01.1991	1,615	0,4	0,6
	16.01.1991 - 29.01.1992	1,750	< 0,3	< 0,6
	30.01.1992 - 30.06.1992	1,600	< 0,4	< 0,6
Kali (am 01.07.1990)	01.07.1990 - 15.01.1991	20,360	0,7	14,7
	16.01.1991 - 29.01.1992	13,600	0,5	7,4
	30.01.1992 - 30.06.1992	4,360	0,6	2,6

1) Die gammaspektrometrischen Analysen erfolgten an durch Eindampfen aufkonzentrierten Proben. Die angegebenen Aktivitäten wurden durch Multiplikation der Analyseergebnisse mit dem Verhältnis der Probenwassermenge vor und nach dem Eindampfen berechnet.

Die Ergebnisse der Humuslysimeteruntersuchungen sind daher mit beträchtlichen Unsicherheiten behaftet und können nur einen sehr groben Anhalt über den Einfluß der Düngungen auf den Radiocäsiumfluß von der Humuslage in den Mineralboden geben. Zwischen der Null- und der zweiten Kalkvariante zeigen sich nur geringe Unterschiede in der aufgefangenen Wassermenge. Hier zeigt sich beim gekalkten Lysimeter eine merklich geringere Cs 137-Aktivität und ein geringerer Cs 137-Fluß mit dem Humussickerwasser. Der Vergleich "kaligedüngt" - "ungedüngt" ist wegen des sehr großen Unterschiedes in der aufgefangenen Wassermenge kaum aussagefähig. Allerdings steht das Ergebnis nicht in Widerspruch zu der vorstehend abgeleiteten Tendenz einer zunehmenden Radiocäsiumverlagerung nach einer Kaliumdüngung.

## Standort Merzalben

Am Standort Merzalben war im Verlauf der Jahre 1988 bis 1990 auf allen 3 Parzellen eine deutliche Abnahme der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität in der Humusauflage zu beobachten (Abb. 36). Absolut und auch prozentual zum Ausgangswert am deutlichsten ist diese Abnahme auf der mit Kalium gedüngten Parzelle, am geringsten auf der gekalkten Fläche.

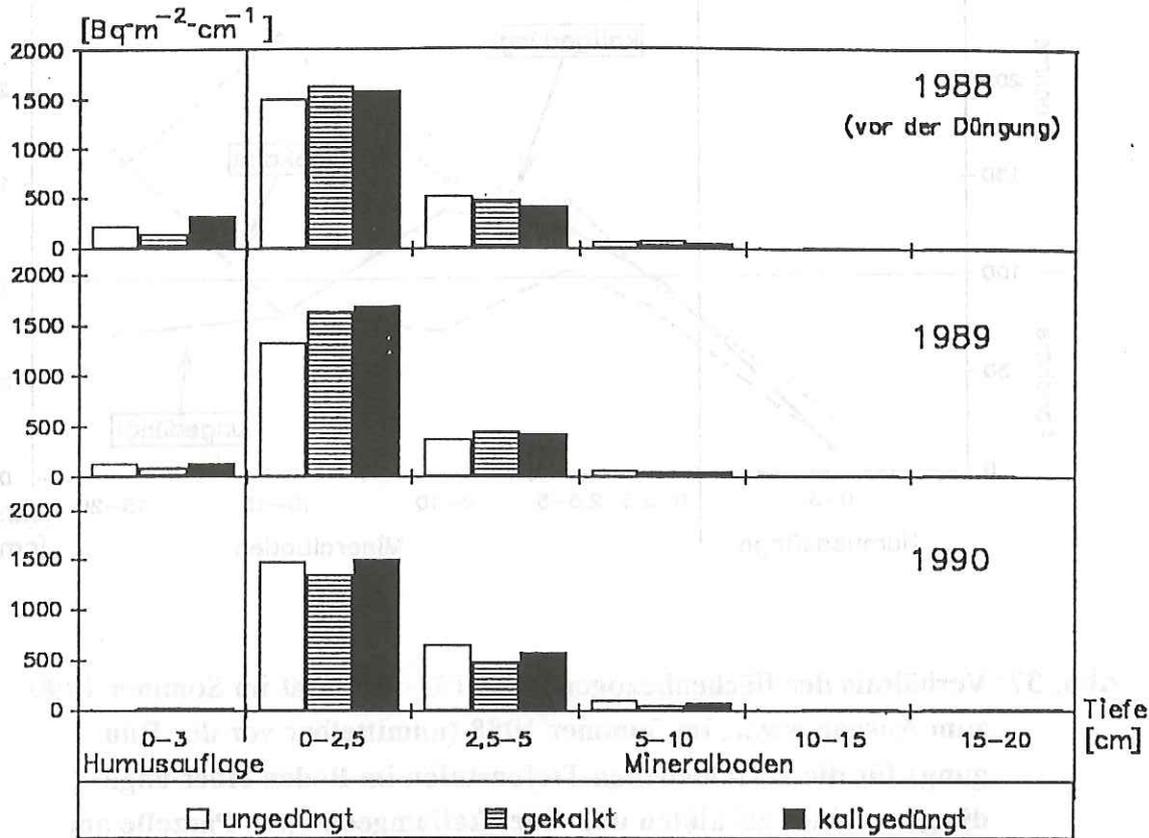


Abb. 36: Verlauf der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität von 1988 bis 1990 im Boden einer ungedüngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzelle am Standort Merzalben; Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Im Mineralboden konnten über die 3-jährige Meßperiode keine gleichgerichteten, deutlichen Veränderungen in der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität festgestellt werden. Allerdings zeigt sich auch am Standort Merzalben die deutlichste Tendenz in Richtung zu einer Tiefenverlagerung des Radiocäsiums bei der mit Kalium gedüngten Parzelle (Abb. 37). In den Tiefenbereichen unter 2,5 cm weist die Kaliumparzelle die merklichsten, allerdings bei der beträchtlichen Streuung nicht gesicherten Erhöhungen aller 3 Varianten auf (vgl. Anhang 4, Tab. 6). Von Sommer 1988 bis Sommer 1990 nahm der

Anteil des unter 2,5 cm Mineralbodentiefe anzutreffenden Cs 137-Vorrates am Gesamt-Cs 137-Bodenvorrat auf der Nullfläche um 8 %, auf der Kalkfläche um 5 % und auf der Kalifläche um 12 % zu.

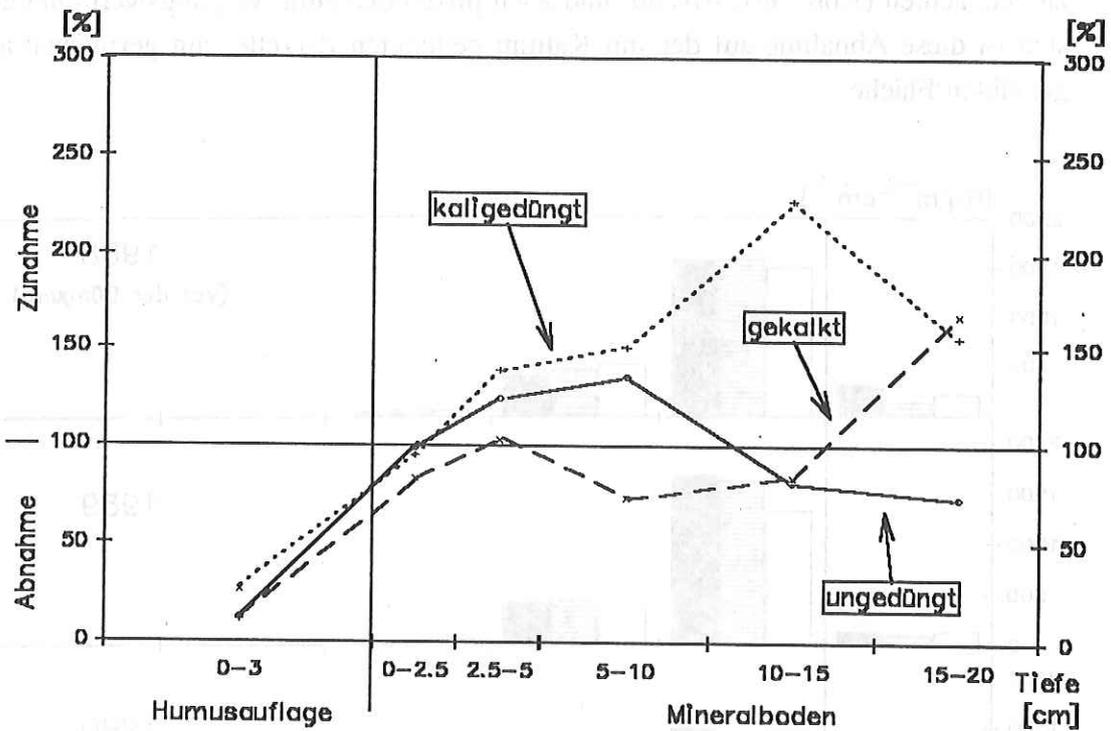


Abb. 37: Verhältnis der flächenbezogenen Cs 137-Aktivität im Sommer 1990 zum Ausgangswert im Sommer 1988 (unmittelbar vor der Düngung) für die verschiedenen Tiefenstufen im Boden einer ungedüngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzelle am Standort Merzalben

### **III.2.3 Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbodenvegetation**

#### **III.2.3.1 Ergebnisse der Aussaatversuche**

##### **III.2.3.1.1 Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf den chemischen Bodenzustand, die Nährelementaufnahme und Wachstum der Pflanzen der Aussaatversuche**

Zur Interpretation des Einflusses von Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die ausgesäten Pflanzenspezies ist von Interesse, in welchem Umfang die Düngungsmaßnahmen den chemischen Bodenzustand, die Nährelementaufnahme und das Wachstum der Pflanzen verändern. Hierzu können einmalige Boden- und Pflanzenanalysen aus dem Beerntungsjahr 1989 (bei Hainsimse Pflanzenanalyse aus dem Beerntungsjahr 1990) sowie periodische Biomasseaufnahmen herangezogen werden.

Am Standort Merzalben wurden die effektive Kationenaustauschkapazität und die austauschbaren Kationengehalte im Mineralboden bis 10 cm Tiefe Nährelemente parzellenweise erfaßt.

Die Dolomit-Kalkung führte gegenüber den Nullparzellen zu einem Anstieg der pH(CaCl<sub>2</sub>)-Werte und zu einer deutlichen Erhöhung der austauschbaren Kalzium- und Magnesiumgehalte (Tab. 39). Allerdings variieren diese Auswirkungen zwischen den einzelnen Parzellen in einem extrem weiten Rahmen (Anhang 5, Tab. 1). Zu beachten ist, daß vermutlich noch nicht aufgelöste Teile des Düngemittels in die Proben einbezogen wurden und in mehr oder minder großen Umfang im Zuge des Probenaufbereitungsverfahrens die Untersuchungsbefunde beeinflussen können. Dies führt zu einer Überschätzung des Düngeeffektes auf den Boden und kann auch die sehr unterschiedlichen Kalzium- und Magnesiumgehalte der einzelnen Parzellen der Kalkungsvariante erklären.

Die Kaliumsulfatdüngung schlug sich im Aussaatversuch am Standort Merzalben nicht in einer erkennbaren Veränderung der austauschbaren Kationengehalte nieder.

**Tab. 39: Chemischer Bodenzustand auf ungedüngten, gekalkten und kaliumgedüngten Aussaatparzellen am Standort Merzalben; Mineralbodentiefenbereich 0 - 10 cm; Probenahme im November 1989; Düngung mit 6 t Dolomit bzw. 360 kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/ha im April 1988; arithmetische Mittelwerte und 95 % Vertrauensbereiche aus je 12 Parzellen**

Düngung	Elementgehalte		austauschbare Kationen								AKe	pH(CaCl <sub>2</sub> )
	C %	N %	K	Ca	Mg	Na ( $\mu\text{mol I\AA/g}$ )	H	Fe	Mn	Al		
null	5,04 $\pm 1,11$	0,25 $\pm 0,04$	1,72 $\pm 0,26$	3,36 $\pm 0,82$	1,34 $\pm 0,27$	1,36 $\pm 0,20$	6,05 $\pm 2,49$	2,32 $\pm 0,88$	2,25 $\pm 0,85$	48,79 $\pm 13,93$	67,19 $\pm 13,28$	3,53
kalk	4,24 $\pm 0,59$	0,22 $\pm 0,03$	1,91 $\pm 0,41$	17,70 $\pm 4,27$	16,92 $\pm 3,92$	1,77 $\pm 0,87$	0,43 $\pm 0,60$	0,81 $\pm 0,12$	2,04 $\pm 0,59$	17,60 $\pm 6,14$	59,18 $\pm 4,84$	4,13
kali	3,99 $\pm 0,33$	0,21 $\pm 0,02$	1,95 $\pm 0,10$	3,01 $\pm 0,74$	1,29 $\pm 0,20$	1,43 $\pm 0,34$	3,09 $\pm 1,42$	1,21 $\pm 0,61$	2,95 $\pm 1,08$	38,54 $\pm 3,19$	53,46 $\pm 4,26$	3,66

Von den Aussaatparzellen des Standortes Idar-Oberstein liegen keine bodenchemischen Analysen vor. Allerdings kann aus den Befunden der Bodenuntersuchungsflächen (Kap. III.2.3.1.1) und des Drahtschmiele-Schnittversuchs (Kap. III.2.3.2) abgeleitet werden, daß auf den Kalkparzellen pH-Wert sowie Ca- und Mg-Gehalte der Humusaufgabe deutlich angestiegen sein dürften, während die Kaliumdüngung sich vermutlich nicht nachhaltig auf die Elementgehalte der Humusaufgabe ausgewirkt hat.

Die Kalkung führte an beiden Standorten und bei allen ausgesäten Pflanzenarten zu einer höheren Kalzium- und einer deutlich höheren Magnesiumaufnahme (Tab. 40). Die Aufnahme anderer Komponenten wurde durch die Kalkung nicht auffällig verändert; allerdings zeigt sich am Standort Merzalben bei Drahtschmiele, Hainsimse und Fichte auf Kalkungspartelle eine gegenüber den Nullflächen tendenziell geringere Kaliumaufnahme.

**Tab. 40: Vergleich der Nährstoffgehalte im Bewuchs der Aussaatparzellen beim ersten Beerntungstermin (ca. 1 Jahr nach der Behandlung) zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche der Befunde aus jeweils 3 Parzellen**

Variante Pflanzenart/Düngung	N [%]	P [%]	K ppm	Ca ppm	Mg ppm
<b>Standort Merzalben</b>					
Drahtschmiele/Null	1,57 ± 0,16	0,10 ± 0,03	16 800 ± 1 445	832 ± 71	890 ± 140
Drahtschmiele/Kalk	1,29 ± 0,14	0,12 ± 0,03	15 100 ± 1 821	998 ± 3	1 300 ± 204
Drahtschmiele/Kali	1,40 ± 0,28	0,12 ± 0,05	18 667 ± 3 211	813 ± 68	727 ± 138
Hainsimse /Null	2,11 ± 0,14	0,16 ± 0,04	18 690 ± 5 657	2 020 ± 206	1 440 ± 230
Hainsimse /Kalk	2,17 ± 0,34	0,14 ± 0,02	16 727 ± 3 674	3 023 ± 82	3 730 ± 80
Hainsimse /Kali	2,15 ± 0,19	0,13 ± 0,05	22 930 ± 3 020	1 960 ± 433	1 287 ± 468
Buche /Null	1,64 ± 0,12	0,12 ± 0,01	5 127 ± 363	3 950 ± 892	755 ± 133
Buche /Kalk	1,46 ± 0,07	0,14 ± 0,02	5 190 ± 413	5 057 ± 541	1 920 ± 311
Buche /Kali	1,65 ± 0,02	0,13 ± 0,01	6 043 ± 47	4 050 ± 833	784 ± 85
Fichte /Null	2,02 ± 0,06	0,19 ± 0,02	6 900 ± 57	3 650 ± 749	1 083 ± 65
Fichte /Kalk	1,88 ± 0,22	0,18 ± 0,03	5 113 ± 1 208	4 083 ± 427	2 317 ± 616
Fichte /Kali	2,17 ± 0,21	0,17 ± 0,02	6 877 ± 660	2 817 ± 532	928 ± 47
<b>Standort Idar-Oberstein</b>					
Fichte /Null	2,11 ± 0,12	0,19 ± 0,04	6 390 ± 1 288	3 097 ± 790	995 ± 118
Fichte /Kalk	2,48 ± 0,46	0,28 ± 0,11	9 137 ± 2 760	4 797 ± 1 377	2 030 ± 601
Fichte /Kali	1,79 --	0,15 --	5 390 --	2 480 --	865 --

Die Kaliumsulfatdüngung bewirkte keine ins Auge springende Mehr- oder Minderaufnahme von Nährelementen. Die Kaliumgehalte in den Pflanzen waren zwar bei Drahtschmiele, Hainsimse und Buche auf den mit Kalium gedüngten Parzellen gegenüber den Nullparzellen etwas höher, allerdings überlappen sich außer bei der Buche die Vertrauensbereiche der Mittelwerte aus den jeweils 3 Parzellen. Am Standort Idar-Oberstein zeigt die Fichte auf den mit Kaliumsulfat gedüngten Parzellen merklich geringere Nährelementgehalte als auf den Null- und Kalkparzellen.

Angaben zum Wachstum der verschiedenen Spezies auf den einzelnen Parzellen sind in den Tabellen 3 und 4 im Anhang 5 zusammengestellt.

Am Standort Merzalben lassen sich nur bei den Buchenjungepflanzen deutliche Düngungseffekte auf das Wachstum erkennen. Dort zeigen die Buchen auf den Kalkparzellen höhere Sproßlängen und Sproßgewichte sowie eine geschlossener Bestockung.

Am Standort Idar-Oberstein wirkte sich die Kalkung merklich positiv, die Kaliumdüngung dagegen deutlich negativ auf das Wachstum der ausgesäten Fichten aus. Die Kalkparzellen weisen die höchsten Sproßlängen und Sproßgewichte auf und sind auch dichter bestockt. Auf den Kaliparzellen waren bereits im ersten Jahr so massive Ausfälle zu verzeichnen, daß keine parzellenweise Beerntung durchgeführt werden konnte. Die auf den drei Parzellen gesammelten Pflanzen verfügen zudem über deutlich geringere Biomassen und zeigen einen sehr schlechten Vitalitätszustand (geringe Benadelung, Nadelverfärbungen).

Bei der Drahtschmiele ist auch am Standort Idar-Oberstein kein Düngungseffekt auf die erfaßten Wachstumsparameter zu erkennen.

Standort	Spezies	Düngung	Parameter 1	Parameter 2	Parameter 3	Parameter 4
Idar-Oberstein	Fichte	Null	10,6	52,0	11,0	11,0
		Kalk	10,6	52,0	11,0	11,0
		Kalium	10,6	52,0	11,0	11,0
		Kalium + Kalk	10,6	52,0	11,0	11,0
	Buche	Null	10,6	52,0	11,0	11,0
		Kalk	10,6	52,0	11,0	11,0
		Kalium	10,6	52,0	11,0	11,0
		Kalium + Kalk	10,6	52,0	11,0	11,0
	Hainsimse	Null	10,6	52,0	11,0	11,0
		Kalk	10,6	52,0	11,0	11,0
		Kalium	10,6	52,0	11,0	11,0
		Kalium + Kalk	10,6	52,0	11,0	11,0
Drahtschmiele	Null	10,6	52,0	11,0	11,0	
	Kalk	10,6	52,0	11,0	11,0	
	Kalium	10,6	52,0	11,0	11,0	
	Kalium + Kalk	10,6	52,0	11,0	11,0	

### III.2.3.1.2 Cs 137- und K 40-Aufnahme in die Pflanzen

Vor der Beschreibung der von den verschiedenen Pflanzenspezies auf den Null- und Düngungsparzellen aufgenommenen Radiocäsiummenge soll geprüft werden, inwieweit die Radiocäsiumgehalte im Boden als wohl wesentlichster Einflußfaktor für die Radiocäsiumaufnahme auf den einzelnen Parzellen gleich waren.

Die etwa anderthalb Jahre nach der Düngung einmalig durchgeführte Erhebung der spezifischen und flächenbezogenen Cs 137-Gehalte in den Böden der einzelnen Aussaatparzellen zeigt beträchtliche Spannen:

Standort Merzalben (oberste 10 cm des Mineralbodens)

23 bis 96 Bq Cs 137 · kg<sup>-1</sup> TM

1431 bis 5509 Bq Cs 137 · m<sup>-2</sup>

Standort Idar-Oberstein (Humusauflage, Of + Oh)

446 bis 596 Bq Cs 137 · kg<sup>-1</sup> TM

5188 bis 8014 Bq Cs 137 · m<sup>-2</sup>.

Dementsprechend weisen auch die arithmetischen Mittelwerte der Cs 137- und K 40-Gehalte der einzelnen Varianten meist so große Vertrauensbereiche auf, daß Unterschiede in der Bodenkontamination nicht erkennbar sind (Tab. 41).

Desweiteren wurde für den Standort Merzalben mit Hilfe eines KOLMOGOROV-SMIRNOV-Tests zum Vergleich zweier unabhängiger Meßreihen (HARTUNG 1985) geprüft, ob die empirischen Verteilungsfunktionen der Radiocäsiumgehalte im Boden der drei räumlich weit auseinanderliegenden Blöcke (vgl. Kap. III.1.2.1 und Abb. 3) und der einzelnen Düngungsvarianten gleich sind. Auch diese Methode erbrachte keine Hinweise, daß systematische Unterschiede in der Bodenkontamination zwischen den verschiedenen Aussaatblöcken oder den Düngungsvarianten bestehen. Zu berücksichtigen ist jedoch, daß jede Versuchsvariante auf Grund des mit der Einrichtung, Beprobung und Analyse verbundenen Arbeitsaufwandes nur mit drei Wiederholungen angelegt werden konnte. Daher können bereits einzelne besonders niedrige oder besonders hohe Boden-Cs 137-Gehalte, auch wenn sie in Beziehung zum gesamten Kollektiv nicht als Ausreißer zu erkennen sind, so sehr durchschlagen, daß beim Vergleich von Mittelwerten keine Effekte mehr erkennbar sind.

Tab. 41: Vergleich der spezifischen und flächenbezogenen Cs 137- und K 40-Gehalte im Boden (arithm. Mittel und 95 % Vertrauensbereiche) zwischen den verschiedenen Varianten des Aussaatversuches; Aktivitätsangaben des Cs 137 bezogen auf den 01.05.1986

a) Standort Merzalben (oberste 10 cm des Mineralbodens)

Variante Pflanzenart/Düngung	Cs 137 [Bq · kg <sup>-1</sup> ]	Cs 137 [kBq · m <sup>-2</sup> ]	K 40 [Bq · kg <sup>-1</sup> ]	K 40 [kBq · m <sup>-2</sup> ]
Drahtschmiele / Null	61 ± 2	4,2 ± 0,3	343 ± 30	23,7 ± 2,8
Drahtschmiele / Kalk	55 ± 22	4,0 ± 1,3	364 ± 17	26,5 ± 2,4
Drahtschmiele / Kali	53 ± 18	3,5 ± 1,0	342 ± 36	22,9 ± 3,6
Hainsimse / Null	44 ± 26	2,7 ± 1,9	375 ± 27	23,7 ± 2,6
Hainsimse / Kalk	63 ± 15	4,0 ± 1,1	368 ± 39	23,5 ± 3,2
Hainsimse / Kali	62 ± 14	4,1 ± 1,3	358 ± 19	23,0 ± 4,8
Buche / Null	70 ± 30	4,1 ± 1,3	368 ± 12	22,0 ± 3,4
Buche / Kalk	58 ± 9	3,6 ± 0,6	368 ± 22	23,1 ± 3,0
Buche / Kali	68 ± 9	4,4 ± 1,3	358 ± 22	23,4 ± 6,0
Fichte / Null	72 ± 24	4,5 ± 1,3	350 ± 10	21,9 ± 1,5
Fichte / Kalk	69 ± 3	4,4 ± 1,3	367 ± 7	23,2 ± 5,6
Fichte / Kali	52 ± 13	3,3 ± 1,1	350 ± 56	22,4 ± 5,8

b) Standort Idar-Oberstein (Humusaufgabe, Of + Oh)

Variante Pflanzenart/Düngung	Cs 137 [Bq · kg <sup>-1</sup> ]	Cs 137 [kBq · m <sup>-2</sup> ]	K 40 [Bq · kg <sup>-1</sup> ]	K 40 [kBq · m <sup>-2</sup> ]
Fichte / Null	482 ± 42	6,6 ± 1,7	94 ± 32	1,2 ± 0,3
Fichte / Kalk	466 ± 16	6,9 ± 0,6	108 ± 36	1,6 ± 0,6
Fichte / Kali	554 ± 45	7,4 ± 0,7	84 ± 20	1,1 ± 0,1
Drahtschmiele / Null	563 ± 58	7,6 ± 0,8	98 ± 34	1,3 ± 0,4
Drahtschmiele / Kalk	553 ± 81	7,3 ± 0,9	90 ± 27	1,2 ± 0,3
Drahtschmiele / Kali	516 ± 61	6,8 ± 0,7	86 ± 22	1,1 ± 0,1

Die Vielzahl der neben dem zu überprüfenden Düngungseinfluß denkbaren Kovariablen läßt bei der nur sehr geringen Stichprobenanzahl zudem die Anwendung umfassender mathematisch-statistischer Modelle als nicht zielführend erscheinen. Ferner liegen von den einzelnen Parzellen die Untersuchungsbefunde als Zeitreihen vor. Die daraus abzuleitende Trendentwicklung sollte ebenfalls als wesentliches Beurteilungskriterium für die Düngungseffekte herangezogen werden. Daher erfolgte die Beschreibung der Auswirkungen der Düngungsmaßnahmen auf die Radiocäsiumaufnahme in die ausgesäten Pflanzen nicht nur über die in den Tabellen 4 bis 9 des Anhangs 5 für die verschiede-

nen Varianten des Aussaatversuches zusammengestellten Mittelwerte und 95 % Vertrauensbereiche der Cs 137- und K 40-Gehalte in den Pflanzen, sondern vor allem anhand von graphischen Darstellungen des Verlaufs der Pflanzenkontamination auf den einzelnen Parzellen (vgl. Abb. 40 - 45, S. 168 - 174). Neben den Ganglinien der spezifischen Cs 137-Aktivitäten in den Pflanzen enthalten diese Graphiken auch die spezifischen Cs 137-Bodenaktivitäten im Herbst 1989 [in Kästchen] und Boden-Pflanzen Transferfaktoren (Zahlen neben den Ganglinien). Derartige Transferfaktoren (Verhältnis der Cs 137-Aktivität in der Pflanze zur Cs 137-Aktivität im Boden - jeweils  $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}^{-1}$ ) sind in der Radioökologie und in der administrativen Behandlung von Radionuklidkontaminationen der Umwelt (vgl. BMI 1979) eingeführt. Allerdings können Transferfaktoren nur zum Vergleich zwischen Standorten mit annähernd gleicher Dichte des Bezugsbodens (z.B. zwischen den Parzellen innerhalb eines Untersuchungsbestandes), nicht aber zum Vergleich von Standorten mit sehr unterschiedlichem Bodenmaterial (z.B. zwischen den Versuchsbeständen Merzalben - Bezugsbodenmaterial = Mineralboden - und Idar-Oberstein - Bezugsbodenmaterial = Humusaufgabe) sinnvoll verwendet werden, da die Transferfaktoren erheblich durch das spezifische Gewicht des Bezugsbodenmaterials beeinflusst werden. Eine Überprüfung der möglichen Ursachen sehr unterschiedlicher Kontaminationsentwicklungen auf verschiedenen Parzellen der gleichen Variante oder anderer Auffälligkeiten in den Ganglinien erfolgte jeweils einzelfallweise unter Hinzuziehung der sonstigen von den jeweiligen Parzellen vorliegenden Kennwerte (Boden: Spezifische und flächenbezogene Cs 137- und K 40-Gehalte,  $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ , Ake und austauschbare Kationengehalte; Pflanzen: K 40-Aktivität, Cs 137/K 40-Verhältnis, Gehalte stabiler Elemente, Trockengewicht, Trieb länge, Bestockungsdichte; Umgebungssituation der einzelnen Parzellen, insbesondere Nähe zu Bäumen).

Die einzelnen Pflanzenarten nehmen in sehr unterschiedlichem Maße Radiocäsium auf. Auf den ungedüngten Parzellen am Standort Merzalben liegen die Cs 137-Aktivitäten und -Transferfaktoren der beiden Waldgräser in der Regel um Faktor 10 und mehr über den entsprechenden Aktivitäten bzw. Transferfaktoren der Buchen- und Fichtensämlinge und -jungpflanzen ( Abb. 40 - 45, Anhang 5, Tab. 4 - 9). Der höchste Radiocäsiumgehalt wurde im Hainsimsenaufwuchs einer Parzelle, die etwa durchschnittliche Radiocäsiumaktivitäten im Boden aufweist (Nullparzelle, Block A1, Abb. 41), festgestellt. Der vergleichsweise niedrige Minimalwert der Radiocäsiumaktivitäten der Hainsimse stammt von der Parzelle mit dem niedrigsten Boden-Cs 137-Gehalt aller Aussaatflächen. Er ist demnach, wie auch der hohe Transferfaktor belegt, im wesentlichen auf die geringere Bodenbelastung und nicht auf eine geringe Aufnahmeeffektivität zurückzuführen. Bei den Waldbaumsämlingen und -jungpflanzen weist die Fichte eine merklich höhere Cs 137-Aufnahme auf als die Buche. Die Maximalwerte der Transferfaktoren unterscheiden sich um etwa Faktor 2 - 3.

Ein wesentlicher Einfluß auf die Radiocäsiumaufnahme der einzelnen Pflanzenarten dürfte von deren jeweiligen Wurzel-dichte und Wurzelverteilung im obersten Mineralboden ausgehen. Wurzelprofil-aufnahmen auf den Nullparzellen des Blockes A3 im August 1991 ergaben sehr unterschiedliche Wurzel-Längen-Dichten der vier Pflanzenspezies in den unterschiedlichen Tiefenstufen des Mineralbodens (Abb. 38 und 39).

Während bei den Waldgräsern das Maximum der Wurzel-dichte mit dem Maximum der Radiocäsiumaktivität in den obersten 2,5 cm des Mineralbodens (vgl. Kap. II.2.3) zusammenfällt, liegt bei den Waldbaumjungpflanzen das Maximum der Wurzel-dichte erst im deutlich geringer kontaminierten Tiefenbereich 2,5 - 5 cm. Zudem ist die Wurzel-dichte in den obersten 5 Zentimetern des Mineralbodens, wo nahezu 90 % des Radiocäsiumvorrates im Boden anzutreffen sind, bei den beiden Waldgräsern mehr als zehnfach höher als bei den Jungpflanzen der Waldbäume. Die deutlich höhere Radiocäsiumaufnahme der Waldgräser gegenüber den Baumjungpflanzen läßt sich somit im wesentlichen aus der unterschiedlichen Wurzelverteilung und Wurzel-dichte in Relation zur Radiocäsiumverteilung im Boden erklären. Auch die unterschiedliche Radiocäsiumaufnahme von Buche und Fichte kann aus der Wurzelverteilung begründet werden. So weist die Fichte im Bodenbereich 0 - 5 cm erheblich höhere Wurzel-Längen-Dichten auf als die Buche. Demgegenüber steht bei den Waldgräsern die in allen Tiefenbereichen höhere Wurzel-dichte der Drahtschmiele gegenüber der Hainsimse nicht mit den höheren Radiocäsium-Transferfaktoren der Hainsimse im Einklang.

Auch bezüglich der K 40-Aufnahme gilt die Reihenfolge Hainsimse > Drahtschmiele >> Fichte > Buche, wobei die Unterschiede zwischen den Waldgräsern und den Baumjungpflanzen nicht ganz so ausgeprägt sind (Anhang 5, Tab. 4 - 7). Da auch die austauschbaren Kaliumgehalte (im Unterschied zu den die Gesamtkaliumgehalte beschreibenden K 40-Aktivitäten) mit zunehmender Bodentiefe deutlich abnehmen (vgl. Anhang 4, Tab. 4a), läßt sich auch diese Beobachtung mit den unterschiedlichen Wurzelverteilungen und -dichten der vier Pflanzenarten erklären.

Am Standort Idar-Oberstein sind im Bewuchs der Aussaatflächen deutlich höhere Cs 137-Aktivitäten anzutreffen als am Standort Merzalben. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, daß sowohl die Drahtschmiele als auch die Fichtenjungpflanzen im Versuchszeitraum, wie Befunde einiger stichprobenweise ausgezogener Pflanzen zeigten, nahezu ausschließlich im Auflagehumus wurzelten. Der Auflagehumus am Standort Idar-Oberstein ist merklich höher mit Radiocäsium kontaminiert als die obersten 10 cm des Mineralbodens am Standort Merzalben (vgl. Kap. II.2.2.3). Zudem dürfte das

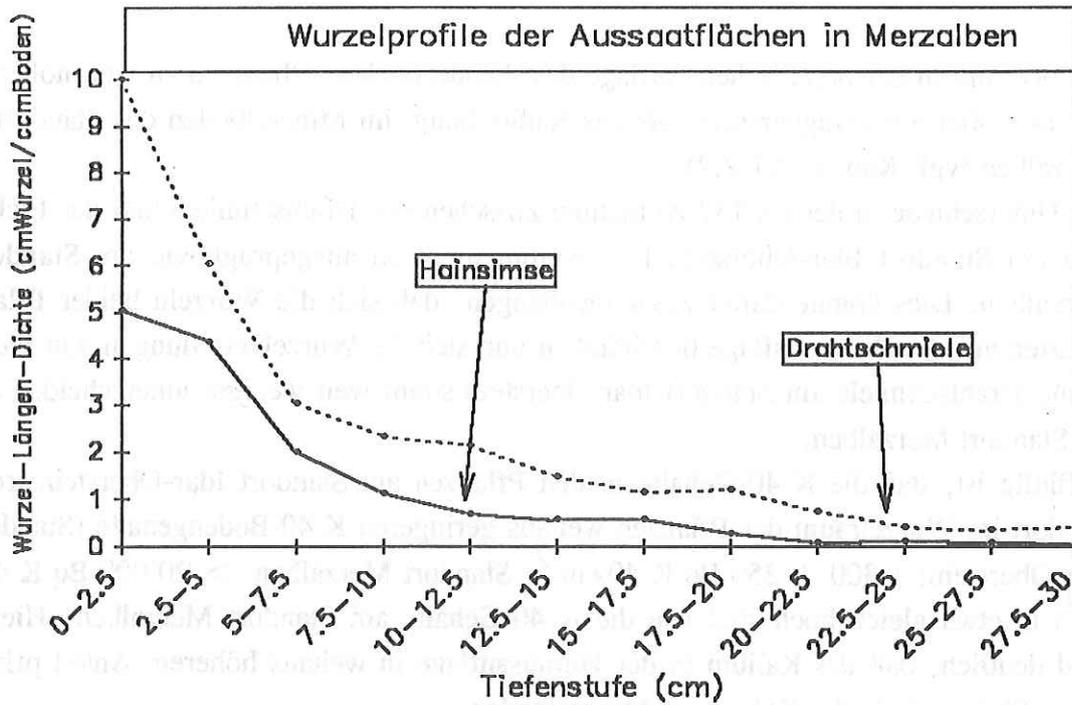


Abb. 38: Tiefenverteilung der Wurzel­dichte von Hainsimse und Drahtschmiele im Mineralboden von Aussaatparzellen am Standort Merzalben (Nullparzellen, Block A3); Aufnahmetermin: August 1991

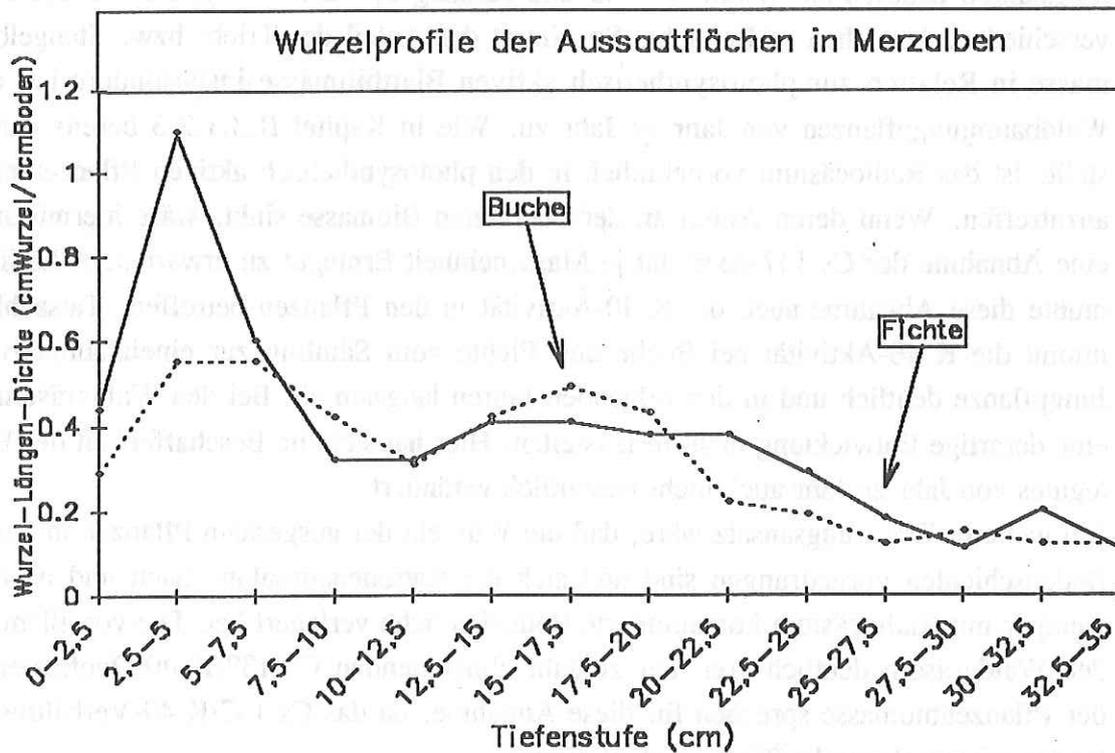


Abb. 39: Tiefenverteilung der Wurzel­dichte von Buche und Fichte im Mineralboden von Aussaatparzellen am Standort Merzalben (Nullparzellen, Block A3); Aufnahmetermin: August 1991

Radiocäsium in der organischen Auflage des Standortes Idar-Oberstein zu weit höheren Anteilen pflanzenverfügbar sein, als das Radiocäsium im Mineralboden des Standortes Merzalben (vgl. Kap. II.3.1.2.2).

Die Unterschiede in der Cs 137-Aufnahme zwischen der Drahtschmiele und der Fichte sind am Standort Idar-Oberstein bei weitem nicht so ausgeprägt wie am Standort Merzalben. Dies könnte damit zusammenhängen, daß sich die Wurzeln beider Pflanzenarten auf die Humusaufgabe beschränken und sich die Wurzelverteilungen von Fichte und Drahtschmiele am Standort Idar-Oberstein somit weit weniger unterscheiden als am Standort Merzalben.

Auffällig ist, daß die K 40-Gehalte in den Pflanzen am Standort Idar-Oberstein trotz der dort im Wurzelraum der Pflanzen weitaus geringeren K 40-Bodengehalte (Standort Idar-Oberstein:  $1\,300 \pm 250 \text{ Bq K } 40 \cdot \text{m}^{-2}$ ; Standort Merzalben:  $> 20\,000 \text{ Bq K } 40 \cdot \text{m}^{-2}$ ) in etwa gleich hoch sind wie die K 40-Gehalte am Standort Merzalben. Hierin wird deutlich, daß das Kalium in der Humusaufgabe in weitaus höherem Anteil pflanzenverfügbar ist als das Kalium im Mineralboden.

Bei allen ausgesäten Pflanzenarten nimmt die aufgenommene Cs 137-Aktivität vom ersten zum zweiten Beerntungsjahr, bei der Drahtschmiele auch in den weiteren Beerntungsjahren deutlich ab (Abb. 40 - 45 und Anhang 5, Tab. 4 - 9). Hierfür kommen verschiedene Ursachen in Betracht. So nimmt der Anteil der Trieb- bzw. Stengelbiomasse in Relation zur photosynthetisch aktiven Blattbiomasse insbesondere bei den Waldbaumjungpflanzen von Jahr zu Jahr zu. Wie in Kapitel II.3.1.2.3 bereits dargestellt, ist das Radiocäsium vornehmlich in den photosynthetisch aktiven Pflanzenteilen anzutreffen. Wenn deren Anteil an der beernteten Biomasse sinkt, wäre hiermit auch eine Abnahme der Cs 137-Aktivität je Masseneinheit Erntegut zu erwarten. Allerdings müßte diese Abnahme auch die K 40-Aktivität in den Pflanzen betreffen. Tatsächlich nimmt die K 40-Aktivität bei Buche und Fichte vom Sämling zur eineinhalbjährigen Jungpflanze deutlich und in den folgenden Jahren langsam ab. Bei den Waldgräsern ist eine derartige Entwicklung nicht festzustellen. Hier hat sich die Beschaffenheit des Erntegutes von Jahr zu Jahr auch nicht wesentlich verändert.

Ein weiterer Erklärungsansatz wäre, daß die Wurzeln der ausgesäten Pflanzen in tiefere Bodenschichten vorgedrungen sind und sich die Kationenaufnahme nach und nach in weniger mit Radiocäsium kontaminierte Bodenbereiche verlagert hat. Die vor allem bei den Waldgräsern deutlich von Jahr zu Jahr abnehmenden Cs 137/K 40-Quotienten in der Pflanzenbiomasse sprechen für diese Annahme, da das Cs 137/K 40-Verhältnis im Boden mit zunehmender Tiefe rasch abnimmt.

Als dritter Erklärungsansatz ist eine allmählich zunehmende Bindung des Radiocäsiums aus dem Tschernobyl-Fallout an die Bodenmatrix und eine damit einhergehende Abnahme der Pflanzenverfügbarkeit in Betracht zu ziehen. Auf derartige "Alterungseffekte" in Form einer Abnahme der Mobilität und damit auch der Bioverfügbarkeit nach einem Fallout-Ereignis wurde bereits in Kap. II.3.1.2.1 eingegangen.

In Betracht zu ziehen ist auch ein Radiocäsium-Export aus den Parzellen durch die Entnahme des Erntegutes. Dieser Ernteentzug ist mit  $1 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$  (Buche, Merzalben) bis  $60 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$  (Drahtschmiele, Merzalben) über alle Beerntungstermine im Vergleich zum Boden-Cs 137-Vorrat (vgl. Tab. 41) zwar nur sehr gering (0,02 bis 1,5 %), doch ist zu berücksichtigen, daß der Ernteentzug den bioverfügbaren Radiocäsiumvorrat betrifft, dessen Anteil am Gesamtradiocäsiumvorrat des Mineralbodens nur klein ist (vgl. Kap. II.3.1.2.2). Eine spürbare Auswirkung des Ernteentzugs auf das pflanzenverfügbare Radiocäsium im Boden kann daher vor allem bei den beiden Waldgräsern nicht ausgeschlossen werden.

Da für jeden der aufgeführten Erklärungsansätze Indizien gefunden werden konnten, ist anzunehmen, daß alle Prozesse zu der beobachteten Abnahme der Radiocäsiumaufnahme beitragen. Eine Wichtung des jeweiligen Teilbetrags ist allerdings mit dem vorhandenen Datenmaterial nicht möglich. Hierzu wären Experimente mit kontrollierten Randbedingungen erforderlich.

Die beiden Düngungsvarianten wirkten sich bei allen ausgesäten Pflanzenarten merklich auf die Cs 137-Aufnahme in die oberirdische Pflanzenbiomasse aus. In der Mehrzahl der Fälle ist der Düngeeffekt im ersten Behandlungsjahr besonders deutlich und nimmt in den nachfolgenden Erntejahren ab.

Auf den mit Drahtschmiele besäten Parzellen am Standort Merzalben führte die Kalkung auf allen drei Blöcken und an allen Messterminen zu einer deutlichen Verringerung der Cs 137-Aufnahme (Abb. 40). Über die drei Blöcke gemittelt lagen die Cs 137-Aktivitäten in der Pflanzenbiomasse auf den Kalkparzellen an den vier Beerntungsterminen bei einem Viertel bis der Hälfte der entsprechenden Werte auf den Nullparzellen (Anhang 5, Tab. 4). Die Transferfaktoren Boden-Pflanze sind auf den Kalkparzellen um 11 bis 85 % geringer als auf den Nullparzellen. Auffällig sind die erheblichen Unterschiede in der Cs 137-Aufnahme der verschiedenen Kalkparzellen am ersten Beerntungstermin. So ist der Transferfaktor der Kalkparzelle des Blockes A2 um das siebenfache höher als der Transferfaktor der Kalkfläche des Blockes A3. Letztere weist einen überdurchschnittlichen hohen Boden-Cs 137-Gehalt auf, unterscheidet sich aber ansonsten in anderen Bodenparametern, in den Nährelementgehalten der Biomasse und in den Wachstumskennwerten nicht von den beiden anderen Kalkparzellen mit Drahtschmielebewuchs. Die Kaliumdüngung bewirkte beim ersten Beerntungstermin eine noch deutlichere Reduktion der Cs 137-Aufnahme als die Kalkung. Gegenüber den Nullparzellen waren die Transferfaktoren auf den Kaliparzellen um 42 bis 81 % gerin-

ger. Auch bei den nachfolgenden Ernteterminen lagen die Cs 137-Aktivitäten im Aufwuchs der Kaliparzellen deutlich unter den entsprechenden Werten der Nullparzellen. Zu den Kalkparzellen konnte bei den späteren Ernteterminen dagegen kein eindeutiger Unterschied in der Pflanzenaufnahme des Radiocäsiums festgestellt werden. Zu erklären ist diese Beobachtung vermutlich aus der deutlich höheren Löslichkeit des Kaliumsulfats gegenüber dem dolomitischen Material und der hiermit sicherlich einhergehenden rascheren Wirksamkeit des Salzdüngers.

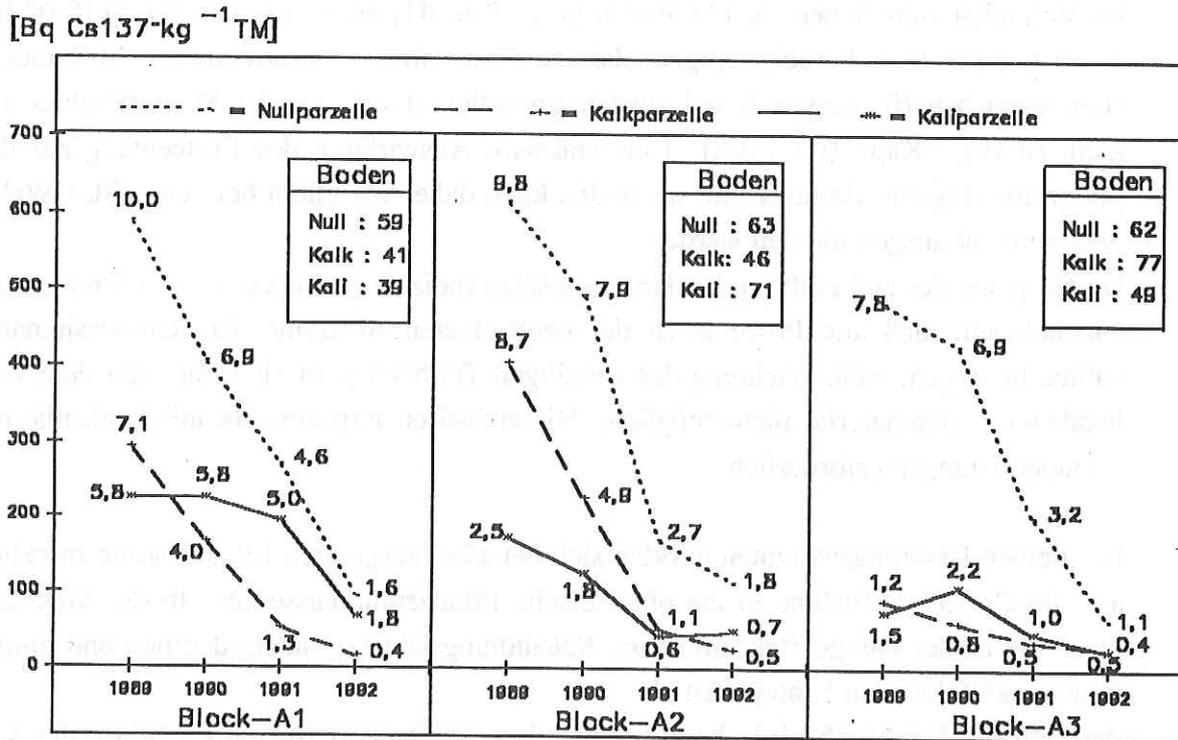


Abb. 40: Verlauf der Cs 137-Aktivität in Drahtschmiele auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Merzalben; in Kästchen: Cs 137-Aktivitäten in den obersten 10 cm des Mineralbodens (Bq·kg<sup>-1</sup> TM); Zahlen neben den Ganglinien: Transferfaktoren Boden-Pflanze; alle Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986

Bei der Hainsimse sind die Düngungseffekte nur im Block A1 so offensichtlich wie bei der Drahtschmiele (Abb. 41). In Block A2 weist die Nullfläche mit nur 23 Bq·kg<sup>-1</sup> die geringste Cs 137-Bodenkontamination des gesamten Aussaatversuches auf, während die Kalkfläche in diesem Block einen überdurchschnittlich hohe Bodenkontamination besitzt. Dementsprechend liegt beim Transferfaktor auch in diesem Block die gekalkte Parzelle deutlich niedriger als die Nullparzelle.

Vor allem beim ersten Beerntungstermin war auf den kaligedüngten Parzellen eine deutlich geringere Cs 137-Aufnahme in die Hainsimse festzustellen als auf den Null- und auch den Kalkparzellen. Die Transferfaktoren liegen gegenüber den Nullparzellen um 70 - 90 % niedriger. Dieser Effekt bleibt gegenüber der Nullfläche, wenngleich in abgeschwächter Form, auch über die nächsten beiden Erntetermine erhalten. Im Block A1 zeigt sich auf der Kaliparzelle entgegen dem sonstigen Trend ein Anstieg der Cs 137-Aktivität in der Hainsimsenbiomasse vom ersten zum zweiten Beerntungstermin. Dieser Anstieg ist auch beim K 40-Gehalt zu beobachten. Diese Parzelle ist vergleichsweise etwas stärker überschirmt als die übrigen mit Hainsimse bewachsenen Parzellen und wies dementsprechend beim ersten Beerntungstermin nur eine sehr geringe Biomasse auf.

[Bq Cs137·kg<sup>-1</sup> TM]

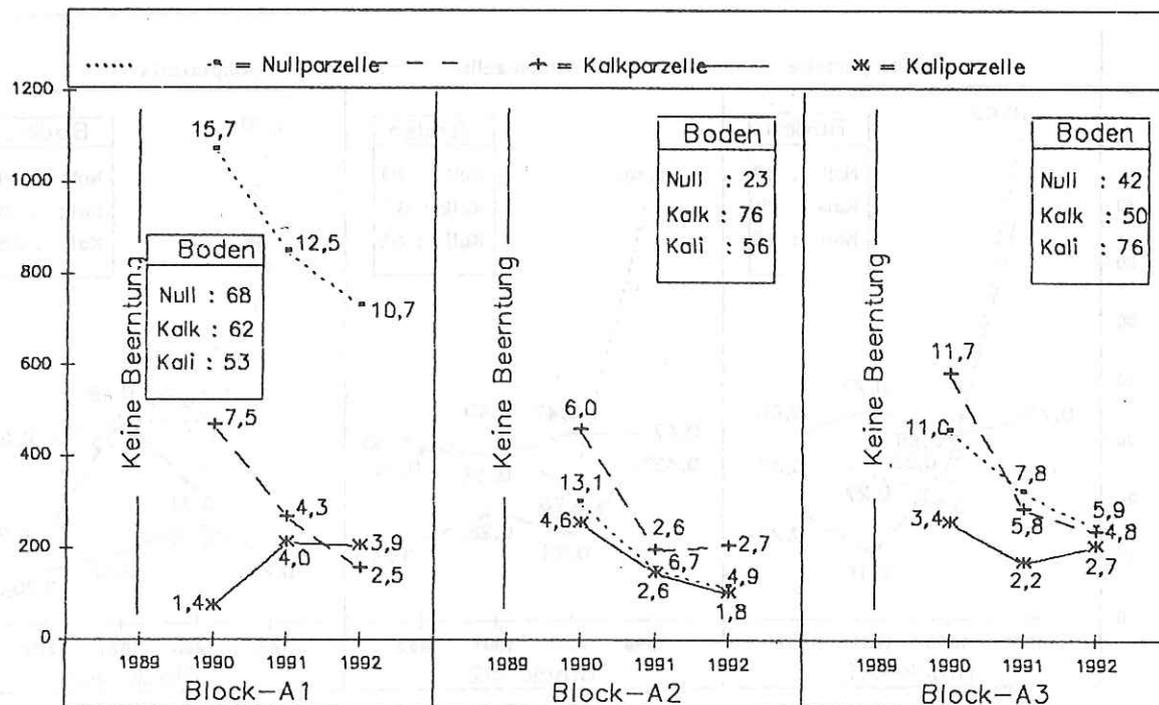


Abb. 41: Verlauf der Cs 137-Aktivität in Hainsimse auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Merzalben; weitere Erläuterungen siehe Abb. 40

Möglicherweise wurde hierdurch die Kationen- und damit auch Radiocäsiumaufnahme beeinträchtigt. Denkbar ist auch, daß die nur sehr geringe Probenmenge zu einer Fehlmessung führte.

Auf den am Standort Merzalben mit Fichte besäten Parzellen liegen die Cs 137-Aktivitäten in der Biomasse beim ersten Beerntungstermin wie bei den Gräsern auf den Kalk- und vor allem auf den Kaliparzellen sehr deutlich unter den entsprechenden Werten auf den Nullparzellen (Abb. 42). Zum zweiten Beerntungstermin ist insbesondere auf den Nullflächen ein sehr drastischer Rückgang der Cs 137-Aktivitäten in den Fichtenjungpflanzen zu verzeichnen. Hierdurch geht die Differenzierung zwischen den Düngevarianten weitgehend verloren. In den Erntejahren 1990 bis 1992 zeigen zudem die jeweiligen Düngevarianten auf den drei Blöcken keinen einheitlichen Trend. Allerdings liegt die Cs 137-Aufnahme in die Fichtenjungpflanzen auf zwei der drei Blöcke über den gesamten Beobachtungszeitraum auf den Kaliparzellen merklich unter der Cs 137-Aufnahme auf den Null- und Kalkparzellen.

[Bq Cs137·kg<sup>-1</sup>TM]

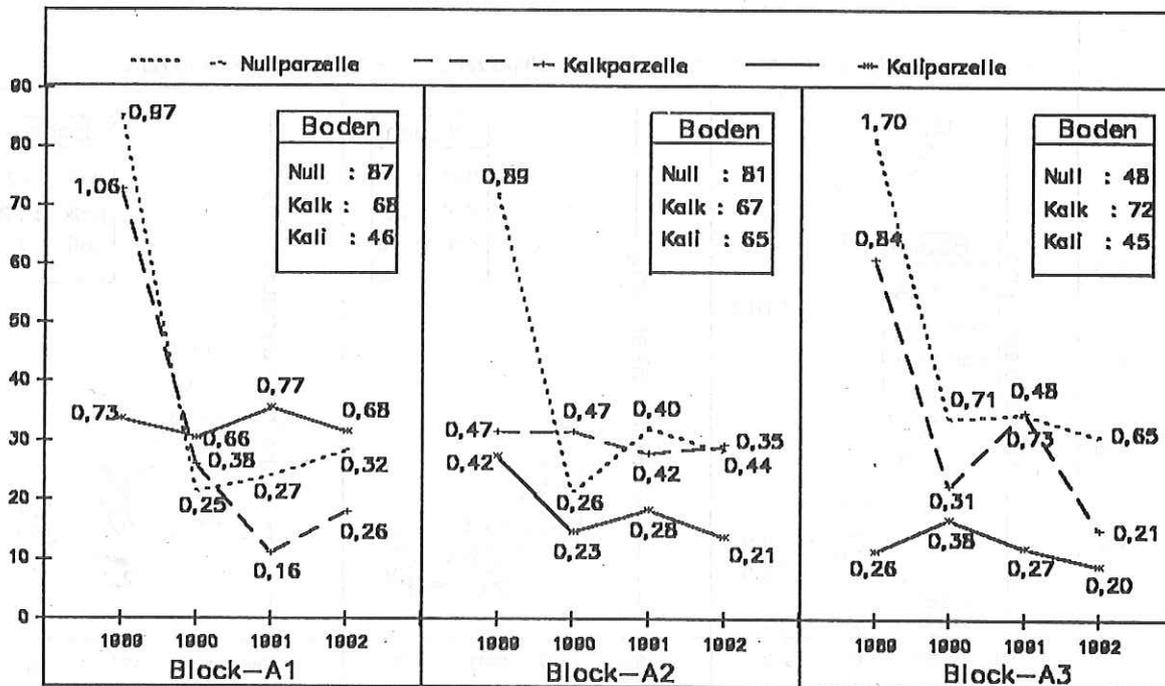


Abb. 42: Verlauf der Cs 137-Aktivität in Fichtensämlingen und -jungpflanzen auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Merzalben; weitere Erläuterungen siehe Abb. 40

Bei den Buchensämlingen und -jungpflanzen hat sich die Kaliumdüngung auf allen drei Blöcken und über den gesamten Beobachtungszeitraum in einer deutlichen Verringerung der Cs 137-Aufnahme ausgewirkt (Abb. 43). Die Kalkung zeigte demgegenüber

einen entsprechenden Effekt nur in Block A1. In Block A3 liegt die Cs 137-Aktivität im Bewuchs der gekalkten Parzelle nur im letzten Beerntungsjahr, dort aber sehr deutlich, unter dem entsprechenden Wert aus der Nullparzelle.

[Bq Cs137·kg<sup>-1</sup> TM]

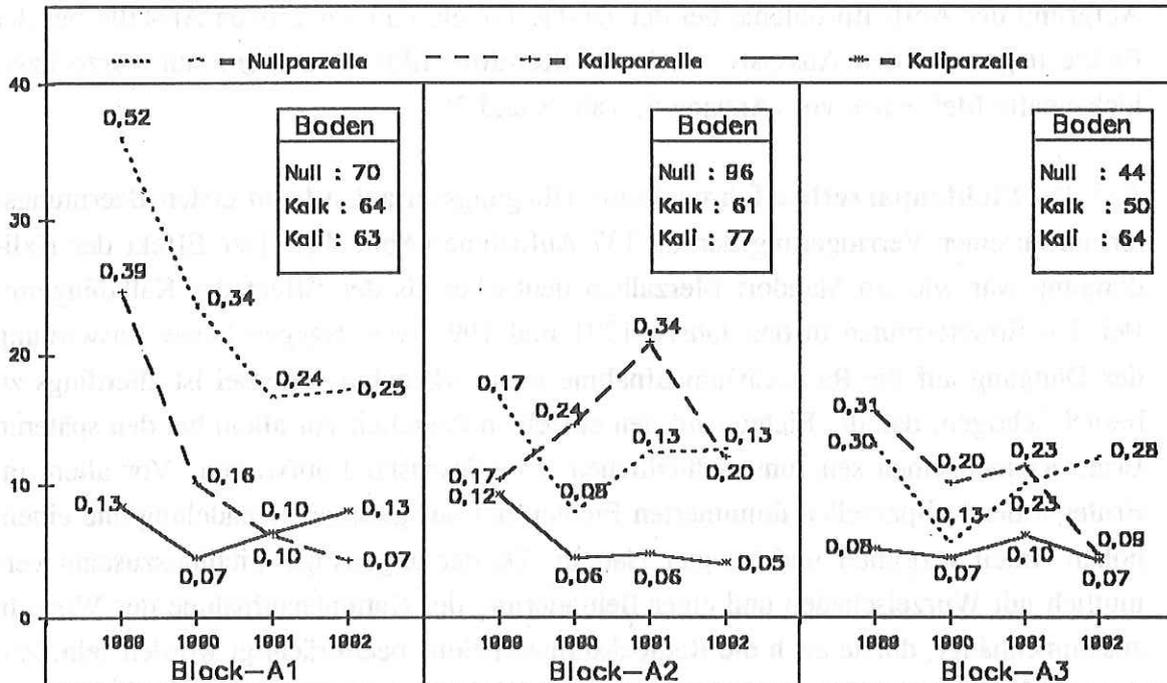


Abb. 43: Verlauf der Cs 137-Aktivität in Buchensämlingen und -jungpflanzen auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Merz-alben; weitere Erläuterungen siehe Abb. 40

Besonders auffällig und vom allgemeinen Trend einer merklich abfallenden Radiocäsiumaktivität von Beerntungstermin zu Beerntungstermin deutlich abweichend ist der Verlauf der Cs 137-Aktivität im Buchenaufwuchs der Kalkparzelle in Block A2. Im Jahr 1989 war die Cs 137-Aufnahme dort mit einem Transferfaktor von 0,17 nur halb so hoch wie auf den Kalkparzellen der beiden anderen Blöcke, steigt dann aber in den Jahren 1990 und 1991 deutlich an und liegt 1991 doppelt so hoch wie auf den beiden anderen Kalkparzellen. Die Kalkparzelle in Block A2 weist eine durchschnittliche Cs 137-Bodenkontamination und auch durchschnittliche K 40-Bodengehalte auf. In der Bestockungsdichte und im Wachstumsverlauf waren keine Besonderheiten erkennbar. Auch in der Überschilderung, die unter Umständen eine zusätzliche Kontamination der Bodenpflanzen durch mit dem Bestandesniederschlag transportiertes Radiocäsium bewirken könnte, unterscheiden sich die drei Kalkparzellen nicht auffällig. Die chemische

Bodenanalyse erbrachte allerdings die höchsten austauschbaren Ca- und Mg-Gehalte aller Aussaatparzellen (Anhang 5, Tab. 1). Auch sind die Nährelementgehalte (P, K, Ca, Mg) im Bewuchs auf dieser Parzelle höher als auf den beiden anderen Kalkparzellen. Ein Zusammenhang zwischen diesen Meßergebnissen und dem abweichenden Verlauf der Cs 137-Aktivitäten konnte allerdings bislang nicht gefunden werden.

Aufgrund der Auflaufprobleme bei der Drahtschmiele und der großen Ausfälle bei der Fichte liegen für den Aussaatversuch am Standort Idar-Oberstein nur kurze bzw. lückenhafte Meßreihen vor (Anhang 5, Tab. 8 und 9).

Auf den Fichtenparzellen führten beide Düngungsvarianten beim ersten Beerntungstermin zu einer Verringerung der Cs 137-Aufnahme (Abb. 44). Der Effekt der Kalidüngung war wie am Standort Merzalben deutlicher als der Effekt der Kalkdüngung. Bei den Ernteterminen in den Jahren 1991 und 1992 war dagegen keine Auswirkung der Düngung auf die Radiocäsiumaufnahme mehr erkennbar. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Fichten auf den einzelnen Parzellen vor allem bei den späteren Ernteterminen einen sehr unterschiedlichen Vitalitätszustand aufwiesen. Vor allem im Erntegut der Kaliparzellen dominierten Fichten mit nur geringer Benadelung und einem hohen Anteil vergilbter und brauner Nadeln. Da der ungünstige Vitalitätszustand vermutlich mit Wurzelschäden und einer Behinderung der Kationenaufnahme der Wurzeln zusammenhängt, dürfte auch die Radiocäsiumaufnahme beeinträchtigt worden sein. Zudem dürften die vergilbten, zum Teil auch deutlich nekrotischen Fichtennadeln auf den Kaliparzellen auch einem verstärkten Kationenleaching unterliegen. So beobachteten LONG et al. (1956) sowie TUKEY et al. (1957 und 1959) bei Topfexperimenten mit verschiedenen, in Landwirtschaft und Gartenbau eingesetzten Pflanzen deutlich erhöhte Nährstoffverluste (insbesondere auch Kaliumverluste) durch Auswaschung aus Blättern schlecht ernährter und nekrotischer Pflanzen. Hieraus ließen sich die zum Teil höheren Cs 137-Gehalte auf den bodenchemisch besser gestellten Kalkparzellen im Vergleich zu den Null- und Kaliparzellen erklären.

[Bq Cs137·kg<sup>-1</sup> TM]

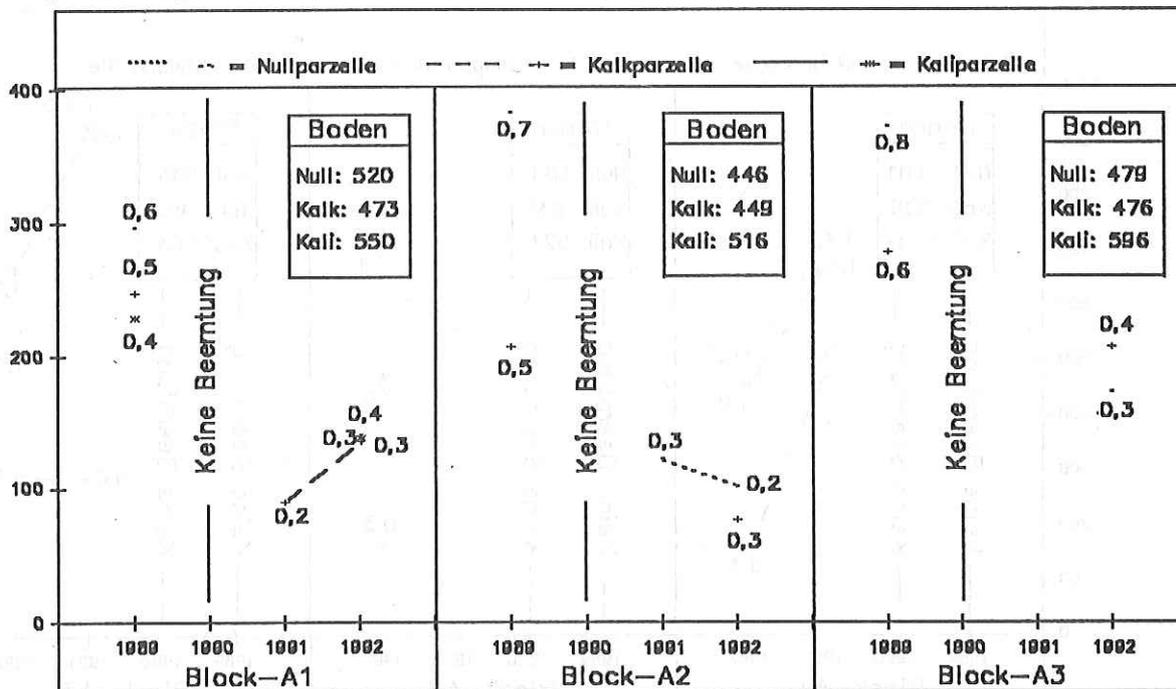


Abb. 44: Verlauf der Cs 137-Aktivität in Fichtensämlingen und -jungpflanzen auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Idar-Oberstein; in Kästchen: Cs 137-Aktivitäten in der Humusauflage (Of + Oh; Bq·kg<sup>-1</sup> TM); Zahlen neben den Ganglinien: Transferfaktoren Boden-Pflanze; alle Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986

Bei der Drahtschmiele am Standort Idar-Oberstein waren in den ersten beiden Jahren nach der Düngungsmaßnahme wegen der Auflaufprobleme keine Beerntungen möglich. Bei den Beerntungsterminen in den Jahren 1991 und 1992 zeigte sich keine Wirkung der Kalidüngung, jedoch eine deutliche Verringerung der Cs 137-Aufnahme durch die Kalkung (Abb. 45). Die Transferfaktoren waren auf den Kalkparzellen um 25 bis 73 % niedriger als auf den Nullparzellen. Die fehlende Wirkung der Kaliumdüngung ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß das Düngekalium zum Zeitpunkt des Auflaufens der Drahtschmiele bereits weitgehend aus der Humusaufgabe ausgewaschen war (vgl. Kap. III.2.1).

[Bq Cs137·kg<sup>-1</sup> TM]

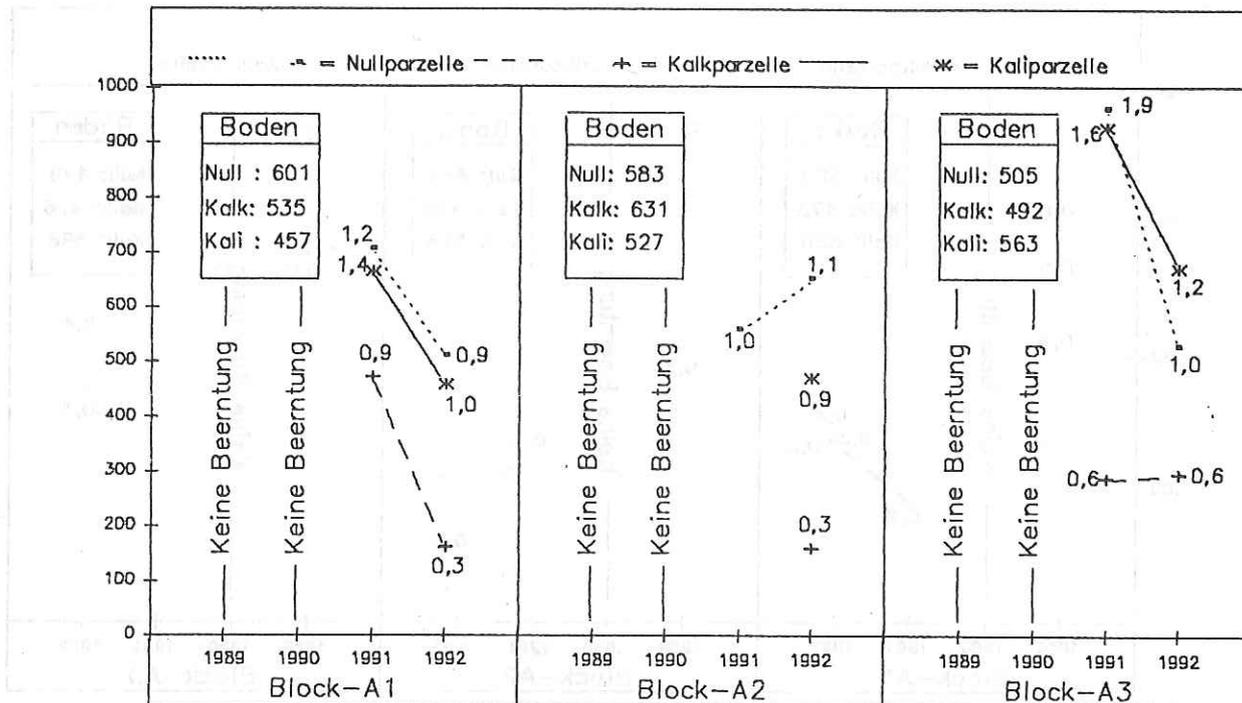


Abb. 45: Verlauf der Cs 137-Aktivität in Drahtschmiele auf den einzelnen Parzellen des Aussaatversuchs am Standort Idar-Oberstein; weitere Erläuterungen siehe Abb. 44

### III.2.3.2 Ergebnisse des Drahtschmiele-Schnittversuchs am Standort Idar-Oberstein

Die Dolomitkalkung führte auf den Parzellen des Drahtschmiele-Schnittversuchs zu einem pH-Anstieg und einer deutlichen Anhebung der Kalzium- und Magnesiumgehalte in der Humusaufgabe (Anhang 6, Tab. 1) sowie zu einer erheblich höheren Kalzium- und Magnesiumaufnahme in die Pflanzen (Tab. 42). Die Kaliumgehalte in den Pflanzen sind wie beim Aussaatversuch auf den gekalkten Parzellen tendenziell niedriger als auf den Nullparzellen.

Auf den Kaliparzellen wies der Drahtschmielebewuchs vor der Düngung im Mittel der drei Parzellen geringere, beim ersten Erntetermin nach der Düngung dagegen höhere Kaliumgehalte auf, als auf den Null- und Kalkparzellen. Zum Sommer 1989 fielen die Kaliumkonzentrationen dann auf das Niveau der Nullparzellen ab.

Die an Humusproben aus dem Herbst 1989 durchgeführten Analysen erbrachten keine signifikanten Unterschiede im Kaliumgehalt der Humusaufgabe zwischen den Kali- und Nullparzellen. Der ausgebrachte Kalidünger war demnach zu diesem Zeitpunkt bereits aus der Humusaufgabe ausgewaschen.

**Tab. 42: Nährstoffgehalte im Bewuchs der Drahtschmiele-Schnittversuch-Parzellen vor und nach den Düngungsmaßnahmen; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche der Befunde aus jeweils 3 Parzellen**

Erntetermin	Düngung <sup>1)</sup>	N [%]	P [%]	K [ppm]	Ca [ppm]	Mg [ppm]
24.04.1988 (vor Düngung)	Null	3,26 ± 0,25	0,27 ± 0,01	21 867 ± 2 717	1 328 ± 317	915 ± 65
24.04.1988 (vor Düngung)	Kalk	3,20 ± 0,18	0,27 ± 0,07	20 867 ± 65	950 ± 49	820 ± 65
24.04.1988 (vor Düngung)	Kali	3,24 ± 0,12	0,29 ± 0,03	19 867 ± 510	1 070 ± 111	795 ± 35
08.08.1988	Null	2,54 ± 0,06	0,20 ± 0,02	25 833 ± 2 063	1 033 ± 86	1 067 ± 33
08.08.1988	Kalk	2,51 ± 0,10	0,18 ± 0,03	19 800 ± 1 883	1 650 ± 196	1 675 ± 120
08.08.1988	Kali	2,57 ± 0,15	0,21 ± 0,01	28 767 ± 5 093	1 168 ± 479	953 ± 47
05.09.1989	Null	2,03 ± 0,21	0,11 ± 0,02	18 407 ± 3 097	1 051 ± 112	858 ± 133
05.09.1989	Kalk	1,82 ± 0,11	0,10 ± 0,01	14 223 ± 1 644	2 053 ± 265	1 970 ± 518
05.09.1989	Kali	1,93 ± 0,21	0,10 ± 0,03	18 730 ± 3 396	990 ± 128	779 ± 95

1) Düngung am 29.04.1988 mit 6 t Dolomit/ha bzw. 360 kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/ha

Die Cs 137-Aktivität im Erntegut nimmt mit einer Ausnahme von Erntetermin zu Erntetermin deutlich ab (Abb. 46 und Anhang 6, Tab. 2). Dies könnte auf den allmählichen Entzug des in den Pflanzen gespeicherten und auch eines Teils des im Boden pflanzenverfügbar gebundenen Radiocäsiums durch den Export des Erntegutes zurückzuführen sein, da bei den Schnittversuch-Parzellen bei jedem Erntetermin eine Vollernte notwendig war, um ausreichende Probevolumina zu erhalten.

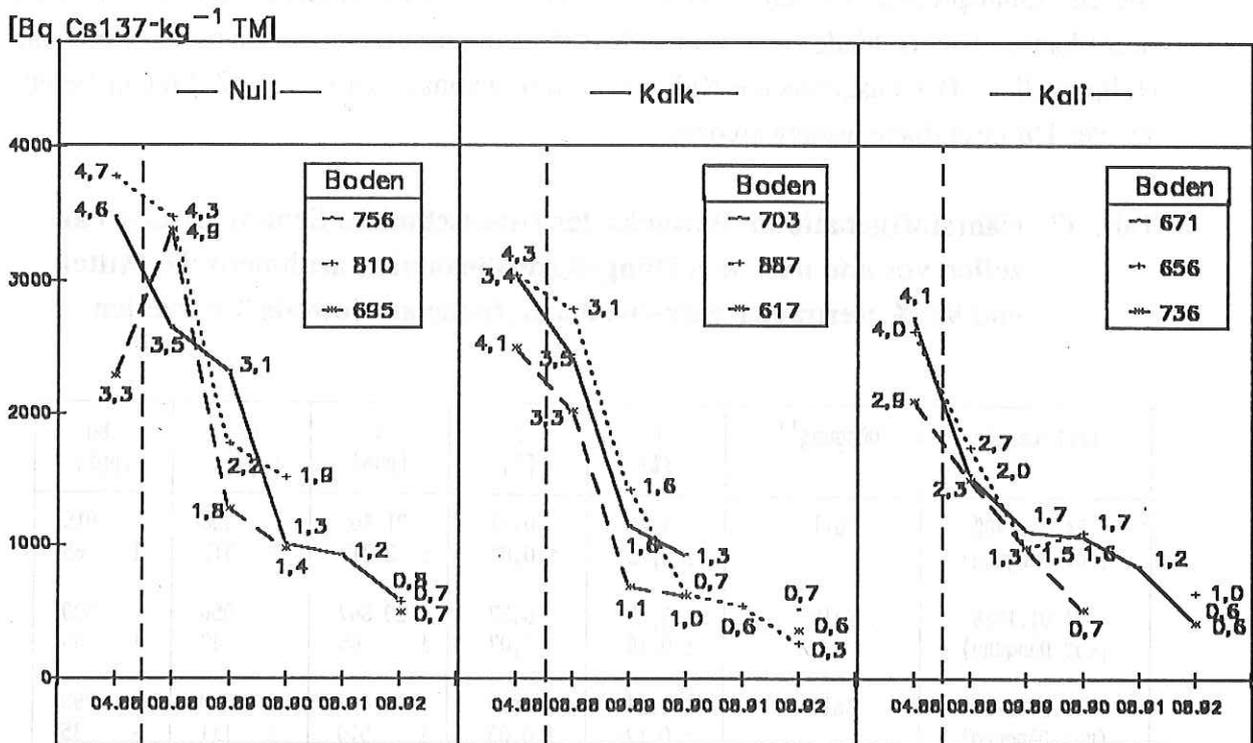


Abb. 46: Verlauf der Cs 137-Aktivitäten im Erntegut aus nicht gedüngten, gekalkten und kaliumgedüngten Parzellen des Drahtschmiele-Schnittversuchs am Standort Idar-Oberstein; in Kästchen: Cs 137-Aktivitäten in der Humusaufgabe (Bq·kg<sup>-1</sup> TM); Zahlen neben den Ganglinien: Transferfaktoren Boden-Pflanze; alle Aktivitätsangaben des Radio-cäsiums bezogen auf den 01.05.1986

Die Transferfaktoren Boden-Pflanzen liegen bei den beiden ersten Ernteterminen um das Doppelte bis Vierfache über den entsprechenden Werten der Drahtschmieleparzellen des Aussaatversuches am Standort Idar-Oberstein und fallen dann auf das Niveau des Aussaatversuches ab. Dies kann als Indiz gewertet werden, daß das Radiocäsium aus den ersten Ernteterminen des Schnittversuchs zu einem nennenswerten Teil aus der unmittelbaren Foliarkontamination durch Tschernobyl-Fallout stammte, bei den späteren Terminen dagegen weit überwiegend, wie bei den Aussaatversuchen, aus der Wurzel Aufnahme.

Der Verlauf der spezifischen Cs 137-Aktivitäten im Erntegut der Kalk- und Nullparzellen unterscheidet sich nicht wesentlich. Im Gegensatz zum Aussaatversuch hat die Kalkung demnach im Schnittversuch keine deutliche Reduktion der Cs 137-Aufnahme in den Drahtschmielebewuchs bewirkt.

Auf den Kaliparzellen nahmen dagegen die Cs 137-Aktivitäten und Transferfaktoren vom ersten Erntetermin vor der Düngung zum ersten Erntetermin nach der Düngung deutlich stärker ab, als auf den Null- und Kalkparzellen. Bei den nachfolgenden Ernteterminen gleichen sich die Kurvenverläufe allerdings wieder an. Der Effekt der Kaliumdüngung auf die Cs 137-Aufnahme der Drahtschmiele wird durch die Kalkulation des mit der Beerntung der einzelnen Parzellen verbundenen Cs 137-Entzugs besonders deutlich (Tab. 43). Der Radiocäsiumentzug ist auf den Kaliparzellen absolut und auch

**Tab. 43: Cs 137-Entzug durch die Beerntung der oberirdischen Drahtschmielebiomasse der einzelnen Parzellen des Drahtschmiele-Schnittversuchs nach der Düngung in Relation zur flächenbezogenen Cs 137-Aktivität in der Humusauflage; Aktivitätsangaben des Cs 137 bezogen auf den 01.05.1986**

Düngung / Parzelle	Cs 137 im Humus [Bq · m <sup>-2</sup> ]	Trockenmasse Erntegut Drahtschmiele [g · m <sup>-2</sup> ]	Cs 137-Entzug	
			[Bq · m <sup>-2</sup> ]	[% zu 2]
1	2	3	4	5
Null/1.2	9339	153	332	3,6
Null/2.2	9065	65	177	2,0
Null/3.2	9435	64	164	1,7
Kalk/1.1	11216	90	163	1,5
Kalk/2.1	9191	127	234	2,6
Kalk/3.1	7888	84	138	1,8
Kali/1.3	9988	116	131	1,3
Kali/2.3	10325	61	96	0,9
Kali/3.3	7893	105	126	1,6

in Relation zu den Radiocäsiumvorräten in der Humusauflage nur gut halb so groß wie auf den Nullparzellen. Auf den Kalkparzellen ist der Cs 137-Entzug im Mittel etwa 20 % geringer als auf den Nullparzellen, wobei sich die Wertebereiche allerdings überschneiden.

### III.2.3.3 Cs 137- und K 40-Aufnahme in Waldbodenpflanzen aus Naturansammlung und in Pilzfruchtkörper auf gedüngten und ungedüngten Arealen

Zur gleichen Zeit auf gedüngten und ungedüngten Teilarealen erscheinende Pilzfruchtkörper und Waldbodenpflanzen erlaubten weitere Einblicke in die Auswirkungen der Kalkung und Kaliumdüngung auf die Radiocäsiumaufnahme in die Waldbodenvegetation.

Am Standort **Merzalben** wurden zehn Pilzarten parallel auf gedüngten und ungedüngten Arealen zum Teil zu mehreren Terminen auf Cs 137- und K 40-Gehalte ausgemessen (Tab. 44). In acht von zwölf Fällen lagen die Cs 137-Aktivitäten der auf gekalkten Flächen geernteten Pilzfruchtkörper unter den entsprechenden Werten der Proben aus den ungedüngten Flächen. Eine ähnliche Wirkung der Kalkdüngung ergibt sich im Hinblick auf die K 40-Aktivitäten der Pilzfruchtkörper: in zehn der zwölf untersuchten Paare lagen die K 40-Aktivitäten der Pilze aus den gekalkten Flächen niedriger als die entsprechenden Werte aus den ungedüngten Arealen.

Auf den kaligedüngten Flächen konnten Pilzfruchtkörper nur sehr selten angetroffen werden. Die beiden Probepaare, die einen Vergleich "ohne Düngung" und "kaliumgedüngt" erlauben, zeigen beide überraschenderweise höhere Cs 137-Gehalte in den Proben aus den kaligedüngten Arealen. Auch gegenüber den Pilzfruchtkörpern aus den gekalkten Bereichen liegen die Proben aus den kaligedüngten Flächen mit einer Ausnahme höher. Alle auf den Kaliparzellen angetroffenen Pilzspezies gehören allerdings zu den Arten mit nur vergleichsweise geringer Radiocäsiumaufnahme (vgl. II.2.2.2).

Im Gegensatz zu den Pilzfruchtkörpern hat die Kaliumdüngung bei den Gefäßpflanzen einen eindeutig die Radiocäsiumaufnahme verringernden Effekt. Bei allen Vergleichspaaren lag die Cs 137-Aktivität der jeweiligen Probe aus dem kaliumgedüngten Bereich deutlich, zum Teil um mehr als die Hälfte niedriger als die Cs 137-Aktivität der Probe aus der nichtgedüngten Fläche. Die K 40-Aktivität war demgegenüber mit einer Ausnahme bei den Proben aus den kaligedüngten Arealen höher als bei der entsprechenden Probe aus der ungedüngten Fläche.

Die Kalkung hat sich bei den verschiedenen Pflanzenspezies sehr unterschiedlich auf die Radiocäsiumaufnahme ausgewirkt. Bei den Schlagflorenelementen Weidenröschen, Fingerhut, Johanniskraut, Ehrenpreis und Ginster führte die Kalkung zu einer höheren, beim Adlerfarn und den Eichenjungpflanzen zu der geringeren Cs 137-Aufnahme im Vergleich zu den Werten aus den ungedüngten Arealen (Erklärungsansatz siehe Kap. III.3.1).

Tab. 44: Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  TM) in der Bodenvegetation auf nicht gedüngten und gedüngten Arealen am Standort Merzalben; Aktivitätsangaben des Radiocäiums bezogen auf den 01.05.1986

Probematerial/ Spezies	Erntetermin	Düngung					
		ohne		Kalk		Kali	
		Cs 137	K 40	Cs 137	K 40	Cs 137	K 40
<u>Pilze (Fruchtkörper)</u>							
Macrolepiota olivascens Moser	15.10.1989	80	1170	37	713	---	---
Macrolepiota olivascens Moser	18.10.1990	32	661	23	482	94	754
Macrolepiota olivascens Moser	21.10.1991	7	1383	16	797	16	976
Amanita muscaria Hooker	18.07.1990	---	---	155	1150	83	1847
Amanita phalloides Secr.	15.10.1989	1966	1318	1126	830	---	---
Amanita rubescens S.F.Gray	11.08.1989	103	1352	211	1011	---	---
Russula cyanoxantha Schff. ex Fr.	15.10.1989	1424	1259	294	947	---	---
Boletus edulis Bull. ex Fr.	05.10.1990	1182	1134	888	857	---	---
Boletus edulis Bull. ex Fr.	18.10.1990	489	820	1468	1073	---	---
Boletus edulis Bull. ex Fr.	25.10.1990	763	668	451	652	---	---
Armillariella mellea Karst	18.10.1990	120	1694	70	1363	---	---
Lepista nuda Cooke	04.11.1991	266	1054	238	1151	---	---
Clitocybe claripes Kummer	04.11.1991	---	---	102	1323	155	1451
Lycoperdon foetidum Bon.	21.10.1991	29	940	47	895	---	---

Tab. 44: Fortsetzung

Probematerial/ Spezies	Erntetermin	Düngung					
		ohne		Kalk		Kali	
		Cs 137	K 40	Cs 137	K 40	Cs 137	K 40
<u>Gräser</u>							
Poa nemoralis L.	25.06.1992	43	792	41	639	14	828
<u>Krautige Pflanzen</u>							
Epilobium angustifolium L.	03.08.1990	230	295	355	220	98	455
Epilobium angustifolium L.	22.07.1991	120	375	284	378	76	328
Epilobium angustifolium L.	25.06.1992	105	326	124	460	58	502
Digitalis purpurea L.	25.06.1992	31	669	46	580	--	---
Hypericum perforatum L.	25.06.1992	19	288	42	382	--	---
Veronica officinalis L.	25.06.1992	34	508	44	383	--	---
<u>Sträucher</u>							
Sarothamnus scoparius Wimm.	25.06.1992	11	334	26	329	--	---
<u>Farne</u>							
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn	25.06.1992	116	236	93	582	42	679
<u>Waldbaumjungpflanzen</u>							
Quercus petraea(Matt.)Liebl.	03.08.1990	72	206	67	239	39	225
Quercus petraea(Matt.)Liebl.	25.06.1992	47	136	48	138	32	175

Am Standort Idar-Oberstein standen weit weniger Vergleichspaare zur Verfügung (Tab. 45). Beide auf den kaliumgedüngten Parzellen beernteten Pilzspezies zeigten im Vergleich zu den entsprechenden Proben aus den nichtgedüngten Flächen geringere Cs 137- und höhere K 40-Aktivitäten. Beide Pilzarten können der Gruppe der Pilze mit hoher Radiocäsiumaufnahme zugeordnet werden.

**Tab. 45: Cs 137- und K 40-Aktivitäten (Bq·kg<sup>-1</sup> TM) in der Bodenvegetation auf nicht gedüngten und gedüngten Arealen am Standort Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986**

Probenmaterial/ Spezies	Erntetermin	Düngung					
		ohne		Kalk		Kali	
		Cs 137	K 40	Cs 137	K 40	Cs 137	K 40
<u>Pilze (Fruchtkörper)</u>							
Hygrophoropsis aurantica Mre.	24.10.1989	3036	760	4590	825	2161	826
Russula raoultii Quéf.	14./24.10.1989	3797	1085	729	1045	871	1267
Xerocomus badius Kühn ex Gilb.	15.10.1990	14962	1344	8951	1294	--	--
<u>Krautige Pflanzen</u>							
Epilobium angustifolium L.	01.08.1991	265	581	368	437	--	--
Epilobium angustifolium L.	29.06.1992	179	540	555	600	--	--

In zwei der drei Pilzproben aus den gekalkten Arealen waren geringere Cs 137- und geringere K 40-Aktivitäten im Vergleich zu den Proben aus den nicht gedüngten Bereichen festzustellen. Bei den Weideröschchen wirkte sich die Kalkung wie am Standort Merzalben in einer erhöhten Radiocäsiumaufnahme aus.

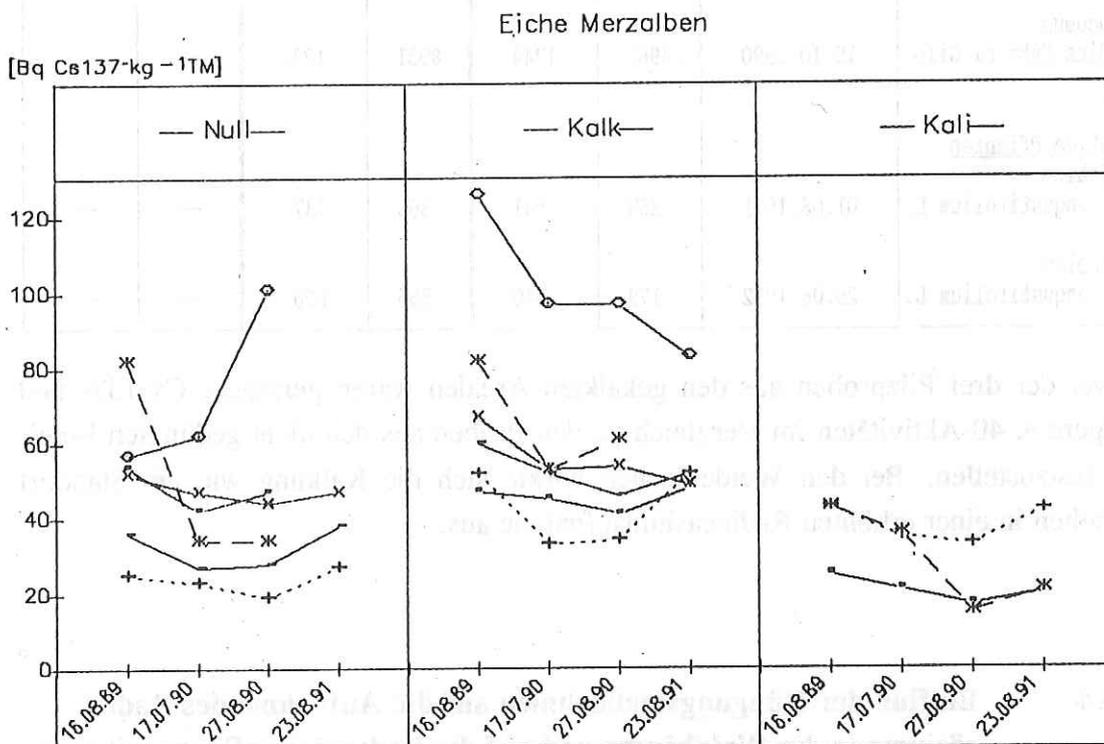
#### III.2.4 Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Aufnahme des Radiocäsiums in die Waldbäume und auf die Radiocäsiumflüsse mit dem Streufall und dem Bestandesniederschlag

Auswirkungen von Düngungsmaßnahmen auf die Wurzelaufnahme pflanzenmobiler Elemente wie Kalium und Cäsium sollten sich in einer Veränderung der Gehalte dieser Elemente in den Vegetationsorganen niederschlagen. Am Standort Merzalben wirkte sich die Kalkung mit 6 t Dolomit/ha ein Jahr nach dieser Düngungsmaßnahme bei den unterständigen Buchen in einer signifikanten Erhöhung der Magnesium-Blattgehalte aus (Anhang 7, Tab. 1). Bei den Eichen zeigten sich tendenziell höhere Kalzium- und

Magnesium-Gehalte auf den Kalkparzellen. Aufgrund der großen Streuungen sind die Unterschiede in den Mittelwerten zwischen der Kalk- und der Nullparzelle aber nicht gesichert.

Auf der mit Kaliumsulfat gedüngten Parzelle wurden tendenziell höhere Kaliumgehalte in den Eichenblättern nachgewiesen, die aber ebenfalls beträchtlich streuen.

Wie auf den ungedüngten Arealen (vgl. Kap. II.2.3.6.1) zeigen auch die Probebaumkollektive der gedüngten Teilflächen beträchtliche Unterschiede in der Radiocäsiumkontamination der Blätter zwischen den einzelnen Bäumen (Abb. 47). Auch der zeitliche Verlauf der Cs 137-Aktivität variiert von Baum zu Baum erheblich. Die Mittelwerte der Cs 137-Aktivität der Eichenblätter unterliegen daher einem erheblichen Stichpro-



**Abb. 47: Vergleich des Verlaufs der Cs 137-Aktivitäten in Eichenblättern zwischen den einzelnen Probebäumen am Standort Merzalben; Aktivitätsangaben jeweils bezogen auf den 01.05.1986**

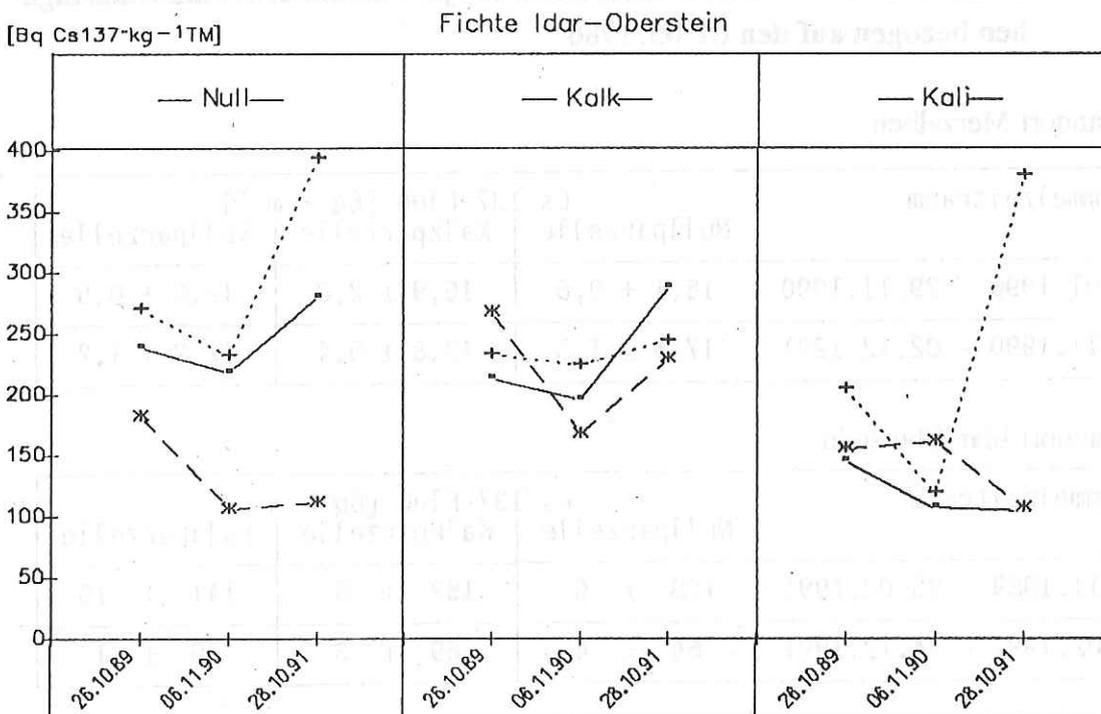
benfehler (Anhang 7, Tab. 2). Auffällig ist allerdings, daß die drei Bäume auf der kaliumgedüngten Parzelle über alle Erntetermine geringere Cs 137-Aktivitäten in den Blättern aufweisen, als alle sechs Bäume der Kalkparzellen und vier der sechs Bäume auf den Nullparzellen (Abb. 47). Dementsprechend liegen auch die arithmetischen Mit-

tel der Cs 137-Aktivitäten in den Eichenblättern auf der Kalkparzelle tendenziell höher, auf der Kaliparzelle dagegen tendenziell niedriger als auf der Nullparzelle (Anhang 7, Tab. 2)

Bei den Buchenblättern sind zwischen der Null- und Kalkparzelle keine Unterschiede im Radiocäsiumgehalt feststellbar (Anhang 7, Tab. 3)

Im Fichtenbestand am Standort Idar-Oberstein zeigte die Kalkung ein Jahr nach der Düngungsmaßnahme keine deutlichen Auswirkungen auf die Mineralstoffgehalte der Nadeln (Anhang 7, Tab. 4). Auf der kaliumgedüngten Parzelle waren dagegen deutlich höhere Kaliumgehalte und tendenziell niedrigere Kalzium- und Magnesiumgehalte festzustellen.

Auch an diesem Standort zeigen die einzelnen Bäume innerhalb der jeweiligen Probebaumkollektive ein sehr unterschiedliches Cs 137-Kontaminationsniveau und unterschiedliche Kontaminationsverläufe (Abb. 48). Signifikante Unterschiede zwischen



**Abb. 48: Vergleich des Verlaufs der Cs 137-Aktivitäten in Fichtennadeln (1. Nadeljahrgang) zwischen den einzelnen Probebäumen am Standort Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben jeweils bezogen auf den 01.05.1986**

den Mittelwerten der verschiedenen Behandlungsvarianten sind daher nicht zu erkennen (Anhang 7, Tab. 5). Allerdings liegen die Cs 137-Aktivitäten auch in den Nadeln des Fichtenbestandes auf der Kaliparzelle tendenziell niedriger als auf der Null- und Kalkparzelle.

Die Effekte der Düngungsmaßnahme auf den Cs 137-Fluß mit dem Streufall (gesamtes Streufallmaterial) können an beiden Standorten für je zwei Sammelperioden dargestellt werden (Tab. 46).

Im Laubholzbestand am Standort Merzalben lag der Radiocäsiumfluß auf der kaliumgedüngten Parzelle in beiden Zeiträumen deutlich unter den entsprechenden Werten des ungedüngten Bereiches. Auf der gekalkten Parzelle war dies nur in der zweiten Periode der Fall.

**Tab. 46: Cs 137-Fluß mit dem Streufall auf ungedüngten und gedüngten Parzellen der Standorte Merzalben und Idar-Oberstein; arithmetische Mittelwerte und 95 % Vertrauensbereiche aus je 3 Sammlern; Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986**

a) Standort Merzalben

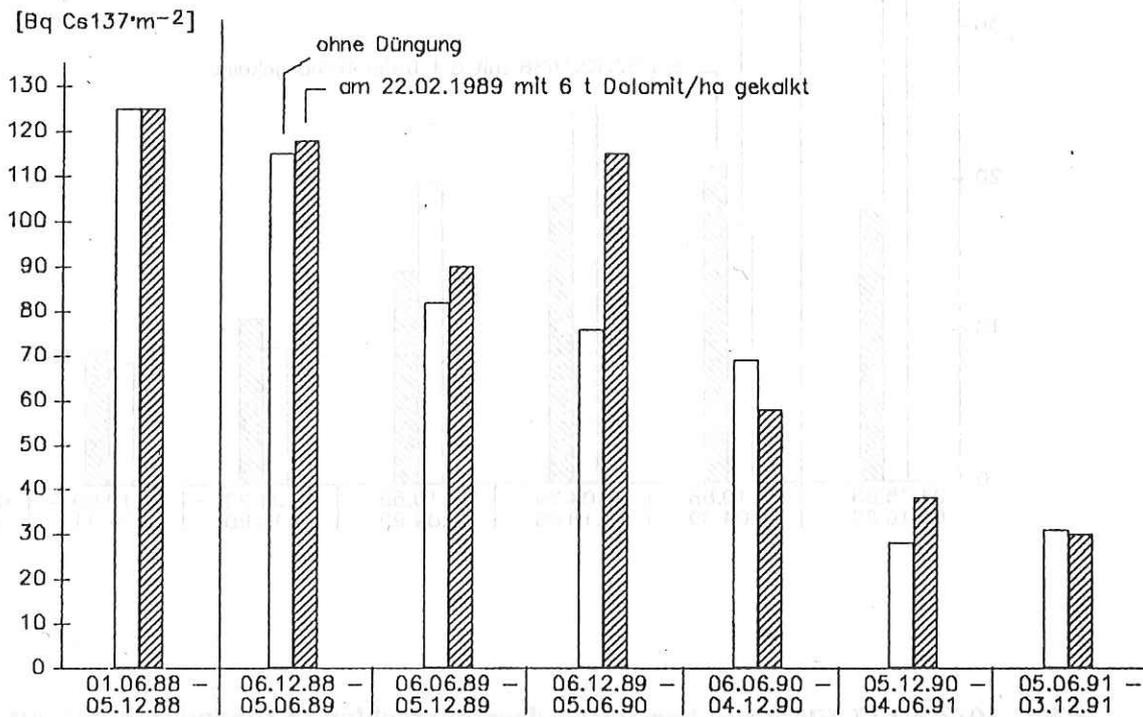
Sammelzeitraum	Cs 137-Fluß [ $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ]		
	Nullparzelle	Kalkparzelle	Kaliparzelle
11.01.1990 - 29.11.1990	16,1 ± 0,6	16,9 ± 2,8	12,6 ± 0,5
02.11.1990 - 02.12.1991	17,5 ± 1,3	13,8 ± 0,4	12,2 ± 1,2

b) Standort Idar-Oberstein

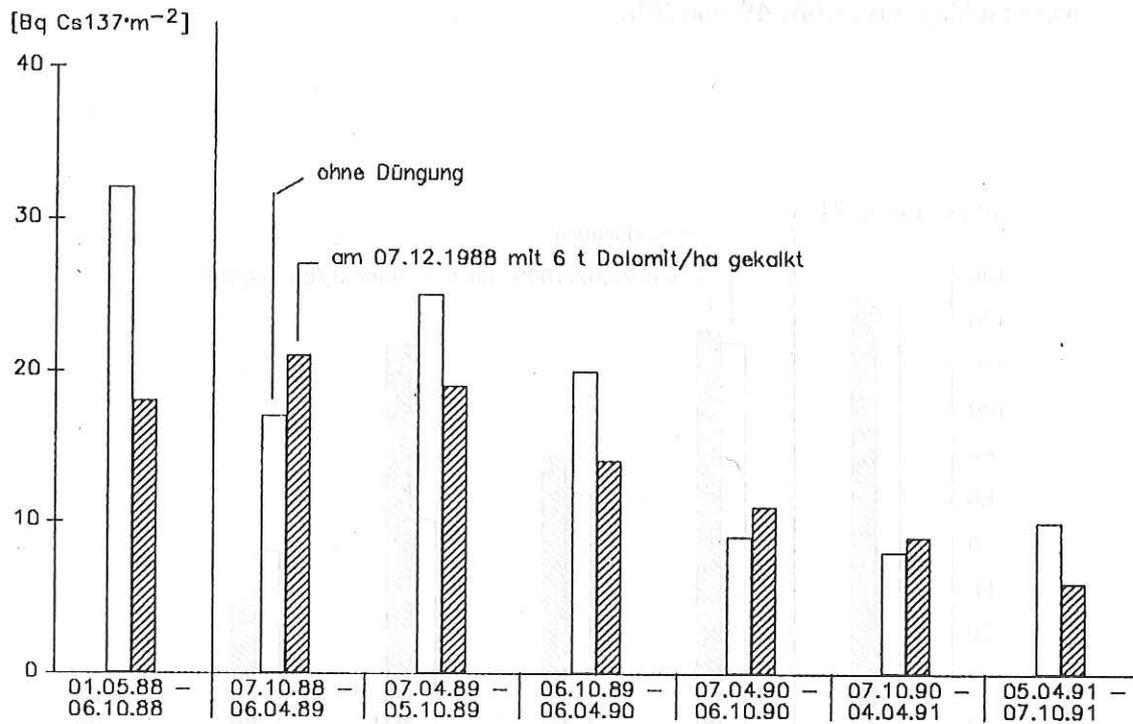
Sammelzeitraum	Cs 137-Fluß [ $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ]		
	Nullparzelle	Kalkparzelle	Kaliparzelle
11.11.1989 - 26.02.1991	128 ± 6	152 ± 5	141 ± 10
26.02.1991 - 24.12.1991	64 ± 4	69 ± 3	59 ± 1

Im Fichtenbestand des Standortes Idar-Oberstein waren dagegen im ersten Sammelabschnitt bei beiden Düngungsvarianten nicht niedrigere, sondern höhere Cs 137-Flüsse mit dem Streufall zu verzeichnen. Für die zweite Periode ist dagegen kein Unterschied zwischen den Behandlungsvarianten mehr erkennbar.

Hinsichtlich des Cs 137-Flusses mit dem Bestandesniederschlag kann aus den in Kapitel III.1.3 aufgeführten Gründen nur ein Vergleich "ungedüngt" und "gekalkt" erfolgen. Weder am Standort Idar-Oberstein noch am Standort Merzalben wirkte sich die Kalkung in einer gleichgerichteten Veränderung der Radiocäsiumflüsse mit dem Bestandesniederschlag aus (Abb. 49 und 50).



**Abb. 49: Cs 137-Fluß mit dem Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß) auf einer nicht gedüngten und einer gekalkten Teilfläche des Standortes Idar-Oberstein; Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986**



**Abb. 50: Cs 137-Fluß mit dem Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß) auf einer nicht gedüngten und einer gekalkten Teilfläche des Standortes Merzalben; Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986**

### III.3 Diskussion

#### III.3.1 Einfluß einer Kalkdüngung auf die Mobilität und Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums in Waldökosystemen

Am Standort Idar-Oberstein führte die Kalkung zu einer tendenziell verlangsamten Radiocäsiumverlagerung in der Humusaufgabe und zu einem geringeren Radiocäsiumfluß von der Humusaufgabe in den Mineralboden im Vergleich zu ungedüngten Arealen. Der weit überwiegende Teil des Radiocäsiums befindet sich an diesem Standort im Auflagehumus. Sowohl bei der Waldbodenvegetation als auch bei den Bäumen dürfte der wesentlichste Teil der Radiocäsium-Pflanzenaufnahme aus dieser organischen Auflage erfolgen. Da die Kationenadsorption der organischen Substanz ausschließlich auf variabler Ladung basiert (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1984, S. 85), dürfte sich der pH-Wert auf die Radiocäsiummobilität in der Humusaufgabe auswirken.

Nach der Kalkung war im Humussickerwasser ein rascher pH-Anstieg sowie eine deutliche Zunahme der Kalzium- und vor allem der Magnesiumkonzentration zu beobachten (vgl. Kap. III.2.1 und Anhang 8, Abb. 1 bis Abb. 3). Mit dem pH-Anstieg dürfte eine Erhöhung der effektiven Kationenaustauschkapazität der Humusaufgabe einhergehen. In gleicher Richtung wirkt sich eine mögliche Zunahme des Zersetzungsgrades aus. Dies könnte eine Zunahme der Sorption des Radiocäsiums und eine damit einhergehende Abnahme der Mobilität bewirken. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß die Dolomitkalkung erheblich erhöhte Magnesium- und Kalziumkonzentrationen in der Bodenlösung nach sich zieht. Da für Alkaliionen anders als für Erdalkaliionen in der organischen Substanz kaum Positionen vorhanden sind, von denen erstere stark angezogen werden (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1984, S. 91/92), ist allerdings anzunehmen, daß die Cäsiumionen bei der Sorption gegenüber den Kalzium- und Magnesiumionen benachteiligt werden, was den oben aufgeführten Effekt einer Abnahme der Cäsiummobilität nach der Kalkung zumindest verringern dürfte.

Die mit der Kalkung verbundene pH-Anhebung führt, wie aus dem Anstieg der Konzentrationen des organisch gebundenen Stickstoffs und des Nitratstickstoffs im Humussickerwasser bei gleichzeitigem Rückgang der Ammoniumkonzentrationen zu erkennen ist (Anhang 8, Abb. 4 bis 6), zu einer Verstärkung der mikrobiellen Tätigkeit (vgl. auch KOLK et al. 1992). Magnesium- und Kalziumionen stehen für den Aufbau der Mikroorganismensubstanz nach der Dolomitkalkung ausreichend zur Verfügung. Bei der Kaliumarmut der Humusaufgabe ist anzunehmen, daß Kalium hierbei ins Minimum gerät und der Bodenlösung nach der Kalkung in höherem Maße von den Mikroorganismen entzogen und damit zumindest vorübergehend immobilisiert wird. Als Hinweis auf eine derartige Immobilisierung kann die Beobachtung gewertet werden, daß die Kaliumkonzentration im Humussickerwasser nach der Kalkung nicht zu, sondern tendenzi-

ell eher abnimmt (Anhang 8, Abb. 7). Bei fehlender K/Cs-Selektion durch die Mikroorganismen beträfe dies auch die Radiocäsiummobilität und kann somit die Verlangsamung der Radiocäsiumverlagerung in der Humusauflage auf den gekalkten Teilarealen mit erklären helfen.

Auf der anderen Seite reagieren wesentliche Teile der Bodenmikrofauna, vor allem die Lumbricidae, auf eine Kalkung im allgemeinen mit einer deutlichen Abundanzsteigerung (ENGEL und EISENBEIS 1992, HARTMANN et al. 1989, IRMLER und HEIDEMANN 1989, TAUCHERT und EISENBEIS 1992, WEBER und EISENBEIS 1992). Wenn dies mit einer Intensivierung der vertikalen Bioturbation verbunden wäre, müßte eine Beschleunigung der Radiocäsiumverlagerung nach einer Kalkung die Folge sein.

Die Kalkung scheint im wesentlichen jedoch nur die epigäischen, nur die Streu besiedelnden Arten zu fördern. TAUCHERT und EISENBEIS (1992) fanden bei Untersuchungen in einem Fichtenökosystem, das dem hier untersuchten System sehr ähnlich ist und auch nur wenige hundert Meter entfernt liegt, keine Hinweise auf eine Einwanderung endogäischer Regenwurmarten nach einer Kalkung. Dementsprechend stellte SCHÜLER (1991) auf gekalkten Parzellen zwar eine Abnahme der Mächtigkeit der Of-Schicht, nicht aber der Oh-Schicht fest. Eine verstärkte Einmischung der Humusauflage in den Mineralboden infolge der Kalkung scheint demnach zumindest in den ersten 3 bis 4 Jahren nach der Kalkung nicht aufzutreten. Demzufolge ist - zumindest in diesem Zeitrahmen - auch keine raschere Verlagerung des Radiocäsiums von der Humusauflage in den Mineralboden als Konsequenz einer Anregung der vertikalen Bioturbation durch die Basenzufuhr zu erwarten.

Im Mineralboden des Standortes Idar-Oberstein sind nennenswerte Gehalte illitisch-smektitischer Tonminerale anzutreffen (vgl. Tab. 2, Kap. I.3.3), die über hohe Anteile spezifischer Adsorptionsplätze für Kalium- und auch Cäsiumionen verfügen (TAMURA and JACOBS 1960). Die K-Fixierung in diesen Tonmineralen dürfte vor allem in den humusreichen, aber besonders stark versauerten obersten Mineralbodenbereichen durch Einlagerung polymerer Hydroxo-Al-Ionen in die Zwischenschichten eingeschränkt sein (vgl. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1984). Bei einer pH-Wert-Erhöhung werden diese blockierten Plätze wieder frei, was zu einer erhöhten K- und vermutlich auch Cs-Fixierung führen dürfte. Am Standort Idar-Oberstein ist im Mineralboden die Tendenz einer pH-Erhöhung nach der Kalkung allerdings nur gering. In 10 cm Mineralbodentiefe ist daher auch kein merklicher Rückgang der Kaliumgehalte im Sickerwasser zu beobachten (Anhang 8, Abb. 11).

Die merklich erhöhte Magnesiumkonzentration in der Bodenlösung (Anhang 8, Abb. 9) dürfte die Mobilität des Radiocäsiums nicht wesentlich beeinflussen, da zweiwertige Kationen keinen erheblichen Einfluß auf die Sorption/Desorption des Radiocäsiums im Mineralboden haben (BACHHUBER et al. 1981, GEBHARDT und ROSEMANN 1984, SCHULZ et al. 1960).

Am Standort Merzalben zeigte sich auf der gekalkten Parzelle eine langsamere Verlagerung des Radiocäsiums von der Streuauflage in den Mineralboden als auf der Nullparzelle. Zu erklären ist dies möglicherweise über eine Anregung der mikrobiellen Tätigkeit und der autokatalytischen Humusbildung, womit eine Erhöhung der Kationenaustauschkapazität der Streuauflage einhergehen dürfte. Das bei der Streuzersetzung freigesetzte Radiocäsium könnte so wesentlich besser sorbiert werden. Denkbar ist auch, daß auf der gekalkten Fläche durch die auf diese Weise entstandenen zusätzlichen Kationensorptionsplätze ein höherer Anteil des mit dem Bestandesniederschlag transportierten Radiocäsiums von der Streuauflage gebunden werden kann, was ebenfalls zu einer langsameren Verlagerung des Radiocäsiums von der Humusaufgabe in den Mineralboden führt.

Der Mineralboden des Standortes Merzalben weist nur verschwindend geringe Tonmineralgehalte auf (Tab. 2, Kap. I.3.3). Dennoch scheinen diese Gehalte auszureichen, um das Radiocäsium fest zu binden und nahezu unbeweglich zu machen. Die Dolomitkalkung wirkte sich an diesem Standort auch im Mineralboden in einer deutlichen pH-Erhöhung und einem erheblichen Anstieg der Basensättigung aus (vgl. Anhang 4, Tab. 4a bis c). Der oben beschriebene Prozess einer erhöhten K- und vermutlich auch Cs-Fixierung durch eine Verringerung der Einlagerung polymerer Hydroxo-Al-Kationen infolge des pH-Anstiegs erscheint hier durchaus wahrscheinlich. Als Indiz für eine Zunahme der K-Fixierung durch die Kalkung kann die merkliche Abnahme der Kaliumkonzentrationen im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf der gekalkten Teilfläche gewertet werden (vgl. Anhang 8, Abb. 15). Da Prozesse, die zu einer höheren K-Fixierung führen, mit hoher Wahrscheinlichkeit auch eine erhöhte Cs-Fixierung bewirken (MACKWORDT and MOUSNY 1969), läßt sich hiermit die tendenziell geringere Mobilität des Radiocäsiums auf der gekalkten Fläche erklären.

In der Mehrzahl der Fälle wirkte sich die Dolomit-Kalkung auf beiden Untersuchungsstandorten in einer Verringerung der Radiocäsiumaufnahme in die Bodenvegetation aus. Allerdings variiert die Reduktion des Transferfaktors Boden-Pflanze selbst innerhalb einer Pflanzenspezies in einem sehr weiten Rahmen. Bei einigen Arten der Bodenvegetation führt die Kalkung auch zu einem erhöhten Radiocäsiumtransfer in die oberirdischen Pflanzenteile. Eine Wirkung der Kalkung auf die Radiocäsiumaktivitäten in den Vegetationsorganen der Waldbäume konnte (noch?) nicht festgestellt werden.

Diese Untersuchungsbefunde stimmen mit Beobachtungen von BRÜCKMANN (1992) aus dem Forstamt Bodenmais überein. Er fand nach einer Oberflächenkalkung mit 2,5 bzw. 5,3 t tonreichem Kalkmergel je Hektar eine Verringerung des Transfers von Cs aus dem Boden in die Pflanzen (Ebereschen-, Tannen- und Fichtenverjüngung, Heidelbeeren, Himbeeren und Dornfarn) um bis zu 50 %. Mit der größeren Kalkmenge wurde der Cs-Transfer stärker reduziert. Bei Buchenjungpflanzen wurden, wie in der hiesigen Untersuchung, nur vergleichsweise geringe Effekte gefunden. Auch die Beobachtung, daß die Kalkung keine signifikanten Auswirkungen auf die Radiocäsiumgehalte in den Blättern und Nadeln des Altbestandes hat, stimmt mit den hiesigen Befunden überein. Demgegenüber ermittelte COUSEN (1989) an zwei Fichtenstandorten in Nordrhein-Westfalen höhere Cs 137-Gehalte in Fichtennadeln auf gekalkten Parzellen im Vergleich zu nicht gedüngten Bereichen.

Auf den Radiocäsiumtransfer Boden-Pflanze wirken sich sicherlich nicht nur der Gehalt und die Mobilität des Radiocäsiums im Boden, sondern auch die Ionenverhältnisse in der Bodenlösung aus. Wie vorstehend bereits aufgeführt, sprechen einige Indizien für eine Abnahme der Mobilität des Radiocäsiums sowohl in der Humusaufgabe als auch im Mineralboden nach einer Kalkung. Zudem führt die Dolomit-Kalkung zu einer erheblichen Erhöhung vor allem der Magnesiumkonzentration in der Bodenlösung (Anhang 8, Abb. 2, Abb. 9, Abb. 13). Das Cs/Mg-Verhältnis in der Bodenlösung dürfte sich hierdurch beträchtlich zu Ungunsten des Cäsiums verschieben und durch Ionenkonkurrenz die Cs-Aufnahme behindern. Dies gilt ebenso für das K/Mg-Verhältnis und die Kaliumaufnahme der Pflanzen. Tatsächlich waren in den Pflanzen des Aussaatversuches und des Drahtschmiele-Schnittversuchs auf den Kalkparzellen meist tendenziell niedrigere Kaliumgehalte festzustellen, als auf den Nullparzellen (vgl. Tab. 40 und 42). Allerdings ist der antagonistische Effekt der Mg-Ionen auf die Cs-Aufnahme vermutlich nicht sehr hoch. So fanden BANGE und OVERSTREET (1960) in Hydrokulturversuchen mit Hafer nur eine im Vergleich zu Kalium, Rubidium und Ammonium geringe, die Cs-aufnahme verringernde Wirkung der Magnesiumionen.

Die sehr unterschiedlichen Effekte der Dolomitkalkung auf den Radiocäsiumtransfer Boden-Pflanze liegen möglicherweise in den unterschiedlichen Auswirkungen der Kalkung auf das Wachstum der einzelnen Pflanzenspezies auf den beiden Standorten begründet. Auffällig ist, daß ein Anstieg der Radiocäsiumaufnahme nach Kalkung im wesentlichen bei den Pflanzenspezies beobachtet wurde, die der nitrophilen Flora zugeordnet werden können. Weidenröschen, Fingerhut und Johanniskraut kamen nur auf den Kalkparzellen in größerer Individuendichte an und zeigten hier ein deutlich besseres Wachstum als auf den Nullparzellen. Da sich die Belichtungsverhältnisse auf den Kalk- und Nullparzellen augenscheinlich nicht unterscheiden, läßt sich das schlechtere Wachstum auf den Nullparzellen wohl im wesentlichen aus einer unzureichenden Nährle-

mentaufnahme aus dem Boden erklären, die ihrerseits auf den ungünstigen chemischen Bodenzustand zurückzuführen sein dürfte. Hiervon könnte auch die Cäsiumaufnahme betroffen sein. Eine Kalkung kann für diese Pflanzen die bodenchemischen Verhältnisse und die Möglichkeiten der Aufnahme von Nährstoffkationen so verbessern, daß auf diesem Wege trotz der Konkurrenz der Magnesiumionen auch die Radiocäsiumaufnahme ansteigt. Denkbar ist, daß die Kalkung über eine Veränderung der Form der Stickstoffernährung die Cäsiumaufnahme beeinflusst. Auf bodensauren Waldstandorten dürfte sich die Kalkung in einer Verschiebung der Stickstoffernährung von einer  $\text{NH}_4$ - oder gemischten  $\text{NH}_4/\text{NO}_3$ -Ernährung zu einer  $\text{NO}_3$ -Ernährung, gekoppelt mit einer entsprechend erhöhten Kationenaufnahme, äußern. Es ist durchaus wahrscheinlich, daß sich eine Änderung des  $\text{NH}_4/\text{NO}_3$ -Verhältnisses in der Bodenlösung bei den einzelnen Pflanzenarten sehr unterschiedlich auf deren Stickstoffernährung auswirkt. So fand EVERS (1963) bei Untersuchungen der Wirkung von Ammonium- und Nitratstickstoff auf das Wachstum und den Mineralstoffhaushalt von Fichten und Pappeln artspezifische Reaktionsmuster bei reinem  $\text{NH}_4$ -Angebot. Die Pappel reagierte auf die erhöhte Kationenaufnahme mit einer verstärkten Aufnahme von Anionen, die Fichte dagegen mit einer reduzierten Aufnahme von  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$  und  $\text{Mg}^{++}$ . Auch KELTJENS und VAN LOENEN (1989) (Zit. in VAN DIEST 1989) ermittelten bei den Sämlingen verschiedener Baumarten sehr unterschiedliche  $\text{NH}_4/\text{NO}_3$ -Aufnahmeverhältnisse beim Angebot von  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  in der Nährlösung. Möglicherweise halten an saure Standorte angepaßte Waldgräser, wie die Drahtschmiele, eine überwiegende  $\text{NH}_4$ -Aufnahme auch bei höheren Anteilen von  $\text{NO}_3$  in der Bodenlösung bei, während die oben aufgeführten nitrophilen Pflanzen dann bereits auf eine überwiegende  $\text{NO}_3$ -Aufnahme übergehen. In Hydrokulturversuchen von JACKSON und WILLIAMS (1968) sowie JACKSON et al. (1968) führten bereits äquivalente Mengen an  $\text{NH}_4$  und  $\text{NO}_3$  in der Nährlösung zu einer Depression der Cäsiumaufnahme in Weizen gegenüber einer  $\text{NO}_3$ -dominierten Nährlösung. Bei in N-armer Nährlösung angezogenen Weizensämlingen bewirkte eine  $\text{NaNO}_3$ -Zugabe eine deutliche Steigerung der Cs 137-Aufnahme. Auch KADDAH (1968) stellte in Topfexperimenten mit Sudangras bei N-Mangel und  $\text{NaNO}_3$ -Zugabe eine Zunahme des Cäsium-Transfers in die Pflanzen fest.

Der das Wachstum und die Aufnahme von Nährstoffkationen fördernde Effekt der Kalkung ist möglicherweise auch die Ursache für die vergleichsweise nur geringe Wirksamkeit der Kalkung auf die Reduktion der Radiocäsiumaufnahme in die Buchenpflanzen des Aussaatversuchs Merzalben und die Drahtschmiele im Schnittversuch am Standort Idar-Oberstein.

Im Aussaatversuch Merzalben reagierte die Buche von den vier ausgesäten Pflanzenarten als einzige im Wachstum deutlich positiv. Gleichzeitig zeigte sie von den vier ausgesäten Pflanzenarten die geringste Minderaufnahme des Radiocäsiums auf den Kalkparzellen gegenüber den Nullparzellen und zugleich auf den drei Kalkparzellen ein sehr unterschiedliches Verhalten.

Im Gegensatz zur Drahtschmiele auf den Aussaatparzellen des Standortes Idar-Oberstein war beim Drahtschmiele-Schnittversuch an diesem Standort nahezu kein Effekt der Kalkung auf die Radiocäsiumaufnahme zu erkennen. Auf den Aussaatparzellen zeigte die Kalkung keinerlei augenscheinliche Auswirkung auf das Wachstum und die Vitalität der Drahtschmiele. Die Bestandesteile mit den Aussaatversuchsparzellen wurden vor der Anlage der Parzellen stark aufgelichtet. Die hierdurch ausgelösten Umsetzungsprozesse scheinen gemeinsam mit dem stärkeren Lichteinfall auch ohne Düngung der Drahtschmiele zusagende Wachstumsbedingungen geschaffen zu haben. Im Gegensatz hierzu liegen die Parzellen des Drahtschmiele-Schnittversuchs in einem weitgehend geschlossenen, nicht eigens aufgelichteten Bestandesteil. Die Drahtschmielerasen sind hier zwar weitgehend flächendeckend, zeigen aber eine eingeschränkte Vitalität, was vor allem in den meist fehlenden Fruchtständen und der geringen Höhe und Dichte der Halme zu erkennen ist. Die Kalkung führte hier augenscheinlich zu einer Vitalitätssteigerung. Nur auf den Kalkparzellen erschienen einige Fruchtstände. Diese Vitalitätssteigerung dürfte, wie vorstehend bereits aufgeführt, mit einer verstärkten Kationen- und damit wahrscheinlich gekoppelt auch Radiocäsiumaufnahme verbunden gewesen sein.

Unter bestimmten Voraussetzungen scheint somit nach einer Dolomit-Kalkung dem die Radiocäsiumaufnahme verringernden Effekt der verstärkten Konkurrenz der Magnesiumionen ein die Radiocäsiumaufnahme verstärkender Effekt durch eine Förderung der gesamten Kationenaufnahme durch die verbesserten bodenchemischen Bedingungen gegenüberzustehen. Unter diesen Gesichtspunkten sind die unterschiedlichen Reaktionen verschiedener Pflanzenspezies oder innerhalb einer Art bei unterschiedlichen Standortbedingungen durchaus erklärbar.

### **III.3.2 Einfluß einer Kaliumdüngung auf die Mobilität und Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums in Waldökosystemen**

Die Kaliumsulfatdüngung wirkte sich auf beiden Standorten tendenziell in einer beschleunigten Radiocäsiumverlagerung im Boden aus. Dieser Effekt dürfte im wesentlichen aus Veränderungen in den Ionengehalten der Bodenlösung und veränderten Sorptionsgleichgewichten zurückzuführen sein. Eine Kaliumsulfatdüngung mit  $360 \text{ kg K}_2\text{SO}_4 \cdot \text{ha}^{-1}$  bewirkt, wie Untersuchungen von WERNER (1993) im Untersuchungsbestand am Standort Idar-Oberstein aufgezeigt haben, eine rasche und drastische Anhebung der Ka-

liumgehalte im Humussickerwasser (vgl. Kap. III.2.1). Allerdings ist dieser Effekt auf wenige Monate beschränkt. Das Düngekalium wird etwa innerhalb eines Jahres wieder aus der Humusaufgabe ausgewaschen.

Die von WERNER (1993) gleichfalls beobachtete Erhöhung der Mg-, Ca-, Al-, Fe- und Mn-Konzentrationen in der Bodenlösung zeigt einen erheblichen Kationenumtausch durch den beträchtlichen Kaliumionenüberschuß unmittelbar nach der Kaliumsulfatdüngung an. Die Desorption betrifft sicherlich auch die Cäsiumionen und kann die beobachtete Tendenz einer Erhöhung der Mobilität des Radiocäsiums in der Humusaufgabe nach einer Kaliumdüngung erklären.

Im Mineralboden ist ebenfalls ein Kationenumtausch und eine verstärkte Desorption der Cäsium-Ionen infolge des Anstiegs der Kaliumionenkonzentrationen nach einer Kaliumdüngung wahrscheinlich. Nach Austauschversuchen von GEBHARDT und ROSE-MANN (1984) an Marschböden lassen sich in Zwischenschichträumen von Tonmineralen fixierte Cs-Ionen durch K-Ionen wieder mobilisieren. Eine merkliche Desorption bzw. verringerte Sorption von Cäsium bei Zugabe von Kalium zu Mineralböden oder Tonmineralen wurde auch von BACHHUBER et al. 1981, BACHHUBER et al. 1984 und SCHULZ et al. 1960 beobachtet. TAMURA (1964) nimmt an, daß das Kalium bei illitischen Tonmineralen vor allem das an Eckenposition sorbierte Cäsium angreift. Auf der anderen Seite muß jedoch berücksichtigt werden, daß durch die Kaliumdüngung auch eine Fixierung der in den Zwischenschichten der Tonminerale eingelagerten Cäsium-Ionen möglich ist, da der Kaliumüberschuß eine irreversible Kontraktion der aufgeweiteten Zwischenschichten bewirken kann (SCHEFFER und SCHACHTSCHA-BEL 1984, S. 91/92). So ermittelten MARCKWORDT und MOUSNY (1969) in Schüttelextraktionsversuchen mit Ackerböden (Rendsina und Löss-Parabraunerde) eine Zunahme der Cs-Fixierung nach Kaliumdüngung, allerdings gleichzeitig auch eine geringfügige Erhöhung des wasserlöslichen Cäsiumanteils. Auch TAMURA (1964) beschreibt eine höhere Radiocäsiumsorption aus kontaminierten Abwässern bei Zugabe von Kationen wie Kalium, Rubidium, Ammonium und Cäsium, die eine Kollabierung der Tonmineral-Zwischenschichträume bewirken können.

Da in sehr sauren, humosen Mineralbodenbereichen eine Kollabierung der Zwischenschichträume der Tonminerale durch den Einbau von Kaliumionen durch die Besetzung der Zwischenschichten mit polymeren Hydroxo-Al-Ionen behindert sein dürfte, erscheint auf den hiesigen Waldstandorten eine Zunahme der Cäsiumfixierung infolge einer Kaliumdüngung eher unwahrscheinlich. Die Kaliumzufuhr sollte sich demnach hier eher in einer erhöhten Desorption und - wie beobachtet - einer Beschleunigung der Migration des Radiocäsiums niederschlagen.

Die Radiocäsiumaufnahme in die Waldbodenpflanzen wurde durch die Kaliumdüngung weitaus stärker reduziert als durch die Kalkung. In der Mehrzahl der Untersuchungsbeobachtungen waren die Transferfaktoren Boden-Pflanze auf den Kaliparzellen um mehr als 50 % geringer als auf den nicht gedüngten Parzellen. Auch in den Eichenblatt- und Fichtennadelproben zeigten sich auf den kaligedüngten Arealen tendenziell geringere Radiocäsiumaktivitäten. Die Wirkung der Kaliumdüngung auf die Radiocäsiumaufnahme nimmt allerdings rasch ab. In den meisten Fällen näherten sich die Radiocäsiumgehalte im Bewuchs der Kali- und Nullparzellen im Laufe des vierjährigen Beobachtungszeitraumes wieder an. In einigen Fällen waren die Effekte der Kaliumdüngung auch nur im ersten Beerntungsjahr zu erkennen.

Diese nach einer Kaliumdüngung trotz der höheren Cs-Mobilität im Boden zu beobachtende Verminderung der Radiocäsiumaufnahme in die Pflanzen ist im wesentlichen über die K/Cs-Ionenkonkurrenz zu erklären. Nach Untersuchungen von EPSTEIN und HAGEN (1952) sowie BANGE und OVERSTREET (1960) beeinflussen sich Cs und K bei der Aufnahme in Haferwurzeln in beträchtlichem Maße gegenseitig, während Na, Li, Mg und Ca nur erheblich geringere bis keine Effekte zeigen. Sie schließen hieraus, daß Cs und K um die gleichen Bindungsplätze an den Transportproteinen konkurrieren.

Auch wenn ein Teil der sorbierten Cs-Ionen infolge der Kaliumdüngung in die Bodenlösung übergeht, dürfte sich das K/Cs-Verhältnis in der Bodenlösung erheblich erhöhen. Allerdings ist die K-Ausschüttung in die Bodenlösung von kurzer Dauer; der den Radiocäsiumtransfer verringere Effekt nimmt daher rasch ab. Eine länger andauernde Wirkung ist auch nicht zu erwarten, da die Kaliumdüngung mittelfristig nicht zu höheren Kaliumgehalten in der Humusaufgabe und höheren Kaliumsättigungen am Austauscher geführt hat (vgl. Kap. III.2.1).

Auffällig ist, daß die Kaliumdüngung meist nur eine sehr geringe, häufig nur tendenziell in Erscheinung tretende Erhöhung der Kaliumgehalte in den Pflanzen bewirkte. Am Standort Merzalben zeigt die gute Humusform einen weitgehend intakten Nährstoffkreislauf an, der vermutlich trotz der geringen Kaliumsättigung am Austauscher eine ausreichende Kaliumversorgung der Waldbodenpflanzen und Waldbäume zuläßt. Da die Düngung bereits bei der Aussaat erfolgte, fand zudem der wesentlichste Teil der Pflanzenentwicklung vermutlich erst nach Durchlauf des Maximums der Kaliumkonzentration der Bodenlösung statt.

Am Standort Idar-Oberstein ist dagegen bei den nur sehr geringen Kaliumgehalten in der Humusaufgabe, der ungünstigen Humusform und der sehr niedrigen Kaliumsättigung am Austauscher von einer Kaliumunterversorgung der Vegetation auszugehen. Dementsprechend zeigte sich nach der Kaliumdüngung eine signifikante Erhöhung der Kaliumgehalte in den Fichtennadeln. Auf der anderen Seite führt die Kaliumdüngung jedoch zu einem Versauerungsschub, der vor allem in der stark versauerten Humusauf-

lage und im durch eine extrem hohe Protonensättigung geprägten obersten Mineralbodenbereich wirksam geworden sein dürfte. Dieser Versauerungsschub dürfte vor allem bei Pflanzen, die ausschließlich in diesen Bereichen wurzeln, wie die Drahtschmiele und die Fichtensämlinge, Wurzelschäden und damit Probleme bei der Kationenaufnahme nach sich gezogen haben. Dementsprechend führte die Kaliumdüngung bei den Fichtensämlingen zu einem nahezu kompletten Ausfall der Pflanzen und auf den Drahtschmiele-Schnittversuchsparzellen vor allem in den beiden ersten Beerntungsjahren zu deutlich sichtbaren Vitalitätseinbußen.

#### IV. Abschließende Bewertung des Untersuchungsansatzes und der waldökologischen und umweltpolitischen Relevanz der Untersuchungsergebnisse

##### IV.1 Kritische Würdigung des Untersuchungsansatzes

Die vorliegende Arbeit beschreibt in Form einer Ökosystem-Fallstudie die Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium (Cs 137 und Cs 134) in zwei rheinland-pfälzischen Waldökosystemen und die Auswirkungen praxisnaher Düngungsmaßnahmen auf Teile des Radiocäsiumkreislaufes.

Beide Untersuchungsökosysteme wurden so ausgewählt, daß sie hinsichtlich Bestockung, Standort und Immissionsbelastung für große Waldareale in Rheinland-Pfalz besonders typisch sind.

Der Traubeneichenbestand mit Buchenunterstand am Standort Merzalben ist eine auf den im Pfälzerwald dominierenden Böden aus Hauptbuntsandstein (Karlstalschicht) in ebenen Lagen weit verbreitete Bestockung und dürfte auf diesen Standorten auch weiterhin die wesentlichste Zielbestockung sein. Auch hinsichtlich des Bodentyps und der Humusform entspricht der ausgewählte Standort den im Pfälzerwald auf Hauptbuntsandstein mit Laubholzbestockung üblichen Verhältnissen (vgl. BLOCK et al. 1991b).

Der Untersuchungsstandort Idar-Oberstein befindet sich auf decklehmüberlagertem Quarzit, einem in den Waldgebieten des Hunsrücks sehr weit verbreiteten Substrat (vgl. BLOCK et al. 1991b). In den Kammlagen des Hunsrücks stocken auf diesem Substrat zur Zeit zum überwiegenden Teil Fichtenreinbestände. Der Bodentyp und die Humusform des Untersuchungsstandortes können für dieses Substrat und diese Bestockung in den Kammlagen des Hunsrücks als charakteristisch angesehen werden.

In der Immissionsbelastung liegen beide Untersuchungsstandorte im mittleren Bereich der in rheinland-pfälzischen Waldgebieten gemessenen Luftschadstoffkonzentrationen und -einträge (vgl. BLOCK et al. 1991a). Auch hinsichtlich der Tschernobyl-bürtigen Radiocäsiumkontamination befinden sich beide Standorte im Rahmen der auch an anderen Orten in Rheinland-Pfalz ermittelten Meßwerte (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT RHEINLAND-PFALZ 1986).

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung lassen sich demnach auf große Waldbereiche in Rheinland-Pfalz übertragen. Eine Übertragung auf andere Waldökosysteme in der Bundesrepublik erscheint möglich, wenn diese Ökosysteme in der Bestockungsstruktur und in den Standortverhältnissen, vor allem in der Humusform, den hiesigen Untersuchungsökosystemen nahekommen. Eine regional unterschiedlich hohe Radiocäsiumkontamination dürfte sich nicht auf die Vergleichbarkeit auswirken, da bislang in-

nerhalb des in der Bundesrepublik anzutreffenden Kontaminationsrahmens keine Konzentrationsabhängigkeit des Radiocäsiumverhaltens in den Ökosystemen und auch keine Beeinträchtigungen der Biozöosen beobachtet wurden.

Es wurde keine experimentelle Zuführung von Radionukliden vorgenommen. Daher zeigen die Untersuchungsbefunde ein realistisches Bild des Geschehens nach einem Radiocäsium-Fallout aufgrund einer Atomwaffentest - oder Kraftwerkunfallbedingten Freisetzung dieser Nuklide. Der Vergleich der hiesigen Befunde mit der Radiocäsiumverteilung in Waldökosystemen nach experimenteller Inokulation der Radionuklide in die Baumstämme (vgl. S. 121) hat beträchtliche Unterschiede im Verhalten des Radiocäsiums bei unterschiedlichen Kontaminationspfaden aufgezeigt. Bei experimenteller Zufuhr der Radionuklide können demnach erhebliche Übertragungsprobleme auf die tatsächlichen Geschehnisse nach einer atmosphärischen Deposition auftreten. Derartige Übertragungsprobleme treten beim hiesigen Untersuchungsansatz nicht auf.

Als nachteilig erwiesen sich bei der hier angewendeten Methodik die in vielen Proben nur geringen Radiocäsiumaktivitäten, die in der Regel große Probevolumina, lange Meßzeiten und damit verbunden erhebliche Aufwendungen bei der Probengewinnung, Probenaufbereitung und der Gammaskopimetrie erforderten. Wegen der in Teilen der Ökosysteme nur sehr geringen Aktivitäten konnte einigen interessanten Aspekten, wie z.B. dem Jahresgang des Radiocäsiumflusses mit dem Bestandesniederschlag, nicht nachgegangen und einige bewährte Methoden in der Ökosystemforschung, wie z.B. "litterbag"-Versuche zur Ermittlung der Auswirkung der Zersetzung auf die Radiocäsiumverlagerung in der Humusaufgabe, nicht eingesetzt werden.

Die vorliegende Arbeit versucht einen möglichst umfassenden Überblick über das Radiocäsiumverhalten in den beiden Untersuchungsökosystemen zu geben. Hierdurch können Teilaspekte in ihrem ökosystemaren Zusammenhang bewertet, ihre Relevanz für das Ökosystem beurteilt und Widersprüche zwischen Teilergebnissen leichter aufgedeckt werden. Auf der anderen Seite konnten bei der Breite der Untersuchungen nicht alle Teilaspekte so eingehend untersucht werden, wie dies wünschenswert gewesen wäre. Zudem konnten die Erhebungen und Versuche meist nur mit sehr wenigen Wiederholungen angelegt werden. Hierdurch waren die Einsatzmöglichkeiten statistischer Verfahren eingeschränkt und bei der oftmals erheblichen Streuung die Aussagesicherheit einzelner Teilergebnisse begrenzt. Allerdings stützen sich häufig die Ergebnisse verschiedener Untersuchungen gegenseitig soweit, daß ein vertrauenswürdiges Gesamtbild entsteht.

Als besonders kritisch erwies sich die geringe Stichprobenanzahl bei den Bodenuntersuchungen im Hinblick auf die Zielsetzung, einen möglichen Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Verlagerung des Radiocäsiums im Boden zu erkennen. Bei der beträchtlichen Streuung der Radiocäsiumgehalte im Boden und der nur sehr geringen Migrati-

onsrate reichten die sechs, jeweils aus zehn Bohrungen zusammengeführten Mischproben nicht aus, sichere Aussagen abzuleiten. Nach den Ergebnissen der Vorstudie, die ein rasches Eindringen des Tschernobyl-Cäsiums in verhältnismäßig tiefe Bodenbereiche aufgezeigt hatte, wurde von einer relativ hohen Wanderungsgeschwindigkeit in den Waldböden ausgegangen. Nicht vorhergesehen wurde, daß diese hohe Wanderungsgeschwindigkeit nur für die ersten Tage nach dem Fallout zutraf und später um mehr als eine Größenordnung abnahm. Nach dem jetzigen Kenntnisstand erscheint eine Beschränkung auf weniger Termine und eine deutliche Erhöhung der Stichprobe je Termin zielführender.

#### IV.2 Waldökologische und umweltpolitische Relevanz

Als Folge der Interzeptionsdeposition werden Waldbestände nach einer Freisetzung von Radiocäsium stärker kontaminiert als Freiflächen. In Fichtenbestände wird Radiocäsium, wie andere Bioelemente auch, in höherem Ausmaß eingetragen als in Laubholzbestände. Die weitere Verteilung des Radiocäsiums in den Ökosystemen wird wesentlich von der Humusform beeinflusst. Bei günstigen Humusformen (L-Mull bis mullartiger Moder) gelangt das Radiocäsium verhältnismäßig rasch in den Mineralboden, wird dort fixiert und ist dann nur noch in geringem Umfang pflanzenverfügbar. Waldstandorte mit günstigen Humusformen nehmen in Rheinland-Pfalz allerdings nur etwa ein Drittel der Waldfläche ein (BLOCK et al. 1991b).

Bei Standorten mit Moder- und Rohhumus-Humusformen wird ein sehr großer Anteil des Radiocäsiums im Auflagehumus festgehalten und dort langfristig gespeichert. Da die Humusaufgabe dieser Standorte im allgemeinen intensiv durchwurzelt ist und Radiocäsium dort in relativ höheren Konzentrationen und in verfügbarer Form vorliegt, dürfte die Radiocäsiumaufnahme der Bodenvegetationen und auch der Waldbäume überwiegend aus der Humusaufgabe erfolgen. In Form eines kurzgeschlossenen Kreislaufes unter weitgehender Aussparung des Mineralbodens kann Radiocäsium so vermutlich sehr lange Zeit im biogenen Kreislauf verbleiben. Hierdurch läßt sich die Beobachtung erklären, daß in Wäldern im Gegensatz zu landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Arealen kein oder nur ein sehr langsames Abklingen der radioaktiven Kontamination der Pflanzen festzustellen ist.

Eine vergleichsweise rasche Verlagerung des Radiocäsiums tritt anscheinend nur während und unmittelbar nach den Fallout-Ereignissen auf. Im weiteren Verlauf wird das Radiocäsium nach den hiesigen Befunden auch in sehr tonmineralarmen, stark versauerten Mineralböden von Waldstandorten nahezu immobil. Dies bedeutet, daß die Radiocäsiumkontamination der Waldökosysteme über den in der Regel nicht sehr beträchtlichen Export mit der Biomasse hinaus nur durch radioaktiven Zerfall abnehmen kann.

Auf der anderen Seite ist jedoch aufgrund der geringen Mobilität auch auf den Waldstandorten bei der in Rheinland-Pfalz nach dem Tschernobyl-Unfall festgestellten Größenordnung des Radiocäsium-Fallouts keine Kontamination des Grundwassers mit Radiocäsiums zu befürchten.

Viele Waldbodenpflanzen wurzeln ausschließlich in der Humusaufgabe. Auch die Waldbäume decken sicherlich einen erheblichen Teil ihrer Nährstoffaufnahme aus der organischen Auflage, da hier erhebliche Anteile der verfügbaren Nährstoffvorräte vorliegen (BLOCK et al. 1991b). Da auch das Radiocäsium in der Humusaufgabe in erheblichen Mengen und leicht verfügbar gespeichert ist, läßt sich hieraus die in dieser Arbeit festgestellte und auch andernorts beobachtete (vgl. AUTONOME PROVINZ BOZEN 1987, BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN UND FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1987, BRÜCKMANN 1992, FEIGE et al. 1988, FIELITZ-VOGL 1992, HENRICH et al. 1988, HÜBNER et al. 1986) vergleichsweise hohe und deutlich über den Erfahrungswerten aus dem landwirtschaftlichen Bereich liegende Radiocäsiumaufnahme der Waldpflanzen erklären.

Die langanhaltend vergleichsweise hohe Kontamination der Vegetation auf Waldstandorten ist auch für die Kontamination des Menschen mit Radiocäsium von Bedeutung. In die menschliche Nahrungskette gelangt das Radiocäsium aus dem Wald vor allem über den Verzehr von Waldbeeren, Pilzen, Wildbret und Waldhonig. Die hiesigen Untersuchungen zeigen bei den vergleichsweise hoch kontaminierten Blaubeeren und den Pilzfruchtkörpern einiger von der Bevölkerung gern gesammelten Arten keine erkennbare Tendenz zu einer Abnahme der Radiocäsiumgehalte. Wie vorstehend ausgeführt, dürfte das Radiocäsium insbesondere auf Standorten mit einer hohen organischen Auflage lange Zeit bioverfügbar bleiben. Eine rasche Abnahme der Kontamination von Beeren und Pilzen ist demnach auch zukünftig nicht zu erwarten. Auch im Wildbret geht die Cs 137-Kontamination nur sehr langsam zurück, da sich die Tiere über die Äsung vergleichsweise hoch kontaminierter Waldbodenpflanzen ständig neu kontaminieren (FIELITZ-VOGL 1992).

Desgleichen ist auch bei Waldhonigen, die nach Untersuchungen von KLEPSCH und MOLZAHN 1987 sowie HORN 1992 deutlich stärker mit Radiocäsium kontaminiert sind als Blütenhonige, nicht von einer raschen Abnahme der Radiocäsiumaktivitäten auszugehen. Das in den Waldhonigen erhaltende Radiocäsium gelangt über die Honigtauaufnahme in den Honig, stammt also aus den Vegetationsorganen der Bäume. Diese zeigten in der hiesigen Untersuchung eine weitgehend konstante Radiocäsiumkontamination.

Die vorstehenden Ausführungen verdeutlichen, daß nach einem unfallbedingtem Radiocäsium-Fallout das Augenmerk nicht nur auf die, der unmittelbaren Nahrungsmittelproduktion dienenden landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen gerichtet werden darf, sondern auch die über die Waldökosysteme laufenden Kontaminationspfade beachtet werden müssen.

Forstliche Belange sind vor allem über Schwierigkeiten beim Verkauf von erlegtem Wild mit hoher Radiocäsiumkontamination betroffen. Hierbei schlagen nicht nur Einnahmeausfälle durch den Wildbretverkauf zu Buche. Anzunehmen ist vielmehr, daß Probleme beim Verkauf des Wildbrets zu einem Rückgang der Abschuberfüllung und so über höhere Wildbestände zu zunehmenden Wildschäden führen können.

Eine unmittelbare Schädigung der Waldbiozosen durch die Strahlenbelastung ist dagegen nach Kalkulationen von KÖNIG et al. 1987 erst bei Radionuklideinträgen zu erwarten, die um mehrere Größenordnungen über den in der Bundesrepublik nach dem Tschernobyl-Unfall erfolgten Einträgen liegen.

In der vorliegenden Arbeit wurde der Frage nachgegangen, wie sich die derzeit praxisübliche Bodenschuttkalkung auf die Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums auswirkt und, ob im Falle eines unfallbedingten Radiocäsium-Fallout dessen Bioverfügbarkeit und damit die Radiocäsiumkontamination von Waldfrüchten, Pilzen und Wildbret durch Kaliumdüngung verringert werden kann.

Die Untersuchungsbefunde zeigen, daß die Kalkung meist zu einer Reduzierung der Cäsiumaufnahme in die Waldbodenpflanzen führt. Sie trägt demnach durchaus zur Verringerung der Kontamination des Menschen über die aufgezeigten Transferpfade bei. Die Effekte der Kalkung sind allerdings beschränkt, da sie wohl überwiegend nur über den nicht sehr wirksamen Mg/Cs-Antagonismus ablaufen. Weitaus durchschlagendere Auswirkungen wären zu erwarten, wenn die Kalkdüngung zu einer stärkeren Einmischung der organischen Substanz in den Mineralboden, z.B. durch Regenwurmtätigkeit, und damit wahrscheinlich zu einer stärkeren Fixierung des Radiocäsiums an Tonminerale führen würde. Hierzu sind vermutlich jedoch deutlich höhere Aufwandmengen als derzeit praxisüblich oder leichter lösliche Kalksorten erforderlich, die ihrerseits aber andere Probleme im Ökosystem aufwerfen können.

Die Kaliumdüngung bewirkte im allgemeinen eine deutlich stärkere Reduzierung der Cäsiumaufnahme in die Waldpflanzen als die Kalkung. Allerdings nahm die Wirkung der Kaliumdüngung sehr rasch ab. In der Mehrzahl der Fälle waren die Transferfaktoren Boden-Pflanze am Ende der vierjährigen Beobachtungsperiode auf den ungedüngten und den kaliumgedüngten Flächen wieder nahezu gleich hoch. Darüberhinaus ist zu beachten, daß die Kaliumsulfatdüngung eine erhebliche Desorption von wichtigen

Nährstoffkationen und damit vermutlich zu Nährstoffverlusten aus dem Oberboden führt. Auch hat die Kaliumsulfatdüngung zum Teil die Vitalität der Pflanzen beeinträchtigt. Diese negativen Wirkungen einer Kaliumsulfatdüngung auf das Waldökosystem sollten bei Überlegungen zum möglichen Einsatz dieser Düngungsmaßnahme zur Verringerung der Radiocäsiumaufnahme in Waldbodenpflanzen berücksichtigt werden. Dennoch erscheint in Gebieten, die derzeit noch hohe Radiocäsiumkontaminationen im Wildbret aufweisen, eine Kaliumdüngung von bevorzugten Wildäsungsflächen, insbesondere von Wildwiesen und Wildäckern angebracht. Gegebenenfalls kann diese Kaliumdüngung dort mit einer Kalkung kombiniert werden, um mögliche negative Effekte des Salzdüngers auf den Nährelementhaushalt zu reduzieren.

#### IV.3 Folgerungen für weiterführende Untersuchungen

Die vorliegende Arbeit kann nur einen Überblick über die Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in Waldökosystemen geben. Eine Reihe von Fragestellungen konnten nicht eingehend bearbeitet werden oder wurden im Laufe der hiesigen Untersuchungen erst aufgeworfen. Hierzu gehört die in Kapitel II.3.2 bereits eingehend erläuterte Frage, warum Cäsium und Kalium in anscheinend unterschiedlichen Umfang der Blattauswaschung ausgesetzt sind.

Weiterhin wäre es von erheblichem Interesse zu prüfen, in welchem Umfang Radiocäsium vor dem herbstlichen Blattfall in den Stamm zurückverlagert wird. Auch bei der perennierenden Waldbodenvegetation wären konkretere Kenntnisse der Rückverlagerung des Radiocäsiums am Ende der Vegetationszeit in die Speicherorgane wünschenswert, um letztlich die Gründe für die Langzeitverfügbarkeit des Radiocäsiums noch besser verstehen zu können. Zur Untersuchung dieser Fragestellungen erscheinen vor allem Topfexperimente mit artifizieller Kontamination verschiedener Pflanzenteile und einer Erfassung des Verbleibs des Radiocäsiums geeignet.

Weitergehend überprüft werden sollte auch der Einfluß der Wurzeln auf die Verlagerung des Radiocäsiums im Boden. Zu überprüfen wäre insbesondere, ob und gegebenenfalls in welchem Umfang neben dem Feinwurzelumsatz eine Wurzelexsudation zur Verlagerung des Radiocäsiums beiträgt. Sinnvoll erscheint hierbei der Einsatz von bepflanzen und unbepflanzten Bodensäulen und gegebenenfalls von Hydrokulturversuchen mit foliarkontaminierten Waldpflanzen.

Weitgehend unbekannt ist bislang auch der Einfluß der Mykorrhiza auf den Radiocäsiumtransfer Boden-Pflanze. Als Untersuchungsansatz kämen hier Topfversuche mit sterilisierten/nicht sterilisierten Böden und Hydrokulturversuche mit mykorrhizierten/nicht mykorrhizierten Pflanzen in Betracht.

Eingehender untersucht werden sollte auch die Wanderung des Radiocäsiums im Boden ungedüngter und gedüngter Areale. Hier bietet sich die Anwendung von mathematisch-physikalischen Kompartimentmodellen an, die mit Hilfe eines Differentialgleichungssystems die Verweilzeiten des Radiocäsiums in den Bodenkompartmenten und Wanderungsgeschwindigkeiten in verschiedenen Bodenhorizonten berechnen (BOONE et al. 1985, FRISSEL and JAKUBICK 1979).

## V. Zusammenfassung

### Ziele und Methode

Nach einem Fallout von radioaktiven Stoffen, etwa infolge eines Kernkraftwerkunfalls, ist eine möglichst realistische Prognose der Verteilung und der Entwicklung der biologischen Verfügbarkeit der umweltrelevanten Radionuklide erforderlich, um gegebenenfalls Schutzmaßnahmen gezielt steuern zu können.

Als Beitrag hierzu wird das ökosystemare Verhalten des Radiocäsiums in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz beschrieben. Dargestellt werden vor allem die Gesetzmäßigkeiten, denen die Radiocäsiumverteilung in den Waldökosystemen unterliegt, die Mobilität und die Verfügbarkeit des Radiocäsiums in den Waldökosystemen und die Beteiligung verschiedener Flüsse und Prozesse bei der Verlagerung des Radiocäsiums in den Ökosystemen. Überprüft wurde auch, inwieweit die Verteilungsmuster und Umsätze des Radiocäsiums mit denjenigen des nahe verwandten Bioelements Kalium übereinstimmen.

Weiterhin wird der Frage nachgegangen, wie sich die derzeit praxisübliche Bodenschutzkalkung auf die Bioverfügbarkeit des Radiocäsiums auswirkt und, ob im Falle eines unfallbedingten Radiocäsium-Fallouts dessen Bioverfügbarkeit und damit die Radiocäsiumkontamination von Waldfrüchten, Pilzen und Wildbret durch Kaliumdüngung verringert werden kann.

Die Untersuchungen erfolgten in einem Fichtenbestand auf Decklehm-überlagertem Quarzit in Hunsrück-Kammlage und einem Traubeneichenbestand mit Buchenunterstand auf Mittlerem Buntsandstein im Pfälzerwald. Beide Waldökosysteme sind hinsichtlich des Standorts, der Bestockung und der Immissionsbelastung charakteristisch für große Waldareale in Rheinland-Pfalz.

Zur Beschreibung der Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in den beiden Waldökosystemen wurde ein einfaches Kompartimentmodell, bestehend aus den Kompartimenten "Pflanzenbestand", "Humusauflage" und "Mineralboden bis 20 cm Tiefe" zugrunde gelegt. Zur Darstellung des Radiocäsiuminventars wurden die Kompartimente weiter untergliedert. Als Flüsse werden die Niederschlags- und Interzeptionsdeposition, der Bestandesniederschlag und der Streufall betrachtet. Darüberhinaus wird die Verlagerung des Radiocäsiums mit dem Wurzelumsatz und die Wurzelaufnahme überschlägig kalkuliert. Durch die periodisch wiederholte Erfassung der Radiocäsiumgehalte in verschiedenen Tiefenstufen der Humusauflage und des Mineralbodens sowie in den Vegetationsorganen der Waldbäume wird die Verlagerung des Radiocäsiums in den ersten Jahren nach einem unfallbedingten Fallout verfolgt. Bei allen Untersuchungen wurden parallel zum Radiocäsium auch Kalium-40-Aktivitäten und Kaliumvorräte erfaßt.

Zur Ermittlung der Auswirkungen von Kalk- und Kaliumdüngungen auf die Verlagerung des Radiocäsiums im Ökosystem und auf die Radiocäsiumaufnahme in die Waldpflanzen wurden die raum-/zeitliche Radiocäsiumverteilung im Humus, im Mineralboden, in den Vegetationsorganen der Bäume und in der Bodenvegetation sowie die Radiocäsiumgehalte im Streufall und im Bestandesniederschlag auf behandelten und unbehandelten Teilparzellen miteinander verglichen. Zur Abschätzung der Möglichkeiten einer Verringerung der Radiocäsiumaufnahme in Waldbodenpflanzen wurden zusätzlich Versuche mit einer Aussaat standortstypischer Gräser und Waldbaumsamen sowie einem periodischen Schnitt vorhandener Drahtschmielepolster auf gedüngten und ungedüngten Parzellen angelegt.

### **Verteilung und Verlagerung des Radiocäsiums**

Radiocäsium gelangt nach einer Kraftwerkunfall- oder Atomwaffentest- bedingten Freisetzung, wie andere Luftverunreinigungen auch, über die Niederschlagsdeposition und die Interzeptionsdeposition in die Waldökosysteme. Durch den Tschernobyl-Unfall wurden das Fichtenökosystem im Hunsrück mit  $15\,550 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$ , das Traubeneichenökosystem in Pfälzerwald mit  $3\,600 \text{ Bq Cs } 137 \cdot \text{m}^{-2}$  kontaminiert.

Die Verteilung des Radiocäsiums nach einem Fallout-Ereignis wird wesentlich von der Bestockung, der Bodenvegetation und der Humusform beeinflusst.

Im Fichtenökosystem befanden sich knapp drei Jahre nach dem Tschernobyl-Fallout 17 Prozent des Tschernobyl-bürtigen Radiocäsiums in bzw. an den Waldbäumen, 9 Prozent in der Bodenvegetation, 56 Prozent in der Humusaufgabe und 18 Prozent im Mineralboden. Im Traubeneichenökosystem waren es 9 Prozent in der Dendromasse, 21 Prozent in der Humuslage und 70 Prozent im Mineralboden.

Die Fichte und die flächig ausgebildeten Drahtschmielenrasen hielten somit weit höhere Anteile des Radiocäsiums in der Biomasse zurück als der Laubholzbestand ohne Bodenvegetation.

Infolge der Interzeption Radiocäsium-tragender Partikel im Kronenraum wird die Radiocäsiumverteilung in der Biomasse noch lange Zeit nach dem Fallout durch an äußere Oberflächen adsorbiertes Radiocäsium geprägt. Etwa drei Jahre nach dem Tschernobyl-Fallout waren im Fichtenbestand noch etwa 30 Prozent, im Traubeneichenbestand sogar 50 Prozent des Radiocäsiumvorrates der Dendromasse an äußeren Oberflächen oberirdischer Baumteile gebunden.

Der Humusform kommt bei der Verteilung des Radiocäsiums in den Waldökosystemen eine Schlüsselrolle zu. Im rohhumusartigen Moder des Fichtenbestandes wurde der weit überwiegende Teil des Radiocäsiums vermutlich durch Sorption an Kationen-

Bindungsplätze und durch Immobilisierung durch die Mikroflora zurückgehalten. Da es dort in einer bioverfügbaren Form verbleibt und die Humusaufgabe von Standorten mit Moder- und Rohhumus-Humusformen im allgemeinen intensiv durchwurzelt ist, kann angenommen werden, daß Radiocäsium auf solchen Standorten in Form eines kurzgeschlossenen Kreislaufes unter weitgehender Aussparung des Mineralbodens sehr lange Zeit im biogenen Kreislauf verbleibt.

Der F-Mull des Laubholzbestandes im Pfälzerwald konnte das Radiocäsium dagegen nur in weitaus geringerem Umfang und nur für kurze Zeit zurückhalten. Auf solchen Standorten gelangt das Radiocäsium rasch in den Mineralboden, wo es in Tonmineralen fixiert wird und daher nur in weitaus geringerem Umfang bioverfügbar ist.

Das in die Waldböden eingetragene Radiocäsium wird anscheinend nur während und unmittelbar nach den Fallout-Ereignissen in den Böden rasch, danach nur noch sehr langsam verlagert. Im Mineralboden ist es auch auf sehr tonmineralarmen, erheblich versauerten Standorten, wie im Traubeneichenökosystem im Pfälzerwald, nahezu immobil.

In den Bäumen ist das Radiocäsium dagegen sehr beweglich. Es war bevorzugt in den jüngsten, photosynthetisch aktivsten Pflanzenteilen anzutreffen. Der jährliche Radiocäsiumumsatz des Baumbestandes durch Wurzelaufnahme auf der Input-Seite und Streufall, Bestandesniederschlag und Wurzelumsatz auf der Output-Seite wurde für das Fichtenökosystem im Hunsrück auf etwa 5 Prozent, für das Traubeneichenökosystem im Pfälzerwald auf ca. 11 Prozent des jeweiligen Radiocäsiumvorrates in der Dendromasse kalkuliert. Der Beitrag des Wurzelumsatzes zur Verlagerung des Radiocäsiums war in beiden Beständen nur gering.

Radiocäsium und Kalium zeigten in der Dendromasse sehr unterschiedliche Verteilungsmuster, die im wesentlichen auf die unterschiedlichen Kontaminations- bzw. Aufnahmepfade zurückzuführen sind. Radiocäsium ist bedingt durch die atmogene Deposition in weitaus höheren Anteilen an äußeren Oberflächen adsorbiert als das in der Dendromasse ganz überwiegend aus der Wurzelaufnahme stammende Kalium. Im äußeren Splintholzmantel und im Bast sind beide Komponenten dagegen von der Wurzel bis zur Krone nahezu gleich verteilt. Dies gilt auch für die Verteilung auf die verschiedenen Nadeljahrgänge der Fichte.

Während sich Cäsium und Kalium bei der Verlagerung im Baum demnach nicht unterschiedlich verhalten, sind bei der Blattauswaschung aus stehenden Bäumen und aus der frisch gefallenen Streu deutliche Unterschiede zu beobachten. Während die Kaliumaktivität der Blätter vom frischen Austrieb bis zum Herbst kontinuierlich abnimmt, bleibt die Radiocäsiumaktivität weitgehend konstant. Auch bei der frisch gefallenen Streu ist im Verlauf des Herbstes/Winters nur beim Kalium, nicht dagegen beim Radiocäsium

eine Abnahme der jeweiligen Aktivität festzustellen. Auf eine gegenüber dem Kalium geringere Blattauswaschung des Radiocäsiums weist auch die Beobachtung hin, daß die Kronenauswaschung beim Radiocäsium einen weitaus geringeren Anteil am Umsatz dieser Komponente einnimmt als beim Kalium. Es wird angenommen, daß Cäsium aufgrund der kleineren Hydrathülle stärker als Kalium adsorbtiv an Bindungsplätze der Zellwände und des Protoplasmas gebunden wird und möglicherweise auch aufgrund seines größeren Ionenradius in der Mobilität sowohl im Cytoplasma als auch beim Durchtritt durch Membrane benachteiligt ist. Somit wird Cäsium in geringerem Umfang als Kalium in den Kationenumtausch im Rahmen des Leachings einbezogen. Zur Überprüfung dieser Hypothese werden Laborexperimente empfohlen.

### Einfluß von Kalk- und Kaliumdüngung

Zur Ermittlung der möglichen Auswirkungen von Kalk- und Kaliumdüngungen auf die Mobilität des Radiocäsiums im Boden und seiner Aufnahme in Waldbäume und Waldbodenpflanzen wurden Bodenuntersuchungen auf behandelten und unbehandelten Arealen durchgeführt, Aussaatversuche mit Waldbodenpflanzen angelegt und die natürlich aufwachsende Vegetation auf gekalkten, kaliumgedüngten und ungedüngten Bereichen beprobt.

Die Kalkung mit 6 Tonnen Dolomit  $\cdot \text{ha}^{-1}$  führte zu einer tendenziell verlangsamten Radiocäsiumverlagerung in der Humusaufgabe und zu einem geringeren Radiocäsiumfluß von der Humusaufgabe in den Mineralboden. Im wesentlichen wird dies auf eine verstärkte Immobilisierung des Radiocäsiums durch die Bodenmikroflora und eine Zunahme der Kationenadsorption infolge des pH-Anstiegs zurückgeführt. Im Mineralboden kann die im Laubholzbestand beobachtete schwache Tendenz zu einer ebenfalls abnehmenden Cäsiummobilität nach der Kalkung möglicherweise durch eine erhöhte Cäsiumfixierung infolge einer Verringerung der Einlagerung polymerer Hydroxo-Al-Kationen erklärt werden.

In der Mehrzahl der Fälle führte die Dolomit-Kalkung zu einer verringerten Radiocäsiumaufnahme in die Waldbodenvegetation. Diese Verringerung des Radiocäsiumtransfers Boden - Pflanze wird im wesentlichen auf die Ionenkonkurrenz vor allem durch den beträchtlichen Anstieg der Magnesiumkonzentration in der Bodenlösung zurückgeführt. Allerdings variiert die Reduktion des Transferfaktors Boden - Pflanze in einem sehr weiten Rahmen. Bei einigen Arten der Bodenvegetation bewirkte die Kalkung auch eine erhöhte Radiocäsiumaufnahme in die oberirdischen Pflanzenteile. Die sehr unter-

schiedlichen Kalkungseffekte lassen sich möglicherweise mit artspezifischen Reaktionsmustern auf eine Veränderung des  $\text{NH}_4/\text{NO}_3$ -Verhältnisses in der Bodenlösung und hiermit zusammenhängende Veränderungen in der Kationenaufnahme erklären.

Eine Wirkung der Kalkung auf die Radiocäsiumaktivität in den Vegetationsorganen der Waldbäume konnte (noch?) nicht festgestellt werden.

Eine durchgreifende Verringerung der Radiocäsiumaufnahme in die Waldpflanzen wäre zu erwarten, wenn die Kalkung eine stärkere Einmischung der Humusaufgabe in den Mineralboden und somit vermutlich eine höhere Fixierung des Cäsiums an dort vorhandene Tonminerale bewirken würde. Hierzu sind jedoch deutlich höhere Aufwandmengen oder leichter lösliche Kalkformen erforderlich, die ihrerseits andere waldökologische Probleme aufwerfen.

Die Kaliumdüngung mit  $360 \text{ kg K}_2\text{SO}_4 \cdot \text{ha}^{-1}$  wirkte sich tendenziell in einer beschleunigten Radiocäsiumverlagerung im Boden aus. Dieser Effekt dürfte im wesentlichen aus einer Desorption von Cäsiumionen infolge des Anstiegs der Kaliumionenkonzentration in der Bodenlösung nach der Düngung zu erklären sein.

Die Radiocäsiumaufnahme in die Waldbodenpflanzen wurde durch die Kaliumdüngung weitaus stärker reduziert als durch die Kalkung. In der Mehrzahl der Untersuchungsbeobachtungen waren die Transferfaktoren Boden - Pflanze auf den Kaliparzellen um mehr als 50 Prozent geringer als auf den nicht gedüngten Parzellen. Auch in den Eichenblatt- und Fichtennadelproben zeigten sich auf den kaliumgedüngten Arealen tendenziell geringere Radiocäsiumaktivitäten. Diese nach einer Kaliumdüngung trotz der höheren Cäsiummobilität im Boden zu beobachtende Verminderung der Radiocäsiumaufnahme in die Pflanzen dürfte im wesentlichen über die K/Cs-Ionenkonkurrenz zu erklären sein.

Die Wirkung der Kaliumdüngung auf den Cäsiumtransfer in die Pflanzen nimmt allerdings rasch ab, da das Kalium innerhalb eines Jahres nahezu vollständig aus der Humusaufgabe und dem obersten Mineralbodenbereich ausgewaschen wird. Zudem führte die Kaliumsulfatdüngung teilweise zu Schäden an der Bodenvegetation, die vermutlich auf einen durch die Düngung ausgelösten Versauerungsschub zurückzuführen sind.

## Folgerungen

Über den Verzehr von Waldbeeren, Pilzen, Wildbret und Waldhonig gelangt das Radiocäsium aus dem Wald auch in die menschliche Nahrungskette. Die langanhaltend vergleichsweise hohe Kontamination der Vegetation auf Waldstandorten ist daher auch für die Kontamination des Menschen mit Radiocäsium von Bedeutung. Demzufolge sollte nach einem unfallbedingtem Radiocäsium-Fallout das Augenmerk nicht nur auf

die, der unmittelbaren Nahrungsmittelproduktion dienenden landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen gerichtet werden, sondern es müssen auch die über die Wald-ökosysteme laufenden Kontaminationspfade beachtet werden.

Die derzeit großflächig durchgeführten Bodenschutzkalkungen wirken sich überwiegend in einer Reduzierung der Cäsiumaufnahme in die Waldbodenpflanzen aus und tragen somit zur Verringerung der Kontamination des Menschen über die aufgezeigten Transferpfade bei.

Die Kaliumdüngung ist kurzzeitig deutlich wirkungsvoller als die Kalkung. Als Salzdüngung ist sie jedoch mit ökologischen Risiken behaftet, die bei Überlegungen zum möglichen Einsatz dieser Düngungsmaßnahme zur Verringerung des Radiocäsiumtransfers in die Waldbodenvegetation berücksichtigt werden sollten. Angebracht erscheint eine Kaliumdüngung, gegebenenfalls kombiniert mit einer Kalkung, von bevorzugten Wildäsungsflächen, insbesondere von Wildwiesen und Wildäckern, in den Gebieten, die derzeit noch hohe Radiocäsiumkontaminationen im Wildbret aufweisen.

## VI. Literaturverzeichnis

- ABBAZOV, M.A., DERGUNOV, J.D. and MIKULIN, R.G. (1978):** Effect of soil properties on the accumulation of Strontium-90 and Cesium-137 in crops. Translated by Scripte Publishing Cooperation from: Pochvovedenie, No. 2: 28-29
- ADRIANO, D.C., HOYT, G.D. and PINDER, J.E. (1981):** Fallout of Cesium-137 on a forest ecosystem in the vicinity of a nuclear fuel reprocessing plant. Health Physics, Vol. 40: 369 - 376
- ALEKSAKHIN, R.M., GOL'TSEV, F.V., NARYSHKIN, M.A. and SIROTKIN, A.N. (1973):** Behaviour of radioactive and stable isotopes in soils and plants and their accumulation by trees. Pochvovedenie, No. 5: 51 - 58
- ALEKSAKHIN R.M., GINZBURG, L.R., MEDNIK, I.G. and PROKHOROV, V.M. (1976):** Model of <sup>90</sup>Sr cycling in a forest biogeocenose. Soviet Journal of Ecology, 7 (3): 195 - 202
- ALEKSAKHIN R.M. and NARYSHKIN, M.A. (1977):** Migration of radionuclides in forest biogeocenoses. Review in: Soviet Journal of Ecology 9 (6): 570 - 571
- "ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG" IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG 1980:** Forstl. Standortaufnahme, 4. Auflage, Münster-Hiltrup
- AUERBACH, S.I. (1986):** Comparative behaviour of three long-lived radionuclides in forest ecosystems. Report USAEC-Conf. 8609191 - 2 DL 87 001836: 16 p.
- AUERBACH, S.I., OLSON, J.S. and WALLER, H.D. (1964):** Landscape investigations using Cesium-137. Nature, Vol. 201: 761 - 764
- AUERBACH, S.I., OLSON, J.S. and WALLER, H.D. (1966):** Data on activity transfer to the forest floor. In: ABERG, B. and HUNGATE, F.P. (eds.): Radioecological Concentration Processes. Pergamon Press, Oxford: 467-469
- AUTONOME PROVINZ BOZEN (1987):** Umweltbelastung in Südtirol durch den Reaktorunfall in Tschernobyl. Assessorat für Sozial- und Gesundheitswesen, Chemisches Landeslaboratorium Bozen: 162 S.
- BACHHUBER, H., BUNZL, K., DIETL, F., KRETNER, R., SCHMIMMACK, W. und SCHULTZ, W. (1981):** Ausbreitung von Radionukliden im oberflächennahen Boden. Bericht der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München, Nr. S-788, August 1981: 67 S.
- BACHHUBER, H., BUNZL, K., DIETL, F., SCHIMMACK, W. und SCHULZ, W. (1984):** Sorption und Ausbreitung von Radionukliden in zwei Ackerböden der Bundesrepublik Deutschland. Bericht der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München, Nr. S-1071: 79 S.
- BACHHUBER, H., BUNZL, K. und SCHIMMACK, W. (1986):** Spatial variability of the distribution coefficients of <sup>137</sup>CS, <sup>65</sup>Zn, <sup>85</sup>Sr, <sup>57</sup>Co, <sup>109</sup>Cd, <sup>141</sup>Ce, <sup>103</sup>Ru, <sup>95m</sup>Tc and <sup>131</sup>I in a cultivated soil. Nuclear Technology, Vol. 72: 359-371
- BAKKEN, L.R. and OLSEN, R.A. (1990):** Accumulation of radiocesium in fruitbodies of fungi. In: DESMET, G., NASSIMBENI, P., BELLI, M. (eds): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Science, London and New York: 664-668

- BANGE, G.G.J. and OVERSTREET, R. (1960):** Some observations on absorption of cesium by excised barley roots. *Plant Physiology*, Vol. 35: 605-608
- BARBER, D.A. (1964):** Influence of soil organic matter on the entry of cesium-137 into plants. *Nature*, Vol. 204: 1326-1327
- BAYERISCHE STAATSMINISTERIEN FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN UND FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.) (1987):** Radioaktive Kontamination der Böden in Bayern. Selbstverlag der o.a. Ministerien: 75 S. und Anhang
- BENSON, E.A.H., LEI, T.T., SVOBODA, J. and TAYLOR, H.W. (1982):** Fallout and natural radioactivity in the canadian northern environment. In: WEIN, R.W., RIEWE, R.R., METHREN, I.R. (eds.): Resources and dynamics of the boreal zone. Proceedings of a conference held at Thunder Bay, Ontario, August 1982: 465-479
- BERGAMINI, P.G., PALMAS, G., PIANTELLI, F. and RIGATO, M. (1970):** Absorption and distribution of <sup>137</sup>Cs by *Trifolium pratense*. *Health Physics*, Vol. 19: 521-528
- BERGMANN, W. (1988):** Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen: Entstehung, visuelle und analytische Diagnose. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart und New York: 762 S.
- BIESOLD, H., GRUNER, P., HEIM, K., URBAHN, H. (1978):** Ermittlung von Transferfaktoren Boden/Vegetation anhand standortsspezifischer Bodenparameter. Bericht der Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln: 27 S.
- BLOCK, J. (1987):** Umweltkontrolle im Wald. Immissions- und Wirkungsuntersuchungen in Rheinland-Pfalz. *Der Forst- und Holzwirt*, Nr. 15: 412-414
- BLOCK, J. (1990):** Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984-1989. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 14/90: 45 S. und Anhang
- BLOCK, J. und BARTELS, U. (1985):** Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83. *Forschung und Beratung*, Reihe C, Heft 39, Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung, Nordrhein-Westfalen: 296 S.
- BLOCK, J. und STELZER, J. (1987):** Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 2/87: 27 S.
- BLOCK, J., BOCKHOLT, B., BORCHERT, H., FINGERHUT, M., FRAUDE, H.-J. und HEIDINGSFELD, N. (1987):** Sondermeßprogramm Wald (SMW) - Zwischenbericht über die Untersuchungsergebnisse 1983 bis 1986 -. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 3: 74 S.
- BLOCK, J., BOCKHOLT, B., BORCHERT, H., FINGERHUT, M., HEIDINGSFELD, N. und SCHRÖCK, H.-W. (1991a):** Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz. - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983 - 1989 -. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 16/91: 133 S.
- BLOCK, J., BOPP, O., GATTI, M., HEIDINGSFELD, N. und ZOTH, R. (1991b):** Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 17/91: 237 S.

- BÖHM, W. (1979):** Methods of studying root systems. Ecological Studies, Vol. 33; Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 188 p.
- BOONE, F.W., KANTELO, M.V., MAYER, P.G. and PALMS, J.M. (1985):** Residence half-times of <sup>129</sup>I in undisturbed surface soils based on measured soil concentration profiles. Health Physics, Vol. 48, No. 4: 401-413
- BROWN, G.N. (1964):** Cesium in liriodendron and other woody species: organic bonding sites. Science, Vol. 143: 368-369
- BROWNRIDGE, J.D. (1985):** Use of tree bark to monitor radionuclide pollution. Bull. Environ. Contam. Toxicol., Vol. 35: 193-201
- BUNDESMINISTER DES INNEREN (BMI) (1979):** Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 Strahlenschutzverordnung). Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 21: 369-436
- BUNDESMINISTER FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) (1990):** Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), Arbeitsanleitung. Bonn: 147 S.
- BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSI-  
CHERHEIT (BMU) (1986):** Reaktorunfall in Tschernobyl. Deutscher Bundestag, Drucksache 10/6442 vom 12.11.1986: 25 S.
- BUNZL, K. (1986):** Künstliche Radioaktivität in Luft, Niederschlag und Boden. Mensch + Umwelt - Dezember 1986 (ISSN 0175-4521): 29-38
- BUNZL, K. (1987):** Das Verhalten von Radionukliden im Boden. Dtsch. tierärztl. Wschr., 94: 357-359
- BUNZL, K., SCHIMMACK, W., KREUTZER, K. und SCHIERL, R. (1989):** The migration of fallout Cs-134, Cs-137 and Ru-106 from Chernobyl and of Cs-137 from weapons testing in a forest soil. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 152: 39-44
- BURG, J. van den (1985):** Foliar analysis for determination of tree nutrient status - a compilation of literature data. Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos - en Land-schapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen, Rapport Nr. 414: 615 p.
- BRÜCKMANN, A. (1992):** Radioaktives Cäsium nach dem Tschernobyl-Reaktorunfall in Waldökosystemen: Transfer Boden-Pflanze-Boden; Verhalten im Boden und in Pflanzen. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd 90: 110 S. (Selbstverlag des Forschungszentrum Waldökosysteme, Büsingenweg 2, 3400 Göttingen)
- BRÜCKMANN, A., BRUMME, R. und GRAVENHORST, G. (1988):** Radionuklidbilanz von 4 Waldökosystemen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl und eine Bestimmung der Geschwindigkeit der trockenen Deposition. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd 9: 179-298
- BUTZ-BRAUN, R. (1990):** Quantitative Mineralanalysen und chemische Gesamtanalysen der Bodenproben des Immissions-, Nährstoff- und Schadenskatasters für die Wälder in Rheinland-Pfalz. Gutachten im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, unveröffentlicht
- CHAMARD, P., LABELLARTE, Z.G. and ROSSI, C.L. (1983):** Study of the vertical migration of radionuclides in different soils. In: Seminar on the transfer of radioactive materials in the terrestrial environment subsequent to an accidental release to atmosphere, Radiological Protection Bulletin, No. 53, Dublin : 243-250

- CLINE, J.F. (1981):** Aging effects of the availability of strontium and cesium to plants. *Health Physics*, Vol. 41: 293 - 296
- CLINE, J.F. and RICKARD, W.H. (1972):** Radioactive strontium and cesium in cultivated and abandoned field plots. *Health Physics*, Vol. 23: 317 - 324
- COUGHTREY, P.J. and THORNE, M.C. (1983):** Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data. Vol. I, Cesium. A.A. Balkema, Rotterdam: 321-424
- COUSEN, G. (1986):** Transferfaktoren radioaktiver Stoffe bei Freilandfichten. Interner Bericht der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung: 22 S.
- COUSEN, G. (1989):** Distribution of radionuclides in forest ecosystems. Workshop on methods of assessment and evaluation of element concentration cadasters in ecosystems (ECCE), Osnabrück: 43-44
- DAHLMAN, R.C. and VAN VORIS, P. (1976):** Cycling of <sup>137</sup>Cs in soil and vegetation of a flood plain 30 years after initial contamination. Proc. 4th national symp. on radioecology and energy resources, 12.-14. Mai 1975, Corvallis, Oregon: 291 - 298
- DAVIS, J.J. (1963):** Cesium and its relationships to potassium in ecology. In: SCHULTZ, V. and KLEMENT, A.W. (eds.): *Radioecology*, Reinhold Publishing Corporation, New York: 539 - 556
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1957):** Klima-Atlas von Rheinland-Pfalz. Bad Kissingen 1957, 77 Karten, 9 Diagramme und Erläuterungen
- DOERFEL, H., FESSLER, H., HEMPELMANN, S., KÖNIG, L.A., SCHÜTTELKOPF, H. und WICKE, A. (1987):** Die Strahlenexposition durch den Reaktorunfall von Tschernobyl im Raum Karlsruhe. *KfK-Nachr. Jahrg. 19, 1/87*: 50 - 63
- D'SOUZA, T.Y., KIRCHMANN, R. and LEHR, J.J. (1972):** Distribution of radiostrontium and radiocesium in the organic and mineral fractions of pasture soils and their subsequent transfer to grasses. Proc. Series IAEA, Vienna, SM-151/4: 595 - 603.
- DUVIGNEAUD, P. und DENAEYER-DE SMET, S. (1973):** Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests. In: REICHLÉ, D.E. (ed.): *Analysis of temperate forest ecosystems*. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 199-225
- EICHHORN, I. (1987):** Vergleichende Untersuchungen von Feinwurzelsystemen bei unterschiedlich geschädigten Altfichten. *Forschungsberichte der Hessischen Forstlichen Versuchsanstalt*, 3: 179 S.
- ENGEL, M. und EISENBEIS, G. (1992):** Untersuchungen zum Einfluß von Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenmakrofauna - Ergebnisse aus dem Fichtenstandort Adenau in der Eifel. *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz*, Nr. 21/92: 161-174
- EPSTEIN, E. and HAGEN, C.E. (1952):** A kinetic study on the absorption of alkalis by barley roots. *Plant Physiology* 27: 457-475
- ERIKSSON, A., LÖNSJÖ, H. and ROSEN, K. (1988):** Transfer of cesium to grassland crops in the chernobyl fallout areas in sweden in 1986 and 1987. In: *Impact des accidents d'origine nucleaire sur l'environnement; Symp. int. de radioecologie de Cadarache* 14.-18. mars 1988, Tome 1: 1 - 10

- ERTEL, I. und ZIEGLER, H. (1991):** Cs 134/137 contamination and root uptake of different forest trees before and after the Chernobyl accident. *Radiation and Environmental Biophysics* 30: 147-157
- ESKOLA, S. (1986):** Deposition to forests-model calculations. *J. Aerosol Sci.*, Vol 17, No. 3: 382 - 384
- EVERS, F.H. (1963):** Die Wirkung von Ammonium- und Nitratstickstoff auf Wachstum und Mineralstoffhaushalt von *Picea* und *Populus*. *Zeitschrift für Botanik*, 51: 61-79
- FEGER, K.H., RASPE, S., SCHMID, M. und ZÖTTL, H.W. (1991):** Verteilung der Elementvorräte in einem schlechtwüchsigen 100jährigen Fichtenbestand auf Buntstandstein. *Forstw. Cbl.* 110: 248-262
- FEIGE, G.B., JAHNKE, S. und NIEMANN, L. (1988):** Tschernobyl belastet uns weiter. *Essener Universitätsberichte*, Nr. 2/88: 8 - 14.
- FIELITZ-VOGL, U. (1992):** Ausbreitung und Transfer von Radiocäsium entlang des Pfades Boden-Pflanze-Reh in zwei unterschiedlichen Waldökosystemen. *Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fachbereiche der Univ. Göttingen*: 81 S.
- FRAITURE, A., GUILLITTE, O. and LAMBINON, I. (1990):** Interest of fungi as bioindicators of the radiocontamination in forests. In: DESMET, G., NASSIMBENI, P., BELLI, M. (eds.): *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments*. Elsevier Applied Science, London and New York: 477-484
- FRANCIS, C.W., TALMAGE, S.S., MC MULLIN, B.B. (1975):** Radionuclide movement in soils and uptake by plants - a selected, annotated bibliography. Oak Ridge National Laboratory - ORNL-EIS-75-77 ESD 732
- FREDRIKSSON, L. (1963):** Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions; IV. Influences of exchangeable and non exchangeable potassium and of exchangeable calcium in soil on the absorption of <sup>137</sup>Cs by red clover in pot experiments with 178 swedish soils. *Research Institute of National Defense, Report FOA 4, A 4321 - 4623*, Stockholm, Sweden: 24 p.
- FREDRIKSSON, L. (1970):** Plant uptake of fission products; III. Uptake of <sup>137</sup>Cs by *Trifolium patense* as influenced by the potassium and calcium level in the soil. *Lantbrukshögskolans Annaler*, Vol. 36: 41 - 60
- FREDRIKSSON, L., ERIKSSON, B., RASMUSON, B., GAHNE, B., EDVARSON, K. and LÖW, K. (1958):** Studies on soil-plant-animal interrelationships with respect to fission products; Plant uptake of Sr-90 and Cs-137 from soils. *Proceedings of the second United Nations international conference on the peaceful uses of atomic energy*, Vol. 18: *Waste treatment and environmental aspects of atomic energy*, Geneva: 448 - 470
- FREDRIKSSON, L. and ERIKSSON, A. (1966):** Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions; VII. Plant absorption of <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs from soil as influenced by soil organic matter. *Försvarets Forskningsanstalt, Stockholm, FOA 4 Rapport, A 4485 - 4623*: 25 p.
- FREDRIKSSON, L., ERIKSSON, A. and LÖNSJÖ, H. (1966):** Studies on plant accumulation of fission products under swedish conditions; VIII: Uptake of <sup>137</sup>Cs in agricultural crops as influenced by soil characteristics, and rate of potassium fertilization in a three year micro plot experiment. *Försvarets Forskningsanstalt, Stockholm, FOA 4 Rapport, A 4486 - 4623*: 20 p.

- FRISSEL, M.J. and JAKUBICK, A.T. (1979): Transport and accumulation of radionuclides in soil. Draft for distribution at the "Fachtagung Radioökologie des Deutschen Atomforums, 2. und 3. Oktober 1979: 18 S.
- GARTEN, CH.T., BRIESE, L.A., SHARITZ, R.R. and GENTRY, J.B. (1975): Seasonal variation in radiocesium concentrations in tree species. U.S. Energy Research and Development Administration, USAEC-Report, Conf. 74051: 498-507
- GEBHARDT, H. und ROSEMANN, V. (1984): Cäsium- und Strontiumaustausch-eigenschaften von Marschböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 147: 592-603
- GEIPEL, M. (1990): Zustandserfassung des Feinwurzelsystems eines Eichenbestandes mit Buchen-Unterstand auf Buntsandstein im Pfälzerwald. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Stuttgart: 113 S.
- GIANI, L., GEBHARDT, H., GUSY, W., HELMERS, H. (1987): Verhalten einiger radioaktiver Nuklide (freigesetzt durch den Reaktorunfall in Tschernobyl) in typischen Böden Norddeutschlands. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150: 103-107
- GIOVANI, C., NIMIS, P.L., PADOVANI, R. (1990): Investigation of the performance of macromycetes as bioindicators of radioactive contamination. In: DESMET, G., NASSIMBENI, P., BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments, Elsevier Applied Science, London and New York: 485-491
- GLUECKAUF, E. (1955): Fission product uptake in plants. Atomic Energy Research Establishment, Harwell, Berks., A.E.R.E/Spar/7: 5 p.
- HANDLEY, R. and BABCOCK, K.L. (1972): Translocation of  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{106}\text{Ru}$  in crop plants. Radiation Botany, Vol. 12: 113-119
- HÄKKINEN, U.L. and LAKANEN, E. (1972): The adsorption and extraction of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in finnish soils. Proc. Series IAEA, Vienna, SM-175-37: 249-257
- HARTMANN, P., FISCHER, R. und SCHEIDLER, M. (1989): Auswirkungen der Kalkdüngung auf die Bodenfauna in Fichtenforsten. Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Göttingen 1987), Band XVII: 585-589
- HARTUNG, J. (1985): Statistik - Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. Oldenbourg Verlag München und Wien: 973 S.
- HASELWANDTER, K. (1978): Accumulation of the radioactive nuclide  $^{137}\text{Cs}$  in fruitbodies of basidiomycetes. Health Physics, Vol. 34: 713-715
- HEIDINGSFELD, N. (1991): Zustand des Waldes in Rheinland-Pfalz 1991 leicht verschlechtert. Forst und Holz 46: 639-632
- HELLER, H. und GÖTSCHKE, P. (1986): Biomasse-Messungen an Buche und Fichte. In: ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J. (Hrsg.): Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts 1966 - 1986. Verlag E. Ulmer, Stuttgart: 109-127
- HENRICH, E., FRIEDRICH, M., WEISZ, J. and ZAPLETAL, M. (1988): Cs-137 in natural ecological systems - Discription of the situation in a high contamination area in Austria after Chernobyl. In: Impact des accidents d'origine nucleaire sur l'environnement; symp. int. de radioecologie de Cadarache 14.-18. mars 1988, Uppsala: 12-23

- HENZLIK, R.E. (1970):** Radionuclide uptake and retention time as related to epiphyllae in the tropical rain forest. Proc. of the Indiana Academy of Science, 80: 176
- HINGMANN, H., ROHATZSCH, H., STADLBAUER, E.A. und TRIEN, C. (1987):** Kontaminationsprofile von Cs-134, Cs-137, K-40 und Sr-90 in Lebensmitteln und Umweltmedien, GIT-Supplement 1/87 Umweltanalytik, Umweltschutz: 33-39
- HÖFKEN, K.D. and GRAVENHORST, G. (1982):** Deposition of atmospheric aerosol particles to beech and spruce forests. In: GEORGII, H.W. and PAN-KRATH, J. (eds.): Deposition of atmospheric pollutants. D. Reidel Publ. Company: 191-194
- HOFFMANN, G.R. (1972):** The accumulation of cesium-137 by cryptogams in a Liriodendron tulipifera forest, Bot. Gas. 133 (2): 107-119
- HORN, H. (1992):** Vergleich der physikochemischen Eigenschaften von Honigen, untersucht anlässlich der Badischen Honigprämierungen 1989 und 1991. Allgemeine Deutsche Imkerzeitung, Nr. 2: 30-33
- HÜBNER, A., JORDINE, W. und WOLF, A. (1986):** Radioaktivität in Fichtenproben. Allgem. Forstz. Nr. 23: 575-577
- INTERNATIONAL NUCLEAR SAFETY ADVISORY GROUP (INSAG) (1986):** Zusammenfassender Bericht der Fachdiskussion über die Auswertung des Unfalls in Tschernobyl. In: BUNDESMINISTER FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (Hrsg.): Maßnahmen zur Stärkung der internationalen Zusammenarbeit auf dem Gebiet der Reaktorsicherheit und des Strahlenschutzes. Band 1, Teil VI, 144 S.
- IRMLER, U. und HEYDEMANN, B. (1989):** Der Einfluß einer Kalkmergelbehandlung auf die Bodenfauna dreier schleswig-holsteinischen Waldtypen. Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Göttingen 1987), Band XVII: 591-594
- JACKSON, W.A. and WILLIAMS, D.C. (1968):** Nitrate-stimulated uptake and transport of strontium and other cations. Soil Sci.Soc. Amer. Proc., Vol. 32: 698-704
- JACKSON, W.A., WILLIAMS, D.C. and MINOTTI, P.L. (1968):** Some consequences of nitrogen nutrition on uptake and transport of strontium and cesium. Soil Science, Vol. 106, No. 5: 381-392
- JÄGER, H.-J., BENDER, J. und WEIGEL, H.-J. (1989):** Stand der Diskussion über Richtwerte für Schadstoffkonzentrationen in der Luft. Angew. Botanik, Nr. 63: 559-575
- JORDAN, C.F. and KLINE, J.R. (1973):** A simple model of strontium and manganese dynamics in a tropical rain forest. Health Physics, Vol. 24: 477-489
- JOST, D.T., GÄGELER, H.W., BALTENSPERGER, U., ZINDER, B. and HALLER, P. (1986):** Chernobyl fallout in size-fractionated aerosol. Nature, Vol. 324: 22-23
- KADDAH, M.T. (1968):** Cesium uptake by sudangrass seedlings from four soils in southern California. Soil Science, Vol. 105, No. 5: 369-375
- KASTNER, A. (1986):** Tschernobyl und das Waldsterben. Holz-Kurier Nr. 27: 5

- KATANA, H., BUNNENBERG, C. und KÜHN, W. (1988):** Studies on the translocation of Cs-134 from leaves to fruit of apple trees. In: Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement. Symp. int. de radioécologie de Cardarache, 14.-18. mars 1988, Tome 2: 72-78
- KELTJENS, W.G. und VAN LOENEN, E. (1989):** Zit. in VAN DIEST, A. (1989): Eintrag von NO<sub>3</sub>- und NH<sub>4</sub> in niederländischen Waldbeständen und deren Auswirkungen auf die N-Ernährung und den Vitalitätszustand. Kali-Briefe (Bünte-hof) 19 (6): 391-401
- KERPEN, W. (1988):** Cs 137 sorption and desorption in relation to properties of 17 soils. In: Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement. Symp. int. de radioécologie de cadarache 14.-18. mars 1988, Tome 2: 188-201
- KIRCHMANN, R., FAGNIART, E. V. and PUYMBROECK, S. (1967):** Studies on foliar contamination by radiocesium and radiostrontium. In: ABERG, B. a. HUNGATE, F.P. (eds.) Radioecological Concentration Processes. Proc. Intern. Symp. Stockholm 25.-29. April 1966, Pergamon Press: 475-483
- KLECHKOVSKII, V.M. (1956):** On the behavior of radioactive fission products in soil, their absorption by plants and their accumulation in crops. Academy of Science of the USSR: 227 p. (translated from russian by United States Atomic Energy Commission, Washington, 1957)
- KLECHKOVSKII, V.M., POLIKARPOV, G.G. and ALEKSAKHIN, R.M. (1956):** Radioecology. Verlag John Wiley and Sons, New York and Toronto: 371 pp.
- KLEPSCH, A. und MOLZAHN, D. (1987):** Die radioaktive Belastung des Honigs in Hessen nach dem Reaktorunglück in Tschernobyl. Die Biene, Nr. 3: 109-114
- KNABE, W. (1983):** Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen (IWE 1979): Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 37, Landwirtschaftsverlag GmbH, Munster: 143 S.
- KOLK, A., KUBIAK, R. und EICHHORN, K.W. (1992):** Beeinflussung von Mikroorganismengesellschaften und ihrer Aktivitäten in Waldböden durch Kalkungsmaßnahmen. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 21/92: 113-122
- KÖNIG, L.A., FESSLER, H., HEMPELMANN, S. und MILBICH-MÜNZER, F. (1987):** Radioaktivität im Wald und in Einzelbäumen als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl. Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK-Bericht Nr. 4311: 20 S.
- KÖPKE, U. (1983):** Die Profilwandmethode - eine universelle Feldmethode zur Bestimmung des Wurzelwachstums. In: Wurzelökologie und ihre Nutzenanwendung. Int. Symp. Gumpenstein, 1982, Bundesanstalt Gumpenstein, A 8952 Irdning: 75-80
- KRAMER, H. (1988):** Waldwachstumslehre, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin: 374 S.
- KRATZ, W. und BIELITZ, K. (1989):** Streuabbau und Schwermetalldynamik (Pb, Cd) in Blatt- und Nadelstreu in ballungsraumnahen Waldökosystemen. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Göttingen 1987), Bd. XVII 1989: 473-478
- KREUTZER, K., GÖTTLEIN, A., PRÖBSTLE, P. und ZULEGER, M. (1991):** Höglwaldforschung 1982-1989. Zielsetzung, Versuchskonzept, Basisdaten. In: KREUTZER, K. und GÖTTLEIN, A. (Hrsg.): Ökosystemforschung Höglwald. Forstwissenschaftliche Forschungen, Heft 39: 11-21

- KRIETER, M., NETTA, G., ARENS, B. und CARSON, B. (1991):** Erfassung der Versauerungsfront und Entwicklung eines Prognosemodells im Hunsrück - Voruntersuchungen. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Gesundheit des Landes Rheinland-Pfalz, Mainz: 170 S. und Anhang
- LAI T.M., JUANG, T.C. and CHANG, C.H. (1961):** Diffusion of Sr-90 und Cs-137 in soils. Proc. of the Japan Conference on Radioisotopes, 4. Nihon-aisotopukaigi: (Tokyo, Okt.): 1127-1135
- LAMBINON, J., FRAITURE, A., GASIA, M.C. and GUILLITTE, O. (1988):** La radiocontamination des champignons sauvages en wallonie (Belgique) suite a l'accident de Tschernobyl. In: Impact des accidents d'origine nucleaire sur l'environnement. Symp. int. de radioecologie de Cadarache, 14.-18.03.1988, Tome 2: 37-44
- LIESER, K.H. (1980):** Einführung in die Kernchemie. Verlag Chemie, Weinheim, Deerfield Beach, Basel: 771 S.
- LIVENS, F.R. and BAXTER, M.S. (1988):** Chemical associations of artificial radionuclides in Cumbrain soils. J. Environm. Radioactivity, 7: 75-86
- LONG, W.G., SWEET, D.V. and TUKEY, H.B. (1956):** Loss of nutrients from plant foliage by leaching as indicated by radioisotopes. Science, Vol. 123: 1039-1040
- LÖW, K. and EDVARSON, K. (1960):** Content of cesium 137 and (zirconium + niobium)-85 in swedish soils. Nature, Vol. 187: 736-738
- MANDERSCHIED, B. (1992):** Modellentwicklung zum Wasser- und Stoffhaushalt am Beispiel von vier Monitoringflächen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 87: 233 S. (Selbstverlag des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen)
- MARCKWORDT, U. and MOUSNY, J.M. (1969):** Availability of radiocesium in relation to ammonium fertilization and potassium status of two soils from Allonville. In: Impact des accidents d'origine nucleaire sur l'environnement. Symp. int. de radioecologie de Cadarache, 14.-18.03.1988, Tome 2: 571-587
- MARCKWORDT, U. and LEHR, I. (1972):** Factors of transfer of  $^{137}\text{Cs}$  from soils to crops. Internat. Symp. Luxembourg, Mai 1972, EUR-4800, Vol. 2: 1057-1067
- MATTSSON, S. and LIDEN, K. (1975):**  $^{137}\text{Cs}$  in carpets of the forest moss Pleurozium schreberi, 1961-1973 Oikos, 26 (3): 323-327
- MEDNIK, I.G., TIKHOMIROV, F.A., PROKHOROV, V.M. and KARABAN, R.T. (1981):** Model of  $^{90}\text{Sr}$  migration in young birch and pine forests. Soviet Journal of Ecology, 12 (1): 31-35
- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANNA, P.K., PRENZEL, J. und ULRICH B. (1984):** Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 7: 1-67
- MENZEL, R.G. (1954):** Competitive uptake by plants of potassium, rubidium, cesium, and calcium, strontium, barium from soils. Soil Science, Vol. 77: 419-425
- MENZEL, R.G. (1963):** Factors influencing the biological availability of radionuclides for plants. Federation Proceedings 22, Washington: 1398-1401

- MIDDLETON, L.I. (1958): Absorption and translocation of strontium and cesium by plants from foliar sprays. *Nature*, Vol. 181: 1300-1303
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT RHEINLAND-PFALZ (MUG) (1986): Informationen zu den Auswirkungen des sowjetischen Reaktorunfalls im Land Rheinland-Pfalz. MUG, Mainz: 32 S. u. Anhang
- MULLER, H., EISFELD, K., MATTHIES, M. and PROHL, G. (1983): Foliar uptake of radionuclides. *Radiological protection bulletin* No. 53. Seminar on the transfer of radioactive materials in the terrestrial environment subsequent to an accidental release to atmosphere. Dublin, April 1983: 153-160
- MURACH, D. (1984): Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. *Gött. Bodenkdl. Ber.* 77: 1-126
- NARYSHKIN, M.A., ALEKSAKHIN, R.M. and MISHENKOV, N.N. (1973): The migration of fall-out Sr90, Ru106, Cs137 and Ce144 in forest biogeocoensis. *Lesovedenie*, No. 3: 10-17
- NEUMÜLLER, O.-A. (1979): *Römpps Chemie Lexikon*. Franckh'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Bd. 1: 555
- NILSSON, J. and GRENNFELT, P. (eds.) (1988): Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden. *Miljörapport*, 15: 418 pp.
- NISHITA, H., ROMNEY, E.M., ALEXANDER, G.V. and LARSON, K.H. (1960): Influence of K and Cs on release of Cs 137 from three soils. *Soil Science*, Vol. 89: 167-176
- NISHITA, H., ROMNEY, E.M. and LARSON, K.H. (1961): Uptake of radioactive fission products by crop plants. *Agricultural and Food Chemistry*, Vol. 9: 101-105
- NISHITA, H., TAYLOR, P., ALEXANDER, G.V. and LARSON, K.H. (1962): Influence of stable Cs and K on the reactions of Cs137 and K42 in soils and clay minerals. *Soil Science*, Vol. 94: 187-197
- NISHITA, H. and ESSINGTON, E.H. (1967): Effect of chelating agents on the movement of fission products in soils. *Soil Science*, Vol. 103, No. 3: 168-176
- OLSON, J.S. (1965): Equations for cesium transfer in a liriidendron forest. *Health Physics*, Vol. 11: 1385-1392
- OLSEN, R.A., JONER, E. and BAKKEN, L.R. (1990): Soil fungi and the fate of radiocaesium in the soil ecosystem. In: DESMET, G., NASSIMBENI, P., BELLI, M. (eds): *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier Applied Science, London and New York: 657-663
- PARKINSON, D., DOMSCH, K.H. und ANDERSON, J.P.E. (1978): Die Entwicklung mikrobieller Biomassen im organischen Horizont eines Fichtenstandortes. *Ecol. Plant.*, 13 (4): 355-366
- PROKHOROV, V.M. and GINZBURG, L.R. (1971): Modelling the process of the migration of radionuclides in forest ecosystems. Description of the model. *Ekologiya*, No. 5: 11-19
- REEMTSMA, J.B. (1986): Der Magnesium-Gehalt von Nadeln niedersächsischer Fichtenbestände und seine Beurteilung. *Allg. Forst und Jagd Zeitung* 157: 196-203

- RICKARD, W.H. (1967):** Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  in litter and understory plants of forest stands from various climatic zones of Washington. In: ABERG, B. and HUNGATE, F.P. (eds.): Radioecological Concentration Processes. Proc. of an international symposium, Stockholm 1966, Pergamon Press: 527-531
- RÖMMELT, R., HIERSCH, L. and WIRTH, E. (1988):** Uptake of  $\text{Cs-134} + ^{137}$  by higher fungi (basidiomycetes) in terrestrial ecosystems - Biological aspects of the cesium transfer. In: Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement. Symp. int. de radioécologie de Cadarache, 14.-18. mars 1988, Tome 2: 151-161
- RÖMMELT, R., HIERSCH, L., SCHALLER, G. and WIRTH, E. (1990):** Influence of soil fungi (basidiomycetes) on the migration of  $\text{Cs } 134 + ^{137}$  and  $\text{Sr } 90$  in coniferous forest soils. In: DESMET, G., NASSIMBENI, P., BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Science, London and New York: 152-160
- SCHALLER, G., WIRTH, E. and LEISING, C. (1988):** Cs and K uptake by plants from Bavarian soils. In: Impact des accidents d'origine nucléaire sur l'environnement. Symp. int. de radioécologie des Cadarache, 14.-18.03.1988: 162-168
- SCHEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, P. (1984):** Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart: 425 S. und Anhang
- SCHIMMACK, W. BUNZEL, K. and ZELLES, L. (1988):** Initial rates of migration of radionuclides from the Chernobyl fallout in undisturbed soils. Geoderma, 44: 211-218
- SCHOLLE, G., WOLTERS, V. und R.G. JÖRGENSEN (1991):** "Litter-bag"-Experiment zur Wirkung der Mesofauna auf den mikrobiellen C- und N-Umsatz in einem Sauerhumus-Buchenwald. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Göttingen, Reihe B, 22: 352-355
- SCHÖNBORN (1989):** Lebensraum Buchenwaldboden; 4. Mikroflora. Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Göttingen 1987, Band XVII: 67-70
- SCHRÖCK, H.W. (1993):** Vitalitätsüberwachung von Waldökosystemen auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, in Vorbereitung
- SCHULZ, R.K., OVERSTREET, R. and BARSHAD, J. (1960):** On the soil chemistry of Cesium-137. Soil Science, Vol. 89: 16-27
- SCHÜLER, G. (1991):** Der Einsatz von Gesteinsmehlen zum Schutze säurebelasteter Waldökosysteme im rheinland-pfälzischen Forstamt Linz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 18/91: 5-75
- SEEGER, R. (1986):** Cäsium- Strontiumaufnahme in Pilzen - Befunde und Erwägungen zum ukrainischen Reaktorunglück. Zeitschrift für Pilzfreunde 3: 4-8
- SHALHEVET, J. (1973):** Effect of mineral type and soil moisture content on plant uptake of  $^{137}\text{Cs}$ . Radiation Botany, Vol. 13: 165-171
- SHURE, D. J and GOTTSCHALK, M.R. (1978):** Radiocesium transfer through aerial pathways in a South Carolina flood-plain forest. Proc. of symp. "Environmental Chemistry and Cycling Process", Augusta, Georgia 1976, Publ. by Technical Information Center, US Department of Energy: 709-724
- SMIRNOY, E.G. and TIKHOMIROV, F.A. (1975):** Accumulation of  $^{90}\text{Sr}$  by herbaceous plants in birch forest. Ekologiya, No. 2: 16-22

- STEFFENS, W., MITTELSTAEDT, W. und FÜHR, F. (1983):** Der Transfer Boden/Bewuchs für die Radionuklide  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  und  $^{54}\text{Mn}$  - Ergebnisse aus Freilandlysimeterversuchen nach Simulierung einer hohen Radionuklidablagerung auf den Boden als Folge eines Störfalls. In: Seminar on the transfer of radioactive materials in the terrestrial environment subsequent to an accidental release to atmosphere. Commission of the European Communities, Vol. 1, Dublin 1983: 1-25
- STEFFENS, W., MITTELSTAEDT, W., FÜHR, F., FÖRSTEL, H. und KLAES, J. (1986):** Abschätzung der Aufnahme des abgelagerten Cs-137 und Sr-90 über die Wurzel. Atomwirtschaft, Jg. XXXI, Nr. 7: 389-392
- STOCKBRIDGE, D.L. and JENKINS, J.H. (1974):** Bioaccumulation and seasonal fluctuation of  $^{137}\text{cesium}$  in vegetation from the Waycross State Forest, Georgia. Bulletin of the Georgia Academy of Science, 32 (3/4): 37-47
- SVENSON, G.K. (1967):** The increasing  $^{137}\text{Cs}$  level in forest moss in relation to the total  $^{137}\text{Cs}$  fallout from 1961 through 1965. In: ABERG, B. and HUNGATE, F.P. (eds.): Radioecological concentration processes. Pergamon Press, Oxford: 539-546
- TAMURA, T. (1964):** Selective sorption reactions of cesium with mineral soil. Nuclear Safety, Vol. 5, No. 3: 262-268
- TAMURA, T. and JACOBS, D.G. (1960):** Structural implications in cesium sorption. Health Physics, Vol. 2: 391-398
- TAUCHERT, J. und EISENBEIS, G. (1992):** Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmikrofauna - Ergebnisse aus dem Fichtenbestand im Hunsrück bei Idar-Oberstein. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Nr. 21/92: 147-160
- TEGEN, J., DÖRR, H. and MÜNNICH, K.D. (1991):** Laboratory experiments to investigate the influence of microbial activity on the migration of cesium in a forest soil. Water, Air, and Soil Pollution 57-58: 441-447
- THOMAS, F.M. und BÜTTNER, G. (1992):** Der Ernährungszustand von Eichen in Niedersachsen. Forst und Holz, 47: 464-470
- TOBLER, L., BAJO, S. and WYTTENBACH, A. (1988):** Deposition of  $^{134}$ ,  $^{137}\text{-Cs}$  from Chernobyl fallout on Norway spruce and forest soil and its incorporation into spruce twigs. J. Environ. Radioactivity 6: 225-245
- TUKEY, H.B., WITTWER, S.H. and TUKEY H.B. jr. (1957):** Leaching of nutrients from plant foliage as determined by radio-isotopes. Proc. of the intern. conference on radioisotopes in scientific research, Paris, Sept. 1957: 303-322
- TUKEY, H.B., TUKEY, jr., H.B. and WITTWER, S.H. (1959):** Loss of nutrients by foliar leaching as determined by radioisotopes. Proceedings of the American Society for Horticultural Science 71, Ithaca: 496-506
- TUKEY, H.B., WITTWER, S.H. and BUKOVAC, M.J. (1961):** Absorption of radionuclides by aboveground plant parts and movement within the plant. Agricultural and Food Chemistry, Vol. 9, No. 2: 106-113
- ULRICH, B. (1991):** Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen - Identifizierung der sie bedingenden Prozesse -. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Göttingen, Reihe B., Nr. 24: 204-210
- UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE (UN-ECE) 1989:** Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment,

monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Programme Coordinating Centres UNEP/UN-ECE, Hamburg/Geneva: 90 p.

**WALLACE, A., ROMNEY, E.M., WOOD, R.A. and ALEXANDER, G.V. (1983):** Influence of potassium on uptake and distribution of cesium in bush beans. *Journal of Plant nutrition*, 6 (5): 397-403

**WALLER, H.D. and OLSON, J.S. (1967):** Prompt transfer of Cesium 137 to the soil of a tagged liriiodendron forest. *Ecology*, Vol. 48, No. 1: 15-26

**WEBER, M. und EISENBEIS, G. (1992):** Auswirkungen der Waldkalkung auf die Bodenmakrofauna - Ergebnisse aus einem Kiefern-Buchen-Standort im Pfälzerwald. *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz*, Nr. 21/92: 175-188

**WEDDING, J.B., CARLSON, R.W., STUCKEL, J.J. and BAZZAR, F.A. (1975):** Aerosol deposition on plant leaves. *Environmental Science and Technology*, Vol. 9, No. 2: 151-153

**WERNER, W. (1993):** Wirkung von Kaliumdüngung bei Kalkung auf die Nitratausnutzung, das Wachstum und die Vitalität von Stickstoff-, Kalk- und Säurezeigern in der Krautschicht von Wäldern. *Forschungsbericht des Instituts für Geobotanik der Universität Trier im Auftrag der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz*, unveröffentlicht

**WHICKER, F. and SCHULTZ, V. (1982):** Radioecology: Nuclear Energy and the environment. Vol. I, CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida: 195 p.

**WINTER, M. VÖLCKLE, H., NARROG, J., MEYER, P. and KIRCHHOFF, K. (1986):** Die Radioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland und in der Schweiz nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. *Selbstverlag des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., Karlsruhe*, FS-86-39-AKU: 74 S.

**WITHERSPOON, J.P. (1961):** Cycling of Cesium-134 in white oak trees on sites of contrasting soil type and moisture. In: SCHULTZ, V. and KLEMENT, A.W.: *Radioecology*. Reinhold Publishing Corp., New York: 127-232

**WITHERSPOON, J.P. (1964):** Cycling of Cesium-134 in white oak trees. *Ecological Monographs*, Vol. 34, No. 4: 405-420

**WITHERSPOON, J.P. and TAYLOR, F.G. jr. (1969):** Retention of a fallout simulant containing <sup>134</sup>Cs by pine and oak trees. *Health Physics*, Vol. 17: 825-829

**WITKAMP, M. and BARZANSKY, B. (1968):** Microbial immobilization of <sup>137</sup>CS in forest litter. *Oikos* 19, Copenhagen: 292-295

**WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) (1987):** Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23, Copenhagen: 426 p.

**WYTTENBACH, A., BAJO, S. and TOBLER, L. (1987):** Aerosols deposited on spruce needles. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 114, Lausanne: 137-145

**WYTTENBACH, A., TOBLER, L. and BAJO, S. (1988):** Major and trace elements in the twig axes of Norway spruce and the relationship between twig axis and needles. *Trees*, 2: 204-212

**WYTTEBACH, A., TOBLER, L. and BAJO, S. (1989):** Na, Cl, and Br in needles of Norway spruce (*P. abies*) and in the aerosol adhering to the needles. *Toxicological and Environmental Chemistry*, Vol. 19: 25-33

**ZECH, W., JOHANSSON, M.B., HAUMAIER, L. and MALCOLM, R.L. (1987):** CPMAS 13C, NMR and IR spectra of spruce and pine litter and of the Klason lignin fraction at different stages of decomposition. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 150: 262-265

**ZEZSCHWITZ, E. von (1980):** Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 143: 692-700

## VII. Anhang

### Anhang 1: Aufschluß- und Analyseverfahren der chemischen Untersuchungen

#### 1. Nadeln, Blätter

Labor: Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer

##### Probenaufbereitung:

Das Probenmaterial wird bei 70° C getrocknet und anschließend mit einer Planetenschnellmühle in Mahlbechern aus Zinkdioxid pulverisiert.

##### Chemische Analytik:

Parameter	Methode	Wellenlänge (nm)	Gerät
Stickstoff	Verbrennung im Sauerstoffstrom Detektion als N <sub>2</sub> (Wärmeleitzelle)	-	(A)
Phosphor	zweimalige trockene Veraschung bei 450° C Aufnahme der Asche mit 0,5 M Salzsäure Messung mittels ICP-Spektrometer	-  178,29	(B)  (C)
Kalium	siehe Phosphor	766,49	(B),(C)
Calcium	siehe Phosphor	317,93	(B),(C)
Magnesium	siehe Phosphor	279,08	(B),(C)

##### Bestimmungsgrenzen

Element	N	P	K	Ca	Mg
mg/kg	500	20	50	50	50

## Analysengeräte

- A) CHN-Analysator (CHN-600, LECO)
- B) Muffelofen (Heraeus, MR 260)
- C) ICP-Spektrometer (ARL 3580 OES)

## 2. Humus- und Mineralbodenproben

Labor: Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen

### Humusproben

- a) pH(CaCl<sub>2</sub>) und pH(KCl): lufttrockene auf 2 mm gesiebte Proben; 10 ml Probe + 25 ml Lösung; 0,01 M CaCl<sub>2</sub> Lösung bzw. 1 N KCl-Lösung, elektrometrische Bestimmung.
- b) C und N: verbrennungstechnisch/gaschromatographisch mit C/N-Rapid (HERAEUS).
- c) P: HNO<sub>3</sub>-Druckaufschluß (2 ml), 200 mg Einwaage, kolorimetrische Bestimmung (kontinuierlicher Durchfluß, CENCO).
- d) K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, Si: Trockene Veraschung (550 °C, 2 g Einwaage), Aufnahme in HCl; Si-Bestimmung durch gravimetrische Rückstandsbestimmung über Filtration und Veraschung des Filters; Bestimmung der übrigen Elemente über Flammen- und Graphitrohr-AAS.

### Mineralbodenproben

- a) pH(H<sub>2</sub>O), pH(CaCl<sub>2</sub>): Lösungszubereitung: 10 g lufttrockener Boden + 25 ml H<sub>2</sub>O/25 ml 0,01 M CaCl<sub>2</sub>-Lösung/ 25 ml 1 N KCl-Lösung, mehrmaliges Rühren, elektrometrische Bestimmung nach 2 Stunden Standzeit
- b) C und N: verbrennungstechnisch/gaschromatographisch mit C/N-Rapid (HERAEUS).
- c) P: HNO<sub>3</sub>-Druckaufschluß (3 ml), Einwaage bei humosen Proben 0,3 bis 0,4 g, sonst 0,8 bis 1 g, kolorimetrische Bestimmung (kontinuierlicher Durchfluß, CENCO)

d) Effektive Kationenaustauschkapazität (AKe), austauschbare Kationen (H, Na, K, Mg, Ca, Al, Mn, Fe): Perkolations von 2,5 g lufttrockenem Boden mit 1 N  $\text{NH}_4\text{Cl}$ . Über Nacht Einweichen der Proben in Perkolationslösung, 5 h Perkolationszeit mit 90 ml, auf 100 ml aufgefüllt.

Bestimmung:  $\text{H}^+$  mittels pH-Elektrode, Fe und Al kolorimetrisch (kont. Durchfluß, CENCO), restliche Kationen mit Flammen-AAS, Rechengänge siehe MEIWES u.a. (1984).

**Anhang 2: Ergebnisse der Biomasse - sowie Radiocäsium - und Radiokaliuminventuren (Tabellen)**

**Tab. 1: Kennwerte der Stichprobenbäume (Hohenadl'sche Mittelstämme) und zur Berechnung der Vorräte herangezogene Stammzahlen**

**Tab. 2: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte sowie Dendromasse der Probebäume des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein**

**Tab. 3 a: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte sowie Dendromasse der Probebäume des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Untersuchungsstandort Merzalben - Eichenhauptbestand -**

**Tab. 3 b: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte sowie Dendromasse der Probebäume des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Untersuchungsstandort Merzalben - Buchenunterstand -**

**Tab. 4: Verteilung der Dendromasse und der Cs 137-, Cs 134- sowie K 40-Vorräte in der Dendromasse des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein im März 1989**

**Tab. 5 a: Verteilung der Dendromasse und der Cs 137-, Cs 134- sowie K 40-Vorräte in der Dendromasse des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Untersuchungsstandort Merzalben im März 1989 - Eichenhauptbestand -**

**Tab. 5 b: Verteilung der Dendromasse und der Cs 137-, Cs 134- sowie K 40-Vorräte in der Dendromasse des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Untersuchungsstandort Merzalben im März 1989 - Buchenunterstand -**

- Tab. 6:** Drahtschmielebiomasse sowie Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte im Drahtschmielebewuchs (ober- und unterirdische Pflanzteile) am Standort Idar-Oberstein
- Tab. 7a:** Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden des Fichten-Ökosystems am Standort Idar-Oberstein - Bestandesteile ohne Drahtschmielebewuchs -
- Tab. 7a:** Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden des Fichten-Ökosystems am Standort Idar-Oberstein - Bestandesteile mit Drahtschmielebewuchs -
- Tab. 8:** Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden des Traubeneichen-Buchen-Ökosystems am Standort Merzalben

Anhang 2,

Tab. 1: Kennwerte der Stichprobenbäume (Hohenadl'sche Mittelstämme) und zur Berechnung der Vorräte herangezogene Stammzahlen

Standort	Baumart	Stammzahl N/ha	Alter (1988)	Durchmesser		Höhe	
				d <sup>+</sup> (cm)	d <sup>-</sup> (cm)	d <sup>+</sup> (m)	d <sup>-</sup> (m)
Idar-Oberstein	Fichte	392	114	41,7	29,4	28,5	26,0
Merzalben	Eiche	204	187	46,7	34,1	28,0	27,0
Merzalben	Buche	1025	80	13,9	6,3	22,5	9,5

Anhang 2,

Tab. 2: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte sowie Dendromasse der Prohebäume<sup>1)</sup> des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein

		Trockenmasse (TM) [kg]			Aktivitäten <sup>3)</sup> [Bq/kg TM]								
					Cs 137			Cs 134			K 40		
		d+	d-	d	d+	d-	d	d+	d-	d	d+	d-	d
<b>Lichtkrone</b>													
- Zweige:	Nadeln	34,61	25,91	30,26	243,9	111,4	177,7	46,5	23,2	34,8	141,0	85,0	113,0
( $\phi < 1$ cm)	Holz + Rinde	21,93	11,95	16,94	365,6	186,8	276,2	72,6	38,5	55,5	100,0	66,0	83,0
	Totzweige	0,11	2,90	1,51	249,2	262,7	255,9	52,6	55,8	54,2	< 0,5	19,0	9,6
- Äste:	Holz	31,51	7,31	19,41	41,1	12,1	26,6	7,3	3,2	5,3	28,0	17,0	22,5
( $\phi 1-7$ cm)	Rinde	9,74	2,33	6,04	675,6	462,0	568,8	137,6	97,9	117,7	80,0	62,0	71,0
<b>Schattenkrone</b>													
- Zweige:	Nadeln	17,41	11,93	14,67	310,2	135,6	222,8	57,1	27,6	42,4	171,0	87,0	129,0
( $\phi < 1$ cm)	Holz + Rinde	10,42	5,55	7,99	331,2	340,3	335,8	66,6	71,2	68,9	95,0	74,0	84,5
	Totzweige	0,30	2,80	1,55	379,2	390,9	385,0	79,3	84,1	81,7	16,0	16,0	16,0
- Äste:	Holz	47,79	14,03	30,91	28,1	7,0	17,6	5,2	1,1	3,1	14,0	11,0	12,5
( $\phi 1-7$ cm)	Rinde	14,00	3,87	8,94	522,2	353,6	438,0	103,3	72,9	88,1	72,0	59,0	65,5
	Totäste	31,94	7,06	19,50	91,3	129,7	110,5	20,0	28,1	24,1	< 0,5	< 0,5	0,3
<b>Schaft</b>													
- Derbholz:	Splintholz	385,34	181,90	283,62	46,2	12,2	29,2	8,3	2,3	5,4	17,5	19,0	18,3
	Reifholz	357,02	139,81	248,42	10,7	5,1	7,9	1,2	1,2	1,2	18,0	12,0	15,0
	Außenrinde	37,26	16,10	26,68	343,3	529,6	436,5	66,8	108,5	87,6	43,0	46,0	44,5
	Innenrinde	24,89	12,20	18,55	334,3	123,6	229,0	63,6	24,8	44,2	97,0	81,0	89,0
<b>Wurzel</b>													
- Wurzelstock +													
Derbwurzeln:	Holz	133,00	75,70	104,35	54,6	30,3	42,4	9,6	6,0	7,7	18,0	21,0	19,5
( $\phi > 7$ cm)	Rinde	13,00	10,60	11,80	258,1	203,3	230,7	46,4	38,9	42,7	87,0	103,0	95,0
- Grobwurzeln:	Holz	41,20	19,50	30,35	52,6	87,1	69,8	10,6	22,4	16,6	23,0	30,0	26,5
( $\phi 0,5-7$ cm)	Rinde	8,70	5,10	6,90	224,6	241,8	233,2	41,7	43,9	42,7	91,0	73,0	82,0
- Fein- und													
Schwachwurzeln:	Holz + Rinde	28,00 <sup>2)</sup>	12,80 <sup>2)</sup>	20,40 <sup>2)</sup>	122,6	107,2	114,9	22,6	20,2	21,5	68,0	76,0	72,0
( $\phi < 0,5$ cm)													
<b>Summe Dendromasse</b>		1248,17	569,35	908,79									

1) Kennwerte der Prohebäume siehe Tab. 1

2) geschätzter Wert, siehe Text, Kap. II.1.1.1

3) Aktivitäten der Cäsiumnuklide beziehen sich auf den Tag der Baumfällung am 22.03.1989

Anhang 2,

Tab. 3a: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte sowie Dendromasse der Prohebäume<sup>1)</sup> des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Untersuchungsstandort Merzalben

- Eichenhauptbestand -

	Trockenmasse (TM) [kg]			Aktivitäten <sup>3)</sup> [Bq/kg TM]									
				Cs 137			Cs 134			K 40			
	d+	d-	d	d+	d-	d	d+	d-	d	d+	d-	d	
<b>Krone</b>													
- Zweige: Holz + Rinde ( $\phi < 1$ cm)	26,80	15,00	20,90	39,7	33,5	36,6	9,4	7,7	8,6	62,1	71,5	66,8	
- Schwachäste: Holz ( $\phi 1-7$ cm)	43,40	59,70	51,55	6,9	5,5	6,2	1,6	1,5	1,6	46,0	35,0	40,5	
	Rinde	17,60	26,20	21,90	17,7	117,5	67,6	4,1	29,4	16,7	8,9	69,1	39,0
- Derbäste ( $\phi > 7$ cm)	Splintholz	136,10	32,00	84,05	3,0	3,2	3,1	0,7	0,8	0,7	37,3	32,6	35,0
	Kernholz	135,10	24,10	79,60	0,7	0,7	0,7	0,2	0,3	0,2	11,9	17,7	14,8
	Außenrinde	35,00	10,50	22,75	90,5	68,9	79,7	21,5	16,9	19,1	16,5	33,0	20,3
	Innenrinde	20,30	3,80	12,05	12,5	12,4	12,5	3,5	2,4	2,9	132,0	116,0	124,0
- Totäste: Holz + Rinde	22,90	10,60	16,75	21,3	20,6	21,0	5,3	4,8	5,1	5,6	6,8	6,2	
<b>Schaft</b>													
- Holz: Splintholz	200,80	330,00	265,40	4,0	2,2	3,1	0,7	0,5	0,6	34,3	28,9	31,6	
	Kernholz	719,10	249,30	484,20	0,7	0,7	0,7	0,3	0,3	0,3	25,6	12,8	19,2
- Rinde: ( $\phi 1-7$ cm)	Außenrinde												
	dickörtig	17,50	10,50	14,00	47,7	53,4	50,5	10,9	13,0	11,9	21,6	22,1	21,9
	dünnörtig	30,20	32,00	31,10	36,2	104,0	70,1	9,4	25,6	17,5	15,7	18,3	17,0
	Innenrinde												
	dickörtig	11,20	8,80	10,00	10,2	12,3	11,2	1,9	2,7	2,3	108,5	116,0	112,3
	dünnörtig	16,20	20,60	18,40	12,7	2,9	7,8	2,3	0,7	1,6	117,0	12,4	64,7
<b>Wurzel</b>													
- Wurzelstock + Derbwurzeln: Holz ( $\phi > 7$ cm)	204,30	35,90	120,10	4,7	6,3	5,4	0,6	1,6	1,1	47,4	67,2	57,3	
	Rinde	31,60	3,40	17,50	11,6	19,9	15,8	1,5	4,8	3,1	147,0	149,0	148,0
- Grobwurzeln: ( $\phi 0,5-7$ cm)	Holz	42,30	53,50	47,90	8,9	5,3	7,1	1,2	0,9	1,0	71,7	60,4	66,1
	Rinde	11,70	10,70	11,20	15,4	9,1	12,2	2,3	1,3	1,8	105,7	157,0	131,4
- Fein- und Schwachwurzeln: Holz + Rinde ( $\phi < 0,5$ cm)	89,40 <sup>2)</sup>	48,60 <sup>2)</sup>	69,00 <sup>2)</sup>	8,6	5,5	7,1	1,0	1,3	1,2	135,0	172,0	153,5	
<b>Summe Dendromasse</b>	1811,5	985,2	1398,35										

1) Kennwerte der Prohebäume siehe Tab. 1

2) geschätzter Wert, siehe Text, Kap. II.1.1.1

3) Aktivitäten der Cäsiumnuklide beziehen sich auf den Tag der Baumfällung am 16.03.1989

Anhang 2,

Tab. 3b: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte sowie Dendromasse der Probebäume<sup>1)</sup>  
des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Untersuchungs-  
standort Merzalben

- Buchenunterstand -

		Trockenmasse (TM) [kg]			Aktivitäten <sup>3)</sup> [Bq/kg TM]								
					Cs 137			Cs 134			K 40		
		d+	d-	d	d+	d-	d	d+	d-	d	d+	d-	d
Lichtkrone													
- Zweige: ( $\phi < 1$ cm)	Holz + Rinde	3,58	0	1,79	36,3	-	36,3	8,4	-	8,4	77,7	-	77,7
- Äste: ( $\phi 1-7$ cm)	Holz	2,10	0	1,05	5,0	-	5,0	1,7	-	1,7	32,9	-	32,9
	Rinde	0,23	0	0,12	59,9	-	59,9	14,4	-	14,4	72,0	-	72,0
Schattenkrone													
- Zweige: ( $\phi < 1$ cm)	Holz + Rinde	0,95	0,86	0,91	50,6	58,8	54,6	12,7	14,7	13,8	72,3	48,8	60,6
- Äste: ( $\phi 1-7$ cm)	Holz	12,80	1,09	6,95	5,3	9,8	7,6	1,1	2,1	1,6	46,2	26,0	36,1
	Rinde	3,40	0,35	1,88	68,3	65,6	67,0	16,5	17,5	16,9	68,2	56,3	62,3
- Totäste:	Holz + Rinde	0,12	0	0,06	30,3	-	30,3	8,2	-	8,2	36,0	-	36,0
Schaft													
- Derbholz:	Splintholz	44,90	9,10	27,00	4,3	4,0	4,1	1,1	0,9	1,0	23,0	27,1	27,2
	Reifholz	21,50	0	10,75	4,0	-	4,0	0,7	-	0,7	36,0	-	36,0
	Rinde												
	dickörtig	2,10			27,5			6,5			48,0		
	dünnörtig	3,00	1,20	3,15	49,8	28,0	34,3	12,7	6,3	8,3	70,0	46,3	53,6
Wurzel													
- Wurzelstock + Derbwurzeln: ( $\phi > 7$ cm)	Holz	4,75	0	2,29	8,5	-	8,5	1,3	-	1,3	48,6	-	48,6
	Rinde	0,34	0	0,17	49,5	-	49,5	10,6	-	10,6	97,0	-	97,0
- Grobwurzeln: ( $\phi 0,5-7$ cm)	Holz	5,33	3,00	4,17	10,3	5,4	7,9	1,7	0,7	1,2	47,7	35,7	41,7
	Rinde	0,61	0,32	0,47	24,8	20,2	22,5	4,7	3,9	4,3	91,0	51,0	71,0
- Fein- und Schwachwurzeln: ( $\phi < 0,5$ cm)	Holz + Rinde	5,20 <sup>2)</sup>	0,80 <sup>2)</sup>	3,00 <sup>2)</sup>	21,8	12,6	17,2	3,1	1,2	2,1	114,0	109,0	111,5
Summe Dendromasse		110,91	16,72	63,76									

1) Kennwerte der Probebäume siehe Tab. 1

2) geschätzter Wert, siehe Text, Kap. II.1.1.1

3) Aktivitäten, der Cäsiumnuklide beziehen sich auf den Tag der Baumfällung am 10.03.1989

Anhang 2,

Tab. 4: Verteilung der Dendromasse und der Cs 137-, Cs 134- sowie K 40-Vorräte in der Dendromasse des Fichtenbestandes am Untersuchungsstandort Idar-Oberstein im März 1989

		Trockenmasse		Cs 137-Vorräte		Cs 134-Vorräte		K 40-Vorräte	
		[kg/m <sup>2</sup> ]	[%]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[%]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[%]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[%]
<b>Lichtkrone</b>									
- Zweige:	Nadeln	1,186	3,3	222,0	8,0	43,3	8,1	138,8	12,7
( $\phi < 1$ cm)	Holz + Rinde	0,664	1,9	200,9	7,2	40,2	7,6	58,4	5,4
	Totzweige	0,059	0,2	15,5	0,6	3,3	0,6	1,1	0,1
- Äste:	Holz	0,760	2,1	27,2	1,0	5,0	0,9	19,7	1,8
( $\phi 1-7$ cm)	Rinde	0,236	0,7	150,0	5,4	30,7	5,8	18,1	1,7
<b>Schattenkrone</b>									
- Zweige:	Nadeln	0,575	1,6	137,6	4,9	26,0	4,9	78,7	7,2
( $\phi < 1$ cm)	Holz + Rinde	0,313	0,9	104,6	3,8	21,3	4,0	27,4	2,5
	Totzweige	0,060	0,2	23,7	0,9	5,1	1,0	1,0	0,1
- Äste:	Holz	1,211	3,4	28,2	1,0	5,2	1,0	16,1	1,5
( $\phi 1-7$ cm)	Rinde	0,350	1,0	170,1	6,1	33,9	6,4	24,2	2,2
	Totäste	0,764	2,1	75,1	2,7	16,4	3,1	0,2	0,2
<b>Schaft</b>									
- Derbholz:	Splintholz	11,117	31,2	392,5	14,1	71,0	13,3	199,9	18,4
	Reifholz	9,738	27,3	88,6	3,2	11,4	2,1	158,8	14,6
	Außenrinde	1,045	2,9	417,8	15,1	83,0	15,6	45,9	4,2
	Innenrinde	0,727	2,0	192,6	6,9	37,0	6,9	66,7	6,1
<b>Wurzel</b>									
- Wurzelstock +	Holz	4,090	11,5	187,4	6,8	33,8	6,3	78,1	7,2
Derbwurzeln:	Rinde	0,462	1,3	108,0	3,9	19,9	3,7	43,6	4,0
( $\phi > 7$ cm)									
- Grobwurzeln:	Holz	1,189	3,3	75,8	2,7	17,2	3,2	30,0	2,8
( $\phi 0,5-7$ cm)	Rinde	0,270	0,8	62,5	2,3	11,5	2,2	22,8	2,1
- Fein- und	Holz + Rinde	0,799	2,3	94,1	3,4	17,5	3,3	56,4	5,2
Schwachwurzeln:									
( $\phi < 0,5$ cm)									
<b>Summe Dendromasse</b>		<b>35,615</b>	<b>100</b>	<b>2774,2</b>	<b>100</b>	<b>532,7</b>	<b>100</b>	<b>1085,9</b>	<b>100</b>

Anhang 2,

Tab. 5a: Verteilung der Dendromasse und der Cs 137-, Cs 134- sowie K 40-Vorräte in den Dendromasse des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Untersuchungsstandort Merzalben im März 1989

- Eichenhauptbestand -

		Trockenmasse		Cs-137-Vorräte		Cs-134-Vorräte		K40-Vorräte	
		[kg/m <sup>2</sup> ]	[%]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[%]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[%]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[%]
<b>Krone</b>									
- Zweige:	Holz + Rinde	0,426	1,5	16,0	6,7	3,7	6,8	27,9	2,4
	( $\phi < 1$ cm)								
- Schwachäste:	Holz	1,051	3,7	6,4	2,7	1,6	2,9	41,7	3,6
	Rinde	0,446	1,6	34,5	14,6	8,6	15,9	20,1	1,8
	( $\phi 1-7$ cm)								
- Derbäste:	Splintholz	1,714	6,0	5,2	2,2	1,2	2,2	62,4	5,5
	Kernholz	1,623	5,7	1,1	0,5	0,3	0,5	20,7	1,8
	Außenrinde	0,464	1,6	39,7	16,8	9,5	17,6	9,4	0,8
	Innenrinde	0,245	0,9	3,1	1,3	0,8	1,4	31,8	2,8
	( $\phi > 7$ cm)								
- Totäste:	Holz + Rinde	0,341	1,2	7,2	3,0	1,8	3,2	2,0	0,2
<b>Schaft</b>									
- Holz:	Splintholz	5,414	19,0	15,6	6,6	3,0	5,6	167,5	14,6
	Kernholz	9,877	34,6	6,9	2,9	2,9	5,4	220,3	19,3
- Rinde:	Außenrinde								
	dickörtig	0,285	1,0	14,3	6,0	3,3	6,1	6,2	0,5
	dünnörtig	0,634	2,2	45,1	19,1	11,2	20,7	10,8	1,0
	Innenrinde								
	dickörtig	0,204	0,7	2,3	1,0	0,5	0,9	22,8	2,0
	dünnörtig	0,375	1,3	2,7	1,1	0,5	0,9	21,9	1,9
<b>Wurzel</b>									
- Wurzelstock +									
Derbwurzeln:	Holz	2,450	8,6	12,1	5,1	1,8	3,2	123,4	10,8
	Rinde	0,357	1,2	4,4	1,9	0,7	1,3	52,5	4,6
	( $\phi > 7$ cm)								
- Grobwurzeln:	Holz	0,977	3,4	6,7	2,8	1,0	1,8	63,9	5,6
	Rinde	0,228	0,8	2,8	1,2	0,4	0,7	29,7	2,6
	( $\phi 0,5-7$ cm)								
- Fein- und									
Schwachwurzeln:	Holz + Rinde	1,407	5,0	10,6	4,5	1,6	2,9	208,4	18,2
	( $\phi < 0,5$ cm)								
<b>Summe Dendromasse</b>		<b>28,518</b>	<b>100</b>	<b>236,7</b>	<b>100</b>	<b>54,4</b>	<b>100</b>	<b>1143,4</b>	<b>100</b>

Anhang 2,

Tab. 5b: Verteilung der Dendromasse und der Cs 137-, Cs 134- sowie K 40-Vorräte in der Dendromasse des Traubeneichenbestandes mit Buchenunterstand am Untersuchungsstandort Merzalben im März 1989

- Buchenunterstand -

		Trockenmasse		Cs 137-Vorräte		Cs 134-Vorräte		K-40-Vorräte	
		[kg/m <sup>2</sup> ]	[%]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[%]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[%]	[Bq/m <sup>2</sup> ]	[%]
<b>Lichtkrone</b>									
- Zweige:	Holz + Rinde	0,183	2,8	6,7	9,2	1,6	9,6	14,3	5,4
(φ < 1 cm)									
- Äste:	Holz	0,107	1,6	0,5	0,7	0,2	1,2	3,5	1,3
(φ 1-7 cm)									
	Rinde	0,012	0,2	0,7	1,0	0,2	1,2	0,8	0,3
<b>Schattenkrone</b>									
- Zweige:	Holz + Rinde	0,093	1,4	5,1	7,0	1,3	7,8	5,7	2,2
(φ 1 cm)									
- Äste:	Holz	0,712	10,9	4,0	5,5	0,8	4,8	31,8	12,1
(φ 1-7 cm)									
	Rinde	0,192	2,9	13,1	18,0	3,2	19,9	12,9	4,9
- Totäste:	Holz + Rinde	0,006	0,1	0,2	0,3	0,1	0,6	0,2	0,1
<b>Schaft</b>									
- Derbholz:	Splintholz	2,767	42,5	11,8	16,2	2,9	18,2	65,6	24,9
	Reifholz	1,101	16,8	4,4	6,0	0,8	4,8	39,7	15,1
	Rinde	0,322	4,9	12,4	17,1	3,0	18,7	18,8	7,1
<b>Wurzel</b>									
- Wurzelstock +									
Derbwurzeln:	Holz	0,234	3,6	2,0	2,7	0,3	1,8	11,4	4,3
(φ > 7 cm)									
	Rinde	0,017	0,3	0,9	1,2	0,2	1,2	1,7	0,6
- Grobwurzeln:	Holz	0,427	6,6	3,6	4,9	0,6	3,6	18,5	7,0
(φ 0,5-7 cm)									
	Rinde	0,048	0,7	1,1	1,5	0,2	1,2	3,7	1,4
- Fein- und									
Schwachwurzeln:	Holz + Rinde	0,307	4,7	6,3	8,7	0,9	5,4	34,8	13,3
(φ < 0,5 cm)									
<b>Summe Dendromasse</b>		<b>6,528</b>	<b>100</b>	<b>72,8</b>	<b>100</b>	<b>16,3</b>	<b>100</b>	<b>263,4</b>	<b>100</b>

Anhang 2,

**Tab. 6: Drahtschmielebiomasse sowie Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte im Drahtschmielebewuchs (ober- und unterirdische Pflanzenteile) am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel (9 Proben) und 95 %-Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 22.03.1989**

Biomasse kg (TM) · m <sup>-2</sup>	Cs 137		Cs 134		K 40	
	Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>	Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>	Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>
0,812	1468	1191	332	271	88	68
± 0,159	± 99	± 239	± 40	± 66	± 26	± 16

Anhang 2,

Tab. 7a: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden des Fichten-Ökosystems am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 22.03.1989

- Bestandteile ohne Drahtschmielebewuchs -

Material/Tiefenbereich	N	Trocken- masse kg · m <sup>2</sup>	CS137		CS134		K40	
			Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>	Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>	Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>
Humusauflage (Hum)								
0 - 2 cm	9	4.0 ± 0.4	996.3 ± 118.8	3961 ± 652	206.9 ± 25.4	823 ± 142	41 ± 17	169 ± 83
2 - 4 cm	9	4.7 ± 0.2	629.9 ± 75.9	2922 ± 325	112.2 ± 28.3	520 ± 128	43 ± 13	199 ± 60
4 - 6 cm	9	4.9 ± 0.4	303.5 ± 48.9	1478 ± 258	55.6 ± 9.8	270 ± 51	50 ± 10	237 ± 39
6 - Min	9	3.1 ± 1.4	224.6 ± 81.9	650 ± 287	39.0 ± 15.6	111 ± 51	99 ± 22	341 ± 226
Summe Hum		16.6 ± 1.5	-----	9012 ± 825	-----	1725 ± 205	-----	946 ± 251
Mineralboden (Min)								
0 - 2,5 cm	9	17.2 ± 1.5	139.8 ± 21.0	2403 ± 387	16.6 ± 3.9	280 ± 74	335 ± 33	5871 ± 1052
2,5 - 5 cm	9	18.6 ± 1.1	50.9 ± 12.0	934 ± 224	3.4 ± 1.3	63 ± 22	358 ± 43	6725 ± 1148
5 - 10 cm	9	36.8 ± 2.2	20.0 ± 7.0	733 ± 259	2.0 ± 1.1	75 ± 39	383 ± 29	13967 ± 1569
10 - 15 cm	9	34.2 ± 6.6	8.5 ± 2.6	304 ± 107	1.0 ± 0.4	34 ± 15	406 ± 31	14052 ± 3167
15 - 20 cm	9	36.8 ± 6.3	3.3 ± 0.8	127 ± 39	< 0.5 <sup>1)</sup>	< 20 <sup>1)</sup>	425 ± 28	15840 ± 3204
Summ Min		143.7 ± 9.6	-----	4501 ± 528	-----	463	-----	56455 ± 5018
Summe Hum+Min		-----	-----	13513 ± 979	-----	2187	-----	57401 ± 5024

1) Die Cs 134-Aktivitäten lagen zum Meßzeitpunkt zum Teil bereits unter der Nachweisgrenze von 0,2 Bq · kg<sup>-1</sup> TM.

In die Summenberechnung ging ein Schätzwert von 10 Bq · m<sup>-2</sup> ein.

Anhang 2,

Tab. 7b: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Humusauflage und im Mineralboden des Fichten-Ökosystems am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den 22.03.1989

- Bestandteile mit Drahtschmielebewuchs -

Material/Tiefenbereich	N	Trocken- masse kg · m <sup>2</sup>	CS137		CS134		K40	
			Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>	Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>	Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>
Humusauflage (Hum)	9	13.6 ± 5.0	719.8 ± 96.8	9222 ± 688	146.4 ± 22.4	1875 ± 192	99 ± 25	1297 ± 423
Mineralboden (Min)								
0 - 2,5 cm	3	15.3 ± 2.5	179.7 ± 63.9	2664 ± 624	25.4 ± 9.8	377 ± 102	442 ± 19	6743 ± 905
2,5 - 5 cm	3	17.7 ± 2.8	51.9 ± 6.0	917 ± 223	6.7 ± 1.3	118 ± 22	466 ± 33	8285 ± 1824
5 - 10 cm	3	30.1 ± 0.8	28.0 ± 17.0	856 ± 511	3.9 ± 2.3	116 ± 71	449 ± 58	13503 ± 1792
10 - 15 cm	3	34.9 ± 4.0	9.8 ± 6.5	338 ± 212	1.7 ± 1.2	60 ± 38	456 ± 22	15923 ± 2156
15 - 20 cm	3	39.2 ± 3.8	4.8 ± 4.7	185 ± 182	< 0.5 <sup>1)</sup>	< 20 <sup>1)</sup>	469 ± 49	18472 ± 3499
Summe Min		137.2 ± 6.7	-----	4961 ± 882	-----	680	-----	62926 ± 4924
Summe (Hum+Min)		-----	-----	14183 ± 1219	-----	2555	-----	64223 ± 4942

1) Die Cs 134-Aktivitäten lagen zum Meßzeitpunkt zum Teil bereits unter der Nachweisgrenze von 0,2 Bq · kg<sup>-1</sup> TM.  
In die Summenberechnung ging ein Schätzwert von 10 Bq · m<sup>-2</sup> ein.

Anhang 2,

Tab. 8: Cs 137-, Cs 134- und K 40-Gehalte und -Vorräte in der Humusauf-  
lage und im Mineralboden des Traubeneichen-Buchen-Ökosystems am  
Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauens-  
bereiche; Aktivitätsangaben der Cäsiumnuklide bezogen auf den  
16.03.1989

Material/Tiefenbereich	N	Trocken- masse kg · m <sup>2</sup>	CS137		CS134		K40	
			Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>	Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>	Bq · kg <sup>-1</sup>	Bq · m <sup>-2</sup>
Humusauflage (Hum)	9	1.5 ± 0.2	436.1 ± 60.9	674 ± 158	99.6 ± 14.6	154 ± 36	148 ± 22	230 ± 58
-----								
Mineralboden (Min)								
0 - 2,5 cm	12	20.0 ± 1.2	185.6 ± 12.0	3699 ± 206	22.5 ± 2.9	448 ± 44	342 ± 13	6864 ± 477
2,5 - 5 cm	18	26.9 ± 1.0	41.9 ± 6.0	1123 ± 128	1.4 ± 0.5	35 ± 14	368 ± 8	9888 ± 470
5 - 10 cm	18	56.3 ± 1.4	6.4 ± 1.2	357 ± 61	0.3 ± 0.1	18 ± 3	372 ± 7	20978 ± 680
10 - 15 cm	9	55.1 ± 2.1	1.7 ± 0.8	93 ± 41	0.2 ± 0.0	9 ± 1	368 ± 17	20262 ± 1230
15 - 20 cm	9	60.1 ± 3.1	0.9 ± 0.4	54 ± 24	< 0.2 <sup>1)</sup>	< 12 <sup>1)</sup>	366 ± 11	22056 ± 1602
-----								
Summe Min		218.5 ± 4.3	-----	5326 ± 253	-----	516	-----	80048 ± 2234
-----								
Summe (Hum+Min)		-----	-----	6000 ± 299	-----	670	-----	80278 ± 2235

1) Die Cs 134-Aktivitäten lagen meist unterhalb der Nachweisgrenze von 0,2 Bq · kg<sup>-1</sup> TM. In die Summenberechnung ging ein Schätzwert von 6 Bq · m<sup>-2</sup> ein.

**Anhang 3: Ergebnisse der periodischen Untersuchungen zur Verteilung des Radiocäsiums im Boden (Tabellen)**

**Tab. 1:** Spezifische ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  TM) und flächenbezogene ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ) Cs 137-Aktivitäten in der Humusauflage und im Mineralboden des Standorts Idar-Oberstein in den Sommern 1988, 1989 und 1990

**Tab. 2:** Spezifische ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  TM) und flächenbezogene ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ) Cs 137-Aktivitäten in der Humusauflage und im Mineralboden des Standorts Idar-Oberstein an acht Probenahmeterminen der Jahre 1986 bis 1990

**Tab. 3:** Spezifische ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  TM) und flächenbezogene ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ) Cs 137-Aktivitäten in der Humusauflage und im Mineralboden des Standorts Merzalben in den Sommern 1988, 1989 und 1990

**Tab. 4:** Spezifische ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  TM) und flächenbezogene ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ) Cs 137-Aktivitäten in der Humusauflage und im Mineralboden des Standorts Merzalben an acht Probenahmeterminen der Jahre 1986 bis 1990

Anhang 3,

Tab. 1: Spezifische ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ TM}$ ) und flächenbezogene ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ) Cs 137-Aktivitäten in der Humusauflage und im Mineralboden des Standorts Idar-Oberstein in den Sommern 1988, 1989 und 1990; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche (jeweils 6 Mischproben); Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Material/ Tiefe	Juli 1988		August 1989		September 1990	
	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ TM}$	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ TM}$	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ TM}$	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$
<b>Humusauflage (HUM)</b>						
0-2 cm	1085 ± 204	4356 ± 449	947 ± 76	3030 ± 309	709 ± 62	1691 ± 259
2-4 cm	718 ± 105	3351 ± 129	651 ± 119	2846 ± 526	877 ± 104	2972 ± 349
4-6 cm	345 ± 61	1814 ± 323	346 ± 35	1722 ± 171	508 ± 69	2201 ± 283
6- MIN	233 ± 112	1063 ± 84	212 ± 56	531 ± 166	365 ± 146	1006 ± 375
<b>Summe HUM</b>	-	10584 ± 574	-	8129 ± 655	-	7870 ± 640
<b>Mineralboden (MIN)</b>						
0 - 2,5 cm	132 ± 44	2397 ± 1035	153 ± 19	2175 ± 295	236 ± 57	2774 ± 703
2,5 - 5 cm	50 ± 22	1006 ± 442	60 ± 8	1129 ± 185	99 ± 27	1739 ± 452
5 - 10 cm	22 ± 5	877 ± 172	17 ± 3	597 ± 110	31 ± 16	1048 ± 478
10 - 15 cm	10 ± 1	406 ± 67	6,1 ± 2,0	250 ± 86	16 ± 7	579 ± 220
15 - 20 cm	3,9 ± 1,8	162 ± 79	5,4 ± 2,8	228 ± 124	9,0 ± 5,7	376 ± 209
<b>Summe MIN</b>	-	4848 ± 1143	-	4379 ± 395	-	6516 ± 1009
<b>Summe HUM + MIN</b>	-	15432 ± 1279	-	12508 ± 765	-	14386 ± 1195

Anhang 3,

Tab. 2: Spezifische ( $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  TM) und flächenbezogene ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ) Cs 137-Aktivitäten in der Humusauflage und im Mineralboden des Standorts Idar-Oberstein an acht Probenahmeterminen der Jahre 1986 bis 1990; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche (jeweils 3 - 6 Mischproben); Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Material/ Tiefe	Einheit	Nov. 1986	Febr. 1987	Mai 1987	Aug. 1987	Nov. 1987	Juli 1988	Aug. 1989	Sept. 1990
Humusauflage (HUM)	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	864 ± 235	533 ± 146	590 ± 23	754 ± 91	696 ± 159	557 <sup>1)</sup> ± 30	531 <sup>1)</sup> ± 43	610 <sup>1)</sup> ± 50
	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	8098 ± 1501	9912 ± 3106	9927 ± 265	10891 ± 1274	11263 ± 1777	10584 ± 574	8129 ± 655	7870 ± 640
Mineralboden (MIN) 0 - 5 cm	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	65 ± 12	32 ± 15	60 ± 12	91 ± 40	102 ± 62	89 <sup>1)</sup> ± 29	100 <sup>1)</sup> ± 10	151 <sup>1)</sup> ± 28
	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	1693 ± 517	1330 ± 583	2186 ± 369	3339 ± 1097	3890 ± 2779	3403 ± 1125	3304 ± 348	4513 ± 836
5 - 15 cm	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	10,7 ± 6,7	5,7 ± 1,2	7,9 ± 7,9	11,0 ± 3,5	15,4 ±	16,2 <sup>1)</sup> ± 2,6	11,1 <sup>1)</sup> ± 1,8	22,1 <sup>1)</sup> ± 7,2
	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	713 ± 423	525 ± 145	592 ± 573	882 ± 365	1382 ± 1117	1283 ± 185	847 ± 140	1627 ± 526
15 - 20 cm	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	4,3 ± 1,8	1,4 ± 0,8	5,3 ± 5,3	5,2 ± 4,2	5,7 ± 3,8	3,9 ± 1,8	5,4 ± 2,8	9,2 ± 5,2
	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	152 ± 52	76 ± 48	191 ± 171	211 ± 161	282 ± 176	162 ± 79	228 ± 124	376 ± 209
Summe HUM + MIN	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	10656 ± 1644	11843 ± 3164	12896 ± 751	15323 ± 1728	16817 ± 3487	15432 ± 1279	12508 ± 765	14386 ± 1195

<sup>1)</sup> mit der Humus- bzw. Feinbodenmenge gewogene Mittel aus den jeweiligen Tiefenbereichen (vgl. Anhang 3, Tab. 1)

Anhang 3,

Tab. 3: Spezifische ( $\text{Bq kg}^{-1} \text{ TM}$ ) und flächenbezogene ( $\text{Bq m}^{-2}$ ) Cs 137-Aktivitäten in der Humusauflage und im Mineralboden des Standorts Merzalben in den Sommern 1988, 1989 und 1990; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche (jeweils 6 Mischproben); Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Material/ Tiefe	Juli 1988		August 1989		September 1990	
	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$	$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$	$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$	$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ TM}$	$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$
Humusauflage (HUM)	436 ± 60	696 ± 69	351 ± 53	449 ± 119	171 ± 33	80 ± 14
Mineralboden (MIN)						
0 - 2,5 cm	205 ± 21	3776 ± 461	165 ± 11	3345 ± 485	274 ± 36	3720 ± 296
2,5 - 5 cm	53 ± 9	1322 ± 155	39 ± 11	987 ± 256	75 ± 16	1653 ± 192
5 - 10 cm	7,6 ± 2,0	4,5 ± 96	7,9 ± 3,6	378 ± 195	11 ± 6	542 ± 263
10 - 15 cm	2,5 ± 2,5	129 ± 129	1,7 ± 0,7	84 ± 34	2,1 ± 1,4	106 ± 71
15 - 20 cm	1,3 ± 1,3	75 ± 75	1,0 ± 0,5	57 ± 28	1,1 ± 0,4	56 ± 20
-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Summe MIN	-	5717 ± 518	-	4851 ± 584	-	6077 ± 446
Summe HUM + MIN	-	6413 ± 522	-	5300 ± 595	-	6157 ± 446

Anhang 3,

Tab. 4: Spezifische ( $\text{Bqkg}^{-1}$  TM) und flächenbezogene ( $\text{Bqm}^{-2}$ ) Cs 137-Aktivitäten in der Humusauflage und im Mineralboden des Standorts Merzalben an acht Probenahmeterminen der Jahre 1986 bis 1990; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche (jeweils 3 - 6 Mischproben); Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Material/ Tiefe	Einheit	Nov. 1986	Febr. 1987	Mai 1987	Aug. 1987	Nov. 1987	Juli 1988	Aug. 1989	Sept. 1990
Humusauflage (HUM)	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	1019 ± 169	940 ± 103	841 ± 12	743 ± 90	545 ± 163	436 ± 60	351 ± 53	171 ± 33
	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	991 ± 162	1801 ± 245	1379 ± 149	658 ± 59	733 ± 393	696 ± 69	449 ± 119	80 ± 14
Mineralboden (MIN) 0 - 5 cm	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	97 ± 33	85 ± 27	103 ± 21	79 ± 4	102 ± 20	117 <sup>1)</sup> ± 10	108 <sup>1)</sup> ± 23	146 <sup>1)</sup> ± 10
	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	4002 ± 352	3699 ± 1345	4673 ± 588	3855 ± 367	5230 ± 453	5108 ± 486	4332 ± 548	5373 ± 353
5 - 15 cm	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	3,1 ± 2,2	5,5 ± 4,0	3,8 ± 0,4	2,8 ± 0,9	4,5 ± 1,5	5,0 <sup>1)</sup> ± 1,5	4,9 <sup>1)</sup> ± 2,1	6,6 <sup>1)</sup> ± 2,8
	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	352 ± 226	577 ± 411	410 ± 42	308 ± 85	485 ± 156	534 ± 162	462 ± 198	648 ± 272
15 - 20 cm	$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	1,5 ± 0,5	0,6 ± 0,4	1,2 ± 1,2	0,4 ± 0,1	0,9 ± 0,2	1,3 ± 1,3	1,0 ± 0,5	1,1 ± 0,4
	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	94 ± 37	36 ± 22	72 ± 68	24 ± 12	56 ± 16	75 ± 75	57 ± 28	56 ± 20
Summe HUM + MIN	$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$	5439 ± 450	6113 ± 1428	6534 ± 612	4845 ± 381	6504 ± 620	6413 ± 522	5300 ± 595	6157 ± 446

<sup>1)</sup> mit der Humus- bzw. Feinbodenmenge gewogene Mittel aus den jeweiligen Tiefenbereichen (vgl. Anhang 3, Tab. 3)

**Anhang 4: Untersuchungsbeefunde zum Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf den chemischen Bodenzustand und die Radio-  
cäsiumverteilung im Boden (Tabellen)**

**Tab. 1 a bis c: Elementgehalte und ökochemische Kennwerte in der Humusauf-  
lage nicht gedüngter, gekalkter und kaliumgedüngter Be-  
reiche des Untersuchungsstandortes Idar-Oberstein**

**Tab. 2 a bis c: Effektive Kationenaustauschkapazität, Gehalte an austausch-  
baren Kationen und ökochemische Kennwerte im Mineralbo-  
den nicht gedüngter, gekalkter und kaliumgedüngter Berei-  
che des Untersuchungsstandortes Idar-Oberstein**

**Tab. 3 a bis c: Elementgehalte und ökochemische Kennwerte in der Humus-  
auflage nicht gedüngter, gekalkter und kaliumgedüngter Be-  
reiche des Untersuchungsstandortes Merzalben**

**Tab. 4 a bis c: Effektive Kationenaustauschkapazität, Gehalte an austausch-  
baren Kationen und ökochemische Kennwerte im Mineralbo-  
den nicht gedüngter, gekalkter und kaliumgedüngter Berei-  
che des Untersuchungsstandortes Merzalben**

**Tab. 5 : Flächenbezogene Cs 137-Aktivitäten im Boden einer unge-  
düngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzel-  
le am Standort Idar-Oberstein in den Sommern 1988, 1989  
und 1990**

**Tab. 6 : Flächenbezogene Cs 137-Aktivitäten im Boden einer unge-  
düngten, einer gekalkten und einer kaliumgedüngten Parzel-  
le am Standort Merzalben in den Sommern 1988, 1989 und  
1990**

### Erläuterungen zu den Tabellen:

- 1) **Idar-Oberstein**  
Probenahme 1988 erfolgte vor den Düngemaßnahmen  
Kalkung : 11.07.1988 mit 6t Ca(Mg)CO<sub>3</sub>/ha  
Kalidüngung: 11.07.1988 mit 360kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/ha  
  
**Merzalben**  
Probenahme 1988 erfolgte vor den Düngemaßnahmen; bei diesem Probenahmetermin keine getrennte Betrachtung der drei Parzellen wegen Kontamination und damit Ausfall eines Teils des (getrennt gewonnenen) Probenmaterials im Labor  
Kalkung : 18.07.1988 mit 6t Ca(Mg)CO<sub>3</sub>/ha  
Kalidüngung: 18.07.1988 mit 360kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/ha
- 2) Humus-Analyseverfahren siehe Anhang 1
- 3) Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität (AK<sub>e</sub>) und der Gehalte an austauschbaren Kationen siehe Anhang 1
- 3) Basensättigung:  $\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++} / \text{AK}_e$  (mol IÄ/mol IÄ)
- 5) Basensättigungsgrad (MEIWES et.al.1984):  
 $\text{Ca}^{++} / (\text{Ca}^{++} + \text{Al}^{+++} + \text{Fe}^{+++})$  (mol IÄ/mol IÄ)

Anhang 4, Tab. 1a: Standort Idar-Oberstein, Humusaufgabe, Probenahmeterrain: Juli 1988 (vor der Düngung)

Düngungs- variante <sup>1)</sup> bereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>													Kennwerte		
		C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Al	Si	pH(CaCl <sub>2</sub> )	C/N	C/P	Ca/((Ca+Al+Fe) <sup>1,5</sup> )	
null	3	475,53	16,16	0,81	0,56	2,21	0,34	0,07	3,23	0,39	1,36	27,88	3,2	29	587	0,25	
		± 6,53	±0,04	±0,04	±0,04	±0,11	±0,01	±0,00	±0,61	±0,03	±0,35	± 4,54					
		445,04	16,66	0,77	0,45	1,80	0,31	0,09	7,15	0,25	3,03	49,01					
		±23,30	±0,88	±0,02	±0,10	±0,16	±0,02	±0,00	±1,07	±0,03	±0,71	±19,10					
> 6	3	444,47	15,96	0,66	0,45	1,75	0,25	0,09	6,54	0,22	3,65	49,97	2,7	28	673	0,10	
		± 7,63	±1,30	±0,10	±0,03	±0,34	±0,06	±0,00	±0,76	±0,02	±0,37	± 7,60					
		343,49	12,16	0,46	0,72	1,54	0,28	0,10	7,30	0,18	5,25	147,90					
		±22,10	±1,41	±0,07	±0,06	±0,35	±0,03	±0,01	±0,36	±0,06	±0,21	±20,30					
kalk	3	425,09	17,23	0,84	0,75	1,90	0,37	0,09	4,58	0,34	2,44	49,64	3,1	25	506	0,15	
		± 9,77	±0,86	±0,09	±0,39	±0,27	±0,04	±0,01	±1,84	±0,11	±0,68	±20,00					
		424,18	16,73	0,83	0,49	1,71	0,32	0,09	7,71	0,24	3,59	55,20					
		±29,20	±0,98	±0,08	±0,04	±0,36	±0,01	±0,01	±1,56	±0,08	±1,34	±21,40					
> 6	2	410,27	15,86	0,69	0,51	1,64	0,27	0,09	6,48	0,18	4,30	73,62	2,7	26	595	0,09	
		±39,40	±1,70	±0,03	±0,06	±0,38	±0,00	±0,01	±0,24	±0,06	±0,72	±25,80					
		419,25	15,10	0,61	0,51	1,56	0,28	0,09	5,70	0,17	4,51	125,90					
		---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---					
kali	3	470,42	17,50	0,95	0,60	1,93	0,33	0,08	3,90	0,36	1,87	40,89	3,2	27	495	0,19	
		±32,54	±0,49	±0,18	±0,05	±0,19	±0,02	±0,01	±0,97	±0,11	±0,26	±7,92					
		434,50	16,40	0,81	0,51	1,89	0,33	0,09	8,12	0,23	3,40	62,47					
		±18,30	±1,09	±0,08	±0,02	±0,08	±0,01	±0,01	±0,21	±0,02	±0,09	±26,20					
> 6	3	405,37	14,36	0,61	0,51	1,85	0,28	0,09	6,49	0,19	4,39	90,75	2,7	28	665	0,10	
		±23,80	±1,78	±0,09	±0,04	±0,09	±0,03	±0,00	±0,79	±0,02	±0,20	±16,90					
		407,97	14,40	0,59	0,53	1,63	0,29	0,09	5,90	0,18	4,51	106,13					
		±17,90	±0,89	±0,11	±0,05	±0,46	±0,04	±0,02	±0,72	±0,06	±0,67	±20,11					

Anhang 4, Tab. 1b: Standort Idar-Oberstein, Humusaufgabe, Probenahmeterrain: August 1989

Düngungs- variante <sup>1)</sup> bereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>											Kennwerte			
		C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Al	Si	pH(CaCl <sub>2</sub> )	C/N	C/P	Ca/(Ca+Al+Fe) <sup>5)</sup>
null	3	453,63	18,70	0,82	0,59	1,71	0,29	0,07	3,86	0,36	1,68	44,25	2,9	24	553	0,18
		±10,88	±0,59	±0,04	±0,05	±0,01	±0,03	±0,00	±0,82	±0,01	±0,31	±11,36				
		438,80	16,37	0,74	0,49	1,43	0,29	0,07	6,43	0,24	2,58	54,66	2,6	27	593	0,10
		±7,33	±1,43	±0,13	±0,07	±0,24	±0,01	±0,00	±0,41	±0,03	±0,30	±8,34				
> 6	3	441,50	15,47	0,61	0,48	1,62	0,28	0,07	6,09	0,26	3,29	51,13	2,5	29	724	0,11
		±15,84	±1,25	±0,04	±0,08	±0,22	±0,02	±0,01	±0,43	±0,03	±0,42	±20,15				
		420,10	13,60	0,49	0,53	1,77	0,26	0,07	5,54	0,28	3,60	74,49	2,6	31	857	0,11
		±9,56	±2,29	±0,05	±0,03	±0,28	±0,04	±0,01	±1,15	±0,07	±0,32	±13,47				
kalk	3	411,03	17,00	0,77	0,54	22,57	11,83	0,08	5,02	0,39	1,60	40,22	4,3	24	534	0,72
		±15,42	±1,60	±0,07	±0,07	±8,78	±5,26	±0,01	±1,50	±0,10	±0,36	±4,46				
		415,97	16,83	0,81	0,57	3,05	1,74	0,08	7,61	0,19	3,01	79,99	3,0	25	514	0,17
		±41,07	±0,40	±0,03	±0,22	±2,34	±1,33	±0,03	±0,64	±0,04	±1,05	±59,47				
> 6	3	424,53	17,40	0,76	0,48	1,55	0,61	0,08	6,75	0,17	3,72	67,20	2,7	24	559	0,09
		±30,51	±1,67	±0,17	±0,06	±0,23	±0,08	±0,01	±0,84	±0,04	±0,43	±27,44				
		409,10	14,93	0,61	0,49	1,45	0,44	0,08	5,43	0,18	3,73	84,93	2,6	27	671	0,09
		±38,91	±1,46	±0,11	±0,12	±0,26	0,12	±0,02	±0,88	±0,01	±0,36	±43,56				
kali	3	453,27	17,60	0,79	0,63	1,97	0,32	0,07	3,20	0,37	1,49	44,03	3,0	26	574	0,22
		±7,81	±0,11	±0,03	±0,11	±0,19	±0,03	±0,00	±0,36	±0,04	±0,05	±11,36				
		427,40	16,87	0,80	0,56	1,47	0,32	0,08	7,62	0,24	3,31	64,63	2,6	25	534	0,09
		±20,39	±1,07	±0,03	±0,05	±0,12	±0,04	±0,01	±1,19	±0,04	±0,42	±24,79				
> 6	3	420,57	16,40	0,79	0,64	1,30	0,27	0,09	7,05	0,19	4,40	67,11	2,6	26	532	0,07
		±16,90	±1,41	±0,13	±0,14	±0,17	±0,01	±0,01	±0,52	±0,01	±0,59	±14,22				
		361,63	14,20	0,65	0,70	1,05	0,28	0,12	6,38	0,14	5,25	135,25	2,6	25	556	0,05
		±70,39	±2,18	±0,12	±0,07	±0,57	±0,03	±0,02	±0,89	±0,05	±1,96	±62,98				

Anhang 4, Tab. 1c: Standort Idar-Oberstein, Humusaufgabe, Probenahmeterrain: August 1990

Düngungs- variante <sup>1)</sup> Tiefen- bereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>											Kennwerte			
		C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Al	Si	pH(CaCl <sub>2</sub> )	C/N	C/P	Ca/(Ca+Al+Fe) <sup>3)</sup>
null	3	445,87	15,07	0,81	0,80	2,01	0,36	0,10	4,05	0,40	2,39	53,05	2,9	30	550	0,17
		±11,92	±0,74	±0,01	±0,04	±0,18	±0,01	±0,01	±0,36	±0,02	±0,39	±11,70				
		429,50	15,47	0,78	0,71	1,50	0,36	0,11	7,62	0,25	3,77	67,54				
		±33,36	±1,05	±0,05	±0,18	±0,05	±0,05	±0,02	±0,78	±0,01	±1,17	±27,44				
> 6	3	443,00	14,73	0,73	0,57	1,55	0,32	0,10	7,82	0,21	3,82	72,31	2,5	30	607	0,08
		± 6,68	±0,62	±0,03	±0,02	±0,32	±0,04	±0,01	±0,28	±0,04	±0,25	±27,62				
		366,97	12,10	0,54	0,81	1,30	0,35	0,12	8,25	0,17	5,63	119,75				
		±31,47	±1,11	±0,07	±0,12	±0,14	±0,04	±0,01	±0,75	±0,02	±0,87	±26,86				
kalk	3	382,97	14,67	0,83	0,94	31,72	17,05	0,12	5,05	0,59	3,10	60,42	4,7	26	461	0,72
		±34,64	±2,65	±0,05	±0,02	±14,37	±7,99	±0,01	±1,99	±0,19	±1,43	±24,99				
		375,93	14,10	0,74	0,72	9,01	4,92	0,11	6,37	0,22	3,55	107,13				
		±31,75	±0,82	±0,01	±0,10	±2,61	±1,42	±0,01	±0,52	±0,06	±0,51	±30,19				
> 6	3	410,27	15,80	0,83	0,69	2,09	1,19	0,11	8,26	0,15	4,79	81,56	2,7	26	494	0,10
		±56,06	±0,57	±0,11	±0,26	±0,73	±0,17	±0,02	±1,45	±0,06	±1,49	±47,01				
		414,47	15,03	0,66	0,59	1,59	0,61	0,10	6,06	0,15	4,88	84,93				
		±22,90	±0,46	±0,06	±0,13	±0,24	0,08	±0,01	±0,75	±0,03	±0,81	±18,78				
kali	3	431,93	15,50	0,85	1,01	2,13	0,47	0,12	4,05	0,41	2,89	66,12	2,9	28	508	0,16
		± 9,55	±0,45	±0,01	±0,01	±0,17	±0,03	±0,01	±0,45	±0,12	±0,35	± 6,10				
		406,17	15,73	0,77	0,89	1,55	0,43	0,12	7,70	0,27	4,36	89,22				
		±12,85	±1,09	±0,08	±0,08	±0,09	±0,03	±0,01	±0,56	±0,02	±0,44	±12,95				
> 6	3	407,67	15,27	0,75	0,76	1,52	0,40	0,12	8,09	0,20	5,25	85,70	2,5	27	544	0,07
		±38,04	±1,10	±0,02	±0,12	±0,35	±0,08	±0,01	±0,70	±0,04	±1,51	±29,73				
		413,00	14,53	0,67	0,69	1,69	0,35	0,13	6,80	0,19	4,90	79,72				
		±26,52	±0,33	±0,18	±0,12	±0,21	±0,06	±0,01	±1,93	±0,05	±0,69	±22,22				

Anhang 4, Tab. 2a: Standort Idar-Oberstein, Mineralboden, Probenahmeterrain: Juli 1988 (vor der Düngung)

Düngungs- variante <sup>1)</sup> (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>				austauschbare Kationen <sup>3)</sup>										pH(H <sub>2</sub> O)	pH(CaCl <sub>2</sub> )	Kennwerte	
		C (%)	N (%)	P (mg/100g)	K	Ca	Mg	Na ( $\mu$ mol l <sup>-1</sup> g)	H	Fe	Mn	Al	AKe <sup>3)</sup>	C/N	C/P			Basen- sättigung <sup>4)</sup>	
null	3	8,25	0,51	35,24	1,77	10,81	2,17	0,89	53,25	10,22	0,67	72,23	152,00	2,7	3,3	16	234	0,10	
		+2,17	+0,15	+4,25	+4,17	+4,17	+0,70	+0,13	+4,01	+1,59	+0,32	+10,80	+21,20						
		5,28	0,31	34,15	1,31	5,00	1,35	0,78	36,67	14,42	0,37	97,29	157,10	2,8	3,5	17	155	0,05	
		+0,55	+0,05	+3,45	+0,22	+1,04	+0,32	+0,06	+2,50	+0,96	+0,28	+11,10	+11,70						
		5,02	0,31	34,45	1,04	2,40	0,91	0,63	14,75	7,00	1,31	112,50	140,60	3,0	3,7	16	146	0,04	
10-15	3	+0,76	+0,06	+3,79	+0,24	+0,25	+0,09	+8,21	+3,15	+1,07	+12,70	+4,93							
		3,60	0,24	32,49	0,81	1,30	0,52	0,62	1,53	1,73	1,61	96,26	104,30	3,5	4,1	15	111	0,03	
		+0,36	+0,02	+2,81	+0,31	+0,14	+0,06	+0,16	+1,39	+1,02	+0,41	+12,20	+13,40						
		2,74	0,20	30,53	0,81	0,73	0,25	0,52	0,00	0,00	0,86	59,92	63,08	3,9	4,3	14	90	0,04	
		+0,33	+0,03	+2,53	+0,32	+0,15	+0,02	+0,08	---	---	---	+0,19	+1,77						
kalk	3	9,86	0,60	45,44	1,90	9,22	2,08	1,02	42,75	11,94	0,74	95,51	165,10	2,8	3,4	16	217	0,09	
		+1,66	+0,20	+5,75	+0,58	+5,05	+0,63	+0,19	+18,80	+0,35	+0,32	+14,70	+14,60						
		10,06	0,56	45,45	1,86	8,31	1,89	0,98	35,66	11,56	0,82	113,30	174,30	2,9	3,6	18	221	0,07	
		+2,99	+0,02	+6,96	+1,21	+5,71	+0,94	+0,34	+26,00	+0,50	+0,49	+29,60	+19,90						
		6,81	0,43	42,05	1,04	2,54	0,84	0,78	2,61	2,80	2,05	120,70	133,30	3,4	4,0	16	162	0,04	
10-15	3	+0,66	+0,10	+5,52	+0,07	+0,48	+0,04	+0,10	+1,06	+1,83	+0,90	+6,38	+7,60						
		5,39	0,34	40,26	0,76	1,23	0,37	0,66	0,00	0,00	1,04	80,83	84,90	3,9	4,3	16	134	0,04	
		+0,59	+0,12	+4,60	+0,28	+0,12	+0,02	+0,07	---	---	---	+0,13	+6,15						
		3,62	0,22	38,72	0,76	0,72	0,22	0,67	0,00	0,00	0,60	52,21	55,17	4,2	4,4	16	93	0,04	
		+0,41	+0,06	+3,94	+0,34	+0,02	+0,02	+0,10	---	---	---	+0,06	+2,04						
kali	3	9,17	0,50	37,46	1,79	11,21	2,15	0,98	57,84	10,30	0,64	79,20	164,10	2,7	3,4	18	245	0,10	
		+1,55	+0,09	+1,04	+0,34	+2,04	+0,21	+0,31	+8,54	+2,03	+0,11	+8,78	+4,89						
		6,83	0,40	38,22	1,46	4,98	1,48	1,10	30,13	13,35	0,45	108,80	161,80	2,9	3,6	17	179	0,06	
		+0,88	+0,06	+3,08	+0,12	+0,89	+0,27	+0,11	+9,15	+0,51	+0,16	+10,50	+4,09						
		5,74	0,34	35,42	1,10	2,62	0,92	0,92	5,16	5,42	1,25	106,40	123,60	3,3	4,0	17	162	0,04	
10-15	3	+0,81	+0,04	+2,58	+0,16	+0,47	+0,10	+0,06	+0,00	+2,95	+0,31	+23,10	+27,30						
		4,54	0,27	34,44	0,71	1,12	0,38	0,79	0,00	0,30	0,86	81,13	85,30	3,8	4,2	17	132	0,04	
		+0,60	+0,03	+2,66	+0,15	+0,07	+0,04	+0,01	---	+0,59	+0,21	+7,05	+7,95						
		3,36	0,21	34,61	0,60	0,82	0,25	0,67	0,00	0,00	0,40	53,10	55,84	4,1	4,4	16	97	0,04	
		+0,57	+0,02	+2,95	+0,14	+0,18	+0,08	+0,20	---	---	---	+0,02	+3,64						

Anhang 4, Tab. 2b: Standort Idar-Oberstein, Mineralboden, Probenahmeterrain: August 1989

Düngungs- variante <sup>1)</sup> Tiefen- bereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>					austauschbare Kationen <sup>3)</sup>										Kennwerte		
		C (%)	N (%)	P (mg/100g)	K	Ca	Mg	Na ( $\mu$ mol IA/g)	H	Fe	Mn	Al	Alk(e <sup>3)</sup> )	pH(CaCl <sub>2</sub> )	pH(H <sub>2</sub> O)	C/N	C/P	Basen- sättigung <sup>4)</sup>	
null	3	13,16 ±1,77	0,46 ±0,09	47,35 ±5,75	2,34 ±0,56	14,44 ±4,48	3,02 ±0,86	0,99 ±0,28	82,57 ± 5,51	10,28 ±2,24	1,24 ±0,53	97,68 ±13,40	212,50 ±25,10	2,6	3,2	29	278	0,10	
	3	7,15 ±0,49	0,29 ±0,04	46,88 ±7,46	1,78 ±0,40	4,79 ±1,03	1,73 ±0,18	0,97 ±0,14	38,31 ± 5,29	12,19 ±0,92	1,03 ±0,49	126,60 ±15,30	187,40 ±10,40	2,8	3,4	25	153	0,05	
	3	4,86 ±0,32	0,21 ±0,01	40,88 ±4,31	1,27 ±0,44	1,26 ±0,13	0,94 ±0,12	0,96 ±0,23	6,21 ± 2,64	2,97 ±1,72	2,17 ±1,14	121,30 ± 7,82	137,10 ±10,00	3,3	3,9	23	119	0,03	
	3	4,00 ±0,14	0,17 ±0,02	38,89 ±4,41	1,06 ±0,54	0,87 ±0,47	0,63 ±0,22	0,92 ±0,34	0,33 ± 0,69	0,33 ±0,32	1,34 ±0,68	82,80 ±15,30	16,80 ±16,80	3,8	4,2	24	103	0,04	
	3	2,85 ±0,09	0,14 ±0,01	43,44 ±6,92	0,76 ±0,11	0,60 ±0,23	0,30 ±0,16	0,68 ± 0,04	0,02 ±1,09	0,56 ±0,13	0,55 ±0,13	65,90 ±19,30	69,37 ±21,00	3,9	4,2	20	66	0,03	
kalk	3	13,67 ±1,74	0,57 ±0,06	48,80 ±8,09	3,43 ±0,41	10,91 ±6,20	6,15 ±1,26	1,29 ±0,20	65,33 ±31,80	10,48 ±2,10	0,77 ±0,33	108,00 ±19,10	206,40 ±17,70	2,8	3,5	24	280	0,11	
	3	8,58 ±0,82	0,36 ±0,06	41,69 ±3,53	2,26 ±0,12	3,53 ±2,17	2,71 ±0,77	1,09 ±0,01	29,61 ±20,90	9,99 ±1,89	0,33 ±0,17	119,70 ±16,50	169,30 ± 9,63	3,0	3,7	24	206	0,06	
	3	6,84 ±0,83	0,30 ±0,06	37,75 ±4,93	1,77 ±0,27	1,60 ±1,41	1,46 ±0,53	0,85 ±0,16	7,98 ± 7,39	3,07 ±2,77	1,00 ±0,11	119,00 ± 7,17	136,70 ±16,80	3,4	4,0	23	181	0,04	
	3	5,10 ±0,63	0,23 ±0,05	35,37 ±3,37	1,34 ±0,21	1,06 ±1,11	1,02 ±0,69	0,96 ±0,25	0,43 ± 0,85	0,37 ±0,72	0,80 ±0,28	82,55 ±12,40	88,53 ±14,90	3,9	4,3	22	144	0,05	
	3	3,18 ±0,11	0,16 ±0,02	35,33 ±3,93	1,67 ±0,35	0,67 ±0,13	0,79 ±0,15	1,88 ±0,06	0,00 ---	0,17 ±0,34	0,59 ±0,14	55,22 ± 9,72	60,98 ± 9,90	4,0	3,4	20	90	0,08	
kali	3	14,73 ±0,48	0,56 ±0,04	49,88 ±6,18	4,65 ±2,28	13,64 ±5,05	3,25 ±0,52	1,69 ±0,44	84,69 ± 3,90	11,07 ±1,52	0,99 ±0,34	101,50 ±18,40	221,10 ±15,80	2,7	3,4	26	295	0,10	
	3	7,75 ±1,07	0,33 ±0,04	44,83 ±2,95	2,94 ±1,15	4,26 ±2,90	1,72 ±0,28	1,54 ±0,19	36,77 ±12,30	12,62 ±3,10	0,77 ±0,37	122,90 ±22,70	183,50 ±19,50	3,0	3,6	23	173	0,06	
	3	5,68 ±0,45	0,27 ±0,02	41,78 ±3,41	1,60 ±0,23	1,13 ±0,47	0,80 ±0,06	0,99 ±0,55	3,17 ± 1,19	1,96 ±0,92	1,65 ±0,21	121,60 ± 5,75	132,90 ± 6,81	3,5	4,0	21	136	0,03	
	3	5,66 ±1,19	0,26 ±0,05	40,88 ±5,34	1,25 ±0,46	0,93 ±0,26	0,46 ±0,07	0,83 ±0,31	0,20 ± 0,40	0,88 ±0,46	0,89 ±0,09	87,55 ± 4,33	92,34 ± 5,51	3,8	4,1	22	138	0,04	
	3	3,36 ±0,81	0,18 ±0,04	40,72 ±9,71	1,24 ±0,28	0,40 ±0,39	0,30 ±0,10	0,88 ±0,11	0,00 ---	0,00 ---	0,42 ±0,09	50,86 ±12,80	54,09 ±13,70	4,2	4,4	19	83	0,05	

Anhang 4, Tab. 2c: Standort Idar-Oberstein, Mineralboden, Probenahmeterrin: September 1990

Düngungs- variante <sup>1)</sup> Tiefen- bereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>				austauschbare Kationen <sup>3)</sup>										pH(CaCl <sub>2</sub> )	Kernwerte		
		C (%)	N (%)	P (mg/100g)	K	Ca	Mg	Na ( $\mu$ mol lÄ/g)	H	Fe	Mn	Al	Al	AKe <sup>4)</sup>	C/N		C/P	Basen- sättigung <sup>4)</sup>	
null	3	21,15	0,72	48,05	2,51	31,34	5,97	3,30	96,63	12,64	2,55	101,70	256,64	2,6	29	440	0,17		
		$\pm 2,72$	$\pm 0,06$	$\pm 2,91$	$\pm 0,29$	$\pm 5,25$	$\pm 0,76$	$\pm 0,09$	$\pm 13,96$	$\pm 1,41$	$\pm 0,69$	$\pm 1,62$	$\pm 11,57$						
		7,46	0,30	43,40	1,43	5,19	2,22	2,73	37,40	14,68	0,61	127,49	191,74	2,8	25	172	0,06		
		$\pm 1,37$	$\pm 0,06$	$\pm 4,15$	$\pm 0,26$	$\pm 1,81$	$\pm 0,05$	$\pm 0,15$	$\pm 10,46$	$\pm 0,09$	$\pm 0,09$	$\pm 18,89$	$\pm 6,21$						
		5,51	0,22	35,10	1,16	3,03	1,49	1,83	12,08	5,23	1,14	122,61	148,57	3,3	25	157	0,05		
10-15	3	$\pm 1,23$	$\pm 0,03$	$\pm 1,59$	$\pm 0,30$	$\pm 2,06$	$\pm 0,56$	$\pm 0,11$	$\pm 7,14$	$\pm 3,13$	$\pm 0,51$	$\pm 6,93$	$\pm 16,74$						
		4,44	0,18	31,83	1,03	1,66	0,73	1,59	1,13	0,83	1,15	$\pm 8,90$	106,03	3,7	25	139	0,05		
		$\pm 0,83$	$\pm 0,01$	$\pm 0,41$	$\pm 0,05$	$\pm 0,57$	$\pm 0,25$	$\pm 0,20$	$\pm 1,78$	$\pm 1,08$	$\pm 0,14$	$\pm 9,06$	$\pm 11,64$						
		3,07	0,14	28,70	0,94	1,26	0,64	1,29	0,00	0,00	0,88	64,81	69,82	4,1	22	107	0,06		
		$\pm 0,44$	$\pm 0,02$	$\pm 4,20$	$\pm 0,03$	$\pm 0,88$	$\pm 0,44$	$\pm 0,14$	----	----	----	$\pm 0,28$	$\pm 4,99$	$\pm 4,07$					
kalk	3	17,25	0,68	49,01	2,27	25,42	16,94	3,02	60,34	12,03	0,88	105,11	226,01	2,8	25	352	0,21		
		$\pm 1,94$	$\pm 0,11$	$\pm 9,98$	$\pm 0,73$	$\pm 6,91$	$\pm 9,95$	$\pm 0,15$	$\pm 41,27$	$\pm 0,72$	$\pm 0,49$	$\pm 26,88$	$\pm 10,23$						
		9,13	0,37	43,36	1,41	7,58	5,30	2,82	38,33	15,79	0,74	110,30	182,26	2,8	25	211	0,09		
		$\pm 1,15$	$\pm 0,03$	$\pm 2,14$	$\pm 0,26$	$\pm 3,73$	$\pm 1,58$	$\pm 0,15$	$\pm 18,62$	$\pm 5,36$	$\pm 0,64$	$\pm 22,16$	$\pm 13,76$						
		7,81	0,34	44,08	1,10	2,23	1,92	1,53	3,80	3,19	1,58	121,91	137,26	3,5	23	177	0,05		
10-15	3	$\pm 1,43$	$\pm 0,04$	$\pm 5,65$	$\pm 0,18$	$\pm 0,77$	$\pm 1,05$	$\pm 0,08$	$\pm 4,62$	$\pm 3,08$	$\pm 0,79$	$\pm 4,97$	$\pm 7,17$						
		6,07	0,30	40,96	0,70	1,94	1,32	1,32	0,00	0,29	1,07	90,50	97,12	4,0	20	148	0,05		
		$\pm 0,32$	$\pm 0,03$	$\pm 5,32$	$\pm 0,08$	$\pm 0,27$	$\pm 0,07$	$\pm 0,10$	----	$\pm 0,56$	$\pm 0,06$	$\pm 6,94$	$\pm 7,85$						
		3,74	0,18	32,70	0,90	1,86	1,06	1,51	0,00	0,21	0,48	65,15	71,18	4,1	21	114	0,07		
		$\pm 0,54$	$\pm 0,02$	$\pm 5,65$	$\pm 0,18$	$\pm 0,34$	$\pm 0,15$	$\pm 0,20$	----	$\pm 0,41$	$\pm 0,10$	$\pm 10,10$	$\pm 16,65$						
kali	2	18,27	0,75	51,69	3,53	18,79	4,47	2,04	59,56	9,82	0,76	105,32	204,30	2,8	24	353	0,14		
		----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----						
		9,07	0,36	40,59	2,35	7,12	2,55	2,64	44,01	11,30	0,59	107,33	177,88	2,8	25	223	0,08		
		$\pm 1,66$	$\pm 0,08$	$\pm 11,67$	$\pm 0,29$	$\pm 4,23$	$\pm 0,51$	$\pm 0,14$	$\pm 18,76$	$\pm 2,88$	$\pm 0,21$	$\pm 49,54$	$\pm 28,69$						
		6,33	0,28	42,66	1,62	2,33	1,55	2,58	3,75	4,66	1,71	139,06	157,25	3,3	23	148	0,05		
10-15	3	$\pm 0,81$	$\pm 0,04$	$\pm 4,13$	$\pm 0,20$	$\pm 0,47$	$\pm 0,17$	$\pm 0,12$	$\pm 3,18$	$\pm 2,11$	$\pm 0,34$	$\pm 11,17$	$\pm 15,88$						
		5,03	0,24	34,82	1,33	1,50	0,70	1,29	2,59	1,60	0,67	90,63	100,31	3,8	21	144	0,05		
		$\pm 0,52$	$\pm 0,02$	$\pm 6,52$	$\pm 0,73$	$\pm 0,70$	$\pm 0,41$	$\pm 0,27$	$\pm 5,09$	$\pm 3,13$	$\pm 0,11$	$\pm 14,84$	$\pm 24,30$						
		3,99	0,20	42,28	1,01	0,93	0,37	1,04	0,00	0,00	0,51	55,45	59,31	4,3	20	94	0,06		
		$\pm 0,14$	$\pm 0,01$	$\pm 2,68$	$\pm 0,32$	$\pm 0,30$	$\pm 0,06$	$\pm 0,26$	----	----	----	$\pm 0,09$	$\pm 2,68$	$\pm 3,11$					

Anhang 4, Tab. 3a: Standort Merzalben, Humusaufgabe, Probenahmeterrain: Juli 1988 (vor der Düngung)

Düngungs- variante <sup>1)</sup> bereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>											Kernwerte				
		C	N	P	K	Ca	Mg (mg/g)	Na	Fe	Mn	Al	Si	pH(CaCl <sub>2</sub> )	pH(H <sub>2</sub> O)	C/N	C/P	Ca/((Ca+Al+Fe) <sup>3)</sup>
null	3	307,21 ±65,10	12,93 ±2,61	0,71 ±0,09	0,81 ±0,03	3,60 ±0,84	0,60 ±0,04	0,07 ±0,00	3,35 ±0,58	1,76 ±0,32	3,27 ±0,63	140,20 ±69,70	3,9	4,4	24	633	0,25
kalk	3	358,44 ±16,90	14,33 ±1,80	0,71 ±0,04	0,74 ±0,03	4,99 ±1,17	1,04 ±0,47	0,07 ±0,01	3,71 ±0,93	2,22 ±0,41	2,80 ±0,24	140,70 ±22,00	3,9	4,4	25	505	0,33
kali	3	302,78 ±50,10	13,40 ±2,17	0,74 ±0,08	0,79 ±0,08	4,66 ±1,65	1,49 ±0,86	0,07 ±0,01	6,20 ±0,38	1,60 ±0,30	3,92 ±1,12	186,30 ±58,50	3,9	4,4	23	409	0,23

Anhang 4, Tab. 3b: Standort Merzalben, Humusaufgabe, Probenahmeterrain: August 1989

Düngungs- varianten <sup>1)</sup> Tiefen- bereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup> (mg/g)											Kernwerte			
		C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Al	Si	pH(CaCl <sub>2</sub> )	C/N	C/P	Ca/(Ca+Al+Fe) <sup>5)</sup>
null	3	339,83 ±20,55	16,57 ±1,44	0,87 ±0,07	0,90 ±0,13	4,23 ±0,76	0,73 ±0,08	0,08 ±0,01	4,77 ±2,44	2,89 ±0,37	2,93 ±0,27	127,00 ±27,55	3,9	21	391	0,27
kalk	3	342,47 ±12,60	15,30 ±0,23	0,75 ±0,02	0,95 ±0,03	32,57 ±5,52	17,74 ±3,65	0,08 ±0,01	3,44 ±0,31	3,70 ±0,30	1,73 ±0,09	78,10 ±11,79	5,3	22	457	0,81
kali	3	378,47 ±31,64	17,33 ±1,27	0,82 ±0,06	1,02 ±0,06	4,93 ±0,27	0,77 ±0,09	0,07 ±0,00	2,92 ±1,07	3,13 ±0,07	2,07 ±0,20	94,52 ±24,54	3,9	22	462	0,39

Anhang 4, Tab. 3c: Standort Merzalben, Humusauflage, Probenahmeterrain: August 1990

Düngungs- variante <sup>1)</sup> Tiefen- bereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>											Kennwerte			
		C	N	P	K	Ca	Mg (mg/g)	Na	Fe	Mn	Al	Si	pH(CaCl <sub>2</sub> )	C/N	C/P	Ca/((Ca+Al+Fe) <sup>3)</sup>
null	3	410,60 ±16,58	17,67 ±0,13	0,97 ±0,03	1,27 ±0,21	8,91 ±0,64	1,66 ±0,12	0,07 ±0,02	1,82 ±0,40	4,45 ±0,29	1,89 ±0,42	54,80 ±14,72	4,6	23	423	0,59
kalk	3	377,53 ±36,29	13,57 ±0,95	0,77 ±0,00	1,01 ±0,04	17,38 ±3,30	6,78 ±2,08	0,08 ±0,01	2,51 ±0,48	3,88 ±0,49	2,32 ±0,54	73,29 ±31,98	5,1	28	490	0,69
kali	3	389,43 ±18,62	15,87 ±0,51	0,91 ±0,03	1,19 ±0,15	8,07 ±0,65	1,64 ±0,24	0,07 ±0,01	2,26 ±0,50	3,93 ±0,58	2,43 ±0,62	77,50 ±19,66	4,3	25	428	0,51

Anhang 4, Tab. 4a: Standort Merzalben, Mineralboden, Probenahmeterrain: Juli 1988 (vor der Düngung)

Düngungs- variante <sup>1)</sup> Tiefen- bereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>					austauschbare Kationen <sup>3)</sup>										Kernwerte			
		C (%)	N (%)	P (mg/100g)	K	Ca	Mg	Na (µmol IÄ/g)	H	Fe	Mn	Al	AKe <sup>4)</sup>	pH(CaCl <sub>2</sub> )	pH(H <sub>2</sub> O)	C/N	C/P	Basen- sättigung <sup>4)</sup>		
0-2,5	6	8,39 ±1,37	0,61 ±0,11	45,40 ±1,40	2,86 ±0,17	10,13 ±1,49	3,23 ±0,33	0,63 ±0,15	10,19 ±3,59	3,92 ±1,45	5,25 ±1,81	44,15 ±2,75	80,37 ±5,63	3,2	4,0	14	185	0,21		
2,5-5	4	4,05 ±0,40	0,25 ±0,02	36,67 ±3,18	1,27 ±0,27	2,46 ±0,47	1,14 ±0,19	0,47 ±0,12	1,24 ±1,46	0,27 ±0,30	4,68 ±0,56	39,13 ±2,32	50,66 ±4,11	3,6	4,3	16	110	0,11		
5-10	5	3,06 ±0,31	0,17 ±0,02	30,91 ±2,02	1,00 ±0,09	1,10 ±0,15	0,63 ±0,11	0,50 ±0,08	0,00 ---	0,10 ±0,19	1,55 ±0,56	39,55 ±3,80	44,42 ±3,75	3,9	4,5	18	99	0,07		
10-15	2	2,45 ---	0,13 ---	30,41 ---	0,54 ---	0,81 ---	0,31 ---	0,62 ---	0,00 ---	0,00 ---	0,53 ---	30,70 ---	33,51 ---	4,3	4,7	19	81	0,07		
15-20	5	1,77 ±0,15	0,10 ±0,01	25,69 ±2,50	0,49 ±0,12	0,65 ±0,11	0,26 ±0,05	0,52 ±0,03	0,00 ---	0,00 ---	0,47 ±0,11	20,84 ±1,08	23,24 ±1,07	4,4	4,7	18	69	0,08		



Anhang 4, Tab. 4c: Standort Merzalben, Mineralboden, Probenahmeterrain: September 1990

Düngungs- variante <sup>1)</sup> Tiefenbereich (cm)	Proben- anzahl	Elementgehalte <sup>2)</sup>				austauschbare Kationen <sup>3)</sup>										AKe <sup>3)</sup>	Kennwerte		
		C (%)	N (%)	P (mg/100g)		K	Ca	Mg	Na	H ( $\mu\text{mol IA/g}$ )	Fe	Mn	Al	AI	pH(CaCl <sub>2</sub> )		C/N	C/P	Basen- sättigung <sup>4)</sup>
null	3	0-2,5	9,43	0,47	60,17	3,86	16,03	6,84	1,43	8,66	2,43	6,70	40,98	86,92	3,4	20	157	0,32	
		2,5-5	±4,49	±0,20	±1,79	±1,11	±4,87	±2,88	±0,22	±7,27	±2,78	±2,58	±6,25	±22,13	3,5	20	138	0,11	
		5-10	5,88	0,29	42,71	1,87	2,44	1,71	1,03	4,18	1,53	3,68	47,16	63,61	3,9	18	92	0,08	
	3	10-15	±1,93	±0,08	±1,98	±0,17	±0,18	±0,39	±0,05	±6,75	±3,00	±2,87	±10,81	±18,00	4,2	19	83	0,09	
		15-20	3,25	0,18	35,34	1,06	1,23	0,72	0,98	0,31	0,19	1,99	40,83	47,32	4,4	16	66	0,12	
kalk	3	0-2,5	±0,41	±0,01	±3,08	±0,12	±0,29	±0,11	±0,06	±0,60	±0,38	±0,50	±11,99	±12,54	4,6	20	178	0,97	
		2,5-5	2,63	0,14	31,66	0,80	0,82	0,36	0,97	0,00	0,00	0,93	30,32	34,20	3,8	19	122	0,28	
		5-10	±0,10	±0,01	±4,47	±0,15	±0,08	±0,07	±0,05	----	----	----	±0,04	±5,92	4,1	18	85	0,13	
	3	10-15	2,08	0,13	31,72	0,60	1,29	0,47	1,10	0,00	0,00	0,81	24,98	29,25	4,3	17	68	0,10	
		15-20	±0,21	±0,01	±2,71	±0,03	±0,56	±0,41	±0,02	----	----	----	±0,20	±3,49	4,4	17	61	0,11	
kali	3	0-2,5	8,46	0,42	47,57	2,83	70,39	58,55	1,53	0,00	0,27	3,59	0,64	137,80	3,5	17	164	0,32	
		2,5-5	±2,12	±0,10	±7,05	±0,53	±8,81	±10,28	±0,10	----	±0,52	±0,06	±1,25	±17,18	3,6	19	115	0,11	
		5-10	4,79	0,25	39,09	1,12	6,45	6,79	1,30	0,33	0,40	2,54	37,40	56,34	4,0	17	95	0,08	
	3	10-15	±0,86	±0,04	±2,74	±0,20	±3,37	±1,83	±0,13	±0,65	±0,40	±0,62	±3,83	±7,51	4,3	17	68	0,10	
		15-20	3,27	0,18	38,37	0,75	1,86	1,78	1,24	0,00	0,00	1,63	37,79	45,04	4,4	17	61	0,11	
kali	3	0-2,5	±0,53	±0,03	±5,89	±0,02	±0,17	±0,60	±0,27	----	----	±0,29	±6,28	±6,79	3,5	17	164	0,32	
		2,5-5	2,23	0,13	32,82	0,67	0,84	0,79	1,25	0,00	0,00	1,06	31,10	35,71	3,6	19	115	0,11	
		5-10	±0,29	±0,01	±3,07	±0,10	±0,25	±0,04	±0,14	----	----	±0,13	±1,17	±1,10	4,3	17	68	0,10	
	3	10-15	1,92	0,11	31,50	0,54	0,75	0,45	1,31	0,00	0,00	0,76	23,55	27,36	4,4	17	61	0,11	
		15-20	±0,09	±0,01	±2,62	±0,02	±0,26	±0,08	±0,09	----	----	±0,17	±0,98	±1,31	3,5	17	164	0,32	
kali	3	0-2,5	7,85	0,42	47,80	3,12	14,04	6,21	1,47	6,03	1,44	6,58	38,00	76,88	3,5	17	164	0,32	
		2,5-5	±0,85	±0,05	±5,50	±0,57	±1,67	±0,71	±0,11	±3,93	±1,40	±3,06	±3,89	±5,76	3,6	19	115	0,11	
		5-10	4,44	0,24	38,51	1,47	1,72	1,43	1,35	2,16	0,29	2,98	44,67	56,06	4,0	17	95	0,08	
	3	10-15	±0,68	±0,03	±2,53	±0,23	±0,43	±0,18	±0,22	±0,53	±0,58	±0,66	±7,42	±7,36	4,2	17	79	0,08	
		15-20	2,90	0,17	30,42	1,18	0,94	0,69	0,85	0,00	0,00	1,93	41,04	46,63	4,3	17	69	0,09	
kali	3	0-2,5	±0,26	±0,01	±4,47	±0,19	±0,22	±0,10	±0,20	----	----	±0,20	±3,10	±3,35	3,5	17	164	0,32	
		2,5-5	2,24	0,13	28,19	0,88	0,71	0,36	0,74	0,00	0,00	0,98	31,50	35,18	3,6	19	115	0,11	
		5-10	±0,15	±0,02	±4,35	±0,13	±0,05	±0,06	±0,06	----	----	±0,04	±2,44	±2,68	4,2	17	79	0,08	
	3	10-15	1,89	0,11	27,56	0,81	0,91	0,29	0,79	0,00	0,00	0,80	26,30	29,90	4,3	17	69	0,09	
		15-20	±0,38	±0,02	±2,70	±0,14	±0,19	±0,14	±0,15	----	----	±0,07	±3,75	±4,29	4,4	17	69	0,09	

Anhang 4,

Tab. 5: Flächenbezogene Cs 137-Aktivitäten ( $Bq \cdot m^{-2} \cdot cm^{-1}$ ) einer ungedüngten (0), einer gekalkten (Ca) und einer kaliumgedüngten (K) Parzelle am Standort Idar-Oberstein in den Sommer 1988, 1989 und 1990; arithmetische Mittelwerte und 95 %-Vertrauensbereiche (jeweils 6 Mischproben); Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Probenahme termin	Humusaufgabe												Mineralboden														
	0 - 2 cm			2 - 4 cm			4 - 6 cm			6 - Min.			0 - 2,5 cm			2,5 - 5 cm			5 - 10 cm			10 - 15 cm			15 - 20 cm		
	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K
Juli 1988	2178 ±224	2178 ±1153	1995 ±177	1676 ± 65	1524 ±301	1484 ±479	907 ±162	815 ±278	650 ±244	532 ± 42	378 ±425	144 ±107	959 ±414	1120 ±324	1004 ±165	402 ±177	442 ±211	353 ±163	176 ± 34	192 ±143	103 ± 80	81 ± 14	73 ± 53	41 ± 39	32 ±15	31 ±14	18 ±13
August 1989	1515 ±154	1507 ± 391	1243 ±105	1423 ±263	1321 ±263	1309 ±313	861 ± 86	811 ±354	843 ±231	266 ± 83	525 ±150	235 ±131	870 ±118	1286 ±345	1609 ±185	452 ± 74	585 ±309	633 ±171	119 ± 22	180 ±111	142 ± 74	50 ± 17	70 ± 45	70 ± 19	46 ±25	44 ±26	35 ±22
September 1990	846 ±130	1181 ± 235	827 ±142	1486 ±175	1310 ±218	1149 ±247	1101 ±142	964 ±309	811 ±149	503 ±188	352 ±233	227 ±108	1110 ±281	1311 ±211	1322 ±344	696 ±181	651 ±290	643 ±180	210 ± 96	271 ±220	190 ±136	116 ± 44	145 ± 93	114 ± 77	75 ±42	59 ±16	50 ±17

Anhang 4,

Tab. 6: Flächenbezogene Cs 137-Aktivitäten ( $Bq \cdot m^{-2} \cdot cm^{-1}$ ) einer ungedüngten (0), einer gekalkten (Ca) und einer kaliumgedüngten (K) Parzelle am Standort Merzalben in den Sommern 1988, 1989 und 1990; arithmetische Mittelwerte und 95 %-Vertrauensbereiche (jeweils 6 Mischproben); Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Probenahme termin	Humusauflage			Mineralboden														
	0 - 3 cm			0 - 2,5 cm			2,5 - 5 cm			5 - 10 cm			10 - 15 cm			15 - 20 cm		
	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K	0	Ca	K
Juli 1988	232 ± 23	153 ± 28	336 ± 67	1510 ± 185	1641 ± 183	1596 ± 80	533 ± 62	486 ± 128	423 ± 75	81 ± 19	87 ± 32	62 ± 7	26 ± 26	19 ± 10	14 ± 5	15 ± 15	9 ± 5	11 ± 3
August 1989	150 ± 40	110 ± 31	139 ± 13	1338 ± 194	1644 ± 122	1699 ± 102	395 ± 103	464 ± 53	436 ± 103	76 ± 39	73 ± 23	74 ± 30	17 ± 7	17 ± 5	17 ± 7	11 ± 6	16 ± 9	10 ± 4
September 1990	27 ± 5	40 ± 7	38 ± 6	1488 ± 118	1364 ± 75	1519 ± 113	661 ± 77	500 ± 53	585 ± 77	109 ± 53	64 ± 15	93 ± 21	21 ± 14	16 ± 7	25 ± 5	11 ± 4	15 ± 10	17 ± 4

**Anhang 5: Ergebnisse der bodenchemischen Untersuchungen und der Biomasseaufnahmen sowie Radiocäsium- und Radiokaliumaktivitäten im Bewuchs der Aussaatparzellen (Tabellen)**

**Tab. 1: Bodenchemische Charakteristika der Aussaatparzellen am Standort Merzalben; Mineralboden-Tiefenbereich 0 - 10 cm; Probenahme im November 1989**

**Tab. 2: Sproßlänge und Sproßgewicht der Pflanzen sowie Bestockungsprozent auf den gedüngten und ungedüngten Parzellen des Aussaatversuches Merzalben**

**Tab. 3: Sproßlänge und Sproßgewicht der Pflanzen sowie Bestockungsprozent auf den gedüngten und ungedüngten Parzellen des Aussaatversuches Idar-Oberstein**

**Tab. 4: Cs 137- und K 40-Aktivitäten in Drahtschmiele aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Merzalben**

**Tab. 5: Cs 137- und K 40-Aktivitäten in Hainsimse aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Merzalben**

**Tab. 6: Cs 137- und K 40-Aktivitäten in Fichtenpflanzen aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Merzalben**

**Tab. 7: Cs 137- und K 40-Aktivitäten in Buchenpflanzen aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Merzalben**

**Tab. 8: Cs 137- und K 40-Aktivitäten in Fichtenpflanzen aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Idar-Oberstein**

**Tab. 9: Cs 137- und K 40-Aktivitäten in Drahtschmiele aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Idar-Oberstein**

Pflanzenteil	Nährstoff	Nicht gedüngt		Gedüngt	
		Cs 137 (Bq/kg)	K 40 (Bq/kg)	Cs 137 (Bq/kg)	K 40 (Bq/kg)
Nadeln	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Äste	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Stämme	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Blätter	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Nadeln	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Äste	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Stämme	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Blätter	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Nadeln	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Äste	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Stämme	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5
Blätter	1986	10,5	10,5	10,5	10,5
	1987	10,5	10,5	10,5	10,5

Anhang 5,

Tab. 1: Bodenchemische Charakteristika der Aussaatparzellen am Standort Merzalben; Mineralboden-Tiefenbereich 0 - 10 cm; Probenahme im November 1989; Düngung mit 6 t Dolomit/ha bzw. 360 kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/ha im April 1988

Pflanzentyp	Düngung/Block	Parzelle	Elementgehalte		austauschbare Kationen							AKe	pH(CaCl <sub>2</sub> )	
			C %	N %	K	Ca	Mg	Na	H	Fe	Mn			Al
Fichte	null	A1	9,99	0,46	2,75	4,99	2,34	1,46	13,94	4,90	1,50	60,69	92,57	3,30
		A2	4,99	0,26	2,07	3,19	1,55	1,27	3,20	1,14	3,20	35,28	50,90	3,75
		A3	5,23	0,25	1,66	2,99	1,32	1,32	6,99	3,87	1,57	41,96	61,68	3,40
	kalk	A1	5,76	0,29	1,77	16,97	17,63	0,85	0,03	0,54	0,99	17,22	55,99	4,18
		A2	4,74	0,25	2,34	27,75	25,00	1,78	0,00	0,84	1,98	8,14	67,82	4,30
		A3	4,33	0,22	1,46	17,57	16,28	1,32	0,00	0,71	3,66	16,02	57,02	4,10
	kali	A1	4,00	0,20	2,18	0,60	0,66	3,24	3,37	0,95	0,55	25,27	36,81	3,55
		A2	3,54	0,19	1,96	3,99	1,55	1,20	6,66	2,23	2,36	34,79	54,75	3,50
		A3	4,59	0,26	2,00	2,40	1,28	1,17	0,68	0,00	6,31	41,96	55,79	3,85
Buche	null	A1	3,80	0,21	1,88	2,00	1,15	1,74	7,00	1,65	0,82	41,16	57,39	3,38
		A2	4,54	0,25	1,74	2,79	1,78	0,99	5,68	3,14	1,54	41,02	58,68	3,50
		A3	3,48	0,19	1,47	1,80	0,76	1,01	0,27	0,00	5,30	35,37	45,98	4,00
	kalk	A1	5,65	0,29	2,64	12,97	11,91	2,07	3,69	1,05	1,91	37,60	73,84	3,65
		A2	3,32	0,16	1,56	28,34	28,13	1,13	0,00	0,84	1,19	2,40	63,59	4,38
		A3	3,36	0,17	1,52	6,99	7,50	1,01	0,04	0,82	2,11	31,15	51,13	3,98
	kali	A1	3,41	0,18	2,05	4,79	1,65	1,64	4,46	1,27	1,40	45,92	63,16	3,55
		A2	5,04	0,25	2,22	3,99	1,81	1,04	1,04	1,65	4,83	45,30	61,89	3,72
		A3	3,76	0,20	1,72	2,00	1,02	1,10	1,60	0,00	3,50	37,55	48,47	3,78
Drahtsch.	null	A1	3,30	0,18	1,54	2,99	1,05	1,76	6,25	2,17	0,95	37,60	54,31	3,38
		A2	3,64	0,20	1,86	3,79	1,32	1,91	3,69	1,14	3,54	37,95	55,20	3,68
		A3	4,67	0,24	1,75	5,19	1,55	1,06	9,22	4,06	1,12	44,81	68,76	3,42
	kalk	A1	2,76	0,16	1,42	15,57	14,47	1,60	0,00	0,64	0,76	16,42	50,89	4,18
		A2	3,01	0,16	1,30	19,16	18,49	1,29	0,00	1,14	2,14	10,37	53,88	4,22
		A3	4,66	0,26	1,57	11,38	10,40	1,11	0,36	0,43	4,35	18,42	48,01	4,02
	kali	A1	3,28	0,18	1,75	2,99	0,92	1,58	0,84	0,64	1,60	37,11	47,44	3,78
		A2	4,06	0,22	1,93	4,19	1,78	1,31	8,80	3,93	2,04	34,88	58,86	3,42
		A3	3,48	0,19	2,10	3,99	1,25	1,15	1,23	0,54	4,38	38,62	53,26	3,80
Hainsinse	null	A1	5,43	0,27	1,82	6,19	1,68	1,64	12,98	3,74	1,47	44,81	74,32	3,28
		A2	7,63	0,31	0,82	1,40	0,69	0,85	0,00	1,22	1,53	124,05	130,56	3,60
		A3	3,73	0,18	1,31	2,99	0,86	1,27	3,37	0,82	4,51	40,85	55,97	3,65
	kalk	A1	5,42	0,27	3,83	23,55	24,18	6,54	0,00	0,75	1,30	10,37	70,51	4,38
		A2	4,41	0,23	2,00	25,75	21,88	1,24	0,09	0,95	2,26	10,37	64,52	4,28
		A3	3,43	0,18	1,55	6,39	7,24	1,27	0,99	1,01	1,85	32,70	52,99	3,88
	kali	A1	3,56	0,18	1,72	1,60	0,95	1,32	2,79	1,16	0,87	36,49	46,91	3,65
		A2	4,73	0,25	1,78	1,80	1,32	1,20	2,30	1,55	1,97	42,58	54,49	3,72
		A3	4,38	0,24	1,99	3,79	1,32	1,20	3,35	0,62	5,53	41,96	59,76	3,65

Anhang 5,

Tab. 2: Sproßlänge und Sproßgewicht der Pflanzen sowie Bestockungsprozent auf den gedüngten und ungedüngten Parzellen des Aussaatversuches Merzalben; arithmetische Mittelwerte und 95 %-Vertrauensbereiche aus 20 Einzelmessungen

Pflanzenart (Erntetermin)	Düngung	Block	Sproßlänge [cm]	Sproßgewicht [g TM]	Bestockungs- prozent [%]
Buche (14.07.1992)	Null	A1	53 ± 3	5,8 ± 0,9	80
		A2	45 ± 3	5,3 ± 1,5	95
		A3	73 ± 5	12,6 ± 2,6	100
	Kalk	A1	76 ± 7	14,0 ± 3,2	100
		A2	79 ± 5	14,5 ± 2,9	100
		A3	81 ± 5	11,0 ± 1,4	100
	Kali	A1	69 ± 6	11,4 ± 2,8	100
		A2	50 ± 3	6,7 ± 1,0	85
		A3	57 ± 6	7,4 ± 1,8	65
Fichte (14.07.1992)	Null	A1	35 ± 5	6,4 ± 1,8	80
		A2	22 ± 1	2,2 ± 0,4	90
		A3	38 ± 3	4,2 ± 0,7	95
	Kalk	A1	26 ± 2	2,2 ± 0,6	95
		A2	18 ± 1	1,1 ± 0,2	85
		A3	30 ± 3	4,5 ± 1	80
	Kali	A1	18 ± 1	1,5 ± 0,3	70
		A2	19 ± 2	1,4 ± 0,4	70
		A3	25 ± 2	2,8 ± 0,7	75

Anhang 5,

Fortsetzung Tab. 2

Pflanzenart (Erntetermin)	Düngung	Block	Sproßlänge <sup>1)</sup> [cm]	Sproßgewicht [g TM]	Bestockungs- prozent <sup>2)</sup> [%]
Drahtschmiele	Null	A1	71 ± 6	k.M.	90
	Null	A2	61 ± 5	k.M.	100
	Null	A3	63 ± 6	k.M.	75
	Kalk	A1	71 ± 5	k.M.	50
	Kalk	A2	70 ± 5	k.M.	45
	Kalk	A3	68 ± 8	k.M.	65
	Kali	A1	79 ± 6	k.M.	80
	Kali	A2	75 ± 4	k.M.	95
	Kali	A3	67 ± 4	k.M.	45
Hainsimse	Null	A1	81 ± 3	k.M.	95
	Null	A2	65 ± 4	k.M.	80
	Null	A3	70 ± 4	k.M.	90
	Kalk	A1	(58 ± 9)	k.M.	70
	Kalk	A2	(61 ± 3)	k.M.	90
	Kalk	A3	72 ± 4	k.M.	95
	Kali	A1	(71)	k.M.	40
	Kali	A2	(53)	k.M.	65
	Kali	A3	72 ± 4	k.M.	95

k.M. = keine Messung

- 1) Bei den Waldgräsern ist die Höhe der Blütentriebe vom Boden aus angegeben; bei in Klammern gesetzten Angaben waren weniger als 20 Blütentriebe vorhanden
- 2) prozentualer Anteil der von den ausgesäten Pflanzen bewachsenen Fläche an der Gesamtfläche der Parzelle

Anhang 5,

**Tab. 3: Sproßlänge und Sproßgewicht der Pflanzen sowie Bestockungsprozent der Pflanzen auf den gedüngten und ungedüngten Parzellen des Aussaatversuches Idar-Oberstein; arithmetische Mittelwerte und 95 %-Vertrauensbereiche aus 20 Einzelmessungen**

Pflanzenart (Erntetermin)	Düngung	Block	Sproßlänge <sup>1)</sup> [cm]	Sproßgewicht [g TM]	Bestockungs- prozent <sup>2)</sup> [%]
Fichte (29.06.1992)	Null	A1	17,0 ± 0,9	0,9 ± 1,4	5
		A2	16,8 ± 1,6	1,6 ± 1,3	40
		A3	11,9 ± 1,5	0,5 ± 0,1	3
	Kalk	A1	23,7 ± 1,5	2,5 ± 0,5	80
		A2	15,8 ± 1,3	1,2 ± 0,2	10
		A3	19,2 ± 1,4	1,6 ± 0,3	60
	Kali	A1	10,2 ± 1,1	0,3 ± 0,1	< 1
		A2			< 1
		A3			< 1
Drahtschmiele (29.06.1992)	Null	A1	68 ± 5	k.M.	70
		A2	64 ± 3	k.M.	45
		A3	57 ± 4	k.M.	95
	Kalk	A1	66 ± 4	k.M.	65
		A2	57 ± 4	k.M.	50
		A3	46 ± 4	k.M.	95
	Kali	A1	66 ± 7	k.M.	80
		A2	46 ± 4	k.M.	15
		A3	63 ± 4	k.M.	40

k.M. = keine Messung

1) Bei den Waldgräsern ist die Höhe der Blüentriebe vom Boden aus angegeben; bei in Klammern gesetzten Angaben waren weniger als 20 Blüentriebe vorhanden

2) prozentualer Anteil der von den ausgesäten Pflanzen bewachsenen Fläche an der Gesamtfläche der Parzelle

Anhang 5,

**Tab. 4: Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  Trockenmasse) in Drahtschmiele<sup>1)</sup> (Aussaat: 22. April 1988) aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	N	Cs 137			K 40		
		Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>	Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>
28. - 29.06.1989	3	561 ± 78	263 ± 181	158 ± 86	502 ± 46	454 ± 49	553 ± 117
11.06.1990	3	442 ± 51	151 ± 94	153 ± 71	563 ± 89	507 ± 118	595 ± 124
17.06.1991	3	213 ± 58	48 ± 11	96 ± 96	474 ± 29	483 ± 133	527 ± 60
22.06.1992	3	91 ± 27	48 ± 24	23 ± 7	448 ± 298	493 ± 245	412 ± 140

1) oberirdische Pflanzenteile

2) Düngung mit 6 t Dolomit/ha am 20.04.1988

3) Düngung mit 360 kg  $\text{K}_2\text{SO}_4$ /ha am 18.04.1988

**Tab. 5: Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  Trockenmasse) in Hainsimse<sup>1)</sup> (Aussaat: 22. April 1988) aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	N	Cs 137			K 40		
		Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>	Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>
12.06.1990	3	607 ± 462	502 ± 78	194 ± 120	560 ± 183	481 ± 46	658 ± 49
12.06.1991	3	440 ± 410	249 ± 54	175 ± 39	555 ± 164	482 ± 72	638 ± 60
25.06.1992	3	361 ± 367	169 ± 70	199 ± 47	556 ± 166	657 ± 137	538 ± 102

1) oberirdische Pflanzenteile

2) Düngung mit 6 t Dolomit/ha am 20.04.1988

3) Düngung mit 360 kg  $\text{K}_2\text{SO}_4$ /ha am 18.04.1988

Anhang 5,

**Tab. 6: Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  Trockenmasse) in Fichtenpflanzen<sup>1)</sup> (Aussaat: 09. Mai 1988) aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	N	Cs 137			K 40		
		Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>	Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>
25. - 26.09.1989	3	79,5 ± 7,8	55,0 ± 23,9	24,2 ± 12,9	190 ± 14	152 ± 36	229 ± 12
08.08.1990	3	25,6 ± 8,1	26,7 ± 5,2	20,7 ± 9,7	139 ± 18	152 ± 63	178 ± 29
29.07.1991	3	30,2 ± 6,3	24,7 ± 13,8	22,0 ± 13,7	140 ± 14	111 ± 22	139 ± 29
25.06.1992	3	29,1 ± 1,7	20,8 ± 8,5	18,2 ± 13,4	110 ± 23	96 ± 7	109 ± 28

1) oberirdische Pflanzenteile

2) Düngung mit 6 t Dolomit/ha am 20.04.1988

3) Düngung mit 360 kg  $\text{K}_2\text{SO}_4$ /ha am 20.04.1988

**Tab. 7: Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  Trockenmasse) in Buchenpflanzen<sup>1)</sup> (Aussaat: 19. April 1988) aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 %- Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	N	Cs 137			K 40		
		Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>	Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>
23. - 25.08.1989	3	22,0 ± 13,9	16,9 ± 8,1	7,6 ± 2,5	156 ± 8	153 ± 4	171 ± 34
02. - 03.08.1990	3	12,4 ± 11,1	11,6 ± 2,9	4,5 ± 0,0	110 ± 17	126 ± 15	140 ± 31
29.07.1991	3	13,1 ± 3,8	12,8 ± 8,4	5,8 ± 1,0	100 ± 19	100 ± 18	100 ± 6
25.06.1992	3	14,1 ± 3,2	7,0 ± 5,0	5,4 ± 2,5	94 ± 11	73 ± 26	97 ± 12

1) oberirdische Pflanzenteile

2) Düngung mit 6 t Dolomit/ha am 18.04.1988

3) Düngung mit 360 kg  $\text{K}_2\text{SO}_4$ /ha am 15.04.1988

Anhang 5,

**Tab. 8: Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $Bq \cdot kg^{-1}$  Trockenmasse) in Fichtenpflanzen<sup>1)</sup> (Aussaat bzw. Naturansamung 1988) aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 %-Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	N	Cs 137			K 40		
		Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>	Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>
29.09.1989	Null: 5 Kalk: 3 Kali: 1	341 ± 39	244 ± 41	229	189 ± 49	256 ± 133	212
01.08.1991	Null: 1 Kalk: 1 Kali: -	121	89	-	146	158	-
29.06.1992	Null: 3 Kalk: 3 Kali: 1	138 ± 41	139 ± 74	138	114 ± 11	155 ± 33	147

1) oberirdische Pflanzenteile

2) Düngung mit 6 t Dolomit/ha am 11.05.1988

3) Düngung mit 360 kg  $K_2SO_4$ /ha am 11.05.1988

**Tab. 9: Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $Bq \cdot kg^{-1}$  Trockenmasse) in Drahtschmiele<sup>1)</sup> (Aussaat: September 1989) aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 %-Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	N	Cs 137			K 40		
		Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>	Null-parzellen	Kalk-parzellen <sup>2)</sup>	Kali-parzellen <sup>3)</sup>
27.06.1991	Null: 3 Kalk: 2 Kali: 2	741 ± 232	378	795	531 ± 57	528	602
29.06.1992	Null: 3 Kalk: 3 Kali: 3	561 ± 87	204 ± 88	532 ± 136	552 ± 86	368 ± 206	600 ± 72

1) oberirdische Pflanzenteile

2) Düngung mit 6 t Dolomit/ha am 11.05.1988

3) Düngung mit 360 kg  $K_2SO_4$ /ha am 11.05.1988

**Anhang 6: Ergebnisse der bodenchemischen Untersuchungen und Radiocäsium- und Radiokaliumaktivitäten im Erntegut des Drahtschmiele-Schnittversuchs (Tabellen)**

**Tab. 1: Bodenchemische Charakteristika der Parzellen des Drahtschmiele-Schnittversuchs am Standort Idar-Oberstein**

**Tab. 2: Cs 137- und K 40-Aktivitäten im Erntegut aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen des Drahtschmiele Schnittversuchs am Standort Idar-Oberstein**

Parzelle	pH	N	P	K	Ca	Mg	Na	Cl	S	Cs 137	K 40
1	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100
2	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100
3	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100
4	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100
5	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100
6	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100
7	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100
8	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100
9	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100
10	5,5	12	15	18	25	10	5	2	1	0,1	100

Anhang 6,

Tab. 1: Bodenchemische Charakteristika der Parzellen des Drahtschmelie-Schnittversuchs am Standort Idar-Oberstein; Humusauflage (Of + Oh); Probenahme am 15.10.1989; Düngung mit 6 t Dolomit/ha bzw. 360 kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/ha am 29.04.1988

Düngung	Elementgehalte		austauschbare Kationen								AKe	pH(CaCl <sub>2</sub> )
	C %	N %	K	Ca	Mg	Na ( $\mu\text{mol I\AA/g}$ )	H	Fe	Mn	Al		
null	5,04 $\pm 1,11$	0,25 $\pm 0,04$	1,72 $\pm 0,26$	3,36 $\pm 0,82$	1,34 $\pm 0,27$	1,36 $\pm 0,20$	6,05 $\pm 2,49$	2,32 $\pm 0,88$	2,25 $\pm 0,85$	48,79 $\pm 13,93$	67,19 $\pm 13,28$	3,53
kalk	4,24 $\pm 0,59$	0,22 $\pm 0,03$	1,91 $\pm 0,41$	17,70 $\pm 4,27$	16,92 $\pm 3,92$	1,77 $\pm 0,87$	0,43 $\pm 0,60$	0,81 $\pm 0,12$	2,04 $\pm 0,59$	17,60 $\pm 6,14$	59,18 $\pm 4,84$	4,13
kali	3,99 $\pm 0,33$	0,21 $\pm 0,02$	1,95 $\pm 0,10$	3,01 $\pm 0,74$	1,29 $\pm 0,20$	1,43 $\pm 0,34$	3,09 $\pm 1,42$	1,21 $\pm 0,61$	2,95 $\pm 1,08$	38,54 $\pm 3,19$	53,46 $\pm 4,26$	3,66

Anhang 6,

Tab. 2: Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  Trockenmasse) im Erntegut aus nicht gedüngten und gedüngten Parzellen des Drahtschmiele-Schnittversuchs am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche, Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986

Erntetermin	N	Cs 137			K 40		
		Null-parzelle	Kalk-parzelle <sup>1)</sup>	Kali-parzelle <sup>2)</sup>	Null-parzelle	Kalk-parzelle <sup>1)</sup>	Kali-parzelle <sup>2)</sup>
24.04.1988 (vor Düngung)	3	3176 ± 889	2863 ± 351	2484 ± 381	660 ± 176	667 ± 93	620 ± 79
08.08.1988	3	3165 ± 505	2417 ± 437	1591 ± 151	768 ± 54	595 ± 58	839 ± 164
05.09.1989	3	1787 ± 596	1079 ± 425	1020 ± 84	525 ± 92	450 ± 67	594 ± 116
01.08.1990	3	1161 ± 342	722 ± 196	887 ± 370	601 ± 163	569 ± 241	606 ± 265
01.08.1991	1	922	536	835	527	331	386
29.06.1992	3	545 ± 57	371 ± 141	482 ± 143	638 ± 158	662 ± 268	695 ± 175

1) Düngung mit 6 t Dolomit/ha am 29.04.1988

2) Düngung mit  $360 \text{ kg K}_2\text{SO}_4/\text{ha}$  am 29.04.1988

**Anhang 7: Nährelementgehalte sowie Radiocäsium- und Radiokaliumaktivitäten in Eichen und Buchenblättern sowie Fichtennadeln auf nicht gedüngten und gedüngten Parzellen**

**Tab. 1: Nährelementgehalte in den Blättern aus nicht gedüngten und gedüngten Teilarealen des Laubholzbestandes am Standort Merzalben**

**Tab. 2: Vergleich des Cs 137- und K 40-Aktivitäten in Eichenblättern aus nicht gedüngten und gedüngten Teilparzellen am Standort Merzalben**

**Tab. 3: Vergleich der Cs 137- und K 40-Aktivitäten in Buchenblättern aus einer nicht gekalkten und einer gekalkten Teilparzelle am Standort Merzalben**

**Tab. 4: Nährelementgehalte in Fichtennadeln aus nicht gedüngten und gedüngten Teilarealen des Untersuchungsbestandes am Standort Idar-Oberstein**

**Tab. 5: Vergleich der Cs 137-Aktivitäten in Fichtennadeln aus nicht gedüngten und gedüngten Teilparzellen des Untersuchungsbestandes am Standort Idar-Oberstein**

**Tab. 6: Vergleich der K 40-Aktivitäten in Fichtennadeln aus nicht gedüngten und gedüngten Teilparzellen des Untersuchungsbestandes am Standort Idar-Oberstein**

Anhang 7,

Tab. 1: Nährelementgehalte in den Blättern aus nicht gedüngten und gedüngten Teilarealen des Laubholzbestandes am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Erntetermin: 16./18.08.1989

a) Traubeneiche

Düngung	N [%]	P [%]	K [ppm]	Ca [ppm]	Mg [ppm]
ohne <sup>1)</sup>	2,52 ± 0,11	0,11 ± 0,01	7000 ± 1193	5090 ± 610	721 ± 138
Kalk <sup>2)</sup>	2,91 ± 0,19	0,14 ± 0,02	7390 ± 946	6212 ± 886	765 ± 186
Kali <sup>3)</sup>	2,85 ± 0,30	0,13 ± 0,03	8267 ± 2322	6120 ± 517	957 ± 384

b) Buche

ohne <sup>4)</sup>	2,62 ± 0,11	0,12 ± 0,01	11100 ± 493	6050 ± 884	735 ± 143
Kalk <sup>5)</sup>	3,03 ± 0,20	0,13 ± 0,02	11533 ± 1925	5633 ± 1163	963 ± 89

- 1) Mittelwert aus 5 Bäumen des nicht gedüngten Untersuchungsbereiches
- 2) Mittelwert aus 5 Bäumen aus einer im Dezember 1988 mit 6 t Dolomit/ha gedüngten Teilfläche
- 3) Mittelwert aus 3 Bäumen aus einer im Juli 1988 mit 360 kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/ha gedüngten Teilfläche
- 4) Mittelwert aus 3 Bäumen des nicht gedüngten Untersuchungsbereiches
- 5) Mittelwert aus 3 Bäumen aus einer im Dezember 1988 mit 6 t Dolomit/ha gedüngten Teilfläche

Anhang 7,

**Tab. 2: Vergleich der Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  Trockenmasse) in Eichenblättern aus nicht gedüngten und gedüngten Teilparzellen am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	Cs 137			K 40		
	Null- parzelle <sup>1)</sup>	Kalk- parzelle <sup>2)</sup>	Kali- parzelle <sup>3)</sup>	Null- parzelle <sup>1)</sup>	Kalk- parzelle <sup>2)</sup>	Kali- parzelle <sup>3)</sup>
16.08.1989	51,0 ± 15,6	72,3 ± 23,2	37,0 ± 11,8	221 ± 88	247 ± 58	238 ± 62
17.07.1990	39,2 ± 11,5	55,5 ± 17,4	30,7 ± 9,5	256 ± 37	223 ± 21	251 ± 9
27.08.1990	34,5 ± 9,2	55,3 ± 17,7	21,7 ± 11,2	161 ± 20	168 ± 19	209 ± 67
23.07.1991	39,0 ± 8,8	57,0 ± 13,1	27,8 ± 14,4	270 ± 25	271 ± 44	319 ± 57

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 6 Bäumen des nicht gedüngten Untersuchungsbereiches

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 6 Bäumen aus einer im Dezember 1988 mit 6 t Dolomit/ha gedüngten Teilfläche

<sup>3)</sup> Mittelwert aus 3 Bäumen aus einer im Juli 1988 mit 360 kg  $\text{K}_2\text{SO}_4$ /ha gedüngten Teilfläche

**Tab. 3: Vergleich der Cs 137- und K 40-Aktivitäten ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  Trockenmasse) Buchenblättern aus einer nicht gekalkten und einer gekalkten Teilparzelle am Standort Merzalben; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben des Radiocäsiums bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	Cs 137		K 40	
	Nullparzelle <sup>1)</sup>	Kalkparzelle <sup>2)</sup>	Nullparzelle <sup>1)</sup>	Kalkparzelle <sup>2)</sup>
18.08.1989	22,7 ± 6,2	25,1 ± 3,6	328 ± 17	335 ± 74
19.07.1990	29,7 ± 15,3	33,8 ± 13,5	276 ± 27	274 ± 52
30.08.1990	19,1 ± 5,1	37,9 ± 11,4	267 ± 37	288 ± 22
23.07.1991	23,1 ± 4,5	18,7 ± 0,5	272 ± 29	235 ± 28

<sup>1)</sup> Mittelwert aus 3 Bäumen des nicht gedüngten Untersuchungsbereiches

<sup>2)</sup> Mittelwert aus 3 Bäumen aus einer im Dezember 1988 mit 6 t Dolomit/ha gedüngten Teilfläche

Anhang 7,

Tab. 4: Nährelementgehalte in Fichtennadeln aus nicht gedüngten und gedüngten Teilarealen des Untersuchungsbestandes am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche aus jeweils 3 Bäumen; Erntetermin: 26.10.1989

Düngung	Nadeljahrgang (7. Quirl)	N [%]	P [%]	K [ppm]	Ca [ppm]	Mg [ppm]
ohne	1.	1,66 ± 0,24	0,13 ± 0,01	5063 ± 268	2370 ± 951	608 ± 30
	3.	1,56 ± 0,19	0,09 ± 0,01	4073 ± 500	3340 ± 540	302 ± 73
Kalk <sup>1)</sup>	1.	1,59 ± 0,09	0,14 ± 0,01	4533 ± 801	2183 ± 314	698 ± 115
	3.	1,46 ± 0,21	0,09 ± 0,01	4240 ± 200	3500 ± 783	300 ± 63
Kali <sup>2)</sup>	1.	1,77 ± 0,19	0,13 ± 0,01	6637 ± 853	1717 ± 159	519 ± 133
	3.	1,41 ± 0,12	0,09 ± 0,01	5137 ± 642	3120 ± 645	240 ± 157

1) Kalkung im Februar 1989 mit 6 t Dolomit/ha

2) Düngung im Juli 1988 mit 360 kg  $K_2SO_4$ /ha

Anhang 7,

Tab. 5: Vergleich der Cs 137-Aktivitäten in Fichtennadeln aus nicht gedüngten und gedüngten Teilparzellen des Untersuchungsbestandes am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986

Erntetermin	Nadeljahrgang (7. Quirl)	N	Cs 137-Aktivität [Bq · kg <sup>-1</sup> TM]		
			Nullparzelle	Kalkparzelle <sup>1)</sup>	Kaliparzelle <sup>2)</sup>
26.10.1989	≤ 1985	3	164 ± 34	164 ± 34	151 ± 4
	1986	3	178 ± 31	119 ± 29	85 ± 58
	1987	3	125 ± 46	100 ± 12	79 ± 43
	1988	3	128 ± 28	103 ± 14	84 ± 29
	1989	3	230 ± 51	208 ± 27	147 ± 31
06.11.1990	≤ 1986	3	158 ± 32	168 ± 39	135 ± 50
	1987	3	144 ± 48	121 ± 14	130 ± 43
	1988	3	122 ± 34	124 ± 11	104 ± 35
	1989	3	128 ± 39	106 ± 19	89 ± 23
	1990	3	185 ± 78	171 ± 28	113 ± 29
28.10.1991	≤ 1987	3	100 ± 18	92 ± 9	83 ± 32
	1988	3	96 ± 28	85 ± 3	83 ± 20
	1989	3	105 ± 42	86 ± 20	81 ± 52
	1990	3	116 ± 28	107 ± 35	100 ± 79
	1991	3	261 ± 160	222 ± 30	172 ± 157

1) Kalkung im Februar 1989 mit 6 t Dolomit/ha

2) Düngung im Juli 1988 mit 360 kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/ha

Anhang 7,

**Tab. 6: Vergleich der K 40-Aktivitäten in Fichtennadeln aus nicht gedüngten und gedüngten Teilparzellen des Untersuchungsbestandes am Standort Idar-Oberstein; arithmetische Mittel und 95 % Vertrauensbereiche; Aktivitätsangaben bezogen auf den 01.05.1986**

Erntetermin	Nadeljahrgang (7. Quirl)	N	Cs 137-Aktivität [Bq · kg <sup>-1</sup> TM]		
			Nullparzelle	Kalkparzelle <sup>1)</sup>	Kaliparzelle <sup>2)</sup>
26.10.1989	≤ 1985	3	93 ± 54	134 ± 35	139 ± 40
	1986	3	153 ± 25	129 ± 12	166 ± 53
	1987	3	159 ± 4	169 ± 26	165 ± 39
	1988	3	144 ± 13	136 ± 11	159 ± 48
	1989	3	177 ± 18	139 ± 13	208 ± 31
06.11.1990	≤ 1986	3	137 ± 12	118 ± 24	137 ± 22
	1987	3	139 ± 13	128 ± 46	136 ± 8
	1988	3	127 ± 25	133 ± 34	132 ± 33
	1989	3	150 ± 30	121 ± 31	136 ± 2
	1990	3	145 ± 32	146 ± 46	147 ± 85
28.10.1991	≤ 1987	3	94 ± 55	92 ± 72	117 ± 58
	1988	3	129 ± 22	100 ± 70	160 ± 15
	1989	3	117 ± 13	116 ± 46	121 ± 17
	1990	3	113 ± 24	106 ± 32	98 ± 32
	1991	3	157 ± 44	141 ± 68	148 ± 12

1) Kalkung im Februar 1989 mit 6 t Dolomit/ha

2) Düngung im Juli 1988 mit 360 kg K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>/ha

- Anhang 8:** Verlauf der pH-Werte und der Elementkonzentrationen im Humus- und Mineralbodensickerwasser auf gekalkten und nicht gekalkten Parzellen der Standorte Idar-Oberstein und Merzalben
- Abb. 1:** Verlauf des pH-Wertes im Humussickerwasser auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 2:** Verlauf der Magnesiumkonzentration auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 3:** Verlauf der Calciumkonzentration auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 4:** Verlauf der Konzentration an organisch gebundenem Stickstoff auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 5:** Verlauf der Nitratkonzentration auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 6:** Verlauf der Ammoniumkonzentration auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 7:** Verlauf der Kaliumkonzentration auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 8:** Verlauf des pH-Wertes im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 9:** Verlauf der Magnesiumkonzentration in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 10:** Verlauf der Calciumkonzentration in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

- Abb. 11: Verlauf der Kaliumkonzentration in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein
- Abb. 12: Verlauf des pH-Wertes im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Merzalben
- Abb. 13: Verlauf der Magnesiumkonzentration in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Merzalben
- Abb. 14: Verlauf der Calciumkonzentration in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Merzalben
- Abb. 15: Verlauf der Kaliumkonzentration in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Merzalben

Anhang 8,

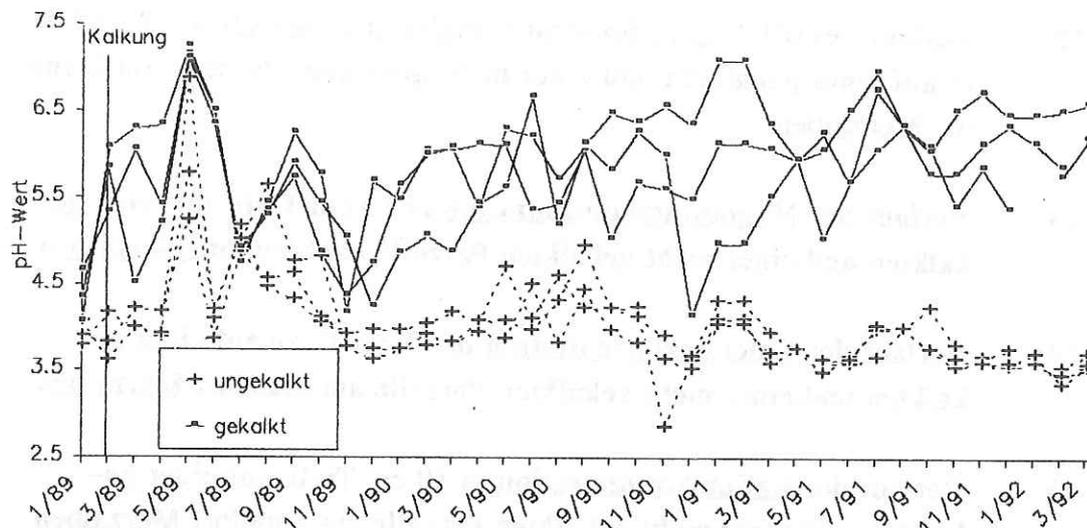


Abb. 1: Verlauf des pH-Wertes im Humussickerwasser auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

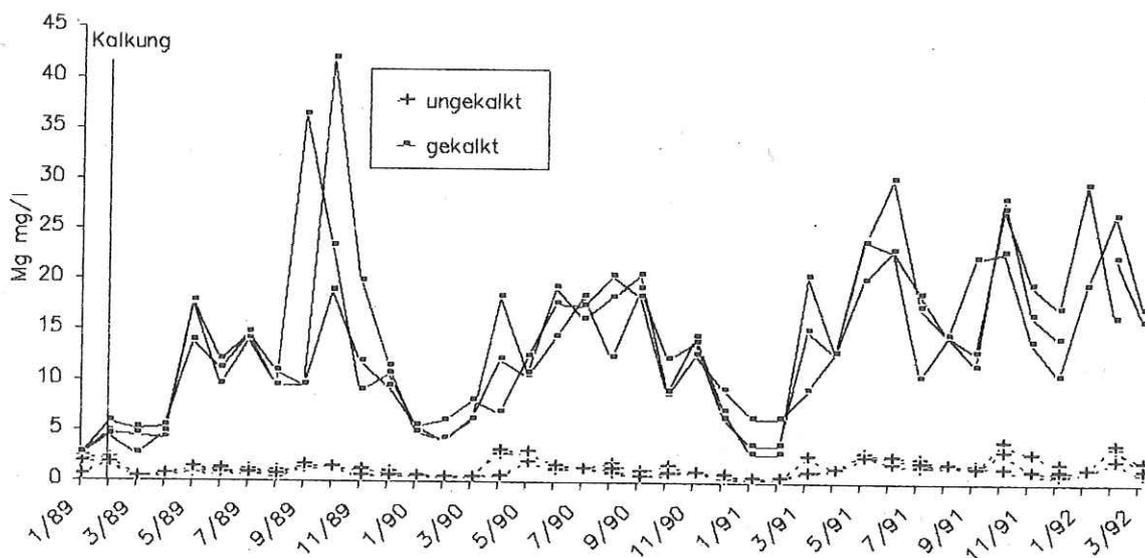


Abb. 2: Verlauf der Magnesiumkonzentration im Humussickerwasser auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

Anhang 8,

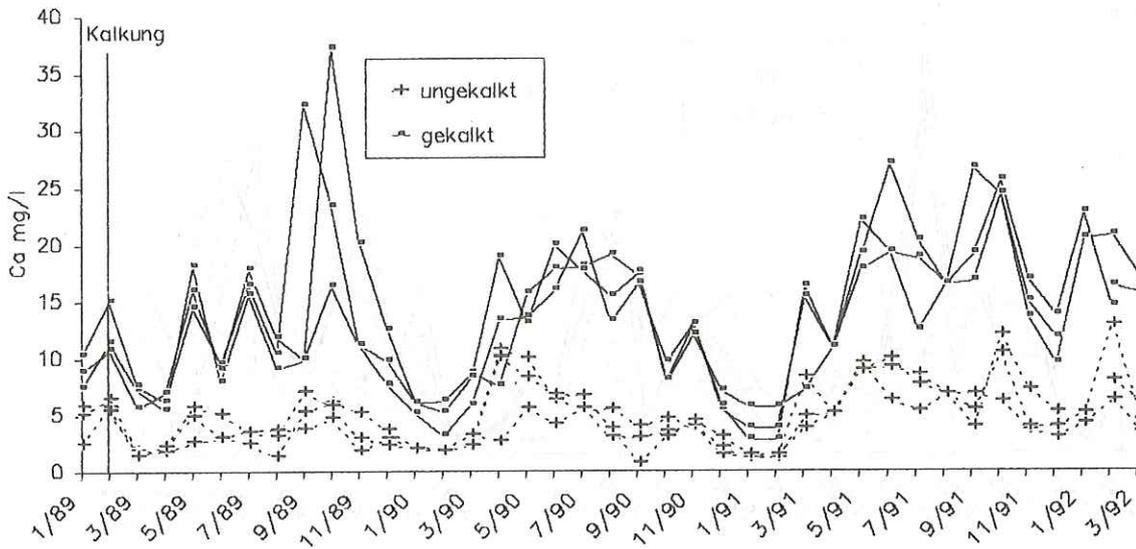


Abb. 3: Verlauf der Calciumkonzentration im Humussickerwasser auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

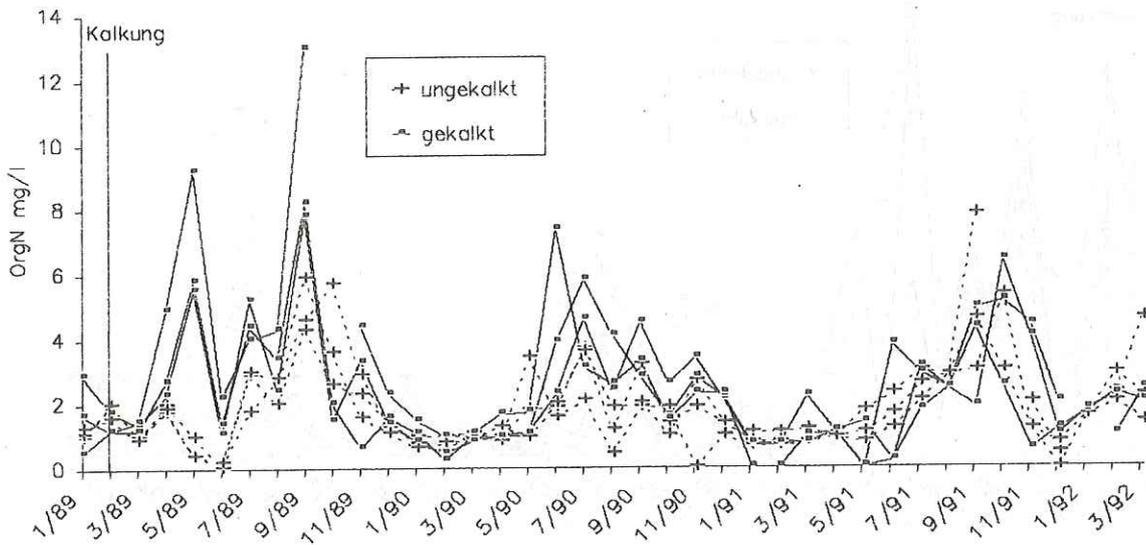


Abb. 4: Verlauf der Konzentration an organisch gebundenem Stickstoff im Humussickerwasser auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

Anhang 8,

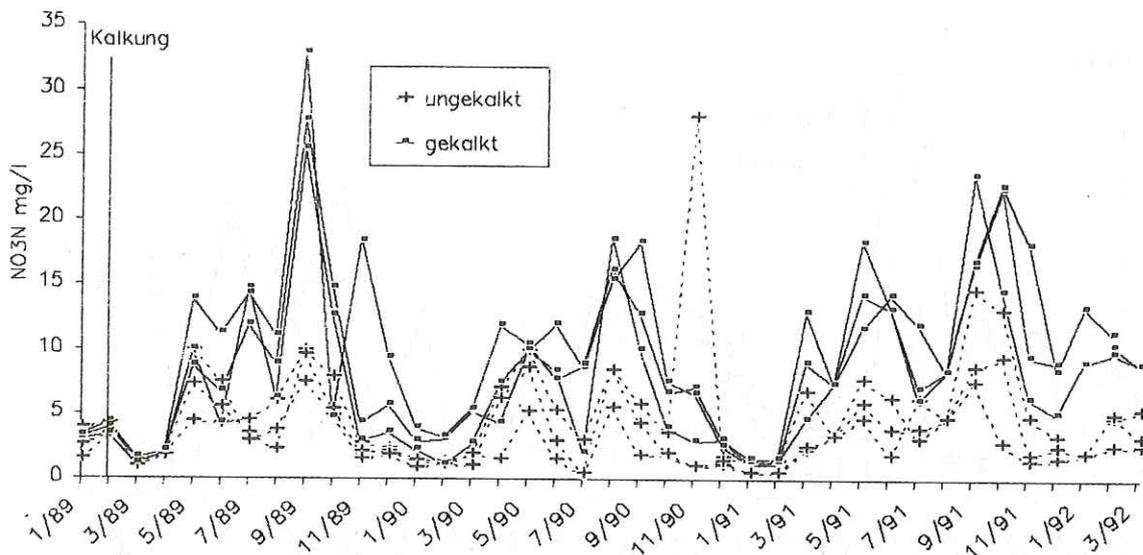


Abb. 5: Verlauf der Nitratkonzentration im Humussickerwasser auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

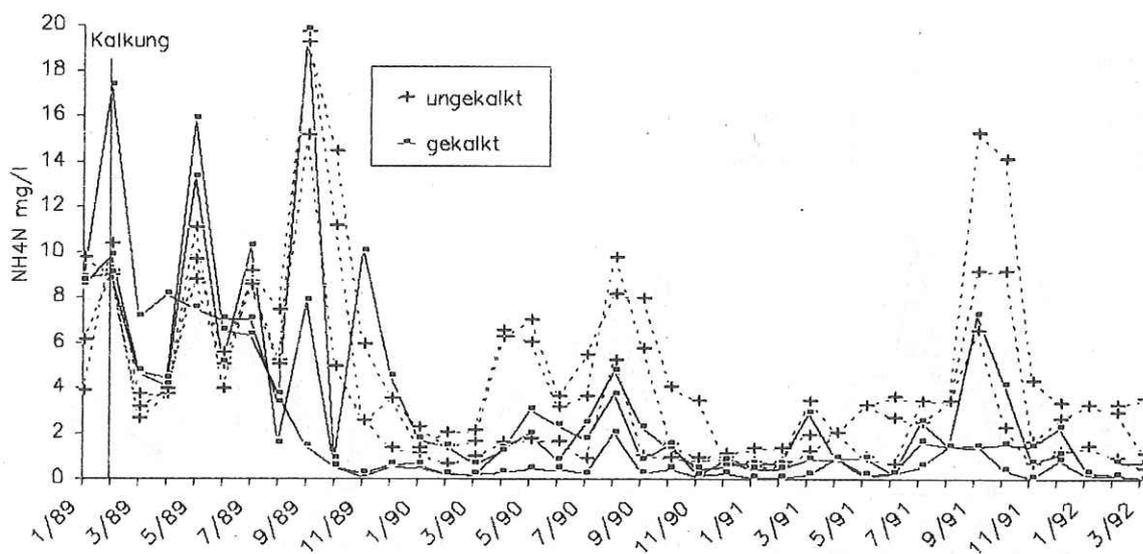


Abb. 6: Verlauf der Ammoniumkonzentration im Humussickerwasser auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

Anhang 8,

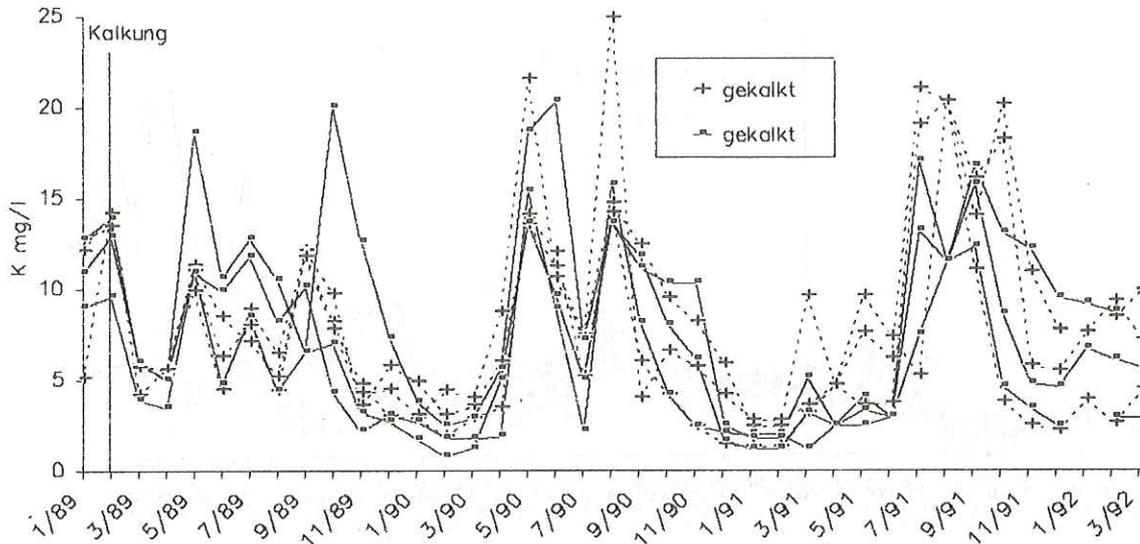


Abb. 7: Verlauf der Kaliumkonzentration im Humussickerwasser auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

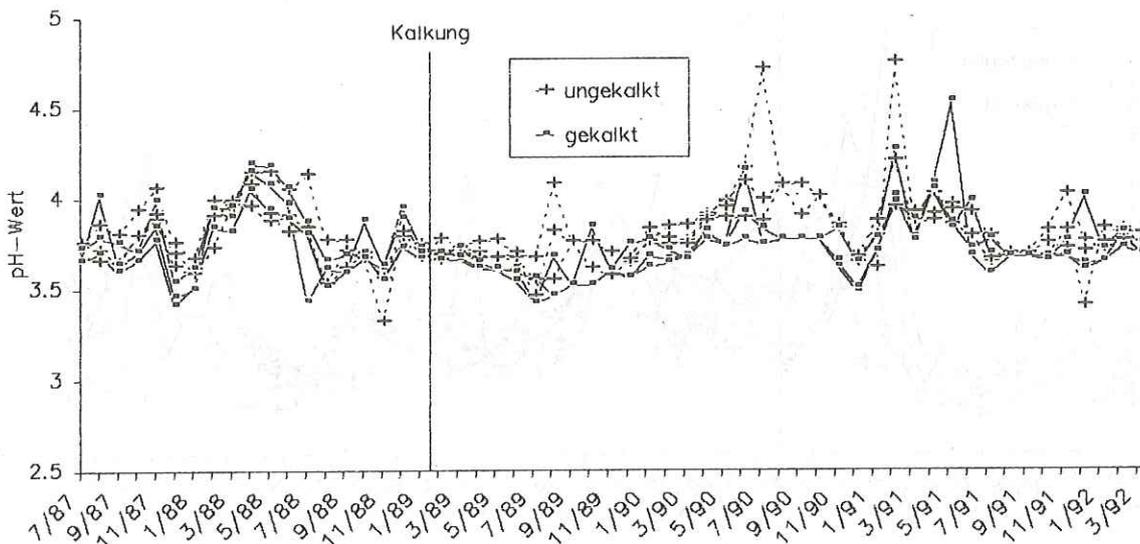


Abb. 8: Verlauf des pH-Wertes im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

Anhang 8,

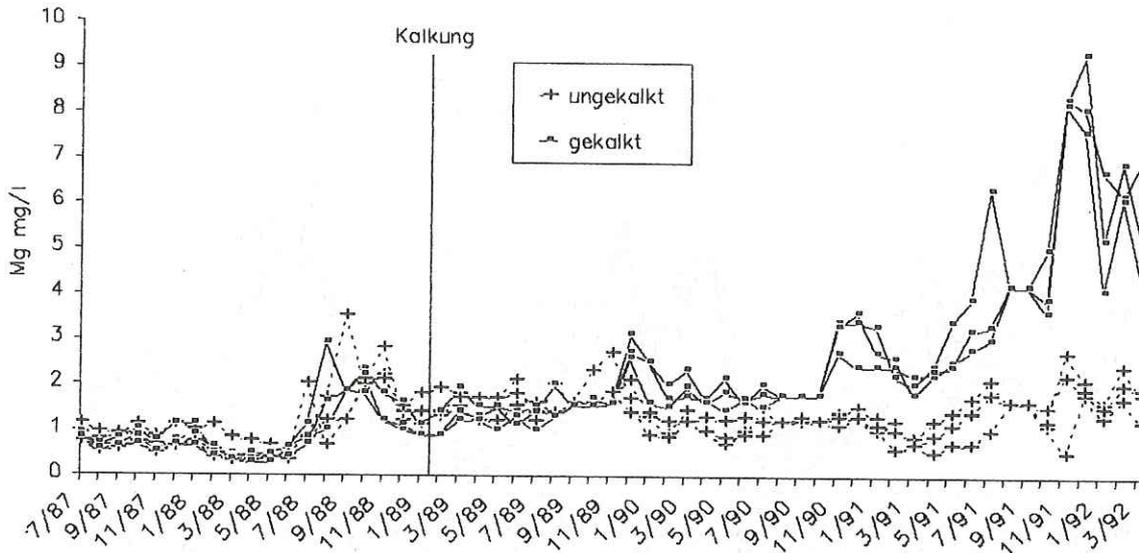


Abb. 9: Verlauf der Magnesiumkonzentration im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

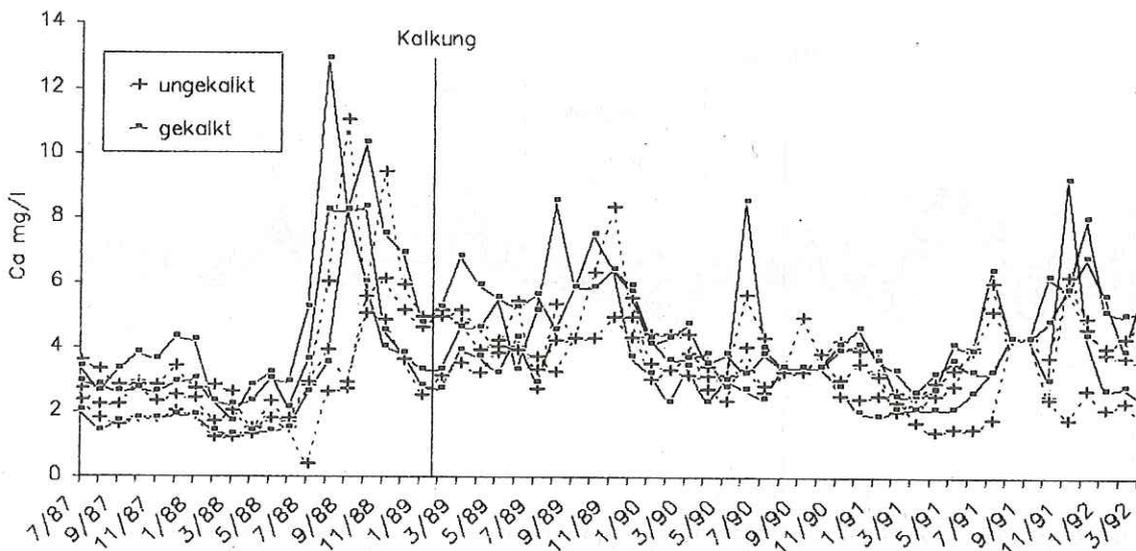


Abb. 10: Verlauf der Calciumkonzentration im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

Anhang 8,

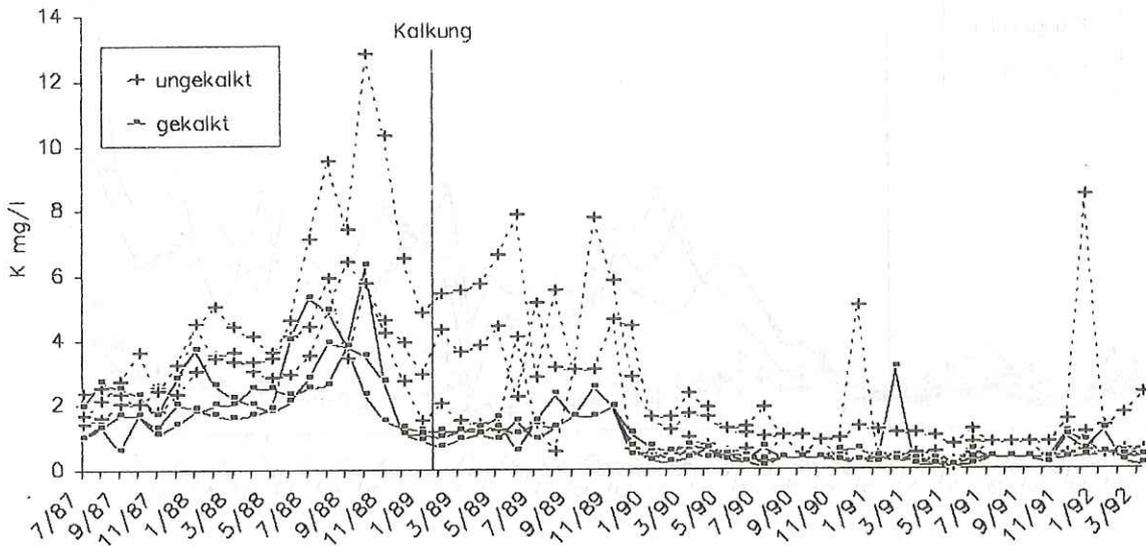


Abb. 11: Verlauf der Kaliumkonzentration im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Idar-Oberstein

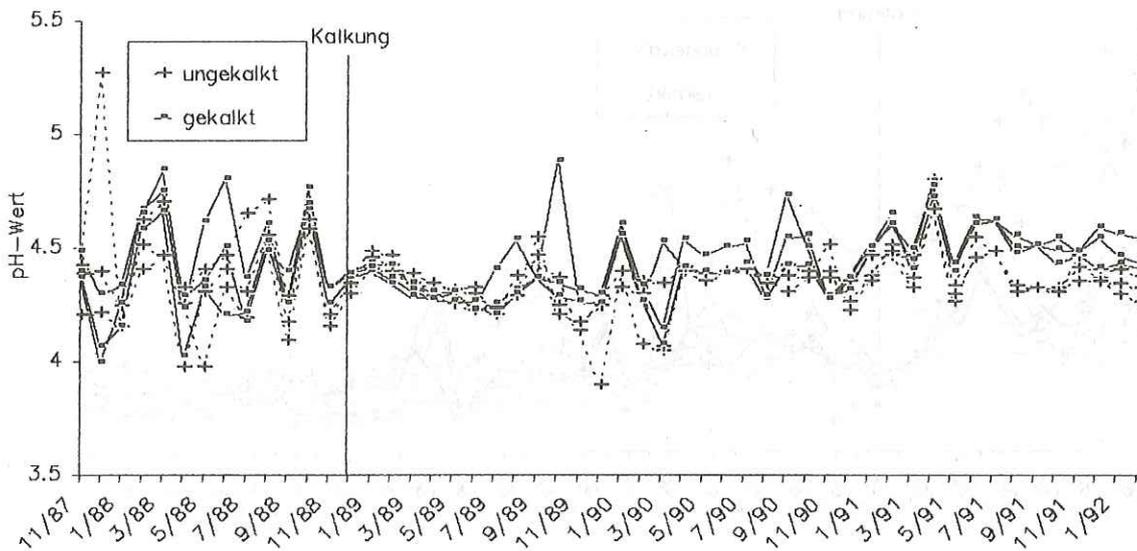


Abb. 12: Verlauf des pH-Wertes im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Merzalben

Anhang 8,

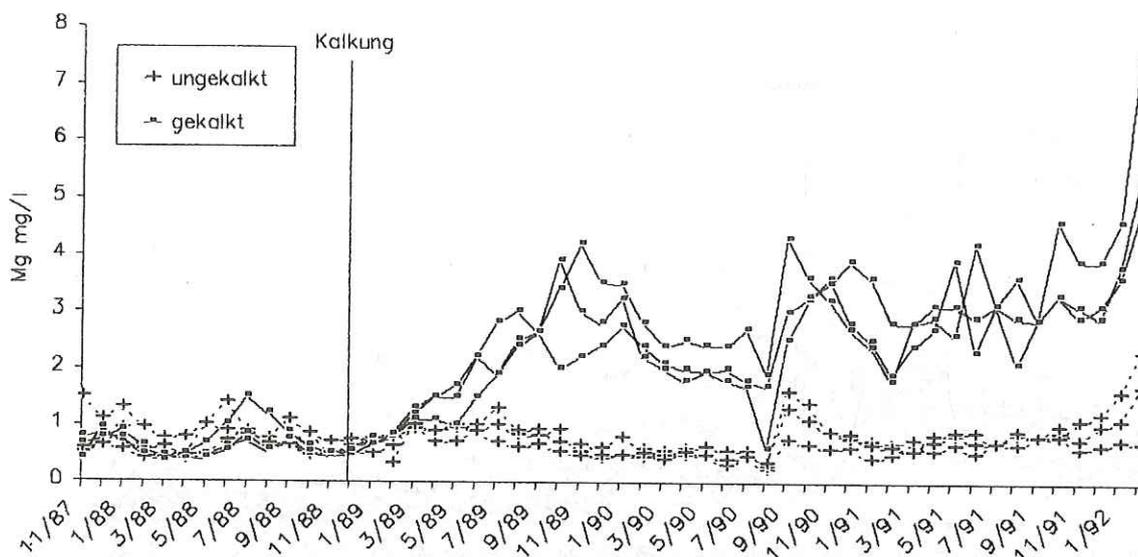


Abb. 13: Verlauf der Magnesiumkonzentration im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Merzalben

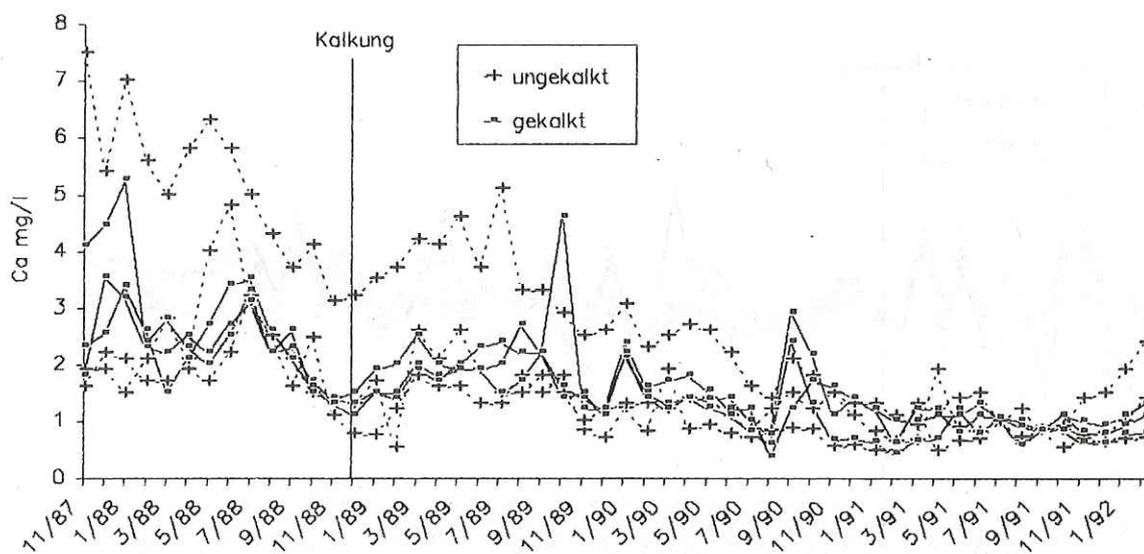


Abb. 14: Verlauf der Calciumkonzentration im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Merzalben

Anhang 8,

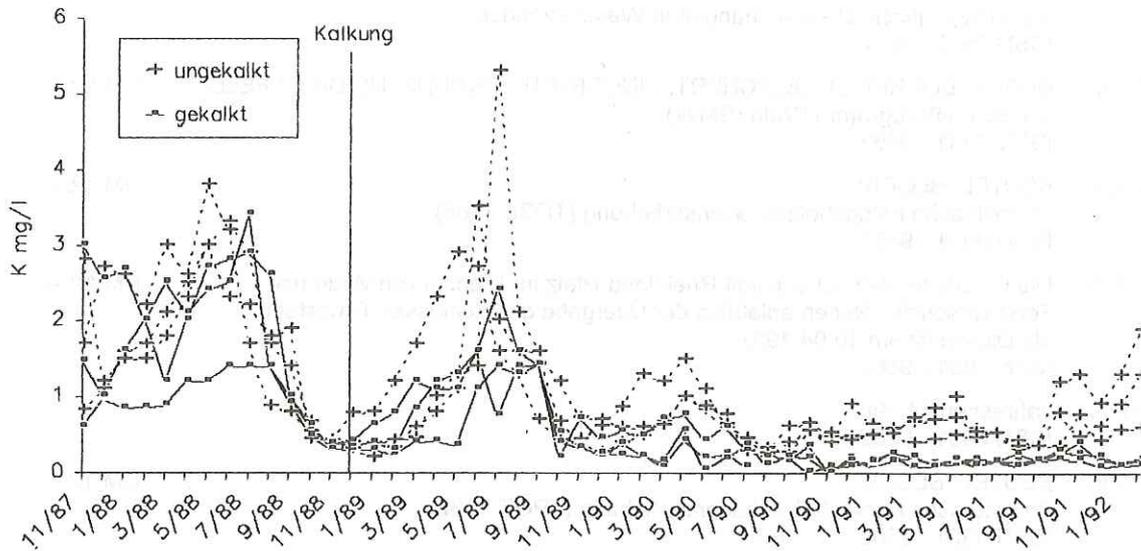


Abb. 15: Verlauf der Kaliumkonzentration im Mineralbodensickerwasser in 10 cm Tiefe auf einer gekalkten und einer nicht gekalkten Parzelle am Standort Merzalben

Bisher sind folgende Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz erschienen:

1/1987	Jahresbericht 1984-1986 ISSN 0931 - 9662	
2/1987	BLOCK, STELZER: Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen ISSN 0931 - 9662	DM 12,--
3/1987	BLOCK, BOCKHOLT, BORCHERT, FINGERHUT, FRAUDE, HEIDINGSFELD: Sondermeßprogramm Wald (SMW) ISSN 0931 - 9662	DM 12,--
4/1987	BEUTEL, BLOCK: Terrestrische Feldgehölzschadenserhebung (TFGE 1986) ISSN 0931 - 9662	DM 12,--
5/1988	Die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz im Dienste von Wald und Forstwirtschaft - Reden anlässlich der Übergabe des Schlosses Trippstadt als Dienstsitz am 10.04.1987 ISSN 0931 - 9662	DM 12,--
6/1988	Jahresbericht 1987 ISSN 0931 - 9662	
7/1988	BEUTEL, BLOCK: Terrestrische Parkgehölzschadenserhebung (TPGE 1987) ISSN 0931 - 9662	DM 12,--
8/1988	GERECKE: Zum Wachstumsgang von Buchen in der Nordpfalz ISSN 0931 - 9662	DM 30,--
9/1989	Jahresbericht 1988 ISSN 0936 - 6067	
10/1989	HEIDINGSFELD: Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-Waldschadenserhebung in Rheinland-Pfalz ISSN 0931 - 9662	DM 25,--
11/1989	BLOCK, DEINET, HEUPEL, ROEDER, WUNN: Empirische, betriebswirtschaftliche und mathematische Untersuchungen zur Wipfelköpfung der Fichte ISSN 0931 - 9662	DM 12,--
12/1989	Jahresbericht 1989 ISSN 0931 - 9662 ISSN 0936 - 6067	
13/1990	SCHÜLER: Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch Kastellaun - angelegt 1959 - heute noch aktuell? ISSN 0931 - 9662	DM 12,--
14/1990	BLOCK: Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldgebieten 1984 - 1989 ISSN 0931 - 9662	DM 12,--
15/1990	Jahresbericht 1990 ISSN 0931 - 9662 ISSN 0936 - 6067	
16/1991	BLOCK, BOCKHOLT, BORCHERT, FINGERHUT, HEIDINGSFELD, SCHRÖCK: Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983 - 1989 ISSN 0931 - 9662	DM 12,--

- |         |   |          |
|---------|---|----------|
| 17/1991 | BLOCK, BOPP, GATTI, HEIDINGSFELD, ZOTH:<br>Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in<br>Rheinland-Pfalz<br>ISSN 0931 - 9662   | DM 12,-- |
| 18/1991 | SCHÜLER, BUTZ-BRAUN, SCHÖNE:<br>Versuche zum Bodenschutz und zur Düngung von Waldbeständen<br>ISSN 0931 - 9662  | DM 12,-- |
| 19/1991 | AUTORENKOLLEKTIV<br>Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Sturm- und Immissionsschäden<br>im Vorderen Hunsrück - "SIMS" -<br>ISSN 0931 - 9662  | DM 12,-- |
| 20/1992 | Jahresbericht 1991<br>ISSN 0931 - 9662<br>ISSN 0936 - 6067  |          |
| 21/1992 | AUTORENKOLLEKTIV<br>Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen<br>zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldöko-<br>systemen - Zwischenergebnisse aus den Versuchsjahren 1988 - 1991 -<br>ISSN 0931 - 9662 | DM 12,-- |
| 22/1992 | Jahresbericht 1992<br>ISSN 0931 - 9662<br>ISSN 0936 - 6067  |          |
| 23/1993 | HEIDINGSFELD:<br>Neue Konzepte zum Luftbildeinsatz für großräumig permanente Waldzustands-<br>erhebungen und zur bestandesbezogenen Kartierung flächenhafter Waldschäden<br>ISSN 0931 - 9662  | DM 18,-- |
| 24/1993 | BLOCK:<br>Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in<br>Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen<br>ISSN 0931 - 9662  | DM 12,-- |

1001	1001	1001	1001
1002	1002	1002	1002
1003	1003	1003	1003
1004	1004	1004	1004
1005	1005	1005	1005
1006	1006	1006	1006
1007	1007	1007	1007
1008	1008	1008	1008
1009	1009	1009	1009
1010	1010	1010	1010
1011	1011	1011	1011
1012	1012	1012	1012
1013	1013	1013	1013
1014	1014	1014	1014
1015	1015	1015	1015
1016	1016	1016	1016
1017	1017	1017	1017
1018	1018	1018	1018
1019	1019	1019	1019
1020	1020	1020	1020
1021	1021	1021	1021
1022	1022	1022	1022
1023	1023	1023	1023
1024	1024	1024	1024
1025	1025	1025	1025
1026	1026	1026	1026
1027	1027	1027	1027
1028	1028	1028	1028
1029	1029	1029	1029
1030	1030	1030	1030
1031	1031	1031	1031
1032	1032	1032	1032
1033	1033	1033	1033
1034	1034	1034	1034
1035	1035	1035	1035
1036	1036	1036	1036
1037	1037	1037	1037
1038	1038	1038	1038
1039	1039	1039	1039
1040	1040	1040	1040
1041	1041	1041	1041
1042	1042	1042	1042
1043	1043	1043	1043
1044	1044	1044	1044
1045	1045	1045	1045
1046	1046	1046	1046
1047	1047	1047	1047
1048	1048	1048	1048
1049	1049	1049	1049
1050	1050	1050	1050
1051	1051	1051	1051
1052	1052	1052	1052
1053	1053	1053	1053
1054	1054	1054	1054
1055	1055	1055	1055
1056	1056	1056	1056
1057	1057	1057	1057
1058	1058	1058	1058
1059	1059	1059	1059
1060	1060	1060	1060
1061	1061	1061	1061
1062	1062	1062	1062
1063	1063	1063	1063
1064	1064	1064	1064
1065	1065	1065	1065
1066	1066	1066	1066
1067	1067	1067	1067
1068	1068	1068	1068
1069	1069	1069	1069
1070	1070	1070	1070
1071	1071	1071	1071
1072	1072	1072	1072
1073	1073	1073	1073
1074	1074	1074	1074
1075	1075	1075	1075
1076	1076	1076	1076
1077	1077	1077	1077
1078	1078	1078	1078
1079	1079	1079	1079
1080	1080	1080	1080
1081	1081	1081	1081
1082	1082	1082	1082
1083	1083	1083	1083
1084	1084	1084	1084
1085	1085	1085	1085
1086	1086	1086	1086
1087	1087	1087	1087
1088	1088	1088	1088
1089	1089	1089	1089
1090	1090	1090	1090
1091	1091	1091	1091
1092	1092	1092	1092
1093	1093	1093	1093
1094	1094	1094	1094
1095	1095	1095	1095
1096	1096	1096	1096
1097	1097	1097	1097
1098	1098	1098	1098
1099	1099	1099	1099
1100	1100	1100	1100