



Bundesministerium  
für Umwelt, Naturschutz  
und Reaktorsicherheit

# SCHRIFTENREIHE REAKTORSICHERHEIT UND STRAHLENSCHUTZ

## UNTERSUCHUNGEN ZUM VERHALTEN VON RADIOCÄSIUM IN WILDSCHWEINEN UND ANDEREN BIOMEDIEN DES WALDES

BMU - 2005-675



WIR STEUERN UM AUF ERNEUERBARE ENERGIEN.

**BMU – 2005-675**

**„Untersuchungen zum Verhalten von Radiocäsium in  
Wildschweinen und anderen Biomedien des Waldes“**

**Dr. Fielitz Umweltanalysen**

**Thomasberg 33**

**37115 Duderstadt**

## **IMPRESSUM**

Dieser Band enthält einen Abschlussbericht über ein vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) gefördertes Vorhaben. Verantwortlich für den Inhalt sind allein die Autoren. Das BMU übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie die Beachtung privater Rechte Dritter. Der Eigentümer behält sich alle Rechte an der weiteren Nutzung oder Vervielfältigung des Berichts vor.

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder und muss nicht mit der des BMU übereinstimmen.

### **Herausgeber:**

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Referat RS I 2

Postfach 12 06 29

53048 Bonn

ISSN 1612-6386

Erscheinungsjahr: 2005

# Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b> .....	1
<b>Summary</b> .....	3
<b>Einleitung</b> .....	5
<b>1. Untersuchungsgebiet</b> .....	5
<b>2. Material und Methoden</b> .....	8
2.1 Geografisches Informationssystem.....	8
2.2 Probenahme und -aufbereitung.....	8
2.3 Vorkommen von Rehen, Rothirschen und Wildschweinen.....	9
2.4 Untersuchung von Mageninhalten.....	9
2.4.1 Mageninhaltsanalysen von Rothirschen und Wildschweinen.....	9
2.4.1.1 Bestimmung des Bodenanteils in Wildschweinmägen.....	11
2.4.2 Mageninhaltsanalysen von Rehen.....	11
2.5 Radioökologische Modellierung.....	12
2.5.1 <sup>137</sup> Cs Dynamik im Bodenmodell.....	13
2.5.2 <sup>137</sup> Cs Dynamik im Pflanzenmodell.....	15
2.5.3 <sup>137</sup> Cs Dynamik im Wildtiermodell.....	15
2.5.3.1 Die Kinetik von <sup>137</sup> Cs im Tierkörper.....	16
2.5.3.2 <sup>137</sup> Cs Transfer in den Tierkörper.....	17
2.5.3.3 Menge der täglich aufgenommenen Nahrung.....	18
2.5.3.4 Nahrungsaufnahme in Pilzjahren.....	21
2.5.4 Modell für die Migration von <sup>137</sup> Cs in Bodenprofilen.....	21
<b>3. Aktivitätsbestimmung</b> .....	23
<b>4. Ergebnisse</b> .....	24
4.1 <sup>137</sup> Cs in Waldböden.....	24
4.1.1 Tiefenverteilung von <sup>137</sup> Cs in Profilen im Untersuchungsgebiet.....	25
4.1.2 Tiefenverteilung von <sup>137</sup> Cs in Profilen der Probefläche B1.....	29
4.1.3 Modell zur Tiefenverteilung von <sup>137</sup> Cs im Boden.....	31
4.1.3.1 Modellprognose für die Tiefenverteilung von <sup>137</sup> Cs bis 2020.....	33
4.1.4 Diskussion.....	35
4.2 <sup>137</sup> Cs in Nahrungsbestandteilen von Wildtieren.....	36
4.2.1 <sup>137</sup> Cs in Pflanzen.....	36
4.2.1.1 Zeitverlauf und saisonale Variabilität von <sup>137</sup> Cs in Pflanzen.....	37
4.2.2 <sup>137</sup> Cs in Beeren.....	40
4.2.3 <sup>137</sup> Cs in Pilzen.....	41
4.2.3.1 Oberirdische Fruchtkörper.....	41
4.2.3.2 Hirschtrüffel.....	42
4.2.4 Zusammenfassung: <sup>137</sup> Cs in Nahrungsbestandteilen von Wildtieren.....	44

4.3	<sup>137</sup> Cs in Wildtieren.....	47
4.3.1	Mageninhaltsanalysen.....	47
4.3.1.1	Panseninhaltsanalysen von Rehen.....	48
4.3.1.2	Panseninhaltsanalysen von Rothirschen.....	51
4.3.1.3	Mageninhaltsanalysen von Wildschweinen.....	54
4.3.2	<sup>137</sup> Cs in Rehen.....	62
4.3.2.1	Radioökologische Modellierung von <sup>137</sup> Cs in Rehen.....	68
4.3.3	<sup>137</sup> Cs in Rothirschen.....	72
4.3.3.1	Radioökologische Modellierung von <sup>137</sup> Cs in Rothirschen.....	73
4.3.4	<sup>137</sup> Cs in Wildschweinen.....	75
4.3.4.1	Beitrag von Nahrungsbestandteilen zur <sup>137</sup> Cs Aktivität von Wildschweinen.....	77
4.3.4.2	Radioökologische Modellierung von <sup>137</sup> Cs in Wildschweinen...	78
4.3.5	Raubbewegungen der Wildtiere.....	83
<b>5.</b>	<b>Literatur</b> .....	<b>85</b>
	<b>Danksagung</b> .....	<b>90</b>
	<b>Karten</b> .....	<b>90</b>
	<b>Anhang</b> .....	<b>91</b>

## Zusammenfassung

In diesem Forschungsvorhaben wurden von 2001 bis 2004 die Ursachen für die vergleichsweise hohe  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Wildbret, insbesondere von Wildschweinen, in Teilen des Bayerischen Waldes, die durch den Tschernobyl-Fallout besonders betroffen sind, detailliert aufgeklärt. Ein wesentliches Ziel des Forschungsvorhabens war die Entwicklung eines dynamischen radioökologischen Modells, das den bisherigen Zeitverlauf der Kontamination von Rehen, Rothirschen und Wildschweinen beschreibt und den weiteren Verlauf prognostiziert. Die Zusammensetzung der Nahrung von Wildschweinen und Rothirschen wurde durch Mageninhaltsanalysen bestimmt, die relevanten Nahrungskomponenten dann im Untersuchungsgebiet beprobt und deren  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität ermittelt.

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 20 **Bodenprofile** bis 20-30 cm Tiefe volumenecht entnommen. Es zeigt sich, dass der größte Teil der Aktivität nicht mehr in der Humusaufgabe ist, wie in den 80er und 90er Jahren, sondern in dem ca. 8 cm umfassenden Bereich zwischen der unteren Humusaufgabe und dem oberen Mineralboden. Inzwischen enthalten auf der Dauerprobefläche B1 die obersten 2 cm des Bodens mit 1,4% fast gleich viel Aktivität wie die 28-30 cm Schicht mit 1,2%.

Für die mathematische Beschreibung der Tiefenverteilung von  $^{137}\text{Cs}$  im Waldboden wurde ein radioökologisches Modell entwickelt, das den Boden in übereinander liegende 2 cm Kompartimente einteilt, in denen die Migration, Fixierung und Desorption von  $^{137}\text{Cs}$  stattfindet. Diese Prozesse werden durch ein System von Differenzialgleichungen beschrieben. Die mittlere Abweichung der Modelldaten von den Messdaten beträgt 0,77%.

Bei allen untersuchten **Pflanzenarten** nahm die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von 1987 bis 2004 deutlich ab, bei den meisten Arten setzte sich der seit 1995 bestehende Trend zu einer langsameren Aktivitätsabnahme fort. Viele Pflanzenarten hatten mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Gehalte in den Blättern von unter  $1.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  Frischsubstanz (FS), nur wenige Arten, wie Dornfarn und Heidelbeere, wiesen höhere Aktivitäten auf. Parasol mit durchschnittlich  $24 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$  und Maronenröhrlinge mit rund  $2.800 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$  repräsentieren typische Radiocäsiumgehalte in den oberirdischen Fruchtkörpern von Pilzen. Dagegen übertraf die Kontamination von Hirschtrüffeln, mit durchschnittlich  $26.800 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$ , alle anderen potenziellen Nahrungsbestandteile der Wildschweine, um ein Vielfaches.

Es wurden die **Nahrungsbestandteile** von 37 Rothirschmägen und 70 Wildschweinmägen ermittelt. Bei den Mageninhaltsanalysen von **Rothirschen** stellten Gräser, die mit 29 Arten vertreten waren, mit 60,2% die mit Abstand wichtigste Gruppe und wurden in allen Mägen nachgewiesen. Das Nahrungsspektrum der **Wildschweine** war wesentlich differenzierter. Die untersuchten Wildschweinmägen enthielten rund 20% Gräser, Früchte und Bestandteile aus Fütterungen zu je 17%, Kräuter 12%, Wurzeln 12% und Boden 11%. Pilze machten 7,6% aus, wovon 5,5% auf Hirschtrüffeln entfielen. Während der Buchenmast 2003 enthielten die Mägen mehrere Monate lang vorwiegend Bucheckern.

Die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von **Rothirschen** nahm von 1986-2004 hoch signifikant ab ( $n=205$ ,  $P<0,0001$ ). Messwerte über  $1000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  kommen bereits seit 1994 nicht mehr vor, 2003 lag kein Messwert über  $500 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Von April 1987 bis April 2004 beträgt die effektive

Halbwertszeit für  $^{137}\text{Cs}$  in Rothirschen 4,6 Jahre. Trendmäßig werden Rothirsche in den nächsten Jahren nur noch vereinzelt über  $600 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$  aufweisen.

Im Muskelfleisch von **Rehen** variierte die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in jedem Untersuchungsjahr ausgesprochen saisonal, mit niedrigen Werten im Frühjahr und deutlich höheren Werten im Herbst. Für den gesamten Untersuchungszeitraum, von 1987-2004, ergibt sich für  $^{137}\text{Cs}$  in Rehen ( $n=1.663$ ) eine effektive Halbwertszeit von 6,9 Jahren ( $P<0,0001$ ). Die mathematische Abschätzung des weiteren Verlaufs der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Rehwild ergibt, dass ab dem Jahr 2017 etwa 95% der erlegten Tiere weniger als  $600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  Gesamtcesium haben werden.

Die  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von **Wildschweinen** nahm von 1987 bis 2004, mit einer Verdoppelungszeit von 78 Jahren, statistisch nicht signifikant, zu. Die mittlere Kontamination betrug 2004 rund  $6.710 \text{ Bq/kg}$  ( $n=91$ ), 1988 war es  $4.810 \text{ Bq/kg}$  ( $n=34$ ) in der Frischsubstanz. Als bedeutendste Kontaminationsquelle für Wildschweine müssen unterirdisch wachsende Hirschtrüffel angesehen werden, die mit rund 82% den mit Abstand größten Beitrag am  $^{137}\text{Cs}$  Input leisten. Bei Wildschweinen im Untersuchungsgebiet kann auch in den kommenden zwei Jahrzehnten nicht mit dem Rückgang der Cs-Kontamination gerechnet werden. Lediglich während so genannter Mastjahre ist mit weniger als  $600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  kontaminiertem Wildschweinfleisch zu rechnen. Es wird empfohlen, grundsätzlich jedes erlegte Wildschwein aus dem Untersuchungsgebiet auf die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität messen zu lassen.

Die entwickelten radioökologischen Modelle ermöglichen die Abschätzung der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Rehen, Rothirschen und Wildschweinen. Die Modelle enthalten eine detaillierte Beschreibung der Dynamik von  $^{137}\text{Cs}$  in den wesentlichen Kompartimenten Boden und Pflanzen und die Modellierung der qualitativen und quantitativen Nahrungsaufnahme von Reh, Rothirsch und Wildschwein. Die Flüsse zwischen den Kompartimenten werden durch ein System von Differenzialgleichungen beschrieben.

Der Verlauf der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität im untersuchten Waldökosystem wird in den nächsten Jahrzehnten besonders von der Migration des Nuklids im Waldboden abhängen. Setzt sich der festgestellte Trend, eine zwar langsame, aber doch kontinuierliche Wanderung des Nuklids in tiefere Mineralbodenschichten fort, so wird auch die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in den relativ hoch kontaminierten Wildschweinen und in vielen Pilzarten langsam abnehmen.

## Summary

In this research project the reasons for the relative high  $^{137}\text{Cs}$  activity of game, in particular of wild boar, have been clarified in detail. The monitored area is located in the Bavarian Forest, a region particularly affected by the Chernobyl fallout. An important aim of the research project has been the development of a dynamic radio-ecological model suitable to describe the time course of the contamination of roe deer, red deer and wild boar in the past and suitable to forecast the future contamination. The composition of food eaten by wild boar and red deer was determined by analysis of the animal's stomach content. Samples of the relevant food components were taken in the monitored area and their  $^{137}\text{Cs}$  activities were measured.

In total 20 **vertical soil profiles** were taken from the soil in the monitored area. The major part of activity turned out not to be in the humus layer, as in the 1980s and 1990s, but in the approximately 8 cm thick zone between the lower part of the humus layer and the mineral soil. Meanwhile the upper 2 cm of the soil in the area B1, which is permanently monitored, contain only 1.4% of the total activity and thus nearly the same amount as the soil layer between 28 and 30 cm with 1.2%.

In order to describe the vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  in the forest soil a radio-ecological model was developed, which divides the soil in compartments of 2 cm. In these compartments migration, fixation and desorption of  $^{137}\text{Cs}$  take place. These processes are described by a system of differential equations. A mean deviation of 0.77 % between modelled and measured values is computed.

All examined **plant types** showed a pronounced decrease of the  $^{137}\text{Cs}$  activity from 1987 until 2004. The deceleration of the decrease, which can be observed since 1995 for most plant types, continues. The mean  $^{137}\text{Cs}$  activity of many plant types was below  $1000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  in the fresh substance (FS). Only few plant types, such as the spinulose woodfern (*Dryopteris carthusiana*) and bilberry (*Vaccinium myrtillus*), showed higher activities. *Macrolepiota procera* with  $24 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  on average and *Xerocomus badius* with about  $2800 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  represent radiocaesium levels typical of aboveground fructifying parts of mushrooms. However, with an average of  $26800 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  the contamination of **deer truffles** (*Elaphomyces granulatus*) surpassed by a multiple the contamination of all other potential food types of the considered game, which is an important fact in particular for wild boar.

The **food components** of 37 stomachs of red deer and 70 stomachs of wild boar were determined. The analysis of the stomach content of **red deer** showed, that grasses, which have been found in all stomachs and of which 29 different types could be identified, are with 60.2% by far the most important food component of red deer. The food spectrum of **wild boar** reveals much more variety. The examined stomachs of wild boar contained approximately 20% grass, 17% fruits and 17% fodder components, 12% herbs, 12% roots and 11% soil. Mushrooms contributed 7.6%, of which 5.5% were deer truffles. During the beech mast in 2003 the stomachs of wild boar contained mainly beech-nuts during a period of several months.

The  $^{137}\text{Cs}$  activity of **red deer** decreased from 1986 to 2004 highly significant ( $n=205$ ,  $P<0,0001$ ). Since 1994 no values above  $1000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  were measured, in 2003 no measured value was above  $500 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . From April 1987 to April 2004 the effective half-life of  $^{137}\text{Cs}$  in red deer is 4.6 years. Basing on this trend red deer will show values above  $600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  in only very few cases during the next years.

The  $^{137}\text{Cs}$  activity of muscle flesh of **roe deer** shows a pronounced seasonal variation in every year, with lower values in spring and clearly higher values in autumn. By considering the whole examination period from 1987 to 2004, an effective half-life of 6.9 years ( $P<0,0001$ ) is determined. The mathematical estimation of the future temporal course of the  $^{137}\text{Cs}$  contamination of roe deer leads to the prognosis, that from the year 2017 on approximately 95% of the animals will be contaminated with less than  $600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  caesium.

The  $^{137}\text{Cs}$  contamination of **wild boar** increased from 1987 to 2004 statistically non-significant with a half-life of +78 years. The mean contamination in 2004 was approximately  $6710 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $n=91$ ). In 1988 the mean value was  $4810 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $n=34$ ) in the fresh substance. Deer truffles have to be considered as the most important source of contamination, since they contribute predominantly (with 82%) to the  $^{137}\text{Cs}$  input of wild boar. In the next two decades a decrease of the  $^{137}\text{Cs}$  contamination is not to be expected. In so-called mast years only the flesh of wild boar can be assumed to have values below  $600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . It is thus recommended that without any exception the  $^{137}\text{Cs}$  contamination of all wild boars, which are shot in the monitored area, is measured.

The radio-ecological models developed for roe deer, red deer and wild boar allow an estimation of the  $^{137}\text{Cs}$  contamination. The models contain a detailed description of the dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  in the essential compartments soil and plants and a modelling of the qualitative and quantitative food intake for roe deer, red deer and wild boar. The fluxes between the compartments are described by a system of differential equations.

## Einleitung

Auch 18 Jahre nach dem Tschernobyl-Fallout werden in regional begrenzten Gebieten der Bundesrepublik in einigen Pilzarten und im Fleisch von Wildtieren deutlich erhöhte  $^{137}\text{Cs}$  Kontaminationen gemessen. Bei Wildschweinen hat sich die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität seit dem Reaktorunfall in einigen Gebieten kaum verändert. Darüber hinaus werden auch in anderen Biomedien des Waldes, im Vergleich zu landwirtschaftlichen Nutzflächen, erhöhte  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten festgestellt.

Diese Unterschiede in der Kontamination sind dadurch bedingt, dass der Transfer von Radiocäsium in Pflanzen auf landwirtschaftlich genutzten Böden durch die Fixierung von Cs-Ionen in Tonmineralen, das hohe Nährstoffangebot und einen hohen pH-Wert, nur gering, auf Waldböden aber, insbesondere im Auflagehumus, relativ hoch ist. Darüber hinaus finden in Waldökosystemen, neben rein physikalischen (Desorption, Fixierung etc.), auch dynamisch biologische Prozesse (Streueintrag, Zersetzung etc.) statt, die die Kontamination von Vegetation und Wildtieren in komplexer Weise beeinflussen.

In diesem Forschungsvorhaben wurden die Ursachen für die vergleichsweise hohe  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Wildbret, insbesondere von Wildschweinen detailliert aufgeklärt und der längerfristige Verlauf der Kontamination untersucht. Da sich die im Fleisch einstellende  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität im Wesentlichen durch Ingestion ergibt, wurde die Zusammensetzung der Nahrung von Reh, Rothirsch und Wildschwein durch genaue Analyse des Mageninhalts bestimmt. Die ermittelten Nahrungsbestandteile wurden im Untersuchungsgebiet regelmäßig beprobt und die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität gemessen. Aus den Messwerten wurde der Beitrag an der Gesamtaufnahme von  $^{137}\text{Cs}$  quantifiziert und aus der berechneten Gesamtzufuhr die Kontamination von Muskelfleisch abgeschätzt. Da die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität der wichtigsten Nahrungskomponenten, Waldbodenpflanzen und Pilze im Wesentlichen von dem pflanzenverfügbaren  $^{137}\text{Cs}$  Angebot im Wurzelraum abhängt, wird die langfristige Migration des Nuklids in Bodenprofilen durch Messungen und Berechnung von ökologischen Halbwertszeiten quantifiziert.

Basierend auf den erhobenen Daten wurde ein dynamisches radioökologisches Modell entwickelt, das den bisherigen  $^{137}\text{Cs}$  Kontaminationsverlauf von Reh, Rothirsch und Wildschwein beschreibt und die weitere Entwicklung prognostiziert.

### 1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im östlichen Bayerischen Wald, in unmittelbarer Nähe zu Tschechien. Es umfasst die Flächen des Forstamtes Bodenmais, der Fürstlich Hohenzollernschen Forstverwaltung, der Privatjagd Paternoster und des Nationalparks Bayerischer Wald (Abbildung 1). Insgesamt handelt es sich um eine Fläche von rund 40.000 ha. Während des Untersuchungszeitraums erfolgte eine Reform der Forstämter, wobei ein Teil der bisher zum Forstamt Bodenmais gehörenden Flächen an das Forstamt Regen abgegeben wurde.

Die Wälder um Bodenmais, Bayerisch Eisenstein und im Nord-westlichen Teil des Nationalparks Bayerischer Wald gehören zu den durch den Tschernobyl-Fallout besonders

betroffenen Gebieten, auf der Dauerprobefläche B1 betrug die mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Flächenaktivität 2004 noch  $72.830 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ . Vergleichbare Kontaminationen wurden auch im Grenzgebiet östlich von Bayerisch Eisenstein festgestellt.

Aufgrund der ungünstigen Standortfaktoren ergibt sich hier ein relativ hoher Transfer des Nuklids in die Biomedien der Nahrungskette. Die  $^{137}\text{Cs}$  Gehalte von Pflanzen, Beeren, Pilzen und Wildtieren aus den Wäldern von Bodenmais gehören zu den Höchsten in der Bundesrepublik. Nach Süd-Osten nimmt die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität des Bodens deutlich ab.

Im Gebiet Bodenmais wurde die Dynamik von Radiocäsium bereits in mehreren FV von 1987 bis 2000 intensiv untersucht.

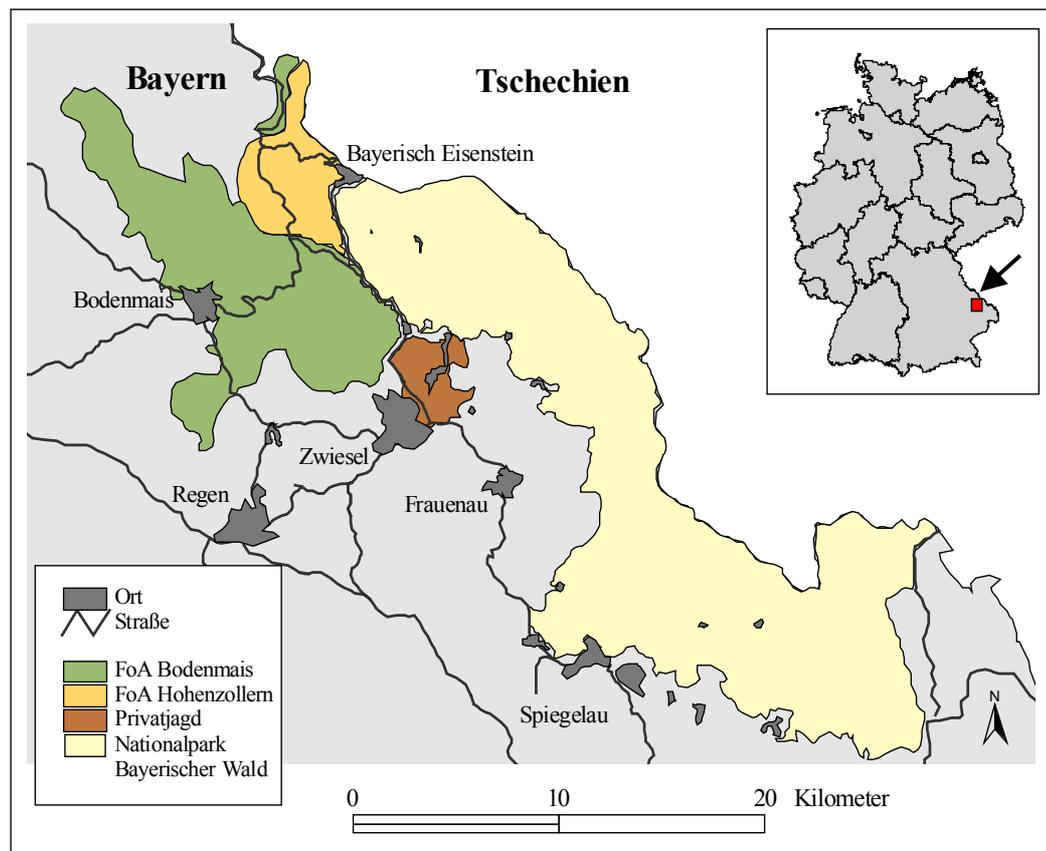


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich in einer Höhenlage zwischen 550-1.450 m ü. M.. Im Jahresmittel beträgt die Temperatur  $5 \text{ }^{\circ}\text{C}$  und es fallen, je nach Höhenlage, zwischen 1.040-1.550 mm Niederschlag. Im Winter liegt eine geschlossene Schneedecke von z.T. über 1 Meter Höhe, oft bis April. Das Gebiet ist von zusammenhängenden, submontanen bis montanen Bergmischwäldern, mit Fichte und Buche als Hauptbaumarten bewachsen. Der vorherrschende Bodentyp ist Braunerde.

In Bodenmais wurden 1988 zwei  $100 \times 100 \text{ m}$  große Dauerflächen eingerichtet, die im Folgenden als **B1** und **B2** bezeichnet werden. Auf diesen Flächen wurden in regelmäßigen Abständen Pflanzen-, Pilz- und Bodenproben entnommen, um die langfristige Dynamik

von  $^{137}\text{Cs}$  zu untersuchen. Die wichtigsten Daten der Probeflächen sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Die **Probefläche B1** liegt in Bodenmais, etwa 920 m ü. M., Hauptbaumart ist die Fichte, mit einem Bestandsalter von 120 Jahren. Auf schwach podsoliger Braunerde ist ein 2-8 cm starker, schwach rohumusartiger Moder ausgebildet. Der pH-Wert beträgt im Auflagehumus 3,2, im Mineralboden (0-5 cm) 3,4.

Die **Probefläche B2** befindet sich in 980 m ü. M. und ist mit Fichte (120 jährig), Tanne (120 jährig), Buche (30-110 jährig) und Eberesche (30 jährig) bestockt. Über einer Parabraunerde ist ein 2-8 cm starker, rohumusartiger Moder ausgebildet. Der pH-Wert beträgt sowohl im Humus als auch im Mineralboden (0-5 cm) 3,3. Die Entfernung zur Fläche B1 beträgt 4 km.

Tab. 1: Charakterisierung der Dauerprobeflächen B1 und B2 in Bodenmais

Dauerfläche	B1	B2
Höhe m ü.M. [m]	920	980
Niederschlag [mm•a <sup>-1</sup> ]	1.200	1.250
Bestockung	Fichte, (Tanne, Buche)	Fichte, Tanne, Buche
Humusform	rohumusartiger Moder (2-8 cm)	rohumusartiger Moder (2-8 cm)
Bodentyp	Podsol - Braunerde	Parabraunerde
pH (CaCl <sub>2</sub> ) Mineralboden (0-5cm)	3,4	3,3
Kationenaustausch- kapazität Humus [mymol(eq)•g <sup>-1</sup> ]	K 21; Ca 27; Mg 78; Fe 300; Al 448;	K 31; Ca 45; Mg 61; Fe 210;
Kationenaustausch- kapazität Mineralboden 0-5 cm [mymol(eq)•g <sup>-1</sup> ]	K 3,5; Ca 7,8; Mg 3,8; Fe 2,1; Al 117	K 3,0; Ca 10; Mg 4,0; Fe 8,2; Al 105;
AKE [mymol(eq)•g <sup>-1</sup> ]	144	138
Korngrößenverteilung: Mineralb. 0-5 cm [%]		
Ton	13	
Schluff	27	
Sand	59	

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Geografisches Informationssystem

Die Abbildungen 1, 10 und 47 sind mit einem geografischen Informationssystem (GIS) erstellt worden. Damit können räumliche Informationen maßstabsgetreu dargestellt und analysiert werden, wozu die Attribute von geografischen Objekten, wie z.B. Flüsse oder Waldflächen jeweils in digitalisierte thematische Karten umgewandelt werden. Diese einzelnen Karten können im GIS beliebig kombiniert und überlagert werden.

Die geografischen Informationen zum Untersuchungsgebiet „Bayerischer Wald“ liegen in Gauß-Krüger Koordinaten vor.

### 2.2 Probenahme und -aufbereitung

**Blätter der Kraut und Strauchschicht:** Da sich die Verteilung der oberirdischen Biomasse einer Pflanze im Jahresverlauf ändert, wurden ausschließlich Blätter beprobt. Dazu wurden an jedem Entnahmeterrain von jeder untersuchten Pflanzenart Blattorgane von 20-40 Individuen entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Die entnommenen Proben wurden in Polyäthylenbeutel verpackt und während der meist 4-tägigen Freilandarbeiten kühl gelagert. Im Labor wurde, wenn möglich, von den Pflanzenproben das Frisch- und Trockengewicht bestimmt. Die Trocknung der Proben erfolgte bei 105 °C in Umlufttrockenschränken. Vor der Einwaage in die Messbecher wurden alle Proben in einer Mühle pulverisiert.

**Wurzeln:** Die Wurzeln wurden vorsichtig freigelegt und von der Pflanze abgetrennt. Jede untersuchte Probe war eine Mischprobe aus 5 Exemplaren. Die Lagerung und Aufarbeitung erfolgte entsprechend der bei Blättern, mit der Ausnahme, dass an Wurzeln haftende Bodenpartikel mit Wasser abgespült wurden.

**Pilze:** Von Pilzen wurden nur die oberirdischen Teile, also der Pilzstiel mit Hut entnommen. Jede untersuchte Probe war eine Mischprobe aus 3 Exemplaren, die möglichst vom selben Myzel stammten.

**Boden:** Bei jedem Entnahmeterrain wurden Bodenprofile mit einem Bohrstock volumenecht entnommen. Jede Profilschicht bestand aus 10 Bohrkernen, die in 2 cm Schichtfolgen getrennt und jeweils gleiche Schichten zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Die Entnahmetiefe betrug 20 cm, auf der Dauerprobefläche B1 30 cm. Die Proben wurden in Polyäthylenbeuteln aufbewahrt und bei Standardbedingungen (105 °C) getrocknet. Anschließend wurden sie durch ein Sieb mit 2 mm Maschenweite gesiebt, der Feinboden und der auf dem Sieb verbliebene Skelettanteil gewogen und Letzterer danach verworfen. Zur Aktivitätsbestimmung wurde der Feinboden pulverisiert und in 500 ml bzw. 120 ml Messbecher eingewogen.

**Wild:** Von Wildtieren wurde ausschließlich reines Muskelfleisch vom Unterarm (Musculus flexor digitorum superficiales/profundus) untersucht. Im Labor wurde das Muskelfleisch vom Knochen abpräpariert, von anhaftenden Sehnen und Fett befreit, homogenisiert und in 120 ml Messbecher eingewogen. Die Aktivitätsangaben bei Wildtieren beziehen sich immer auf Bq•kg<sup>-1</sup> Frischsubstanz (FS).

## 2.3 Vorkommen von Rehen, Rothirschen und Wildschweinen

Rehe und Wildschweine kommen im gesamten Untersuchungsgebiet vor. Wildschweine werden im Forstamtsbereich Bodenmais nicht angefüttert, weshalb auch nur wenige Tiere erlegt werden. Die Flächen des Forstamtes Bodenmais und der Fürstlich Hohenzollernschen Forstverwaltung sind so genanntes „Rotwild freies Gebiet“, Rotwild wird nicht geduldet. Trotzdem wandern einzelne Tiere in diese Gebiete ein und bleiben mehr oder weniger lange dort. So wurde z.B. die Bodenvegetation der Dauerprobefläche B1 während der Vegetationsperiode 2004 durch Rothirsche, die sich über mehrere Monate dort aufhielten, stark dezimiert.

## 2.4 Untersuchung von Mageninhalten

### 2.4.1 Mageninhaltsanalysen von Rothirschen und Wildschweinen

Bei Wildschweinen wurde der gesamte Magen entnommen. Bei Rothirschen wurde aufgrund des großen Volumens der Panseninhalt zunächst gut durchgemischt, dann 5 Stichproben entnommen und diese zu einer Fraktion vermengt. Alle Mägen wurden bis zur Analyse tief gefroren. Die Mägen von Wildschweinen wurden im Labor geöffnet und entleert, wobei an den Mageninnenwänden verbliebene Nahrungsreste abgelöst wurden, ohne Eigengewebe zu entnehmen. Der Mageninhalt wurde gewogen. Um die Einzelbestandteile des Mageninhalts zu bestimmen, wird nach dem folgenden Schema verfahren (Abbildung 2).

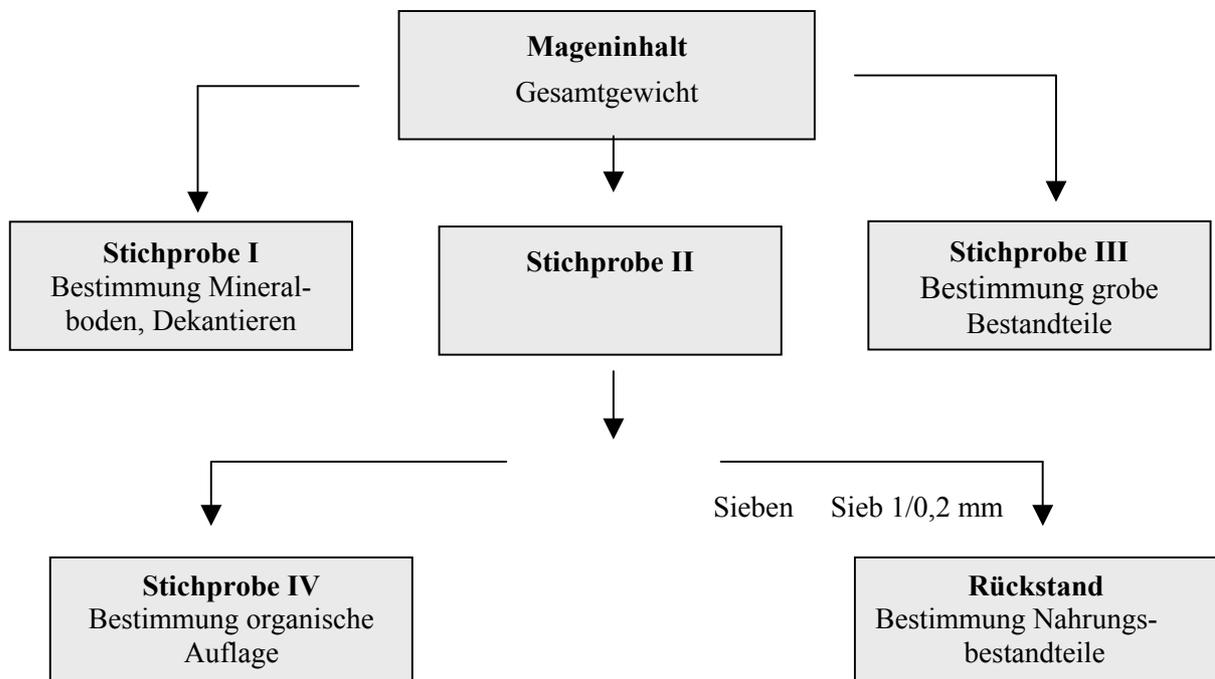


Abb. 2: Schematische Darstellung der Mageninhaltsanalyse bei Wildschweinen und Rothirschen

Zunächst werden grobe Bestandteile aus dem Mageninhalt herausgesucht und zur späteren Bestimmung, zur Stichprobe III vereinigt. In den Mägen von Rothirschen und Wildschweinen sind häufig noch Teile von Nahrungskomponenten wie Blätter, Gräser und Farnrhizome, sowie Bruchstücke von Pilzen enthalten, die die Bestimmung vereinfachen. Aus dem durchmischten Mageninhalt werden 5 Teilproben entnommen, zur Stichprobe II vereinigt und gewogen (ca. 200 g). Das Material dieser Stichprobe wird durch ein 1 mm Sieb gesiebt und kleine Partikel durch mehrminütiges Spülen mit Wasser entfernt. Der Rückstand wird qualitativ und quantitativ analysiert. Das Filtrat wird auf Borsten von Regenwürmern untersucht, nachdem ein weiteres Sieb (0,2 mm) dazwischen geschaltet wurde, um feine Bestandteile aus dem Filtrat zu entfernen.

Der Rückstand auf dem 1 mm Sieb besteht i.d.R. aus einem Gemisch von unterschiedlich stark zersetzten pflanzlichen und tierischen Fragmenten. Die Blattgewebe werden zwar durch die Magensäfte vorverdaut und in ihrer Struktur verändert, häufig bleiben aber die Epidermen erhalten, die sich durch die Größe und Anordnung verschiedener Zellarten, Härchen und Wachsschichten voneinander unterscheiden und dadurch pflanzenarttypisch sind (Abbildung 3). Insbesondere die Kutikula, die die Epidermis als geschlossene Außenwand überzieht, ist relativ resistent gegenüber Umwelteinflüssen. Sie besteht aus Kutin, einem hoch polymeren Ester, hauptsächlich aus gesättigten C<sub>15</sub> Fett- und Oxyfettsäuren, die selbst durch konzentrierte Schwefelsäure nicht zerstört werden.

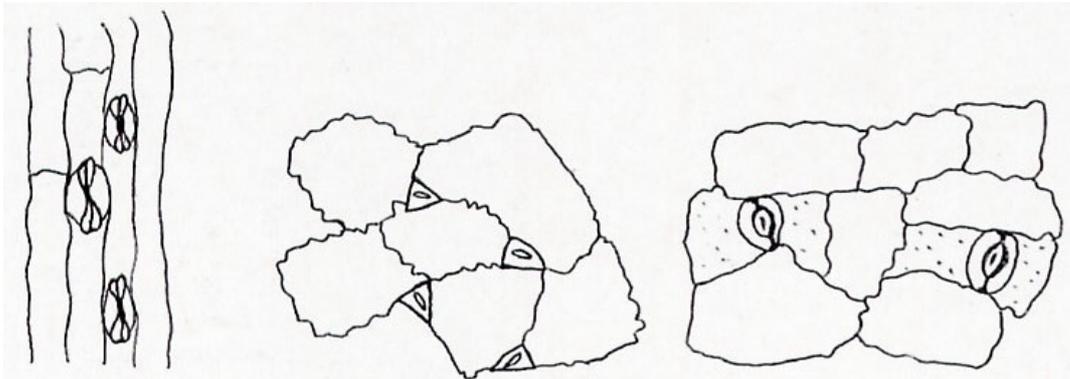


Abb. 3: Schematische Darstellung von Epidermen der Blattunterseiten von Wiesenknäulgras, Rot-Klee und Heidelbeere (von links) mit unterschiedlichen Spaltöffnungen, aus FIELITZ und ALBERS (1996)

Die Bestimmung der **Pflanzenfragmente** erfolgte nach dem Bestimmungsschlüssel von ZETTEL (1985), eigenen Dauerpräparaten und mithilfe langjährig erworbener Kenntnisse im Umgang mit Nahrungsbestandteilen aus Mägen.

Nahrungsbestandteile **tierischen Ursprungs** wurden anhand charakteristischer Gewebestrukturen, wie z.B. Schuppen etc. identifiziert. Im Fall von Säugetieren wurden einzelne Grannenhaare zur Bestimmung herangezogen, da diese in der Regel artspezifische Strukturmerkmale bezüglich Kutikula, Medulla und Cortex aufweisen. Als Bestimmungsschlüssel wurde die Arbeit von DAY (1966) verwendet. Bei größeren zusammenhängenden Gewebepartien (z.B. Hase) wurde, abweichend von dem Stichprobeverfahren, das Frischgewicht direkt bestimmt und auf das Gewicht des Mageninhalts bezogen.

Die Masse der Frischsubstanz eines Nahrungsbestandteils wurde als Anteil am gesamten Mageninhalt umgerechnet.

#### **2.4.1.1 Bestimmung des Bodenanteils in Wildschweinemägen**

**A. Mineralboden:** Der Bodenanteil wurde über den Skelettanteil ermittelt. Zur Bestimmung des Skelettanteils werden aus dem durchmischten Mageninhalt 5 Proben entnommen, zur Stichprobe I vereinigt und diese gewogen (ca. 300 g). Der darin enthaltene Skelettanteil wurde durch Dekantieren ermittelt und auf den Anteil im gesamten Mageninhalt umgerechnet. Der Anteil des Mineralbodens im Magen wurde aus dem Skelettanteil und dem Verhältnis Boden : Skelettanteil in Bodenproben aus dem Untersuchungsgebiet (in der Tiefe, in der Wildschweine wühlen) berechnet.

**B. Organische Auflage:** Ein Problem ist, dass in den Wildschweinemägen oberirdisch und unterirdisch wachsendes Pflanzenmaterial gleichzeitig mit abgestorbenen Pflanzenbestandteilen aus denselben Elementen im Auflagehumus vorhanden sein kann. Es existiert kein direktes Messverfahren um Bestandteile der Humusaufgabe, also die postmortale, organische Substanz, quantitativ zu bestimmen. Die Bestimmung über Titan ist nicht möglich, da sowohl grüne als auch abgestorbene Pflanzenbestandteile (Ol, Of) ähnlich hohe Titankonzentrationen aufweisen (THORNTON und ABRAHAMS, 1983). Daher wurde versucht, den Anteil über eine halb qualitative und halb quantitative Methode zu erfassen:

Zur Bestimmung wurde aus der Stichprobe II 5 mal ca. 1 g entnommen, zu der Stichprobe IV vereinigt und gewogen. Die Stichprobe wurde in eine Laborwanne mit Wasser gegeben, um die Einzelteile sichtbar zu machen. Die erkennbaren Pflanzenteile, wie Blattreste, Wurzeln, Pilze etc. wurden mit einer Pinzette entfernt. In der Laborwanne verblieb, je nach Mageninhalt, eine feine dunkle Suspension. Diese Lösung wurde mithilfe einer Wasserstrahlpumpe abgenutscht. Der auf dem Filter verbleibende Teil, Bestandteile der organischen Humusaufgabe bzw. der organische Anteil aus dem Ah-Horizont wurde ausgewogen und der Anteil am gesamten Mageninhalt berechnet.

#### **2.4.2 Mageninhaltsanalysen von Rehen**

Das Nahrungsspektrum von Rehen aus Bodenmais wurde bereits im Forschungsvorhaben StSch 1070 („Radioaktivität in Wildtieren“) detailliert untersucht (FIELITZ und ALBERS, 1996). Analysiert wurden die Panseninhalte von 122 Rehen, die 1987 – 1990 erlegt wurden, nach der Methode von CHAMRAD und BOX (1964).

Die angewandte Methode beruht darauf, dass die im Pansen vorhandenen Pflanzenfragmente anhand einer Merkmalskombination ihrer Epidermisstrukturen, jeweils bis zur Art bestimmt werden. Aus jedem Pansen wurden nach einem statistischen Verfahren 3 x 100 Pflanzenfragmente ausgewählt und nach Angaben von ZETTEL (1985) und eigenen Untersuchungen, möglichst bis zur Art bestimmt. Aus diesen Daten wurde der Prozentanteil errechnet, mit dem eine Pflanzenart im Mageninhalt vorkommt.

## 2.5 Radioökologische Modellierung

Ein wesentliches Ziel des Forschungsvorhabens war die Entwicklung eines dynamischen radioökologischen Modells, das den bisherigen Zeitverlauf der Kontamination von Rehen, Rothirschen und Wildschweinen beschreibt und den weiteren Verlauf prognostiziert. Das Modell sollte die dynamischen Prozesse von  $^{137}\text{Cs}$  in Boden, Pflanzen und Pilzen und bei der Nahrungsaufnahme der Wildtiere berücksichtigen.

Radioökologische Modelle, die das Verhalten von  $^{137}\text{Cs}$  in Waldökosystemen mathematisch beschreiben, wurden bereits vor dem Tschernobyl-Fallout entwickelt. OLSON (1965) erstellte ein Gleichungssystem, um den Transfer von  $^{137}\text{Cs}$ , das künstlich auf eine Versuchsfläche aufgebracht worden war, in verschiedene Kompartimente von Pappeln zu beschreiben. Weitere Modelle wurden aufgrund des Eintrags von  $^{137}\text{Cs}$  durch den globalen Fallout in Eichenwäldern (CROOM und RAGSDALE, 1980) sowie durch den Unfall in Kyshtym, 1957, im Ural (PROHOROV und GINZBURG, 1973), entworfen.

Wegen der radioökologischen Bedeutung des Tschernobyl-Fallouts und aufbauend auf umfassendes Datenmaterial wurde 1996-2002, im Rahmen verschiedener internationaler Projekte, das Verhalten von Radiocäsium in ungestörten Ökosystemen, besonders in Waldökosystemen modelliert (z.B. BELLI, 2000). Eine Übersicht der verschiedenen Modelle ist in IAEA (2002) gegeben.

In radioökologischen Modellen wird das Ökosystem Wald i.d.R. in verschiedene Kompartimente (z.B. Bäume, Tiere) mit gleicher Funktionalität unterteilt und diese wiederum in Komponenten (z.B. Spezies).  $^{137}\text{Cs}$  kann zwischen den Kompartimenten bzw. Komponenten ausgetauscht werden („Fluss“).

Die Forest Working Group der IAEA (2002) kam zu dem Schluss, dass die bisherigen Modelle bei „biological endpoints“, wie Pilzen, Beeren und Wildtieren, zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen bei der langfristigen Prognose der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität führten. Nur wenige dieser Modelle beziehen Wildtiere mit ein. Der saisonale Verlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Rehen wurde bisher in den Modellen von AVILA (1998) und ZIBOLD et al. (2001) beschrieben. Bei beiden Modellen wird der Anstieg der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität im Herbst durch die Aufnahme von Pilzen verursacht.

Das in der vorliegenden Arbeit entstandene radioökologische Rechenmodell ist in der Abbildung 4 schematisch dargestellt. Es lehnt sich an das Modell ECOSYS-87 an, welches am GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Neuherberg, entstanden ist (MÜLLER und PRÖHL, 1993). ECOSYS-87 modelliert u.a. die radioaktive Kontamination in der Frühphase nach einer Deposition von Radionukliden in umfassender Weise, weshalb es zur Grundlage für Entscheidungshilfesysteme bei radioaktiven Unfällen geworden ist, auch im europäischen Entscheidungshilfesystem RODOS (EHRHARDT, 2000).

Da in diesem Forschungsvorhaben jedoch die langfristigen Auswirkungen des Tschernobyl-Unfalls untersucht werden sollten, wurde auf die Modellierung von Prozessen verzichtet, die nur in den ersten Wochen oder Monaten nach der Deposition von  $^{137}\text{Cs}$  von Bedeutung sind. Das Modell beschreibt vielmehr Prozesse, die sich besonders auf die Kontamination von Pflanzen und Tieren in Wäldern oder anderen ungestörten

Ökosystemen auswirken. Es enthält eine detaillierte Beschreibung der Dynamik von  $^{137}\text{Cs}$  in den wesentlichen Kompartimenten Boden und Pflanzen und eine Modellierung der qualitativen und quantitativen Nahrungsgewohnheiten von Reh, Rothirsch und Wildschwein. Die Flüsse zwischen den Kompartimenten werden durch ein System von Differenzialgleichungen beschrieben.

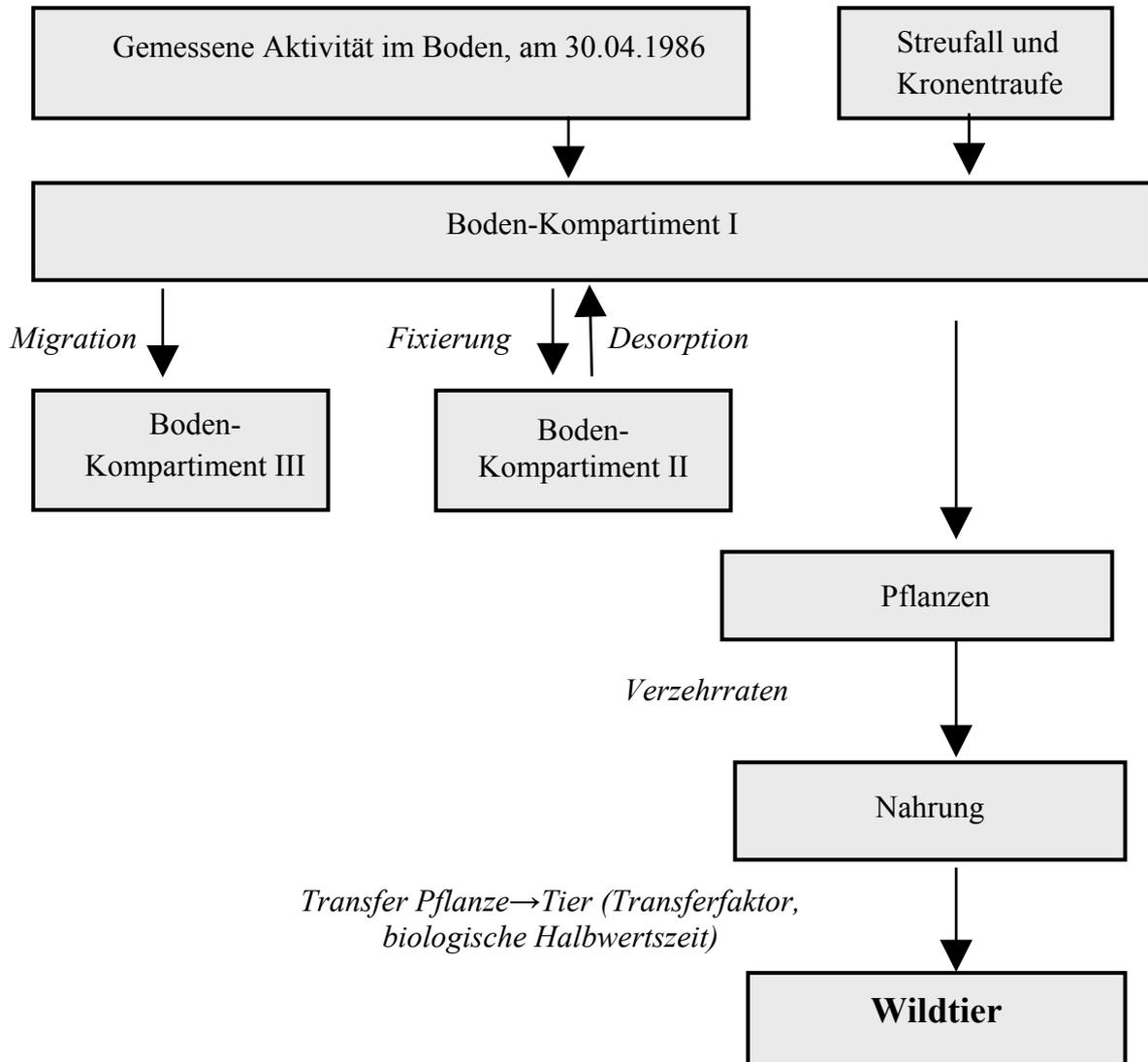


Abb. 4: Schema des Radionuklid-Transfers im radiologischen Modell für Wildtiere

### 2.5.1 $^{137}\text{Cs}$ Dynamik im vereinfachten Bodenmodell

Die Dynamik von  $^{137}\text{Cs}$  im Boden wird mit einem 3-Kompartimentmodell beschrieben, wobei drei Prozesse berücksichtigt werden, denen das Nuklid unterworfen ist:

- 1. Migration:** Radionuklide wandern in tiefere Bodenschichten. Gelangen Radionuklide außerhalb der Wurzelzone, können sie von der Pflanze nicht mehr aufgenommen werden.

**2. Fixierung:** Radionuklide werden im Boden gebunden und stehen dann für die Wurzelaufnahme nicht zur Verfügung, obwohl sie sich weiter in der Wurzelzone aufhalten.

**3. Desorption:** Fixierte Radionuklide in der Wurzelzone werden desorbiert und sind für die Wurzelaufnahme wieder verfügbar.

In dem Boden-Kompartiment I befindet sich der Teil des  $^{137}\text{Cs}$ , der für die Wurzelaufnahme verfügbar ist. Im Boden-Kompartiment II ist der Teil des Nuklids vorhanden, der vorübergehend fixiert und damit nicht pflanzenverfügbar ist, wobei zwischen beiden Kompartimenten ein  $^{137}\text{Cs}$  Fluss besteht. Der Bereich außerhalb der Wurzelzone stellt eine Senke dar, in der  $^{137}\text{Cs}$  dem biologischen Kreislauf entzogen ist (Kompartiment III). Die zeitliche Abhängigkeit der drei Prozesse zwischen den Kompartimenten lässt sich durch ein System zweier Differenzialgleichungen beschreiben:

$$\frac{dn}{dt} = -(\lambda_a + \lambda_f) \cdot n + \lambda_d \cdot f \quad (1)$$

$$\frac{df}{dt} = \lambda_f \cdot n - \lambda_d \cdot f \quad (2)$$

$n=n(t)$ : Funktion, die den zeitlichen Verlauf der für die Wurzelaufnahme verfügbaren Radionuklide beschreibt

$f=f(t)$ : Funktion, die den zeitlichen Verlauf der fixierten Radionuklide beschreibt

$\lambda_a$ : Zeitkonstante der Migration in Bereiche außerhalb der Wurzelzone ( $\text{a}^{-1}$ )

$\lambda_f$ : Zeitkonstante der Fixierung ( $\text{a}^{-1}$ )

$\lambda_d$ : Zeitkonstante der Desorption ( $\text{a}^{-1}$ )

Die Annahme, dass sich vor der Deposition keine Radionuklide im Boden befinden, entspricht den Anfangsbedingungen  $n(0)=1$  und  $f(0)=0$ . Die Lösung der Differenzialgleichungen mit diesen Anfangsbedingungen ist gegeben durch:

$$n(t) = c_1 \cdot \exp(\lambda_1 \cdot t) + c_2 \cdot \exp(\lambda_2 \cdot t) \quad (3)$$

$$f(t) = \frac{c_1 \cdot \lambda_f}{\lambda_d + \lambda_1} \cdot \exp(\lambda_1 \cdot t) + \frac{c_2 \cdot \lambda_f}{\lambda_d + \lambda_2} \cdot \exp(\lambda_2 \cdot t) \quad (4)$$

mit

$$c_1 = \frac{\lambda_d - \lambda_f - \lambda_a + W}{2 \cdot W} \quad c_2 = \frac{\lambda_f + \lambda_a - \lambda_d + W}{2 \cdot W} \quad (5a, 5b)$$

$$\lambda_1 = -\frac{\lambda_d + \lambda_f + \lambda_a - W}{2} \quad \lambda_2 = -\frac{\lambda_d + \lambda_f + \lambda_a + W}{2} \quad (6a, 6b)$$

$$\text{und} \quad W = \sqrt{(\lambda_d + \lambda_f + \lambda_a)^2 - 4 \cdot \lambda_d \cdot \lambda_a} \quad (7)$$

Als Tiefe der Wurzelzone kann  $L = 10$  cm angenommen werden. Geht man vereinfachend davon aus, dass die Dichte des Bodens innerhalb dieser Tiefe gleich ist, und der Boden

unterhalb dieser Tiefe als Senke wirkt, so lässt sich aus den obigen Gleichungen die Aktivitätskonzentration in der Wurzelzone einer Pflanze ableiten (die Gesamtkonzentration in der Wurzelzone ergibt sich aus der Addition der beiden Konzentrationen).

$$C_{S,disp}(t) = \frac{A_{dep}}{\rho \cdot L} \cdot n(t) \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau} \cdot t\right) \text{ zur Wurzelaufnahme verfügbare Radionuklide} \quad (8)$$

$$C_{S,fix}(t) = \frac{A_{dep}}{\rho \cdot L} \cdot f(t) \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau} \cdot t\right) \text{ für fixierte Radionuklide} \quad (9)$$

$C_{S,disp}(t)$ ,  $C_{S,fix}(t)$ : Aktivitätskonzentrationen im Boden ( $Bq \cdot kg^{-1}$ )

$A_{dep}$ : Deponierte Aktivität ( $Bq \cdot m^{-2}$ )

$\rho$ : Dichte des Bodens ( $kg \cdot m^{-3}$ ) bis zur Tiefe L

L: Bodentiefe der Wurzelzone (m)

$n(t)$ ,  $f(t)$ : Zeitfunktionen

$\tau$ : Halbwertszeit des radioaktiven Zerfalls

## 2.5.2 $^{137}Cs$ Dynamik im Pflanzenmodell

Nach einer einmaligen, zeitlich begrenzten Aktivitätsablagerung von Radiocäsium, wie nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl, erfolgt die langfristige Kontamination von Pflanzen fast ausschließlich über die Wurzelaufnahme. Dabei steht nur der Teil des  $^{137}Cs$  zur Verfügung, der nicht im Boden fixiert ist. Somit lässt sich unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls die Aktivität bei Verwendung des beschriebenen Bodenmodells, wie folgt, berechnen:

$$C_{P,k}(t) = TF_{P,k} \cdot \frac{A_{dep}}{\rho \cdot L} \cdot n(t) \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau} \cdot t\right) \quad (10)$$

$C_{P,k}(t)$ : Aktivitätskonzentration einer Pflanze k ( $Bq \cdot kg^{-1}$ )

$TF_{P,k}$ : Boden-Pflanze Transferfaktor (Aktivität je kg Pflanze / Aktivität je kg Boden)

$A_{dep}$ : Deponierte Aktivität ( $Bq \cdot m^{-2}$ ) zum Zeitpunkt  $t = 0$

$\rho$ : Dichte des Bodens ( $kg \cdot m^{-3}$ )

L: Bodentiefe (m), die für die Wurzelaufnahme relevant ist

$n(t)$ : Zeitfunktion

$\tau$ : Halbwertszeit des radioaktiven Zerfalls

In diesem Bodenmodell können die Raten für die Migration aus der Wurzelzone (zwischen Bodenkompartiment I und Bodenkompartiment III) sowie die Raten für Fixierung und Desorption (zwischen Bodenkompartiment I und Bodenkompartiment II) für verschiedene Pflanzen unterschiedlich sein. Dies ist auf die unterschiedliche Beschaffenheit des Bodens, auf dem die Pflanzen wachsen, zurückzuführen.

## 2.5.3 $^{137}Cs$ Dynamik im Wildtiermodell

Der Tierorganismus kann Radiocäsium über die Haut (perkutane Resorption), die Atemwege (Inhalation) und über den Magen-Darmtrakt aufnehmen (Ingestion). Die weitaus größte Bedeutung hat die Ingestion (HVIDEN und LILLEGRÄVEN, 1961;

LANGHAM, 1960). So fanden WHICKER et al. (1965) bei Untersuchungen an Maultierhirschen (*Odocoileus hemionus*) in Colorado, dass die Tiere 97 % ihrer  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination durch die Nahrung aufnahmen. Im vorliegenden Forschungsvorhaben wird davon ausgegangen, dass die im Körper vorhandene  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität mit der Nahrung aufgenommen wurde. Die sich im Tierkörper einstellende  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität wird wesentlich durch den  $^{137}\text{Cs}$  Input und Output bestimmt. Der  $^{137}\text{Cs}$  Input wird durch die Größen Nahrungsart und Nahrungsmenge bestimmt (Abbildung 5).

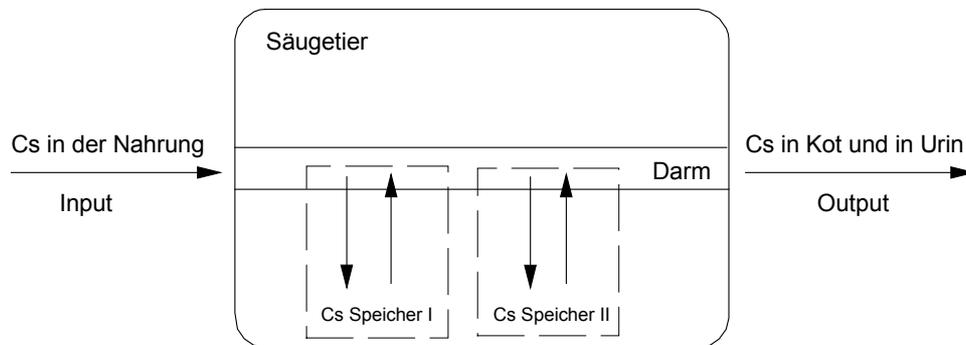


Abb. 5: Schematisiertes Modell für die Aufnahme und Kinetik von Radiocäsium im Tierkörper, mit der Annahme von 2 Speichern für  $^{137}\text{Cs}$  im Organismus

Im vorliegenden radioökologischen Modell wird die **Aktivitätsaufnahme von Wildtieren** wie folgt berechnet:

$$A_m(t) = \sum_{k=1}^{N_m} [C_{F,k}(t) \cdot I_{m,k}(t)] \quad (11)$$

$A_m(t)$ : Aktivitätsaufnahme eines Tieres  $m$  ( $\text{Bq} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$N_m$ : Anzahl der Nahrungsbestandteile

$C_{F,k}(t)$ : Aktivitätskonzentration ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) für die Nahrung  $k$

$I_{m,k}(t)$ : Rate der Nahrungsaufnahme ( $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ ) des Tieres  $m$  bezüglich der Nahrung  $k$

Da es sich bei den Nahrungsbestandteilen der untersuchten Wildtiere um Pflanzen handelt, kann  $C_{F,k}(t) = C_{P,k}(t)$  gesetzt werden.

### 2.5.3.1 Die Kinetik von $^{137}\text{Cs}$ im Tierkörper

Rehe und Rothirsche sind Wiederkäuer mit mehrkammerigen Mägen (Pansen, Netzmagen, Blättermagen und Labmagen). Mit Hilfe von Mikroorganismen werden hier Zellulose aus den Nahrungspflanzen und andere schwer verdauliche Bestandteile abgebaut, wobei die Endprodukte, kurzkettige Fettsäuren, schnell resorbiert werden.

**Rehe** gehören aufgrund der Morphologie des Verdauungssystemes und der Ernährung zu den Konzentratselktierern (HOFMANN und STEWART, 1972; HOFMANN, 1989), die an die Verdauung von Pflanzenteilen mit leicht verdaulichen Zellinhaltsstoffen angepasst sind (TIXIER et al., 1997). Sie haben im Verhältnis zum Körpergewicht einen kleinen Vormagen mit geringer Kapazität und wenig Unterteilungen, aber großen Öffnungen

zwischen den Vormagenabschnitten (HOFMANN, 1988), was zu einer schnellen Passagerate und kurzer Partikelretentionszeit führt (HOLAND, 1994). Schwer verdauliche Pflanzenfaseranteile können daher nur begrenzt genutzt werden.

**Rothirsche** stehen, ernährungsphysiologisch gesehen, zwischen den Konzentratselktierern und den reinen Raufutterfressern und werden als Intermediär-Wiederkäuer-Typ bezeichnet. Sie ernähren sich sowohl von leicht verdaulichen als auch von zellulosehaltigen Pflanzen, HOFMANN (1989). Rothirsche haben einen relativ großen Vormagen mit großer Kapazität, der unterkammert ist und durch Zotten etc. die Passage der Nahrungspartikel verzögert. Dadurch wird eine lange Verweilzeit des Nahrungsbreies im Vormagen erreicht, sodass die dort angesiedelten Mikroben die Pflanzenzellen optimal spalten und umwandeln können. Bei Wiederkäuern nimmt die Fähigkeit, Zellulose zu verdauen, von den Grasfressern zu den Konzentratselktierern hin ab, Rothirsche können Zellulose besser verwerten als Rehe.

**Wildschweine** sind Allesfresser, mit einkammerigem Magen (Monogastrier). Im Gegensatz zu den Wiederkäuern Reh und Rothirsch, bei denen Bakterien in den Vormägen den Großteil des Nahrungsabbaus leisten, ist das Wildschwein i.w. auf die Spaltung der Nahrung durch die Enzyme in Speichel, Magen und Dünndarm angewiesen.

**Cäsium** wird im Magen-Darmtrakt von Säugetieren, infolge der hohen Wasserlöslichkeit seiner Salze schnell resorbiert und mit dem Blutstrom in die Gewebe weitergeleitet. Analog zu Kalium wird es hier intrazellulär, insbesondere im Muskelgewebe angereichert. Der Hauptresorptionsort ist bei Monogastriern der Dünndarm (MOORE und COMAR, 1962), während Ruminantia Cäsium zusätzlich über den Pansen aufnehmen (HOOD und COMAR, 1953; ILIN und MOSKALEV, 1957). Der Resorptionsumfang beträgt bei:

**Monogastriern** 85 - 100 % (MOORE und COMAR, 1962; VOIGT et al., 1989)

**Wiederkäuern** 50 - 80 % [HOEK, 1976 (64-79% beim Schaf); ILIN und MOSKALEV, 1957 (50% bei der Kuh); MC CLELLAN et al., 1962 (50-80% beim Schaf); SANSOM, 1966 (70-80% bei der Kuh)].

Die geringere Cs-Aufnahme der Wiederkäuer, im Vergleich zu den Monogastriern, ist im Wesentlichen durch das unterschiedliche Verdauungssystem und die adsorptiven Eigenschaften der rohfaserreichen Nahrungsbestandteile bedingt.

### 2.5.3.2 <sup>137</sup>Cs Transfer in den Tierkörper

Die Resorption erfolgt schnell: innerhalb einer bis mehrerer Stunden treten bereits maximale Blutspiegel auf. Die höchsten <sup>137</sup>Cs-Konzentrationen erscheinen zunächst in den stoffwechselaktivsten Organen Niere und Leber, während die Konzentration im Muskelgewebe nur langsam zunimmt. Bei chronischer Cs-Aufnahme stellt sich nach einigen Tagen ein Verteilungsgleichgewicht ein, bei dem sich die Aktivität im Gewebe trotz weiterer Cäsium-Zufuhr nicht mehr ändert. Resorptions-, Verteilungs- und Exkretionsrate haben dann einen konstanten Wert erreicht. Für diesen Gleichgewichtszustand kann der Transferfaktor ( $T^{Fl}$ ) berechnet werden, der die Höhe des Übergangs des Nuklids vom Futter in das Fleisch beschreibt.

$$T^{Fl} = \frac{A_{Fl}}{A_{Fu} \cdot I} \quad (12)$$

$A_{Fl}$  = Aktivität des Nuklids im Fleisch [ $Bq \cdot kg^{-1}$ ]

$A_{Fu}$  = Aktivität des Nuklids im Futter [ $Bq \cdot kg^{-1}$ ]

$I$  = tägliche Futtermenge [ $kg \cdot Tag^{-1}$ ]

Wird dem Organismus kein weiteres Cäsium mehr zugeführt, so entleeren sich die Gewebe, mit einer für jede Tierart charakteristischen biologischen Halbwertszeit ( $T_{biol}$ ).

Der Transferfaktor  $T^{Fl}$  ist dabei offensichtlich von der Art und Weise der Verdauung sowie der Körpermasse der Tierart abhängig. Bei Haustieren konnten NALEZINSKI et al. (1995) eine negative Korrelation zwischen dem Transferfaktor Futter  $\rightarrow$  Fleisch und der Körpermasse innerhalb der Gruppe der Monogastrier und der Wiederkäuer feststellen: Der Transferfaktor nimmt mit zunehmender Körpermasse ab. Darüber hinaus haben Monogastrier einen größeren Transferfaktor als Wiederkäuer mit vergleichbarer Körpermasse. Für Wildtiere liegen keine entsprechenden Untersuchungen vor.

Der Transfer des Radionuklids in den Tierkörper wird im Modell mittels des Transferfaktors Nahrung  $\rightarrow$  Tier beschrieben. Die Integration der vom Tier aufgenommenen Nahrung über die Zeit, unter Berücksichtigung der biologischen Halbwertszeit und des radioaktiven Zerfalls, führt zur Berechnung der Aktivitätskonzentration (MÜLLER und PRÖHL, 1993):

$$C_{A,m}(T) = T_m^{Fl} \cdot \int_0^T A_m(t) \cdot \frac{\ln 2}{T_{biol,m}} \cdot \exp\left[-\left(\frac{\ln 2}{T_{biol,m}} + \frac{\ln 2}{\tau}\right) \cdot (T-t)\right] dt \quad (13)$$

$C_{A,m}(T)$ : Aktivitätskonzentration ( $Bq \cdot kg^{-1}$ ) des Tieres  $m$  zur Zeit  $T$

$T_m^{Fl}$ : Transferfaktor ( $d \cdot kg^{-1}$ ) für Tier  $m$

$T_{biol,m}$ : biologische Halbwertszeit (d) für Tier  $m$

### 2.5.3.3 Menge der täglich aufgenommenen Nahrung

Rehe und Rothirsche nehmen im Jahresverlauf unterschiedlich viel Nahrung zu sich, im Winter z.B. grundsätzlich weniger als im Sommer. Sowohl bei Rehen als auch bei Rothirschen erfolgt als Anpassung an das im Winter reduzierte Nahrungsangebot eine Verkleinerung des Pansens durch Reduzierung der Pansenzotten HOFMANN (1985, 1989). Zum Beispiel hat bei Rehen die Kapazität des Pansens nach der Brunft im Herbst die maximale Größe und ist im späten Winter um ca. 20% kleiner (HOFMANN et al., 1976; HOFMANN, 1989). Diese Zyklen zeigen sich auch im Gewichtsverlauf. In der Abbildung 6 ist die Gewichtsentwicklung, beispielhaft von Wapitis, von der Geburt an dargestellt.

Es ist sehr schwierig, die Menge der täglichen oder saisonalen Nahrungsaufnahme von Rehen, Rothirschen und Wildschweinen im Freiland zu bestimmen, weshalb auch keine diesbezüglichen Publikationen vorliegen. Es wurden aber Fütterungsexperimente an Rehen und Rothirschen in Gehegen durchgeführt, deren Ergebnisse gut mit den im Freiland ermittelten Gewichtsverläufen dieser Wildarten übereinstimmen. Im Folgenden wird ins-

besondere auf die saisonale Nahrungsaufnahme von Rehen eingegangen, weil von dieser Tierart umfassende Messwerte der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität vorliegen und das radioökologische Modell insbesondere den saisonalen Kontaminationsverlauf beschreiben soll.

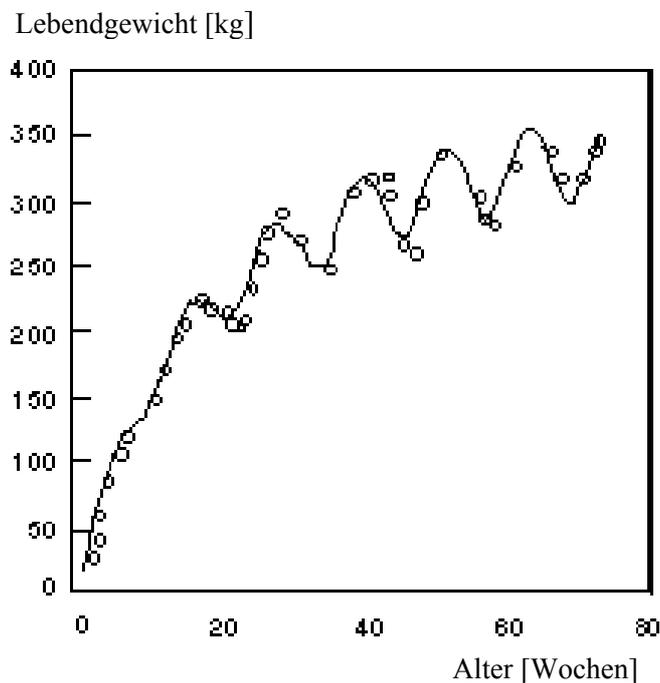


Abb. 6: Saisonaler Zyklus der Gewichtsentwicklung eines männlichen Wapitis ab der Geburt aus WAIMURI et al. (1992)

**Reh:** Nach den Angaben von DROZDZ und OSIECKI (1973), die einen Fütterungsversuch an 3 Rehen durchführten, nahmen Rehe im Sommer durchschnittlich 550 g, im Winter dagegen nur 350 g Nahrung (TS) pro Tag auf.

ELLENBERG (1978) untersuchte das Nahrungsverhalten von 10 Rehböcken im Gehege, unter naturnahen Bedingungen. Die täglich aufgenommene Nahrungsmenge variierte saisonal entsprechend der Abbildung 7. Dargestellt ist die Futteraufnahme von adulten Rehböcken unter Gehegebedingungen. Der Autor stellte fest, dass die Tiere, trotz konstanter Haltungsbedingungen und Zusammensetzung des Futters, im Jahresablauf unterschiedlich viel Nahrung aufnahmen. Besonders niedrig war die durchschnittliche Nahrungsaufnahme während der Brunft Ende Juli/Anfang August und zur Zeit des intensiven Geweihschubs im Januar und Anfang Februar. Schneefall, wenn auch nur in Spuren, führte ebenfalls zu einer reduzierten Nahrungsaufnahme. Im Durchschnitt wurde die größte Futtermenge im Oktober aufgenommen. Dieser saisonale Verlauf wird durch einen anderen Gehegeversuch belegt, bei dem die abgegebene Kotmenge von Rehen bestimmt wurde (Abbildung 8).

Die Nahrungsaufnahme kann über die abgegebenen Kotmengen abgeschätzt werden, entsprechend der Beziehung: Tägliche Nahrungsaufnahme = Kotmenge / (1-Verdaulichkeit der Nahrung), wobei die Verdaulichkeit ca. 50% beträgt (WAIMURI et al. 1992). Aus den Abbildungen 7 und 8 wird deutlich, dass bei Rehen die maximale Nahrungsaufnahme im Oktober erfolgt.

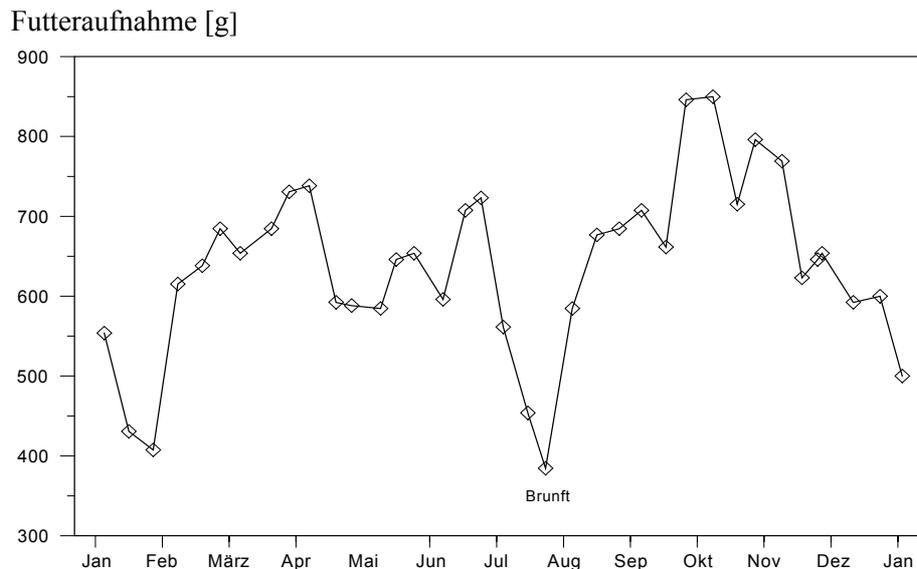


Abb. 7: Durchschnittliche Futteraufnahme (g Kraftfutter pro Tier und Tag, bei 88 % TS) von 10 drei- bis vierjährigen Rehböcken, verändert nach ELLENBERG (1978)

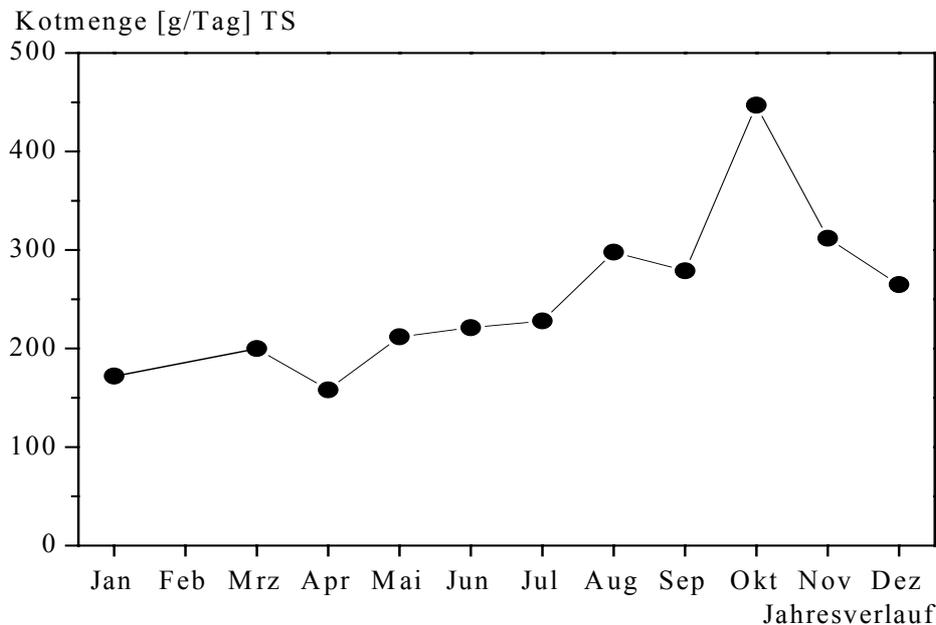


Abb. 8: Täglich ausgeschiedene Kotmengen bei Rehen (ermittelt mit dem Co-EDTA-Marker), verändert nach BEHREND (1999)

**Rothirsch:** Detaillierte Angaben über die saisonale Variabilität der Nahrungsmenge liegen für Rothirsche nicht vor. DRESCHER KADEN (1981) gibt 2,3 kg Trockensubstanz/Tag für den Sommer und 1,65 kg•d<sup>-1</sup> für den Winter an. Das DEPARTMENT OF AGRICULTURE (1991) gibt 3 kg•d<sup>-1</sup> (TS) als Maximum für trächtige Rothirschweibchen und 2,5 kg•d<sup>-1</sup> für nicht trächtige Rothirschweibchen an, für männliches Rotwild werden als Maximum 5 kg•d<sup>-1</sup> im Frühjahr und 4 kg•d<sup>-1</sup> im Herbst und Winter angegeben. AGRESEARCH (1995) geben für einen 90 kg schweren Rothirsch 1,7 kg•d<sup>-1</sup> (TS) und für einen 150 kg schweren Rothirsch 2,6 kg•d<sup>-1</sup> als Erhaltungsfutter im Sommer an.

**Wildschwein:** Es ist anzunehmen, dass die täglich aufgenommene Nahrungsmenge saisonal nur wenig variiert. Die Gewichte der Mageninhalte, die grob in etwa der aufgenommenen Nahrungsmenge entsprechen, variieren erheblich, zwischen 395 g und 4.170 g, bei einem Mittelwert von 1.450g.

### 2.5.3.4 Nahrungsaufnahme in Pilzjahren

In Jahren, in denen besonders viele oberirdische Fruchtkörper einer oder mehrerer Pilzarten fruktifizieren ("Pilzjahre"), nehmen Rehe vermehrt Pilze auf. Da Pilze einen erheblichen Beitrag zum  $^{137}\text{Cs}$  Input bei Rehen liefern können, berücksichtigt das Modell solche „Pilzjahre“, ebenso wie Jahre, in denen kaum Pilze vorkommen. Unabhängig davon, wie viele Pilze konsumiert werden, ändert sich die Gesamtmenge der Nahrungsaufnahme jedoch nicht, weshalb in Jahren mit besonders vielen Pilzen nicht nur die Rate der Nahrungsaufnahme für Pilze zu ändern ist, sondern auch die Raten für die Aufnahme der übrigen Nahrungsbestandteile entsprechend zu wichten sind. Dies geschieht mit folgender Gleichung:

$$I_{m,k}^*(t) = \frac{\sum_{j=1}^{N_m} I_{m,j}(t) - I_{m,\ell}^*(t)}{\sum_{j=1}^{N_m} I_{m,j}(t) - I_{m,\ell}(t)} \cdot I_{m,k}(t) \quad \text{für } k \neq \ell \quad (14)$$

k: Index eines Nahrungsbestandteils mit  $k \neq \ell$

$\ell$ : Index des Nahrungsbestandteils „Pilze“

$I_{m,k}^*(t)$ : Rate der Nahrungsaufnahme ( $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ ) für den Nahrungsbestandteil  $k \neq \ell$  in Jahren mit besonders vielen oder wenigen Pilzen

$I_{m,\ell}^*(t)$ : Rate der Nahrungsaufnahme ( $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ ) für den Nahrungsbestandteil „Pilze“ in Jahren mit besonders vielen oder wenigen Pilzen.

### 2.5.4 Modell für die Migration von $^{137}\text{Cs}$ in Bodenprofilen

Zur mathematischen Beschreibung des Transports von  $^{137}\text{Cs}$  in Böden wurden in der Vergangenheit unter anderem Kompartiment-Modelle verwendet, die grundlegend von FRISSEL (1981) und FRISSEL und PENDERS (1983) eingeführt wurden.

In dem vorliegenden Vorhaben wurde für die Beschreibung der Tiefenverteilung von  $^{137}\text{Cs}$  in Waldbodenprofilen ein Modell entwickelt, das den Boden in übereinander liegende 2 cm Bodenkompartimente (Schichten) einteilt, in denen die Migration, Fixierung und Desorption von  $^{137}\text{Cs}$  stattfindet (Abbildung 9).

Zusätzlich wurde noch ein zeitlich abhängiger Eintrag von  $^{137}\text{Cs}$  auf den Boden berücksichtigt, der durch Streufall und Kronentraufe von Bäumen verursacht wird. Dabei wird davon ausgegangen, dass dieser Eintrag proportional zu der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität ist, die im Bodenbereich 0-14 cm für die Wurzelaufnahme verfügbar ist. Aus Gründen der Vereinfachung des Modells wurde die Direktdeposition des Nuklids auf Bäumen vernachlässigt.

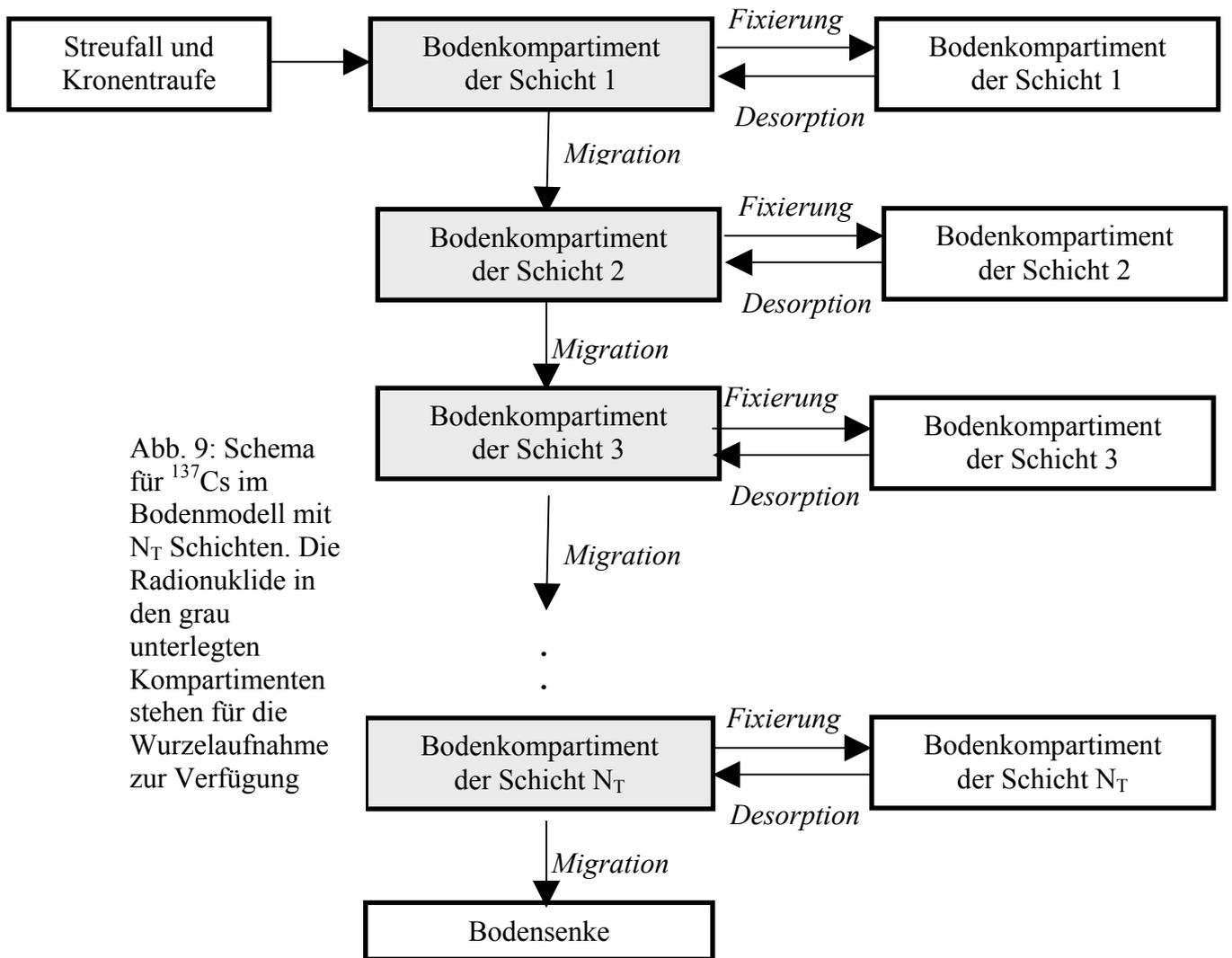


Abb. 9: Schema für  $^{137}\text{Cs}$  im Bodenmodell mit  $N_T$  Schichten. Die Radionuklide in den grau unterlegten Kompartimenten stehen für die Wurzeluptnahme zur Verfügung

Das System von Differenzialgleichungen für den  $^{137}\text{Cs}$  Fluss in den Bodenschichten wird wie folgt formuliert:

$$\frac{dn^{(i)}}{dt} = \lambda_b \cdot \sum_{j=1}^{N_B} n^{(j)} - (\lambda_m^{(i)} + \lambda_f^{(i)}) \cdot n^{(i)} + \lambda_d^{(i)} \cdot f^{(i)} \quad \text{für } i = 1$$

$$\frac{df^{(i)}}{dt} = \lambda_f^{(i)} \cdot n^{(i)} - \lambda_d^{(i)} \cdot f^{(i)}$$

$$\frac{dn^{(i)}}{dt} = \lambda_m^{(i-1)} \cdot n^{(i-1)} - (\lambda_m^{(i)} + \lambda_f^{(i)}) \cdot n^{(i)} + \lambda_d^{(i)} \cdot f^{(i)} \quad \text{für } i = 2, \dots, N_T$$

$$\frac{df^{(i)}}{dt} = \lambda_f^{(i)} \cdot n^{(i)} - \lambda_d^{(i)} \cdot f^{(i)}$$

- $i$ : Index der Bodenschicht
- $N_B = 7$ : Anzahl der Bodenschichten, die für die Berechnung von Streufall und Kronentraufe Berücksichtigung finden.
- $N_T = 15/25$ : Anzahl der Bodenschichten

$n^{(i)}$ :	Zeitfunktion für die zur Wurzelaufnahme verfügbaren Radionuklide in der Bodenschicht (i)
$f^{(i)}$ :	Zeitfunktion für die in der Bodenschicht (i) fixierte Radionuklide
$\lambda_m^{(i)}$ :	Zeitkonstante der Migration ( $a^{-1}$ ) von Bodenschicht (i) nach Bodenschicht (i + 1)
$\lambda_f^{(i)}$ :	Zeitkonstante der Fixierung ( $a^{-1}$ ) in der Bodenschicht (i)
$\lambda_d^{(i)}$ :	Zeitkonstante der Desorption ( $a^{-1}$ ) in der Bodenschicht (i)
$\lambda_b$ :	Zeitkonstante für den Eintrag von Radionukliden auf die Bodenoberfläche durch Streufall und Kronentraufe ( $a^{-1}$ ).

Das System dieser Differenzialgleichungen kann numerisch gelöst werden (TÖRNIG, 1979). Die Lösung der Differenzialgleichungen mit den Anfangsbedingungen  $n^{(i)}(t=0)$  und  $f^{(i)}(t=0)$  für  $i = 1, \dots, N_T$  beschreibt das Zeitverhalten der Aktivitätskonzentration in den verschiedenen Bodenschichten (Anfangsbedingungen: Gleichverteilung des unfixierten Kernwaffen- $^{137}\text{Cs}$  in den Bodenschichten. Weitergehende Annahmen würden das Modellergebnis nur unwesentlich beeinflussen):

$$C_{S,\text{disp}}^{(i)}(t) = \frac{A_{\text{dep}}}{\rho^{(i)} \cdot d} \cdot n^{(i)}(t) \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau} \cdot t\right) \quad \text{zur Wurzelaufnahme verfügbare Radionuklide}$$

$$C_{S,\text{fix}}^{(i)}(t) = \frac{A_{\text{dep}}}{\rho^{(i)} \cdot d} \cdot f^{(i)}(t) \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau} \cdot t\right) \quad \text{für fixierte Radionuklide}$$

$$C_{S,\text{disp}}^{(i)}(t), C_{S,\text{fix}}^{(i)}(t): \quad \text{Aktivitätskonzentrationen (Bq kg}^{-1}\text{) in der Bodenschicht (i)}$$

$$A_{\text{dep}}: \quad \text{Deponierte Aktivität (Bq} \cdot \text{m}^{-2}\text{)}$$

$$\rho^{(i)}: \quad \text{Dichte (kg} \cdot \text{m}^{-3}\text{) der Bodenschicht (i)}$$

$$d = 2 \text{ cm}: \quad \text{Dicke einer Bodenschicht}$$

$$\tau = 30 \text{ a}: \quad \text{Halbwertszeit des radioaktiven Zerfalls für } ^{137}\text{Cs}$$

### 3 Aktivitätsbestimmung

Die Aktivitätsmessungen der Proben wurden im **Labor für Radioisotope**, am **Institut für Forstbotanik der Universität Göttingen** durchgeführt. Die Messungen erfolgten an zwei Reinstgermanium-Detektoren, zusätzlich wurde während des gesamten Untersuchungszeitraums ein Reinstgermanium-Bohrloch-Detektor verwandt.

Gemessen wurden die Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$ . Als Messgefäße dienten handelsübliche Plastikbecher. Das Messvolumen betrug, je nach vorhandener Probemenge 500 ml, 180 ml oder 120 ml und bei speziellen Untersuchungen einzelner Pflanzenteile 1-4 ml. Für die verschiedenen Messvolumina wurde die Nachweiswahrscheinlichkeit durch Kalibrierung der Anlage mit einer 8-Nuklide-Standardlösung bestimmt.

Die Aktivitätsmessungen von  $^{137}\text{Cs}$  wurden i.d.R. so lange durchgeführt, bis ein statistischer **Fehler von  $\pm 5 \%$**  für einen **Vertrauensbereich von 95 %** erreicht war. Für Bodenproben, die aus Tiefen unter 15 cm stammten und teilweise  $< 5 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs} \cdot \text{kg}^{-1}$  enthielten, bedeutete das Messzeiten  $> 200.000$  Sekunden. In dem Aktivitätsbereich 0-2 Bq lag der zählstatistische Fehler für  $^{137}\text{Cs}$  bei 5-20%.

## 4. Ergebnisse

### 4.1 $^{137}\text{Cs}$ in Waldböden

Im Untersuchungsgebiet wurden im Herbst 2002 an 10 verschiedenen Stellen Bodenprofile bis 20 cm Tiefe entnommen (Abbildung 10). Im Herbst 2004 erfolgte auf der Dauerprobefläche B1 die Entnahme von weiteren 10 Bodenprofilen bis 30 cm Tiefe, um die langfristige Migration von  $^{137}\text{Cs}$  zu untersuchen.

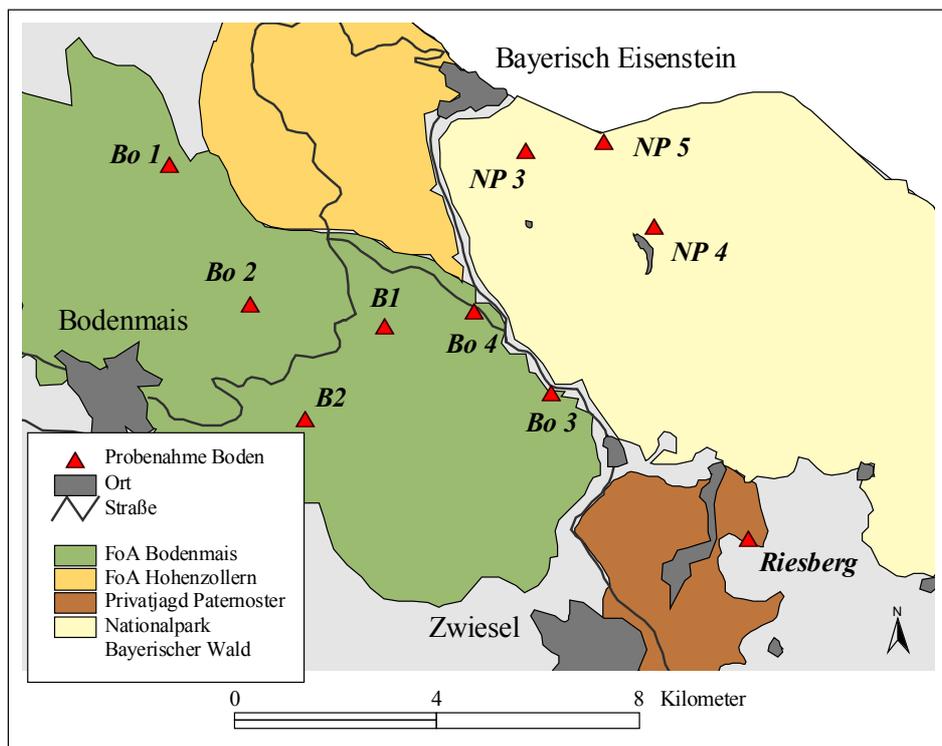


Abb. 10: Lage der Entnahmestellen von Bodenprofilen im Untersuchungsgebiet

2002 wurden 6 Profile im Bereich des Forstamtes Bodenmais, 3 Profile im Nationalpark Bayerischer Wald und 1 Profil in der Privatjagd Paternoster entnommen, wobei geplant war, 2004 weitere Teile des Untersuchungsgebietes zu beproben. Aufgrund der großen Variabilität von  $^{137}\text{Cs}$  in der Tiefenverteilung wurden die Profile 2004 dann ausschließlich auf der Dauerprobefläche B1 gewonnen, um aussagefähige Daten für das Bodenmodell zu gewinnen.

Da die  $^{137}\text{Cs}$  Flächenaktivität im Untersuchungsgebiet auch innerhalb der Probeflächen um mehrere Tausend  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  schwankt, ist die Angabe der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität pro Masse Boden (spezifische Aktivität) nicht geeignet, die Tiefenverteilung des Nuklids auf verschiedenen Waldböden miteinander zu vergleichen. Einen realistischen Vergleich ermöglicht die Angabe der in einem bestimmten Bodenvolumen enthaltenen  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität, zumal auch Pflanzenwurzeln Radiocäsium aus einem bestimmten Bodenvolumen aufnehmen. Das heißt, dass für jede Schicht der  $^{137}\text{Cs}$  Anteil der insgesamt im Bodenprofil enthaltenen  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität berechnet wird, die Einheit ist dann  $\%\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

#### 4.1.1 Tiefenverteilung von $^{137}\text{Cs}$ in Bodenprofilen im Untersuchungsgebiet

In der Abbildung 11 ist die Trockenraumdichte für die entnommenen Profile in Form von Box-Whisker Plots dargestellt.

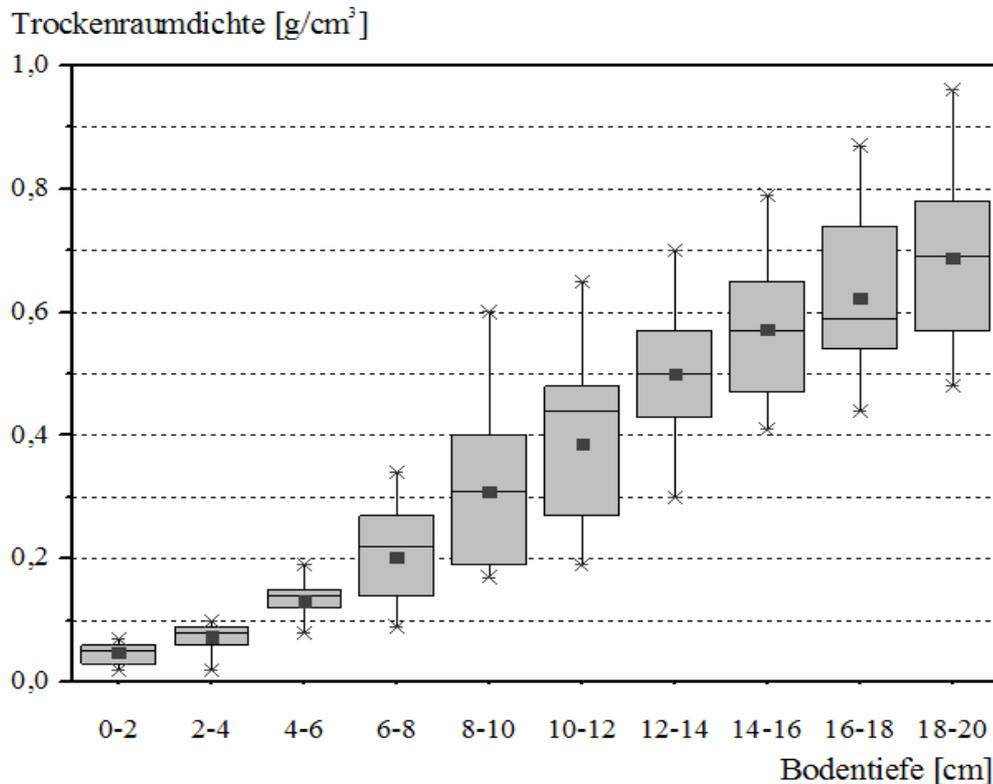


Abb. 11: Trockenraumdichte von 10 Bodenprofilen aus dem Untersuchungsgebiet, Probenahme Herbst 2002

Die Horizonte der untersuchten Waldböden haben aufgrund ihres unterschiedlichen Kompostierungs- und Mineralisierungsgrades sehr unterschiedliche Dichten. Die Trockenraumdichte ist in der Humusauflage relativ niedrig und steigt mit zunehmender Bodentiefe kontinuierlich an. Im Mittel nehmen die Werte von  $0,05 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  in den obersten 2 Zentimetern der Humusauflage kontinuierlich bis  $0,69 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  in der 18-20 cm Schicht des Mineralbodens zu, was durch die zunehmende Mineralisierung des Ah-Horizontes bedingt ist. Die Unterschiede in der Trockenraumdichte, bezogen auf jeweils eine Schichtstufe, ist sehr groß, was auf den unterschiedlichen Standortbedingungen beruht.

Die Mächtigkeit der organogenen Horizonte variierte auf den untersuchten Flächen zwischen 5 und 10 cm, die des Ah-Horizontes zwischen 8 und 14 cm. Die Ol, Of und Oh Horizonte waren meist deutlich voneinander abgegrenzt und gut zu unterscheiden. In der Tabelle 2 sind die wichtigsten Kennzahlen der Entnahmeflächen sowie das  $^{137}\text{Cs}$  Inventar für die Bodentiefe 0-20 cm angegeben.

Tab. 2: Übersichtsdaten und  $^{137}\text{Cs}$  Inventar der Bodenprofile aus dem gesamten Untersuchungsgebiet, 2002

Fläche	Inventar $^{137}\text{Cs}$ [Bq/qm]	Humusdicke [cm]	Ah [cm]	Standort
B1	66.733	5	11	Fichten-Altbestand
B2	52.757	5	14	Fichten-Altbestand, wenig Buche
Bo I	26.620	6	10	Fichten-Altbestand
Bo II	38.771	8	12	gestufter Fichtenbestand, 40-160 Jahre,
Bo III	18.594	10	14	Fichten-Altbestand
Bo IV	27.437	8	14	Fichten-Altbestand, wenig Buche
NP 3	69.886	6	12	Fichten-Altbestand, wenig Buche
NP 4	50.970	6	8	Fichten-Altbestand
NP 5	56.088	6	12	Fichten-Altbestand
Riesberg	10.719	6	10	Fichten-Altbestand

Es handelt sich bei allen Flächen um typische Mittelgebirgsstandorte, mit Fichte als dominierende Baumart, mit ausgeprägten Humusauflagen und Ah-Horizonten. Das  $^{137}\text{Cs}$  Inventar reichte von 10.719 Bq·m<sup>-2</sup> (Riesberg) bis 69.886 Bq·m<sup>-2</sup> (NP 3), bei einem Mittelwert von 41.858 Bq·m<sup>-2</sup>. In den Abbildungen 12 und 13 ist die Tiefenverteilung der flächenbezogenen  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität dargestellt. Im Anhang sind in den Tabellen A 1.1 bis A 1.4 die spezifische  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität, die Flächenaktivität und die Trockenraumdichte für jede 2 cm Schicht, von allen Bodenprofilen angegeben.

Die  $^{137}\text{Cs}$  Verteilung im Profil Bo II und Bo I unterscheidet sich von den anderen Profilen durch höhere  $^{137}\text{Cs}$  Gehalte in den unteren Bodenschichten. Bei beiden Profilen handelt es sich um stark humose, fast schwarze Ah-Horizonte. Offenbar ermöglicht dieser Bodentyp mit hohem organischen Anteil eine stärkere Tiefenverlagerung von Cs-Ionen.

Eine auffällige Cs-Verteilung lag auch bei dem Profil NP 5 vor (letzte Grafik in Abbildung 13): Das Cäsium war hier weitgehend in den Schichten zwischen 4 und 10 cm Tiefe enthalten, wo sich 84,5% des Inventars befanden. 36,6% waren in der Schichtstufe 6-8 cm, unmittelbar unter dem organischen Horizont, wo der Ah-Horizonts beginnt. In dieser Schicht wurde direkt neben der Probenahmestelle eine Hirschtrüffel mit 61.488 Bq·kg<sup>-1</sup> Frischgewicht gefunden. Bei keinem anderen Bodenprofil war in einer 2-cm-Schichtstufe ein so hoher Anteil des Cs-Inventars vorhanden. Mit Ausnahme des Profils Bo II, weisen die anderen Bodenprofile eine ähnliche Tiefenverteilung auf: Die  $^{137}\text{Cs}$  Gehalte nehmen über 3, 4 oder 5 Schichtstufen kontinuierlich zu, erreichen ein Maximum und nehmen dann über mehrere Schichtfolgen wieder ab.

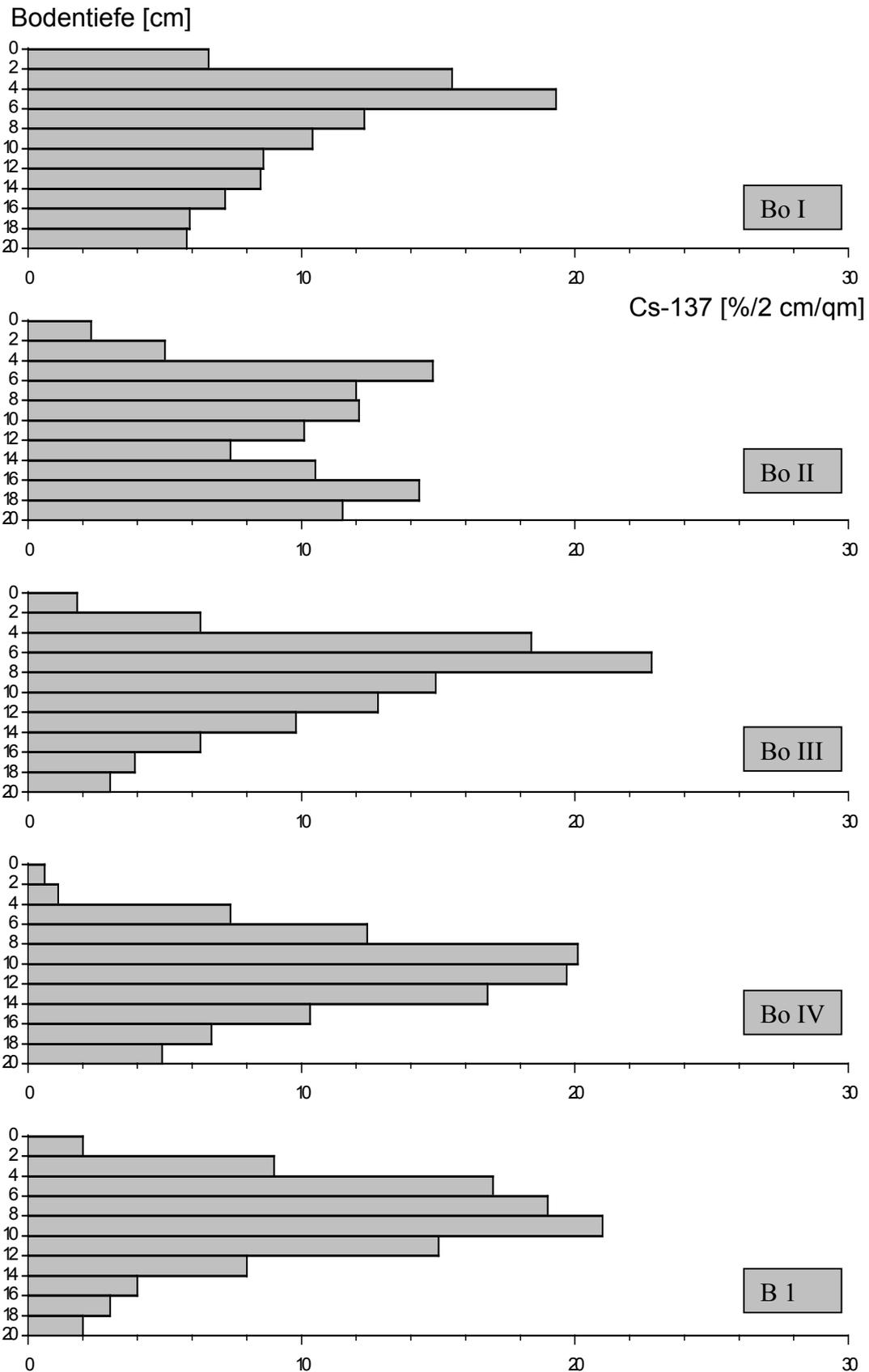


Abb. 12: Tiefenverteilung von  $^{137}\text{Cs}$  in 5 Bodenprofilen aus dem Untersuchungsgebiet Bayerischer Wald, Oktober 2002

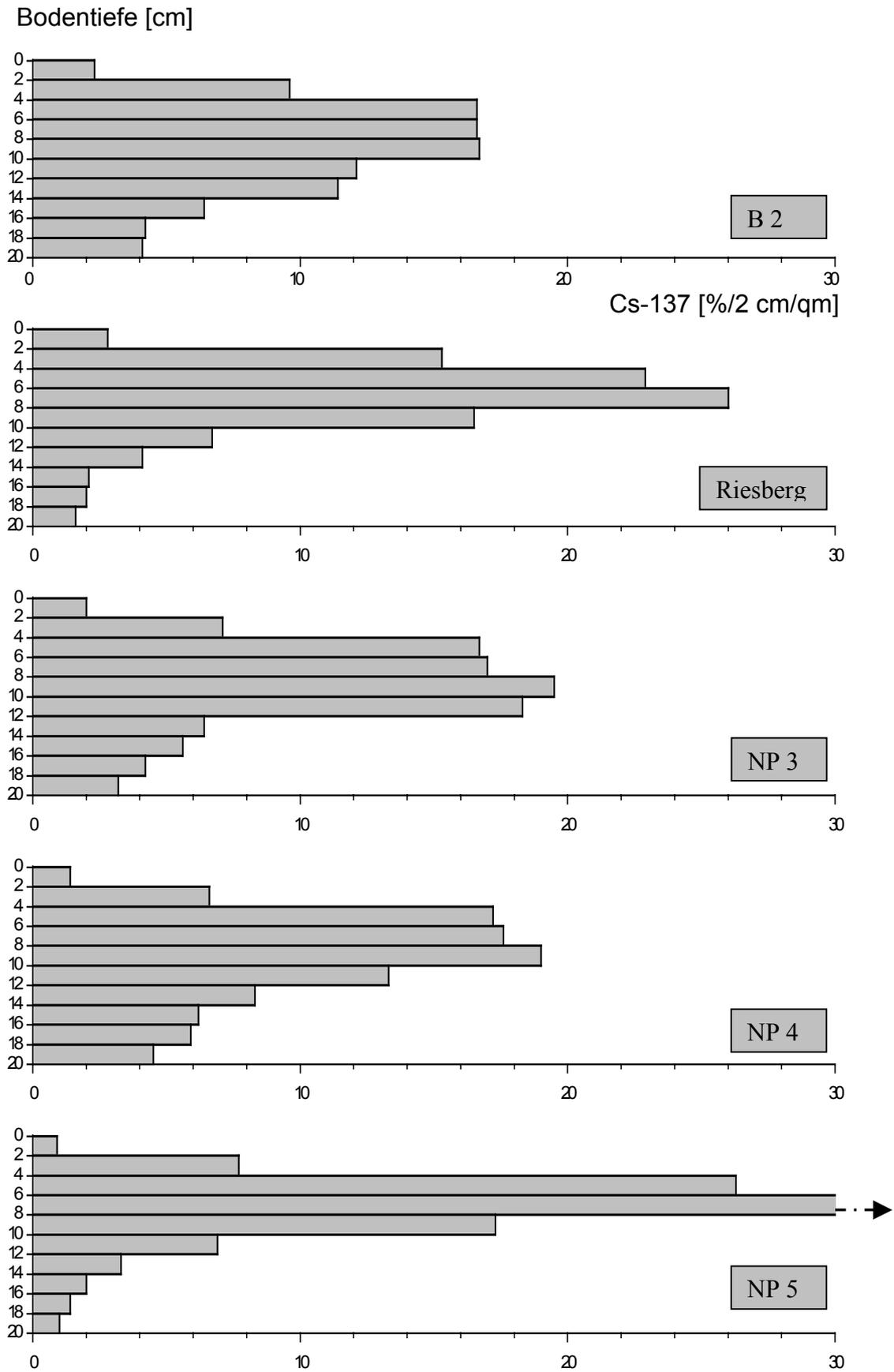


Abb. 13: Tiefenverteilung von  $^{137}\text{Cs}$  in 5 Bodenprofilen aus dem Untersuchungsgebiet Bayerischer Wald, Oktober 2002

Die Abbildung 14 zeigt die mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Tiefenverteilung der untersuchten Profile. Während in den ersten Jahren nach dem Tschernobyl Fallout der überwiegende Teil der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in den organischen Horizonten zu finden war, hat im Laufe der Zeit eine deutliche Verlagerung in tiefere Bodenschichten stattgefunden. Diese Aussage steht im Gegensatz zu den Ergebnissen von VÖLKL (2002), der bei Untersuchungen in Bayern (auch direkt im Gebiet, in dem die vorliegenden Arbeiten durchgeführt wurden) zu dem Ergebnis kommt,  $^{137}\text{Cs}$  verbleibe quantitativ langfristig in den organogenen Horizonten.

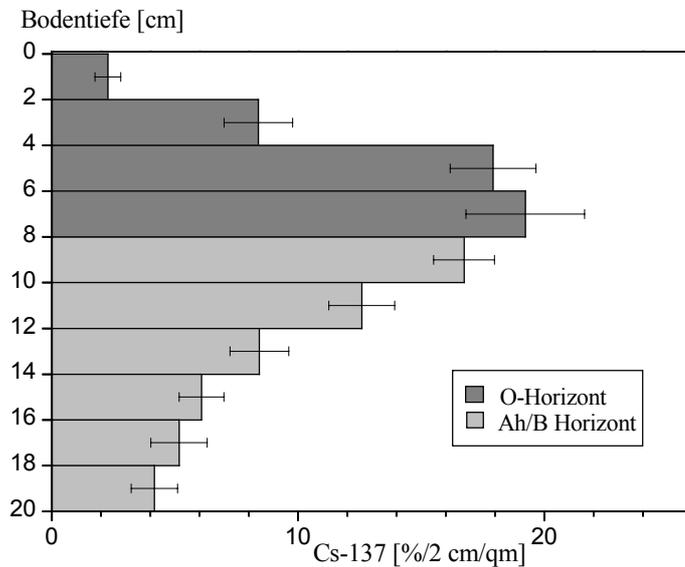


Abb. 14: Mittlere Verteilung der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität und Standardfehler des Mittelwertes von 10 Bodenprofilen, Oktober 2002. Die durchschnittliche Humusaufgabe ist 7 cm mächtig (aus technischen Gründen bis 8 cm eingezeichnet)

In der vorliegenden Untersuchung befanden sich durchschnittlich 62,7 % des Inventars bereits unterhalb der Auflagehorizonte. Da die Profile nur bis 20 cm Bodentiefe entnommen wurden, und in der Schichtstufe 18-20 cm im Mittel noch 4,2% des Inventars vorhanden waren, kann abgeschätzt werden, dass in den tiefer liegenden Bodenschichten (> 20cm) noch weitere 1000 bis 10.000 Bq  $^{137}\text{Cs} \cdot \text{m}^{-2}$  (je nach Profil) vorhanden sind.

#### 4.1.2 Tiefenverteilung von $^{137}\text{Cs}$ in Bodenprofilen der Probefläche B1

In der Abbildung 15 ist die Trockenraumdichte als Funktion der Bodentiefe in Box-Plots dargestellt.

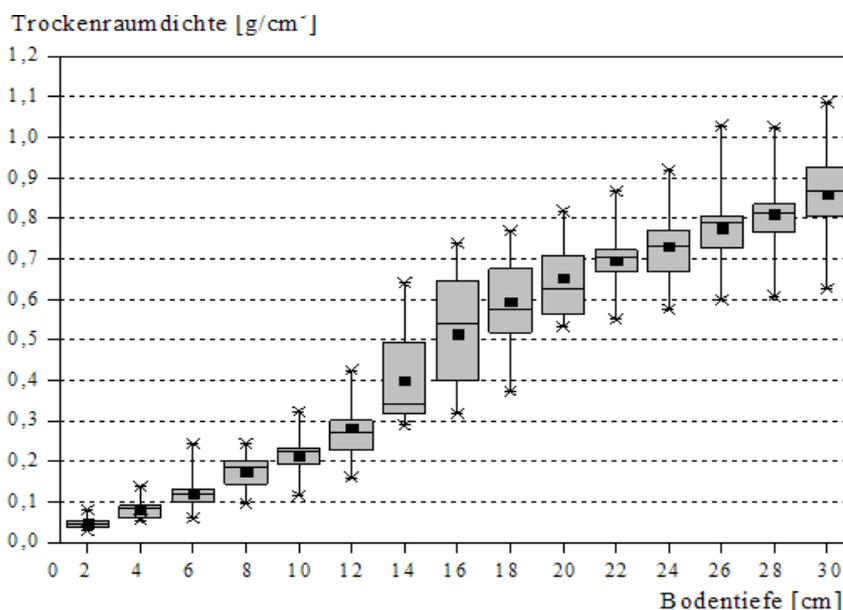


Abb. 15: Trockenraumdichte von 10 Bodenprofilen auf der Fläche B1, Entnahme 2004

Die Bodentiefe der 2004 auf der Probefläche B1 entnommenen 10 Profile betrug jeweils 30 cm. Wie in den Profilen, die im gesamten Untersuchungsgebiet entnommen wurden (Abbildung 11), variierte die Trockenraumdichte auch in den Profilen von B1 beträchtlich. Bei der Schichtstufe 12-14 cm geht im Mittel der Ah in den Bv-Horizont über, wie der deutliche Anstieg in der Trockenraumdichte zeigt.

Die Tiefenverteilung von  $^{137}\text{Cs}$  ist in der Abbildung 16, für jedes Profil einzeln und als Mittelwert dargestellt. Das obere Bild zeigt einen Bohrkern aus dieser Serie. Die untere und obere Abbildung wurde so skaliert, dass die Profiltiefen übereinstimmen.



Cs-137 [%/2cm/qm]

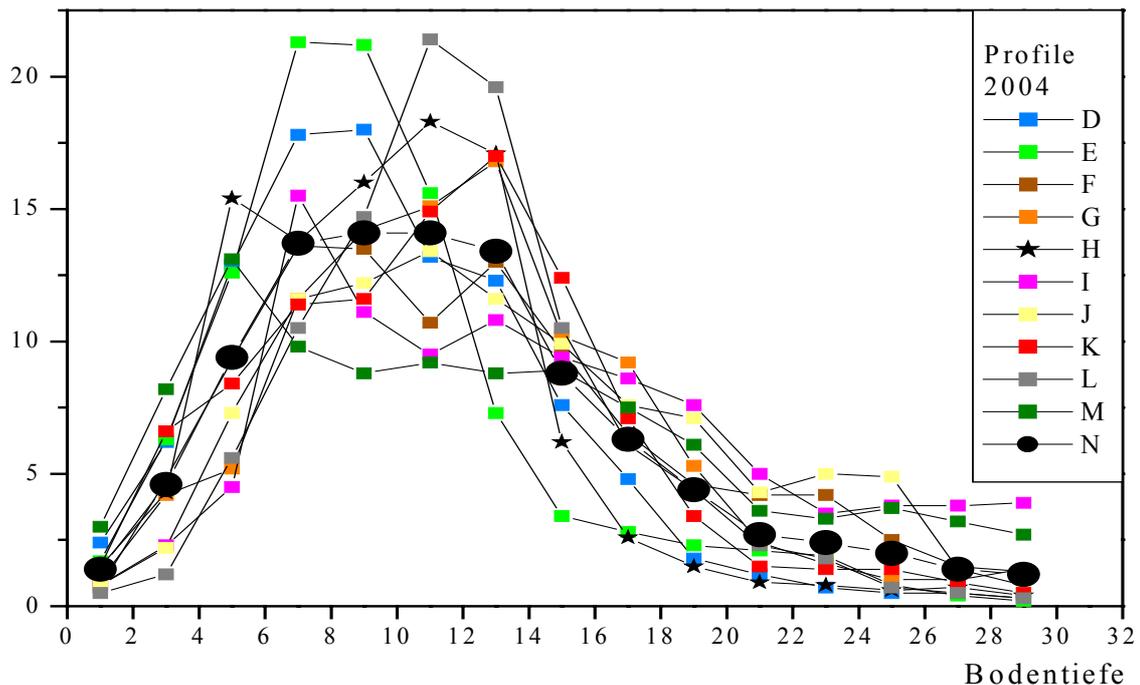


Abb. 16: Bohrkern eines Profils von B1 mit Humusauflage, dunkel gefärbtem Ah und lehmfarbenem Bv-Horizont (oben). Tiefenverteilung der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in 10 Bodenprofilen auf B1, Juli 2004. Mittelwert = schwarzes Punktsymbol (unten)

Die Tiefenverteilung von  $^{137}\text{Cs}$  variierte in den Bodenprofilen beträchtlich. Die Standardabweichung der Messwerte beträgt je Schichtstufe etwa 50% vom Mittelwert. Es zeigt sich, dass der größte Teil der Aktivität nicht mehr in der Humusauflage ist, wie es in den 80er und 90er Jahren der Fall war, sondern in dem ca. 8 cm umfassenden Bereich zwischen der unteren Humusauflage und dem oberen Mineralboden. Die Aktivität ist über diesen

Bereich weit gehend gleich verteilt, hier befinden sich in jeder der vier Schichten zwischen 13,4% und 14,1% der im Bodenprofil vorhandenen Aktivität, insgesamt sind es 55,3%. Die Migration von  $^{137}\text{Cs}$  in tiefere Bodenschichten schreitet also voran.

Die obersten 2 cm des Bodens enthielten mit 1,4% fast gleich viel Aktivität wie die 28-30 cm mit 1,2%. Das  $^{137}\text{Cs}$  Inventar betrug im Mittel  $72.828 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , der Minimalwert war  $43.291 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , der Maximalwert  $112.199 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ , wobei es sich um einen Ausreißer (Profil 10) handelt. In der untersten Bodenschicht dieses Profils waren noch  $244 \text{ Bq }^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$  gemessen worden, etwa eine Größenordnung mehr als bei den meisten anderen Profilen.

Insgesamt ist das Nuklid deutlich tiefer in den Boden gewandert: in den Bodenschichten 0-10 cm und 10-20 cm befand sich mit  $31.323 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  bzw.  $34.241 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  etwa gleich viel Aktivität, in 20-30 cm Tiefe waren es  $7.264 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ .

Für jede Bodenschicht der 10 Profile sind die  $^{137}\text{Cs}$  Messwerte in den Tabellen A 1.4 bis A 1.8, im Anhang angegeben.

#### 4.1.3 Modell zur Tiefenverteilung von $^{137}\text{Cs}$ im Boden

Die Modellierung der  $^{137}\text{Cs}$  Migration in Waldböden wurde mit den in Kapitel 2.5.4 angeben Gleichungen durchgeführt. Zur Berechnung der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten mit dem System der Differenzialgleichungen wird  $\lambda_b = 0,016 \text{ a}^{-1}$  verwendet. Dieser Wert ergibt sich aus einer jährlichen Rate von  $700 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  für Streufall und  $900 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  für Kronentraufe auf einer Fläche, auf der  $98.450 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  deponiert wurden (FIELITZ, 1994).

Bei der Anfangsverteilung der nicht fixierten Radionuklide in den Bodenschichten lässt sich abschätzen, dass sich zum Zeitnullpunkt (April 1986) 87% des Radiocäsiums in der obersten Schicht befanden. Dieser Werte ergibt sich aus den deponierten Aktivitäten von  $51.798 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  (gesamt) und  $44.985 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2}$  (durch den Unfall von Tschernobyl). Es wird zudem angenommen, dass der Anteil, der nicht auf den Unfall von Tschernobyl zurückzuführen ist, zum Zeitnullpunkt gleichmäßig in den tieferen Bodenschichten verteilt war. Obwohl davon auszugehen ist, dass  $^{137}\text{Cs}$  aus dem Tschernobyl Fallout mit den heftigen Niederschlägen, teilweise auch gleich in tiefere Bodenschichten transportiert wurde, berücksichtigt das Modell aus Gründen der Vereinfachung dies nicht. Die Ergebnisse bestätigen diese Annahme.

Es wird außerdem angenommen, dass die Raten für Migration, Fixierung und Desorption in der Humusaufgabe (Schicht 0-6 cm) und den Schichten des Ah bzw. Bv-Horizontes unterschiedlich sein können. Durch einen least-squares fit an die gemittelten Messwerte (in  $\% \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ ) der 10 Profile aus zwei Jahren (2000 und 2004) der obersten 15 Schichten werden die Raten  $\lambda_m$ ,  $\lambda_f$  und  $\lambda_d$  bestimmt. Es ergeben sich folgende Werte:

$$\begin{aligned} \lambda_m^{(1,2,3)} &= (0,59 \pm 0,12) \text{ a}^{-1} \text{ für } 0 - 6 \text{ cm Bodentiefe} \\ \lambda_m^{(4-15)} &= (0,50 \pm 0,10) \text{ a}^{-1} \text{ für } > 6 \text{ cm Bodentiefe} \\ \lambda_f &= (0,59 \pm 0,18) \text{ a}^{-1} \\ \lambda_d &= (0,68 \pm 0,23) \text{ a}^{-1} \end{aligned}$$

In der Abbildung 17 sind die  $^{137}\text{Cs}$  Messwerte der Bodenprofile und die Modelldaten für 2004 dargestellt. Es wurden zwei Möglichkeiten modelliert:

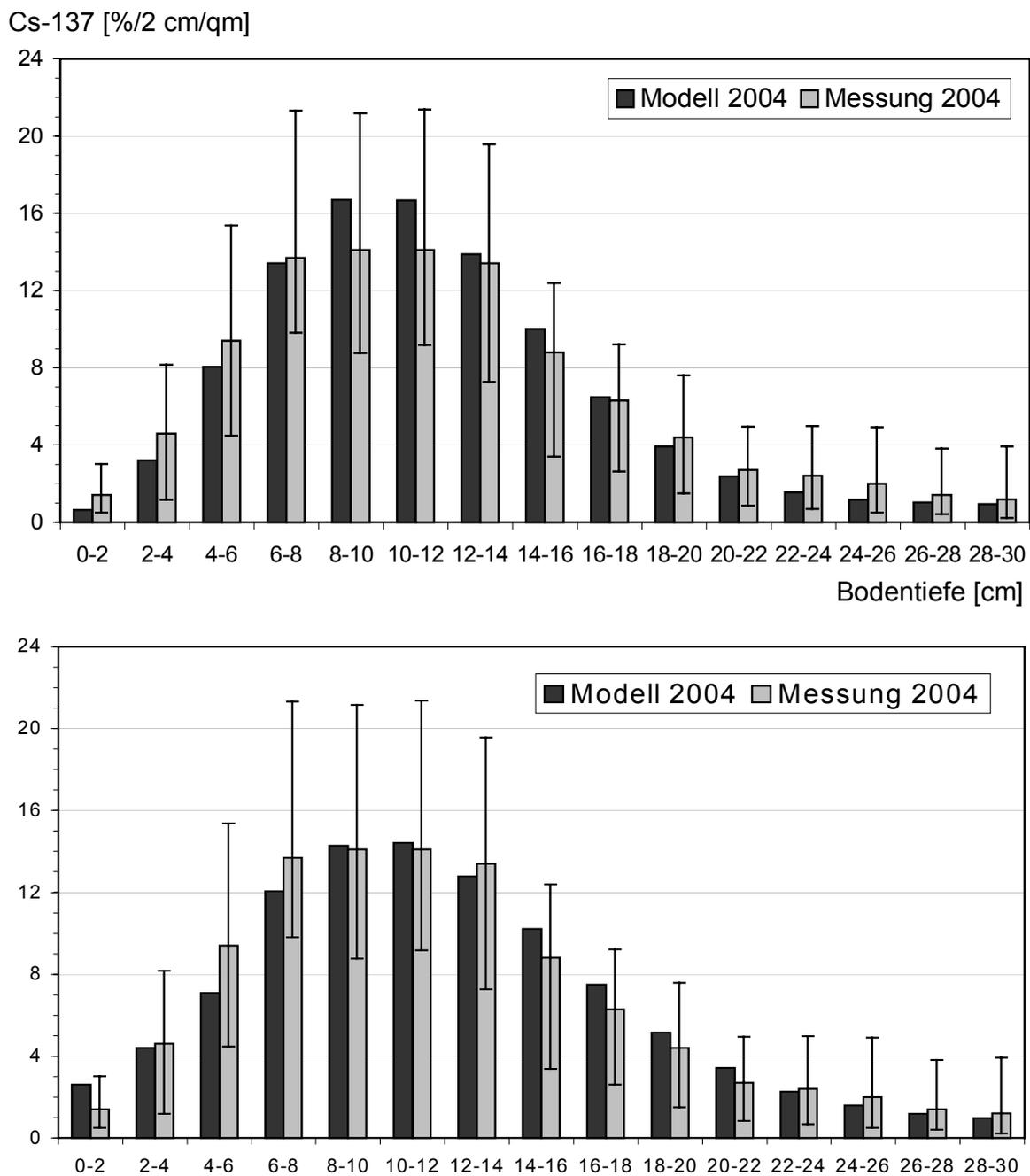


Abb. 17: Mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Verteilung in 10 Profilen von B1, 2004. Fehlerbalken= Minimal- und Maximalwerte. Modelldaten ohne (oben) und mit Fixierung und Eintrag auf Bodenoberfläche berechnet (unten)

Das Szenario **ohne** Fixierung und ohne  $^{137}\text{Cs}$  Eintrag auf die Bodenoberfläche durch Streu und Kronentraufe (oberes Bild) und das Szenario **mit** den genannten Parametern (unteres Bild).

Es wird deutlich, dass die Messwerte und Modelberechnungen wesentlich besser übereinstimmen, wenn der jährliche  $^{137}\text{Cs}$  Eintrag auf den Boden berücksichtigt wird: Die

mittlere Abweichung der Modelldaten von den Messdaten beträgt im Modelling mit Deposition 0,77%, ohne Deposition dagegen 6,67%. Damit stimmen die Modelldaten gut mit der gemessenen vertikalen Verteilung von  $^{137}\text{Cs}$  im Bodenprofil überein, was die Voraussetzung für eine verlässliche längerfristige Prognose ist.

Aus radioökologischer Sicht ist es von besonderer Bedeutung zu wissen, in welcher Zeit die  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Umweltmedien um die Hälfte abnimmt. Dieser Zeitraum wird als ökologische Halbwertszeit ( $T_{1/2}$ ) bezeichnet. Die ökologische Halbwertszeit berücksichtigt alle Faktoren, wie die Veränderung der Kontamination durch Massenvermehrung bei Pflanzen, Veränderung der biologischen Verfügbarkeit des Nuklids im Boden usw., Auswaschung, Fixierung etc., die eine Abnahme der Kontamination bedingen. Für die 10 Bodenprofile ergeben sich aus  $T_{1/2} = \ln 2 / \lambda_m$  folgende ökologischen Halbwertszeiten (Tabelle 3).

Tab. 3: Ökologische Halbwertszeiten( $T_{1/2}$ ), berechnet für Bodenprofile der Probefläche B1

Größe	mit Fixierung und Desorption (0 – 6) cm	mit Fixierung und Desorption > 6 cm	ohne Fixierung und Desorption
Migration $\lambda_m$ ( $\text{a}^{-1}$ )	0,59 ± 0,12	0,50 ± 0,10	0,27 ± 0,04
$T_{1/2}$ (a)	1,17 ± 0,24	1,39 ± 0,28	2,57 ± 0,38
$T_{1/2}$ ( $\text{a} \cdot \text{cm}^{-1}$ )	0,59 ± 0,12	0,69 ± 0,14	1,28 ± 0,19

Die ökologischen Halbwertszeiten sind für den Bodenbereich 0-6 cm, der in etwa der Humusaufgabe entspricht, mit 1,2 Jahren kaum niedriger als in dem tief erliegenden Bodenbereich mit 1,4 Jahren.

#### 4.1.3.1 Modellprognose für die Tiefenverteilung von $^{137}\text{Cs}$ bis 2020

Mit dem radioökologischen Rechenmodell wurde eine Prognose zur Abschätzung der Tiefenverteilung von  $^{137}\text{Cs}$  im Waldboden, für 2010 und 2020, bis zur Tiefe 50 cm erstellt (Abbildung 18). Die modellierten Werte wurden mit Fixierung, Desorption und dem  $^{137}\text{Cs}$  Eintrag durch Streufall und Kronentraufe, bei gleicher Migrationsrate für die Bodenschichten von 0 – 6 cm und gleicher Migrationsrate für die Bodenschichten ab 6 cm berechnet. Die Migration von  $^{137}\text{Cs}$  Ionen in tiefere Bodenschichten wird langsam, aber kontinuierlich weitergehen und zu deutlichen Veränderungen in der Tiefenverteilung des Nuklids führen.

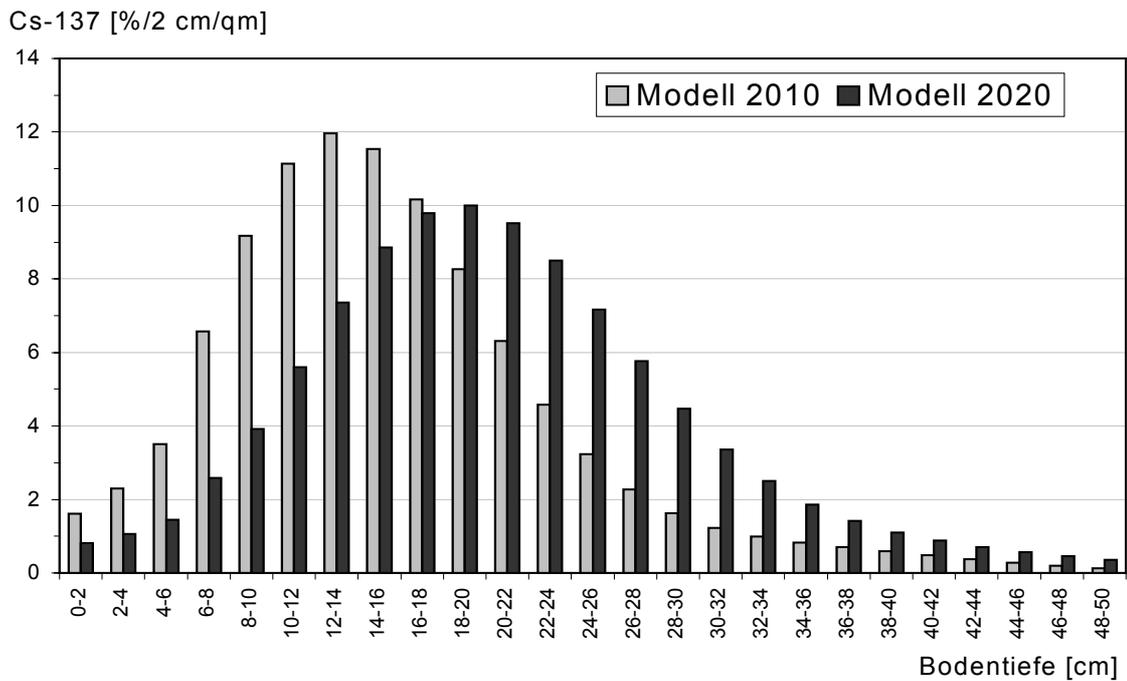


Abb. 18: Modellprognose zur <sup>137</sup>Cs Tiefenverteilung im Waldboden, Probefläche B1, 2010 und 2020

Während 2004 das Maximum der Aktivität bei 8-12 cm liegt, wird es sich 2010 bei 10-18 cm und 2020 bei 14-22 cm befinden, wobei die Verteilungskurve im Bereich des Maximums weiter abflachen wird: das Maximum wird sich 2020 über einen größeren Bodenbereich erstrecken als 2004. In der Tabelle 4 ist die prozentuale Verteilung der <sup>137</sup>Cs Aktivität, entsprechend der Modellprognose für je 10 cm Bodenschichten angegeben.

Tab. 4: Modellprognose zur Verteilung der <sup>137</sup>Cs Aktivität im Waldboden 2004 - 2020

Bodenschicht [cm]	Modellprognose 2004 <sup>137</sup> Cs [%]	Modellprognose 2010 <sup>137</sup> Cs [%]	Modellprognose 2020 <sup>137</sup> Cs [%]
0 - 10	38,9	23,1	9,8
10 - 20	48,1	53,1	41,6
20 - 30	9,1	18,0	35,4
30 - 40	3,2	4,3	10,2
40 - 50	0,8	1,4	3,0

Nach dieser Prognose wird im Jahr 2020, verglichen mit 2004 und bei gleichen physiko-chemischen Bedingungen, in den obersten 10 cm des Bodens nur noch  $\frac{1}{4}$  der <sup>137</sup>Cs Aktivität vorhanden sein. Während diese Veränderungen von 2004 bis 2020 in dem Bodenbereich 10-20 cm relativ gering ausfallen werden, wird die Aktivität in der nächst tief erliegenden Schicht, 20-30 cm, um mehr als das 3fache zunehmen. Da aber Pflanzenwurzeln in der Regel aus diesem Bodenbereich kein <sup>137</sup>Cs aufnehmen, führt das zu niedrigeren <sup>137</sup>Cs Gehalten in den Waldbodenpflanzen.

#### 4.1.4 Diskussion

Die ermittelte ökologische Halbwertszeit  $T_{1/2}$  für  $^{137}\text{Cs}$  lässt sich mit den ökologischen Halbwertszeiten vergleichen, die von anderen Autoren für Waldböden angegeben werden. STEINER (1999) ermittelte in einem bayerischen Waldboden Werte für  $T_{1/2}$  von rund  $2,5 \text{ a}\cdot\text{cm}^{-1}$  für Of und Oh und  $7,0 \text{ a}\cdot\text{cm}^{-1}$  für den Ah-Horizont. BUNZL (1992) gibt ebenfalls für einen bayerischen Waldboden für den Oh-Horizont  $0,5 \text{ a}\cdot\text{cm}^{-1}$  und für den Ah-Horizont  $0,33\text{-}2 \text{ a}\cdot\text{cm}^{-1}$  an. Diese Ergebnisse stimmen mit den in der vorliegenden Arbeit ermittelten Werten von  $0,59 \text{ a}\cdot\text{cm}^{-1}$  für die Humusauflage und  $0,69 \text{ a}\cdot\text{cm}^{-1}$  für den Mineralboden, von der Größenordnung her am besten überein.

Ökologische Halbwertszeiten sind ein Hilfsmittel zur Beschreibung der Dynamik von  $^{137}\text{Cs}$  in Böden und finden Verwendung in weiterführenden Berechnungsverfahren zur Abschätzung der Strahlenexposition etc.. Waldböden sind weniger statisch als Ackerböden, bedingt durch den Streuabbau und die Wirkung des „Pflanzenkreislaufs“.

Die Schichtfolge, die 1986 in der Humusauflage auf der Dauerprobefläche B1 beprobt wurde ist 2004 stofflich nicht mehr dieselbe. Sie wurde mittlerweile komplett umgesetzt und durch den Stoffeintrag in tiefere Schichten verlagert. Die Humusauflage, das Bezugssystem auf das sich die ökologischen Halbwertszeiten beziehen, ist im Gegensatz zum Mineralboden ein dynamisches Medium.

Die Ergebnisse der Tiefenverteilung von  $^{137}\text{Cs}$  in Bodenprofilen zeigen die hohe räumliche Variabilität sowohl im Untersuchungsgebiet als auch auf der  $100\times 100 \text{ m}$  großen Probefläche B1, die insbesondere durch die Heterogenität der Auflagehorizonte bezüglich Verbreitung, Mächtigkeit, Beschaffenheit und Aufbau bedingt ist und besonders durch die Unterschiedlichkeit der Trockenraumdichte zum Ausdruck kommt. Darüber hinaus variiert die Temperatur in der Humusauflage kleinräumig, in Abhängigkeit von Mikrorelief und Sonnendurchlass, was ein wichtiger Parameter für die Leistung von Mikroorganismen und Pilzen ist. Steine, abgestorbene Wurzeln, etc. sind inhomogen im Waldboden verteilt und führen zu unterschiedlichen Sorptionsbedingungen. Vergleichbar große Spannweiten in der vertikalen Verteilung von  $^{137}\text{Cs}$  in 2 cm Bodenschichtfolgen, bei gleichzeitig entnommenen Profilen wurden auch im Waldboden eines Eichenbestands in Niedersachsen festgestellt (FIELITZ, 2001). BUNZL et al. (1999) ermittelten bei Untersuchungen auf 4 Probeflächen mit Entnahmen von je 5 Proben, intraspezifische Variationskoeffizienten von 22% bezogen auf das  $^{137}\text{Cs}$  Inventar. In vorliegender Arbeit ergab sich ein mittlerer Variationskoeffizient für alle Bodenschichten von 55%, bei 10 Profilen. In Anbetracht der geringeren Probenzahl von BUNZL et al. (1999), belegen beide Untersuchungen, dass aussagefähige Ergebnisse zur langfristigen Dynamik von  $^{137}\text{Cs}$  in Waldböden nur durch die Entnahme von relativ vielen Einzelproben zu gewinnen sind.

Die große Variabilität in der vertikalen Verteilung von  $^{137}\text{Cs}$  wird durch andere Untersuchungen bestätigt. Nach SHCHEGLOV (1999) verbleiben in den besonders kontaminierten Gebieten von Russland und der Ukraine langfristig zwischen 9% und 90% des deponierten  $^{137}\text{Cs}$  in der Humusauflage, je nach Standortfaktoren (Daten aus 1996). Die Probleme mit der Heterogenität von Böden, in Verbindung mit der Gewinnung von repräsentativen Daten zur Inventur und Dynamik von Radionukliden, insbesondere von Radiocäsium, sind inzwischen bekannt. Es kann davon ausgegangen werden, dass

wesentliche Fehlerquellen zur Bestimmung von  $^{137}\text{Cs}$  nicht mehr in der gamma-spektrometrischen Messung oder Analytik liegen, sondern bei der Probenahme gemacht werden. Als Reaktion auf diese Erkenntnis wird inzwischen in internationalen Projekten an diesem Thema gearbeitet, mit dem Ziel, allgemein gültige Standards für Probenahme und –aufarbeitung zu entwickeln (BARBIZZI, et al. 2004; BELLI und ZORZI, 2001; IUPAC, 2003).

## 4.2 $^{137}\text{Cs}$ in Nahrungsbestandteilen von Wildtieren

Um die Beiträge einzelner Nahrungsbestandteile an der  $^{137}\text{Cs}$  Aufnahme der Wildarten zu berechnen und um Langzeittrends im Aktivitätsverlauf der Pflanzen abschätzen zu können, wurden Bestandteile aus dem Nahrungsspektrum von Reh, Rothirsch und Wildschwein auf den Dauerprobeflächen B1 und B2 und an ausgewählten Entnahmestellen im Untersuchungsgebiet entnommen.

### 4.2.1 $^{137}\text{Cs}$ in Pflanzen

Die einzelnen Pflanzenarten unterschieden sich in den mittleren  $^{137}\text{Cs}$  Gehalten der Blätter, wobei die Reihenfolge der Kontamination, sowohl auf den Probeflächen B1 und B2 als auch im gesamten Untersuchungsgebiet gleich war. In der Abbildung 19 ist die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von verschiedenen Pflanzenarten auf B2 dargestellt.

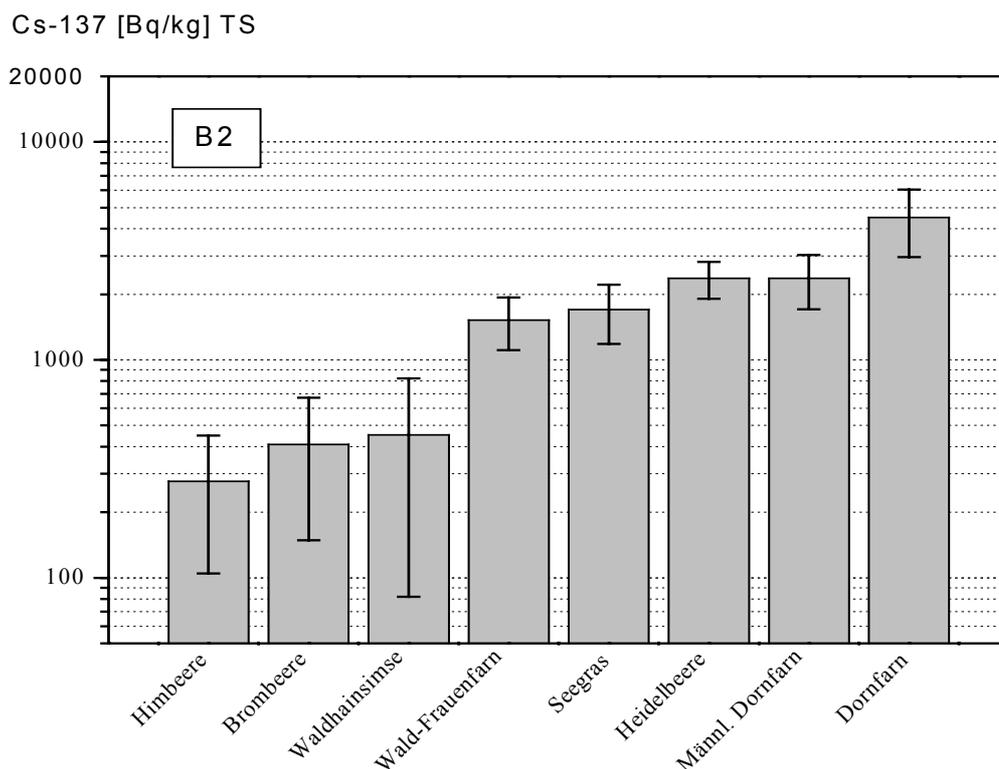


Abb. 19:  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in Blättern verschiedener Pflanzenarten auf B2 (n = je 15), von 2000 bis 2004. Mittelwerte und Standardabweichung

Typischerweise gehören die Farne zu den am höchsten mit  $^{137}\text{Cs}$  kontaminierten, Pflanzenarten. Die Messwerte von Dornfarn auf B2 lagen zwischen  $2.094 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  und  $7.022 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , bei einem Mittelwert von  $4.511 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Dagegen enthielten Himbeerblätter

durchschnittlich nur  $277 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Brombeerblätter  $410 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , bei Maximalwerten von  $678 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  bzw.  $1.045 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Heidelbeere und Männlicher Dornfarn waren im Mittel mit  $2.364 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  und  $2.370 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  ähnlich hoch kontaminiert.

#### 4.2.1.1 Zeitverlauf und saisonale Variabilität von $^{137}\text{Cs}$ in Pflanzen

In den Abbildungen 20 und 21 ist der zeitliche Verlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Blättern verschiedener Pflanzenarten auf B1 und B2, von 1989–2004, bezogen auf Trockensubstanz, dargestellt. Die Zeitverläufe von  $^{137}\text{Cs}$  für weitere Pflanzenarten sind im Anhang in den Abbildungen A 2.1 und A 2.2 wiedergegeben.

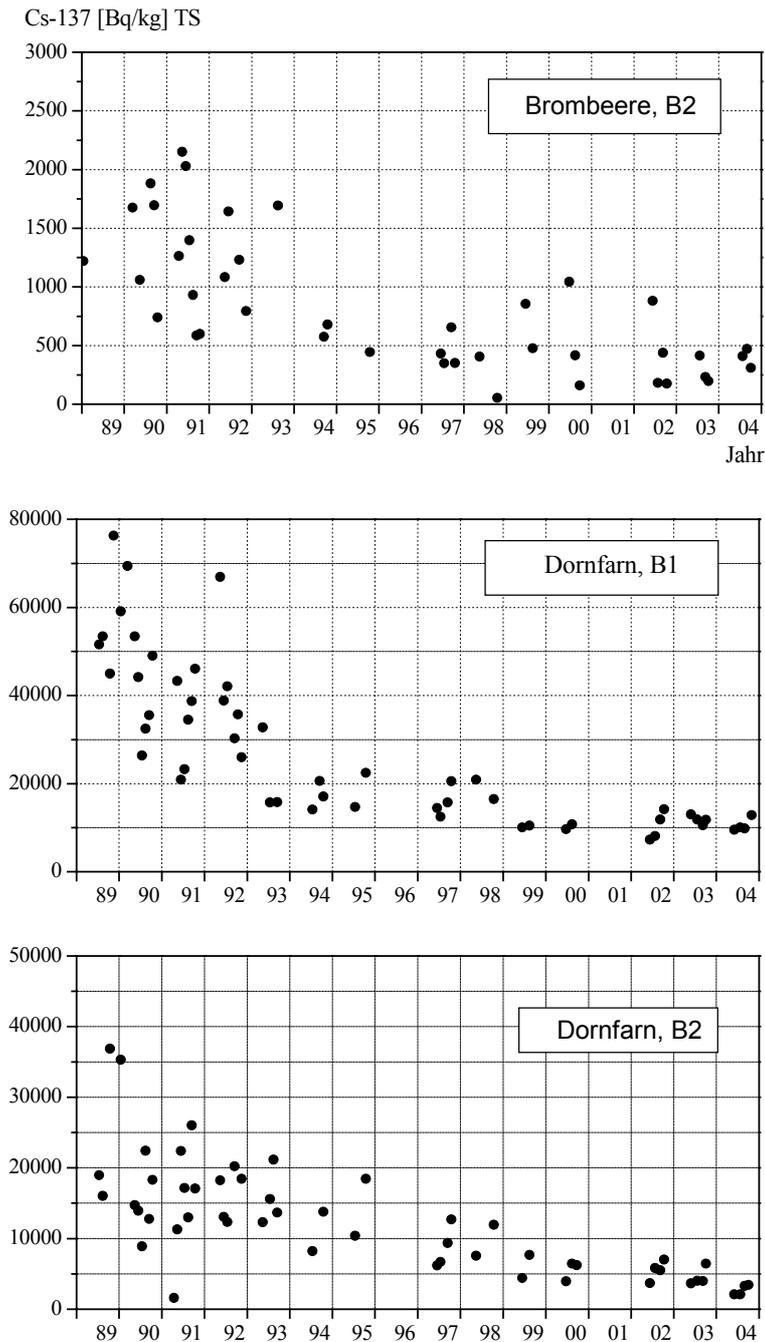


Abb. 20: Zeitverlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Blättern von Brombeere und Dornfarn, Probeflächen B1 und B2, 1989 – 2004

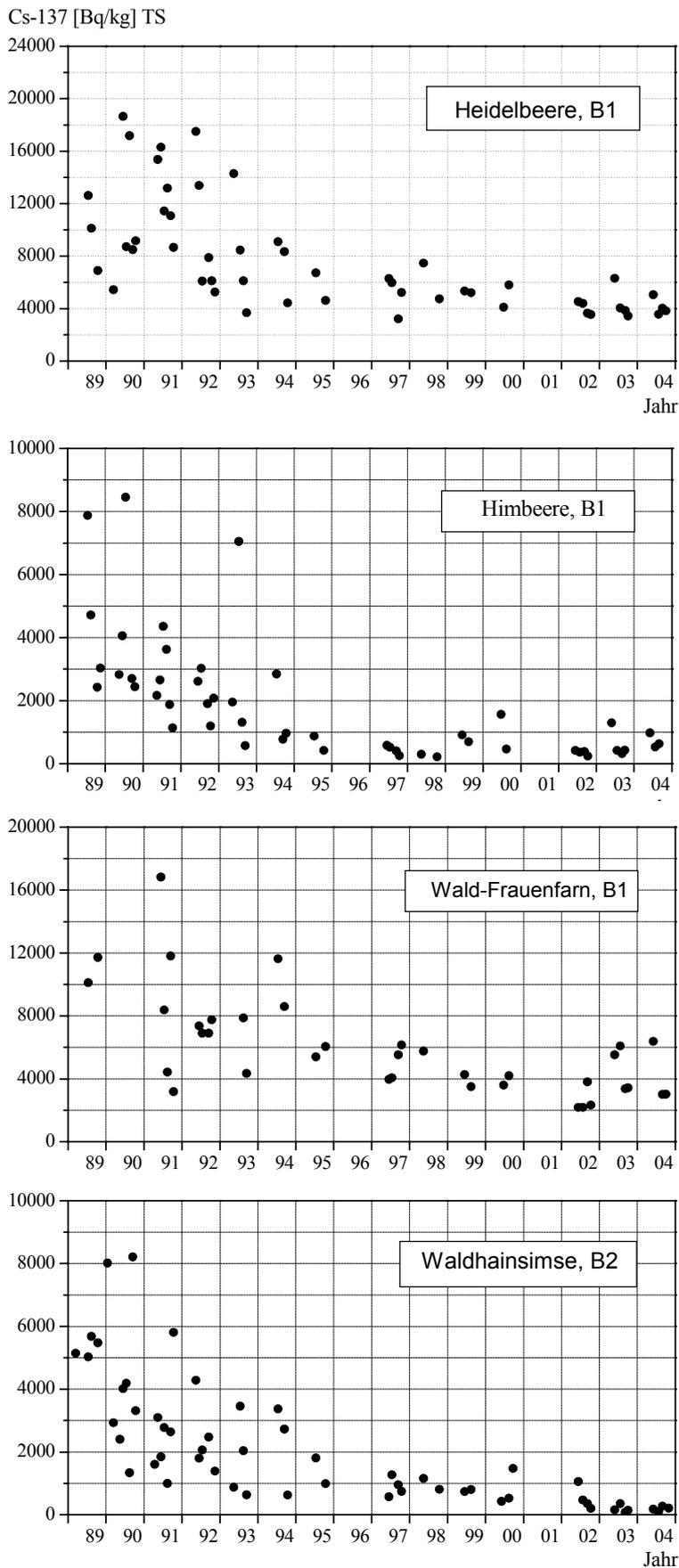


Abb. 21: Zeitverlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Blättern von Heidelbeere, Himbeere, Wald-Frauenfarn und Waldhainsimse, Probeflächen B1 und B2, 1989 – 2004

Jeder Symbolpunkt ist der Messwert einer Mischprobe aus 20 bis 40 Einzelpflanzen einer Art. Bei einigen Arten lassen sich jährlich wiederkehrende, saisonale Trends bei der Zu- oder Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität feststellen. Brombeere (Abbildung 20), Himbeere und Heidelbeere auf B1 (Abbildung 21), hatten im Jahresverlauf abnehmende  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten. Dornfarn auf B1 und B2 und Männlicher Dornfarn auf B2 zeigten steigende Kontaminationen. Die übrigen Pflanzenarten zeigten keine saisonalen Trends in der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität. Bei fast allen untersuchten Pflanzenarten waren die jahreszeitlichen Schwankungen ab 1997 weniger ausgeprägt als von 1987 bis 1994, was besonders bei Dornfarn, Heidelbeere, Himbeere, Waldhainsimse und Wald-Frauenfarn zu sehen ist.

Für den  $^{137}\text{Cs}$  Zeitverlauf von 1987 bis 2004 ergab sich für alle untersuchten Pflanzenarten eine hoch signifikante Abnahme der Aktivität ( $P < 0,0001$ ). Allerdings setzte sich der seit 1995 bestehende Trend der langsamen Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination bei den meisten Pflanzenarten fort. Dagegen war bei Himbeere und Wald-Frauenfarn auf B1, 2002 bis 2004, eine trendmäßige Zunahme der Aktivität festzustellen. Heidelbeere und Dornfarn auf B1 zeigten zwischen 2002 und 2004 keine Veränderung, 1989 betrug die mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Dornfarnblättern  $56.600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , im Jahr 2000 noch  $10.210 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  und 2004 waren es  $10.585 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Die Kontamination von Pflanzen zeigt in vielen Fällen näherungsweise einen exponentiellen Abfall, der durch die effektive Abklingkonstante  $\lambda_{\text{eff}}$  parametrisiert werden kann:

$$C/C_0 = \exp(-\lambda_{\text{eff}} * t)$$

wobei sich die effektive Abklingkonstanten aus der physikalischen Zerfallskonstante und der empirischen ökologischen Abklingkonstante zusammensetzt.

In vorliegender Arbeit wurde die effektive Halbwertszeit berechnet, indem durch die aktuellen, logarithmierten  $^{137}\text{Cs}$  Messdaten eine lineare Regression gelegt und der Steigungskoeffizient ( $-\lambda_{\text{eff}}$ ) der Regressionsgeraden berechnet wurde. In der Tabelle 5 sind die effektiven Halbwertszeiten von  $^{137}\text{Cs}$  für verschiedene Pflanzenarten auf den 2 Probeflächen angegeben.

Tab. 5: Effektive Halbwertszeiten ( $T_{\text{eff}}$ ) von  $^{137}\text{Cs}$  für verschiedene Waldbodenpflanzen auf den Probeflächen B1 und B2, von 1989 bis 2004

Spezies	$T_{\text{eff}}$ [Jahre] B1	$T_{\text{eff}}$ [Jahre] B2	$T_{\text{eff}}$ [Jahre] Mittelwert
Dornfarn	6,3	7,0	6,7
Brombeere		5,5	5,5
Heidelbeere	9,5	7,9	8,7
Himbeere	4,6	3,6	4,1
Seegras		6,3	6,3
Wald-Frauenfarn	9,9	7	8,5
Waldhainsimse		3,7	3,7

Die Halbwertszeiten bei den einzelnen Pflanzenarten stimmen auf den 2 Probeflächen relativ gut überein, Himbeere hat immer die kürzeste effektive Halbwertszeit, mit einem Mittelwert von 4,1 Jahren. Blätter von Wald-Frauenfarn und Heidelbeere haben längere Halbwertszeiten, von durchschnittlich 8,5 bzw. 8,7 Jahren. Tendenziell wird die Spannweite der Halbwertszeiten bei den untersuchten Pflanzenarten im Laufe der Zeit geringer. Gemittelt über die 7 Pflanzenarten ergibt sich ein Wert von 6,6 Jahren.

#### 4.2.2 $^{137}\text{Cs}$ in Beeren

Aufgrund des sehr trockenen Sommers reiften 2003 nur wenige Heidelbeeren im Untersuchungsgebiet, was die Probenahme sehr zeitaufwändig machte. Auch 2004 konnten nur zwei Proben Heidelbeeren gesammelt werden. Von 1989 bis 2000 nahm die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in Heidelbeeren auf der Probefläche B1 signifikant ab ( $P < 0,001$ ), seitdem ist als Trend eine Zunahme der Kontamination festzustellen (Abbildung 22).

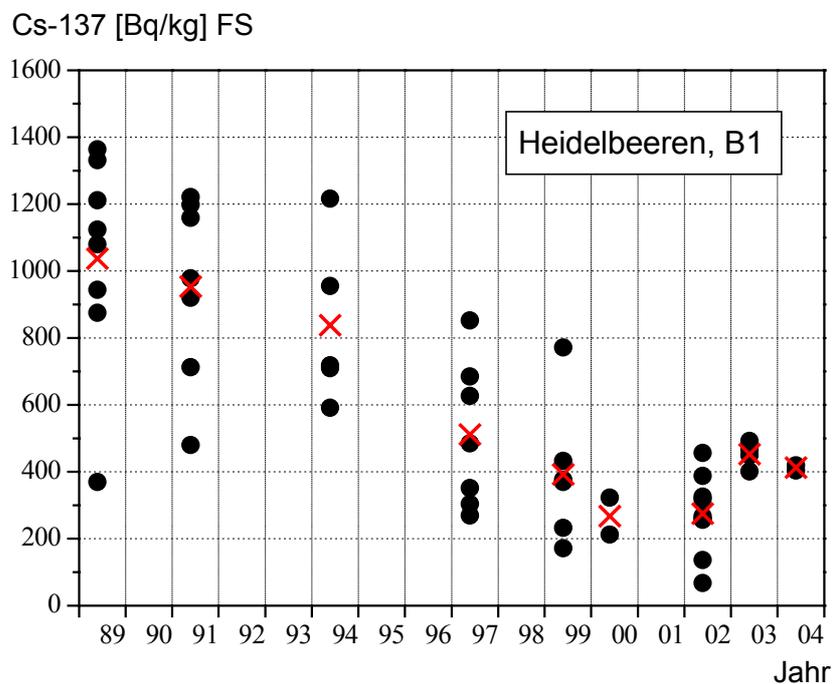


Abb. 22: Zeitverlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Heidelbeeren, Messwerte von Mischproben (Punkte) und Jahresmittelwerte (Kreuze), Probefläche B1, 1989-2004

Die  $^{137}\text{Cs}$  Gehalte der vier, 2003 entnommenen Beerenproben lagen in einem außergewöhnlich engen Wertebereich, zwischen  $401$  und  $465 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  in der Frischsubstanz und waren höher als 8 der 9 Proben, die 2002 untersucht wurden. Vermutlich hängt die Aktivitätszunahme 2003/2004 mit der extremen Trockenheit zusammen. 2004 lagen die Messwerte mit  $404 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  und  $414 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  etwa auf dem Vorjahresniveau. Zwei weitere, in einem Moorgebiet entnommene Proben von Heidelbeeren, wo auch das Bodenprofil BoIV entnommen wurde, enthielten  $308$  und  $197 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  FS. Auch im Fürstlich Hohenzollern'schen Teil des Untersuchungsgebietes wurden Heidelbeeren beprobt. Die Messwerte betragen:  $115$ ,  $136$ ,  $281$  und  $319 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  FS.

Weitere, von Wildtieren gefressene Beeren, sind die Früchte von Eberesche und Holunder. Beeren der Eberesche werden gerne von Wildschweinen gefressen, wenn sie auf den

Boden gefallen sind. Es wurde vom Autor sogar beobachtet, dass sich Wildschweine auf die Hinterbeinen stellen, um an die Früchte zu gelangen. Beeren der Eberesche enthielten  $222 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  FS auf B1 und  $66 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  auf B2. Holunderbeeren von der Probestfläche B2 enthielten  $17 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  und  $18 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

### 4.2.3 $^{137}\text{Cs}$ in Pilzen

#### 4.2.3.1 Oberirdische Fruchtkörper

Nachdem es 2000, im gesamten Untersuchungsgebiet zu einer außergewöhnlichen Massenvermehrung der oberirdischen Fruchtkörper vieler Pilzarten kam, waren 2002 bis 2004 nur wenige Fruchtkörper vorhanden. Dafür war 2003 der niederschlagsarmen Sommer verantwortlich, was sich ökologisch auch noch 2004 auswirkte. Insgesamt wurden 79 Pilzproben untersucht, davon 43 aus 2002, 14 aus 2003 und 22 aus 2004. Im „Pilzjahr“ 2000 konnten dagegen 132 Mischproben von Pilzen gemessen werden. Die mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität ausgewählter Pilzarten ist in der Abbildung 23 dargestellt.

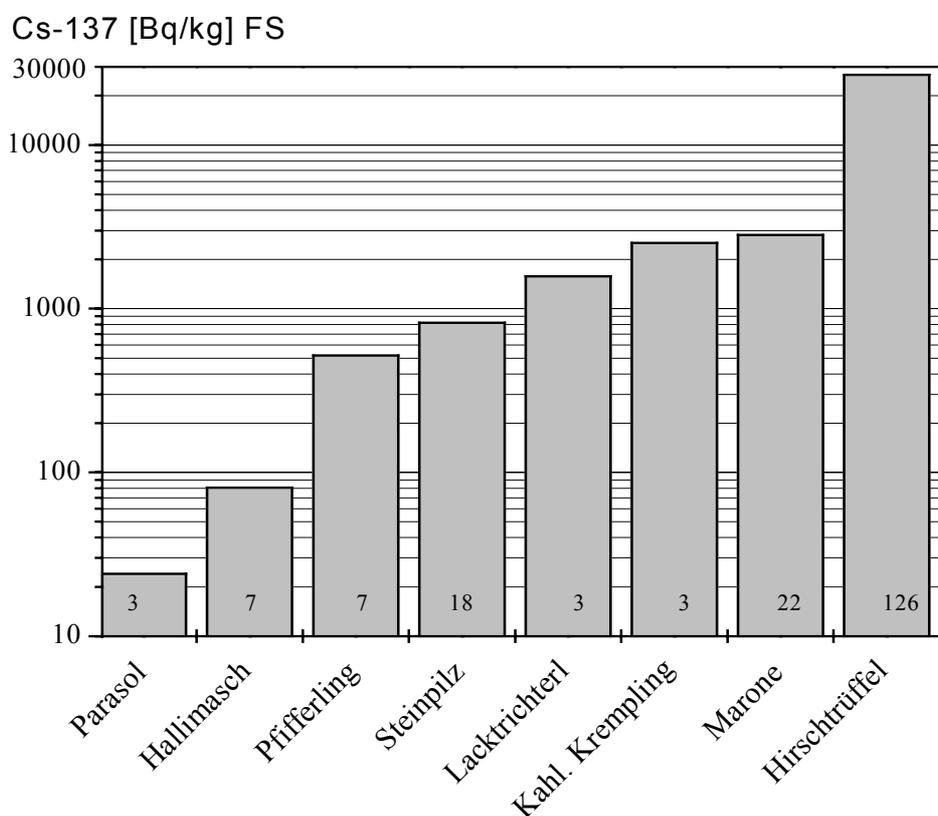


Abb. 23: Mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in Pilzen, 2002-2004

Die Ergebnisse zeigen, dass bei den Pilzarten, wie bei den autotrophen Pflanzenarten auch, die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität artspezifisch variiert. Auch die innerartliche Variabilität war bei Pilzen groß: Die  $^{137}\text{Cs}$  Gehalte schwankten jeweils um das 5- bis 10fache.

Parasole enthielten im Mittel  $24 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  in der Frischsubstanz, Pfifferlinge  $518 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Maronenröhrlinge  $2.828 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  und Hirschtrüffel  $26.800 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Bei den oberirdisch wachsenden Fruchtkörpern war der Minimalwert  $3 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , der Maximalwert  $12.112 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

#### 4.2.3.2 Hirschtrüffel

Die Fruchtkörper der Hirschtrüffel haben eine fein warzige bis gekörnte, helle bis rostbraune Peridie von 2-4 mm Dicke (Abbildung 24). Die Fruchtkörper sind rundlich, 1 bis 5 cm groß, mit einer Masse von maximal 18 g. Farbe und Konsistenz des Sporenmaterials variieren mit dem Reifegrad der Trüffel. Die anfangs hellgraue feste Masse im Inneren färbt sich mit zunehmender Reife immer dunkler. Vollreif ist der Inhalt der Trüffel locker, pulverig und tief violett, fast schwarz.

Die mittlere Tiefe, in der die 126 Aufsammlungen von Hirschtrüffeln gefunden wurden, betrug 5,5 cm, wobei sich die Trüffeln zwischen 1 cm und 16 cm Bodentiefe, sowohl in der Humusaufgabe als auch im Mineralhorizont befanden.

2003 machte sich die extreme Trockenheit auch bei den Hirschtrüffeln bemerkbar, sie enthielten weniger Wasser. Während 2002 das Verhältnis Frischsubstanz : Trockensubstanz durchschnittlich 3,4 betrug, war es 2003 im Mittel 2,8. Die Unterschiede in den Mittelwerten waren auf dem 0.001 Niveau signifikant.



Abb. 24: Freigelegte Hirschtrüffeln in 12 cm Bodentiefe, Probestelle B1, 2003 (links), Hirschtrüffeln auf Moosunterlage (rechts)

Die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Hirschtrüffeln lag durchschnittlich mindestens eine Größenordnung höher als bei allen anderen hoch kontaminierten Nahrungsbestandteilen. Die Verteilung der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität im Fruchtkörper einer Hirschtrüffel wurde mit einem Phosphor Imager (Fa. Raytest) ermittelt, der die Aktivitätsverteilung in ein farbintensives Bild umsetzt. Zu diesem Zweck wurde eine 2 mm dicke Scheibe aus der Mitte einer Hirschtrüffel geschnitten und für 24 Stunden auf dem Phosphor Imager exponiert (Abbildung 25). Das Messprinzip beruht auf der Anregung von Phosphor Atomen ( $\text{P-32}$ ) durch radioaktive Strahlung, in diesem Fall überwiegend durch  $^{137}\text{Cs}$  („photostimulated luminescence“ PSL). Dargestellt ist das "photostimulated luminescence" Bild der ganzen

Scheibe Hirschtrüffel. Dabei entspricht die Fläche zwischen den mit 1 und 2 bezeichneten Linien der Rinde. Es ist deutlich zu sehen, dass die höchste Aktivität in der Rinde ist (orange Farbbelegung), die Sporenmasse im Inneren enthält deutlich weniger  $^{137}\text{Cs}$ . Das Farbmuster außerhalb der Rinde kommt durch Streustrahlung zu Stande. Die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität dieser Hirschtrüffel (Gewicht 11 g) wurde zusätzlich im Bohrlochdetektor bestimmt. Die Rinde enthielt  $17.560 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  (FS), die Sporenmasse  $2.050 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

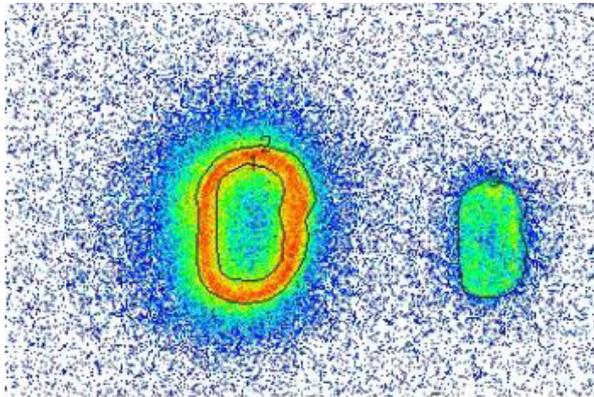


Abb. 25: "photostimulated luminescence" Bild der  $^{137}\text{Cs}$  Verteilung einer 2 mm dicken Scheibe einer Hirschtrüffel (linkes Bild) und der reinen Sporenmasse (rechtes Bild) durch einen Phosphor Imager (Erklärungen siehe Text)

Um die räumliche Variabilität der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Hirschtrüffeln im Untersuchungsgebiet zu ermitteln, wurden an 9 Stellen insgesamt 126 Proben entnommen. Der Mittelwert betrug  $26.800$ , der Median  $25.369 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Zwischen dem Minimalwert ( $5046 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) und dem Maximalwert ( $121.645 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) betrug die Spannweite  $116.599 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Die beiden Proben mit den höchsten Kontaminationen wurden in unmittelbarer Nähe ( $<1 \text{ km}$ ) der tschechischen Grenze gefunden. 95% der Messwerte lagen über  $10.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 68% über  $20.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , und 30% über  $30.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

In der Abbildung 26 ist der Zeitverlauf der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in Hirschtrüffeln dargestellt (Ausreißer wurden nicht berücksichtigt). Die Kontamination hat sich von 2000 bis 2004 nicht signifikant verändert ( $P=0,8455$ ).

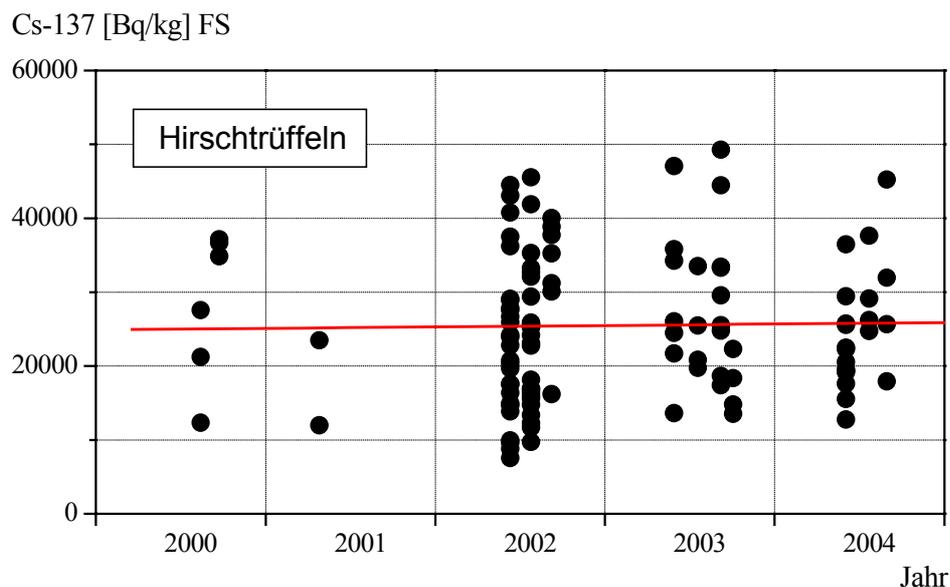


Abb. 26: Zeitverlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Hirschtrüffeln ( $n=116$ )

#### 4.2.4 Zusammenfassung: $^{137}\text{Cs}$ in Nahrungsbestandteilen von Wildtieren

In den Tabellen 6 und 6a sind die Messergebnisse der meisten, für die 3 Wildarten relevanten Nahrungskomponenten, bezogen auf Frischsubstanz, aufgeführt. Angegeben sind der geometrische Mittelwert, der normierte geometrische Mittelwert sowie die Minimal- und Maximalwerte. Der normierte geometrische Mittelwert gibt die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität der Nahrungsbestandteile, bezogen auf die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität im gesamten Untersuchungsgebiet wieder. Die Normierung war nötig, da die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität der Nahrungsbestandteile im Untersuchungsgebiet in Abhängigkeit von der Kontamination des Bodens und der Standortverhältnisse erheblich variiert. Zum Beispiel enthielten einige Pflanzenarten auf einer Fläche bei Spiegelau, im Nationalpark Bayerischer Wald, durchschnittlich nur den zehnten Teil der Aktivität von Pflanzen auf der Probestfläche B1 in Bodenmais.

Die Proben von Beeren, Pilzen und Boden wurden als Frischsubstanz gemessen, die Pflanzenproben dagegen als Trockensubstanz. Die Messergebnisse der Pflanzenproben wurden unter der Annahme eines Trockensubstanzanteils von 30% auf Frischsubstanz umgerechnet. Bei den meisten Pflanzenarten lagen die normierten mittleren  $^{137}\text{Cs}$  Gehalte der Blätter unter  $1.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  FS, nur Dornfarn wies höhere Aktivitäten auf. Blätter von Giersch, Wald-Erdbeere und Weidenröschen hatten normierte mittlere Aktivitäten von  $<10 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Wurzeln und Rhizome waren in vielen Fällen deutlich geringer kontaminiert als Blätter. Nur Wurzeln von Dornfarn ( $413 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) und Wald-Frauenfarn ( $262 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) hatten Aktivitäten über  $100 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Die niedrigsten  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten innerhalb einer Nahrungsgruppe hatten Bestandteile aus Fütterungen. Apfeltrester, Heu, Mais, Pellets und Rübenschnitzel enthielten mittlere Aktivitäten unter  $2 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Die mittlere normierte  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination der oberirdischen Fruchtkörper von Pilzen variierte erheblich, von durchschnittlich  $20 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  bei Parasol bis rund  $5.231 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  bei Nadelwald-Dickfuß. Der geometrische Mittelwert aller oberirdisch fruktifizierenden Pilzarten betrug  $1.575 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Dagegen übertraf die Kontamination von Hirschtrüffeln mit durchschnittlich  $17.793 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$  alle anderen potenziellen Nahrungsbestandteile von Wildtieren um ein Vielfaches. Auch das Pilzmyzel, das die Fruchtkörper der Hirschtrüffel unmittelbar umgibt und mit Nährstoffen versorgt, war mit durchschnittlich  $14.562 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$  sehr hoch kontaminiert. Der Boden, in den das Pilzmyzel eingebettet ist, enthielt durchschnittlich  $1.713 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , etwa 4mal so viel  $^{137}\text{Cs}$  als normaler Waldboden mit  $469 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Diese Bestandteile werden von Wildschweinen bei der Trüffelsuche ebenfalls mit aufgenommen.

Tab. 6: Geometrischer Mittelwert (MW), Minimal- und Maximalwerte der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  FS von verschiedenen Spezies im Nahrungsspektrum von Wildtieren

Art	n	Teil	MW normiert $^{137}\text{Cs}$	MW $^{137}\text{Cs}$	Min. Wert $^{137}\text{Cs}$	Max. Wert $^{137}\text{Cs}$
<b>Krautige Pflanzen</b>						
Brombeere	28	Blatt	95	157	19	890
Dornfarn	43	Blatt	1.158	1.783	147	4.250
Giersch	2	Blatt	2	2	1	4
Hasenlattich	12	Blatt	275	458	127	2.126
Heidelbeere	32	Blatt	439	704	8	1.889
Himbeere	27	Blatt	54	88	11	389
Klee	4	Blatt	64	85	9	352
Männl. Dornfarn	15	Blatt	437	679	330	1.065
Pfennigkraut	13	Blatt	34	56	7	456
Storchnabel	3	Blatt	178	185	91	310
Sumpfschachtelhalm	4	Blatt	56	85	29	272
Wald-Erdbeere	3	Blatt	9	12	1	53
Wald-Frauenfarn	30	Blatt	385	624	162	1.915
Wald-Engelwurz	2	Blatt	18	9	9	9
Wald-Sauerklee	2	Blatt	31	76	35	165
Wald-Weidenrösch.	6	Blatt	4	5	0,1	60
Weißer Pestwurz	11	Blatt	41	63	40	96
<b>Wurzeln/Rhizome</b>						
Bärenklau	1	Wurzel	3	3		
Dornfarn	2	Wurzel	413	594	476	742
Giersch	2	Rhizom	1	2	2	2
Graswurzeln	13	Wurzel	19	50	11	879
Pfennigkraut	3	Rhizom	44	68	49	97
Sumpfschachtelhalm	3	Wurzel	15	27	10	138
Männl. Dornfarn	2	Wurzel	40	72	65	81
Wald-Engelwurz	2	Wurzel	3	9	9	9
Wald-Frauenfarn	2	Wurzel	262	481	335	630
Wald-Weidenröschen	2	Wurzel	19	28	19	42
Weißer Pestwurz	6	Wurzel	12	25	7	64
<b>Flechten/Moose</b>						
Flechte	7	Thallus	116	175	43	371
<b>Bäume/Sträucher</b>						
Buche	7	Blatt	56	99	43	368
Eberesche	12	Blatt	101	154	2	595
Faulbaum	3	Blatt	15	24	21	27
Tanne	5	Nadel	215	381	208	750
Traubenholunder	7	Blatt	10	14	7	28
<b>Tiere</b>						
Regenwürmer	2	Fleisch	34	53	29	96
Wegschnecke	2	Fleisch	100	155	71	337
<b>Fütterung</b>						
Apfeltrester, Heu, Mais, Rübenschnitzel	je 2	Frucht	<2	<2		

Tab. 6a: Geometrischer Mittelwert (MW), Minimal- und Maximalwerte der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in  $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  FS von verschiedenen Spezies im Nahrungsspektrum von Wildtieren

Art	n	Teil	MW normiert $^{137}\text{Cs}$	MW $^{137}\text{Cs}$	Min. Wert $^{137}\text{Cs}$	Max. Wert $^{137}\text{Cs}$
<b>Gräser</b>						
Deutsches Weidelgras	4	Blatt	6	8	1	26
Drahtschmiele	4	Blatt	113	95	5	440
Einjähriges Rispengras	5	Blatt	19	20	2	72
Flutender Schwaden	5	Blatt	140	213	57	1.062
Gemeines Rispengras	3	Blatt	224	184	65	730
Hainsimse	19	Blatt	47	73	13	443
Hängende Segge	8	Blatt	146	154	29	1.560
Land-Reitgras	6	Blatt	321	527	314	835
Rotes Straußgras	5	Blatt	7	13	2	57
See gras	17	Blatt	308	453	134	844
Wald-Hainsimse	19	Blatt	47	73	13	443
Weiches Honiggras	6	Blatt	71	97	8	410
Wiesen-Knäulgras	6	Blatt	6	5	1	68
Wolliges Reitgras	16	Blatt	299	471	2	1.545
<b>Beeren/Früchte</b>						
Bucheckern	4	Frucht	17	19	8	23
Eberesche	13	Beeren	27	53	6	222
Heidelbeere	23	Beeren	167	268	68	492
Himbeere	3	Beeren	34	63	25	337
Traubenholunder	1	Beeren	11	17		
<b>Pilze</b>						
Echter Rotfußröhrling	7	F.körp*	778	903	159	2.101
Fliegenpilz	2	F.körpe	106	194	73	519
Gem. Kartoffelbovist	5	F.körpe	1.927	2.997	457	6.376
Grauer Wulstling	7	F.körpe	434	712	138	3.912
Hallimasch	14	F.körpe	77	116	10	1.029
Hirschtrüffel	126	F.körpe	17.793	24.676	5.046	121.645
Hirschtrüffel Myzel	4	Myzel	14.562	22.137	5.135	43.683
Kahler Krempling	3	F.körpe	842	1.269	282	2.315
Marone	59	F.körpe	1.698	2.132	287	12.112
Milchlinge	4	F.körpe	3.206	4.978	3.685	9.298
Mohrenkopf	2	F.körpe	1.769	2.746	2.396	3.148
Nadelwald-Dickfuß	5	F.körpe	5.231	6.277	4.549	11.696
Parasol	3	F.körpe	20	24	3	1.205
Pfifferling	10	F.körpe	392	443	156	767
Riesenstreifling	2	F.körpe	130	238	159	356
Steinpilz	42	F.körpe	482	756	59	2.310
Viol. Lacktrichterling	5	F.körpe	755	1.253	661	3.119
Ziegenlippe	4	F.körpe	183	266	111	522
Zigeunerpilz	2	F.körpe	98	153	116	200
<b>Boden</b>						
Boden um Trüffelmyzel	20	Boden	1.713	2.624	1.060	7.304
Waldboden	10	Boden	469	625	147	3.807

F.körp=Fruchtkörper

### 4.3 $^{137}\text{Cs}$ in Wildtieren

Im Untersuchungsgebiet unterschieden sich Rehe, Rothirsche und Wildschweine in der mittleren  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination. In der Abbildung 27 sind die  $^{137}\text{Cs}$  Messwerte von 2000 – 2004 als Box Whisker Plots dargestellt. Die Mittelwerte sind auf dem 0.001 Niveau hoch signifikant unterschiedlich.

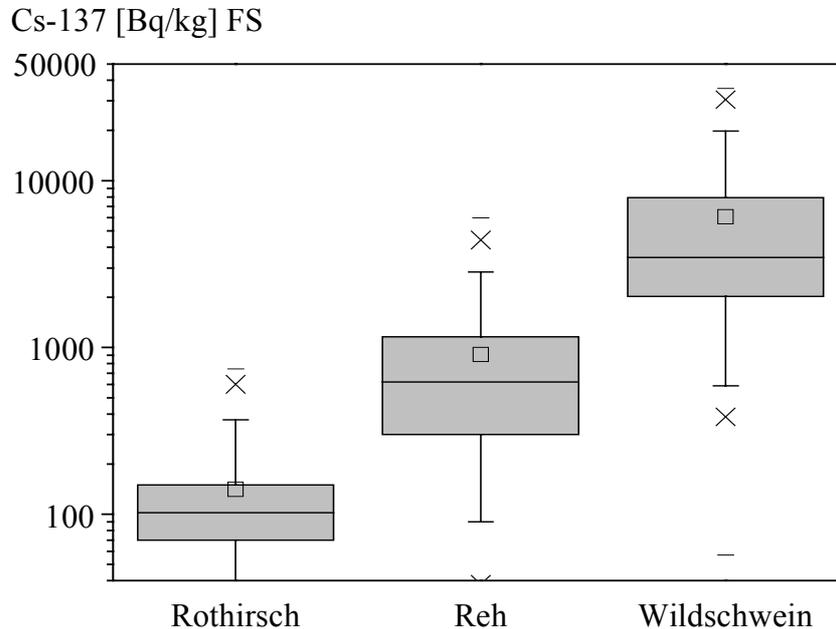


Abb. 27: Box-Whisker Darstellung der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in Rothirsch, Reh und Wildschwein im Untersuchungsgebiet, von 2000-2004

Bei Rehen und Rothirschen ist seit 1987 eine deutliche Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination festzustellen, wobei sich der Trend seit 1995 deutlich verlangsamt hat. Im Jahresverlauf treten bei Rehen saisonale Schwankungen mit Maximalwerten im Herbst auf. Bei Wildschweinen ist das saisonale Kontaminationsmuster nur wenig ausgeprägt und im Gegensatz zu Rehen und Rothirschen bleibt die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität seit dem Tschernobyl-Fallout auf relativ hohem Niveau.

Im Folgenden wird versucht die Fragen zu beantworten:

- Wie sind die Unterschiede in der Kontamination zwischen den 3 Wildarten zu erklären?
- Kann die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität im Wildtierkörper aus der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität der Nahrung durch geeignete radioökologische Modelle beschrieben und der weitere Verlauf prognostiziert werden?

#### 4.3.1 Mageninhaltsanalysen

Um den Beitrag einzelner Nahrungsbestandteile an der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Reh, Rothirsch und Wildschwein berechnen zu können, ist es notwendig die qualitative und quantitative Zusammensetzung der aufgenommenen Nahrung zu kennen.

### 4.3.1.1 Panseninhaltsanalysen von Rehen

Insgesamt wurden 114.000 einzelne Pflanzenfragmente aus 122 Pansen unter dem Mikroskop bestimmt. Die zeitliche Verteilung der Entnahme der Pansen ist in Tabelle 7 dargestellt. Aus den Monaten Januar bis Mai stammten aufgrund der Schonzeit insgesamt nur 8 Pansen, die bei der Auswertung nicht berücksichtigt wurden.

Monat	Anzahl untersuchter Pansen	Anzahl [%]
Juni	20	18
Juli	11	10
August	12	11
September	34	30
Oktober	9	8
November	20	18
Dezember	8	7

Tab. 7: Zeitliche Verteilung der untersuchten Pansen (n = 114) aus Bodenmais, von Juni - Dezember, 1987 - 1990

In der Tabelle 8 sind die Anteile der einzelnen Nahrungsbestandteile in den Pansen sowie die Häufigkeit des Vorkommens angegeben. Pflanzenbestandteile, wie Heu, Äpfel etc., die aus der Winterfütterung stammten, machten durchschnittlich 5,0% der Panseninhalte aus.

Dieser Anteil ist auf das ganze Jahr bezogen sicher höher, denn aus den Monaten Januar bis Mai, wenn die Rehe relativ viel Nahrung an Fütterungen aufnehmen, wurden aufgrund der geringen Probenzahl keine Pansen in die Auswertung einbezogen. Pflanzenfragmente von Farnen konnten bei den Pansenuntersuchungen Anfang der 90er Jahre unter dem Mikroskop nicht bis zur Art bestimmt werden und sind deshalb unter dem Begriff "Farne" angegeben. Aufgrund der Beobachtungen von verbissenen Farnpflanzen im Untersuchungsgebiet ist davon auszugehen, dass Dornfarn, Wald-Frauenfarn und Bergfarn von Rehen gefressen werden, während Adlerfarn nicht angerührt wird.

Insgesamt wurden in den Panseninhalten der Rehe 39 Pflanzenarten nachgewiesen, wovon aber nur wenige Arten mengenmäßig von Bedeutung waren: durchschnittlich war der Anteil am Nahrungsspektrum bei Himbeere mit 17% am höchsten, gefolgt von Farn mit 13% und Brombeere mit 12%. Im mittleren Wertebereich lagen die Anteile von Eberesche und Heidelbeere (Blätter und Stängel) mit je 8%, sowie Hasenlattich mit 6,2 %. Nahrung aus Fütterungen wurde zu 5,0%, Pilze durchschnittlich zu 3,3% aufgenommen.

Beachtenswert ist, dass in 93% aller untersuchten Pansen viele verschiedene Pflanzenarten bestimmt wurden, deren jeweiliger Anteil kleiner als 1% war. Nicht überraschend war dagegen, dass Gras nur einen unbedeutenden Anteil von 0,7% am Nahrungsspektrum ausmachte. Diese Ergebnisse stimmen mit anderen Untersuchungen überein, nach denen Rehe eiweißreiche und leicht verdauliche Pflanzenkost bevorzugen. Rothirsche nehmen im Gegensatz dazu mehr zellulosehaltige Pflanzennahrung auf, wozu auch Gras zählt.

Tab. 8: Mittlerer Anteil (%) von Nahrungsbestandteilen bezogen auf das Pansenfrischgewicht und die Häufigkeit in 114 Rehpansen, Bodenmais, Jun. – Dez. 1987 - 1990

Nahrungsbestandteil	Anteil am Pansen [%]	Häufigkeit in allen Pansen [%]
Himbeere	17,3	77
Dornfarn/Wald-Frauenfarn	12,7	76
Brombeere	12,2	34
Eberesche	8,0	70
Heidelbeere	8,0	64
Hasenlattich	6,2	34
Fütterung	5,0	18
Pilze	3,3	37
Klee spec.	3,1	40
nicht erkannte Epidermen	2,3	62
Bucheckern	2,3	26
Buche	2,1	75
Kraut nicht bestimmbar	2,1	73
Holunder spec.	1,9	23
Gilbweiderich	1,8	34
Schwarzerle	1,0	16
Rinde/Knospen	1,0	39
Himbeere, Beeren	1,0	14
Pflanzen Anteil<1%	8,7	93

Die Zusammensetzung der Nahrungsbestandteile in den untersuchten Rehpansen variierte im Jahresverlauf beträchtlich (Abbildung 28).

Blätter von Hasenlattich (*Prenanthes purpurea*) kam mit 22% besonders häufig im Juni in den untersuchten Pansen vor. Eberesche (*Sorbus aucuparia*) wurde vermehrt im Juni (12%), Juli (25%) und August (11%) aufgenommen. In den nachfolgenden Monaten nahm die Bedeutung beider Arten als Nahrungspflanzen ab. Dagegen wurden Himbeerblätter kontinuierlich, den ganzen Sommer über gefressen, erst nach dem Absterben der Blätter im Oktober/November ging der Konsum zurück.

Pilze wurden in geringem Maße im August und September aufgenommen, im Wesentlichen aber zur Hauptfruktifikationszeit im Oktober, mit einem Anteil von 15%. Blätter der Brombeere wurden den Sommer über nur selten gefressen, im November/ Dezember waren sie dagegen die wichtigste wildwachsende Nahrung. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass die Blätter wintergrün sind und sich, zumindest zu Beginn des Winters, oberhalb der Schneedecke befinden. Farne waren in der Ernährung der Rehe von Juni bis Dezember gleich bleibend von großer Bedeutung. Der Anteil am Nahrungsspektrum war im August mit 22% und im Oktober, mit 20% besonders hoch. Ab Oktober, je nach Schneelage, begannen die Rehe auch Nahrung an den Fütterungen anzunehmen.

Der Anteil an „Früchten“ war im Juli (3%), August (5%) und September (3%) besonders hoch. *Sambucus spec.* (Holunder) wurde hauptsächlich im September (5%) gefressen.

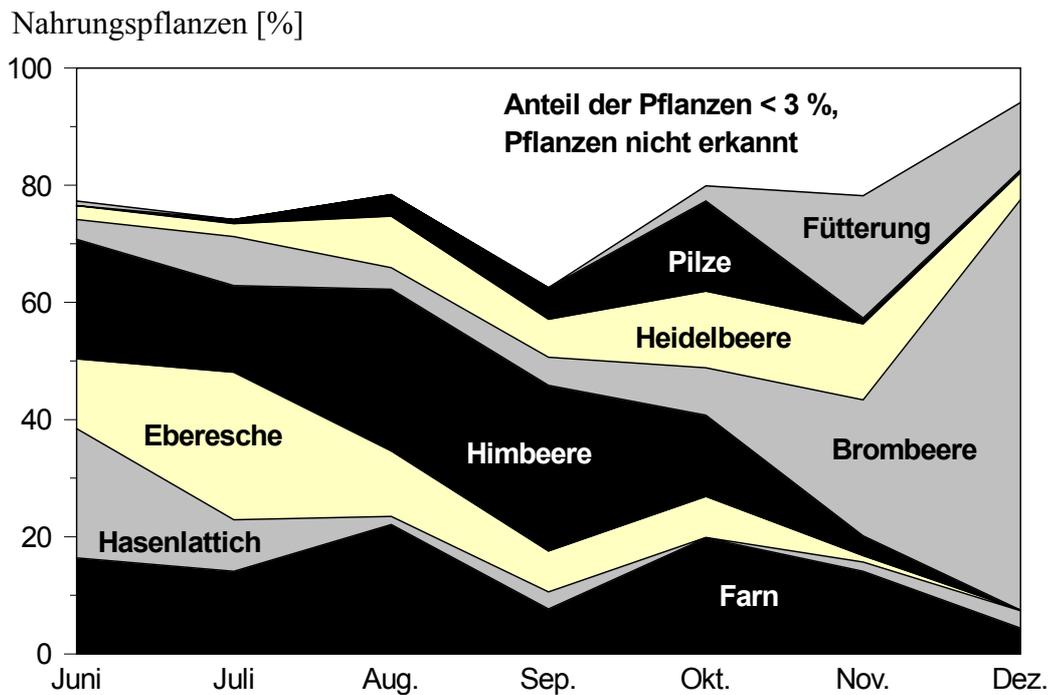


Abb. 28: Durchschnittliche Nahrungszusammensetzung in Rehpansen aus Bodenmais, im Zeitverlauf (n = 114). Juni - Dezember, 1987 - 1990

Die Ergebnisse zeigen das Nahrungsspektrum von Rehen aus Bodenmais für den Zeitraum von 1987 - 1990. Es ist anzunehmen, dass sich die qualitative Zusammensetzung der Nahrung sowie die Bedeutung der wichtigsten Äsungspflanzen von Rehen auch zu anderen Zeiten nicht wesentlich ändert. Dagegen könnten die mengenmäßigen Anteile einzelner Pflanzenarten am Nahrungsspektrum durchaus variieren. Auch so genannte Mastjahre, wie von Bucheckern und Pilzen bekannt, dürften die Nahrungswahl der Rehe beeinflussen (zwei, in diesem Zusammenhang untersuchte Pansen aus dem November 2003, enthielten durchschnittlich 21% bzw. 29% Bucheckern). Der relativ hohe Pilzanteil von durchschnittlich 15% an der Nahrung der Rehe im Oktober ist auf die pilzreichen Jahre 1988 und 1990 zurück zu führen.

In Übereinstimmung mit der vorliegenden Untersuchung fanden auch SIUDA et. al. (1969) in Polen, CEDERLUND et al. (1980) in Schweden, KLÖTZLI (1965) im schweizer Mittelland und LAITAT (1983) in Frankreich ausgeprägte saisonale Schwankungen im Nahrungsspektrum von Rehen. Alle Autoren stellten fest, dass nur wenige Pflanzenarten mengenmäßig von Bedeutung waren.

Farne waren in den Rehpansen aus Bodenmais die Pflanzengruppe, die das ganze Jahr über am häufigsten nachgewiesen wurde. Auch KIROGLANDIDIS (1981) ermittelte bei Untersuchungen zur Nahrungswahl von Rehen im Nationalpark Berchtesgaden, Farne in einem Drittel der Pansen aus dem Sommer. Dagegen waren in den Untersuchungen von CEDERLUND et al. (1980), KLÖTZLI (1969) und SIUDA et al. (1969) Farne als Nahrungspflanzen von Rehen bedeutungslos, während andere Pflanzen wie z.B. *Calluna vulgaris* bevorzugt wurden. Die Ergebnisse aus Untersuchungen zur Nahrungswahl von Rehen sind demnach abhängig von den jeweiligen Standortbedingungen und nicht allgemein übertragbar.

### 4.3.1.2 Panseninhaltsanalysen von Rothirschen

Es wurden 37 Pansen von Rothirschen in die Auswertung einbezogen, 5 weitere Pansen enthielten mehr als 80% Nahrungsbestandteile aus Fütterungen und wurden deshalb nicht berücksichtigt. Die zeitliche Verteilung der Proben ist in der Tabelle 9 angegeben. Entsprechend der traditionellen Jagdgewohnheiten, wird im Sommer nur wenig Rotwild erlegt. Und weil es für Rotwild bezüglich Geschlecht und Alter unterschiedliche Schonzeiten gibt, stammten die meisten Proben aus dem Herbst und Frühwinter.

Jahr/Monat	Anzahl Pansen
<b>2002</b>	
September	1
Oktober	2
November	1
Dezember	3
<b>2003</b>	
Januar	3
Juni	1
August	2
September	4
Oktober	6
November	4
Dezember	6
<b>2004</b>	
Januar	4
<b>Summe</b>	<b>37</b>

Tab. 9: Zeitliche Verteilung der Rothirschpansen, n=37, September 2002 – Januar 2004

In der Tabelle 10 sind die mittleren Anteile der Nahrungsgruppen und die Häufigkeit des Vorkommens in den untersuchten Pansen angegeben. **Gräser**, die mit 29 Arten vertreten waren, stellten mit 60,2% die mit Abstand wichtigste Gruppe und wurden in allen Mägen nachgewiesen. Bei **Kräutern** wurden 12 Arten gefunden, die mit durchschnittlich 24,7% quantitativ ebenfalls bedeutend waren und in 94,6% aller Pansen festgestellt wurden. Während die Pansen aus dem Herbst mehrere Arten Kräuter enthielten, kamen ab November fast ausschließlich Blätter und Stängel von Brombeere und in geringerem Maße auch Stängel von Heidelbeere vor. Im Sommer 2003 enthielten die Mägen durchschnittlich 40% Gräser und 47% Kräuter. Zum Herbst hin, mit abnehmender Verfügbarkeit der grünen Kräuter, nahm die Bedeutung dieser Nahrungsgruppe ab.

Die Rothirschpansen enthielten insgesamt 4,7% **Farne**, es handelte sich um Dornfarn und Wald-Frauenfarn. Den größten Anteil hatte Dornfarn mit 80,9%, wovon 76,3% Fiederblätter und 13,7% Rhizome waren. Farne kamen in rund 60% aller Pansen vor. Bestandteile aus **Fütterungen** hatten mit 4% als Nahrung für Rotwild zwar eine ähnliche Bedeutung wie Farne, der tatsächliche Anteil war aber deutlich höher, weil die 5 Mägen mit einem Fütterungsanteil >80% nicht mit in die Auswertung einbezogen wurden. Im Nationalpark Bayerischer Wald wird ein Teil der Rotwildpopulation in 3 Wintergattern von einigen hundert Hektar Flächengröße, von November bis Mai gefüttert. Auch in den Privatrevieren ist es traditionell üblich, Rotwild im Winter zu füttern. Ein Teil der Rothirsche im Untersuchungsgebiet lebt ohne Zufütterung, über das Verhalten dieser Tiere ist aber wenig bekannt.

Tab. 10: Mittlerer Anteil von Nahrungsgruppen bezogen auf das Pansenfrischgewicht und die Häufigkeit des Vorkommens in 37 Rothirschpansen, Sep. 2002 – Jan. 2004

Nahrungsgruppe	Mittlerer Anteil am Pansenfrischgewicht [%]	Häufigkeit in allen Pansen [%]
Gräser	60,2	100,0
Kräuter	24,7	94,6
Farne	4,7	59,5
Fütterung	4,0	35,1
Früchte (Bucheckern)	2,9	40,5
Nadeln	1,6	35,1
Rinde	0,8	21,6
Pilze	0,5	21,6
Sonstiges	0,3	40,5
Flechten	0,3	18,9
Boden (Humus)	0,1	16,2

**Früchte** hatten einen mittleren Anteil von 2,9% am Panseninhalt, davon entfielen 96,9% auf Bucheckern mit 32,4% Häufigkeit, darüber hinaus kamen in unbedeutenden Mengen noch Heidelbeeren und Beeren der Eberesche vor. Vor der Buchenmast 2003 wurden Bucheckern nur selten in den Mägen gefunden, während der Mast waren es nahezu 100% der konsumierten Früchte. **Nadeln** oder kleine Aststücke von Fichte bzw. Tanne kamen in etwa jedem dritten Pansen vor, der durchschnittliche Anteil betrug 1,6%. Einige Pansen enthielten 6%, 8%, 10% und 15% dieser Bestandteile.

Da es aus waldbaulicher Sicht von besonderer Bedeutung ist, dass Rotwild die Rinde von Bäumen schält, wurde Rinde als eigene Nahrungsgruppe mit aufgenommen. **Rinde** von Fichte kam in 21,6% aller untersuchten Pansen vor, der Anteil war mit durchschnittlich 0,8% aber unbedeutend. Lediglich ein Pansen aus dem Januar 2004 enthielt 19,2% Rinde.

**Pilze** waren als Nahrungsgruppe, mit 0,5% Anteil quantitativ unbedeutend. In den Pansen wurden die Arten Hallimasch, Mohrenkopf und die beiden Lactarius Arten *L. hepaticus* und *L. picinus* mit gleicher Häufigkeit gefunden. Die Pansen aus 2003 enthielten keine Pilze, aufgrund der andauernden Trockenheit entwickelten sich nur sehr vereinzelt Fruchtkörper im Untersuchungsgebiet. **Flechten** kamen in rund 19% aller Pansen vor, aber nur mit einem durchschnittlichen Anteil von 0,3%. Die Gruppe **Sonstiges** umfasst trockene Blätter, Nadeln und Moose und war mit 0,3% Anteil ebenfalls unbedeutend, kam in 40,5% aller Mägen vor und wurde vermutlich, ebenso wie Boden, unbeabsichtigt mit anderen Nahrungsstoffen aufgenommen. **Boden** wurde in 16,2% aller Pansen gefunden, in unbedeutenden Mengen von durchschnittlich 0,1%, wobei es sich immer um Bestandteile aus dem Auflagehumus handelte. In der Tabelle 11 ist die Zusammensetzung der Nahrungsgruppen Gräser und Kräuter, nach Arten getrennt, aufgeführt.

Insgesamt wurden 29 Arten Gräser nachgewiesen, aber nur 8 Arten kamen mit mehr als 3% vor. Quantitativ von besonderer Bedeutung waren Rotes Straußgras, Flutender Schwaden und Wiesen-Knäulgras, mit einem Anteil > 6%. Genau wie bei den Kräutern, variierte auch die Zusammensetzung der Gräser in den Pansen im Jahresverlauf. Sommergrüne Arten, wie Riesen-Schwingel, Rohrglanzgras oder Waldsimse fanden sich

hauptsächlich im Herbst, während Wald-Segge oder Weiches Honiggras bevorzugt im Winter vorkamen, wenn sie noch grüne Blattspreiten haben. Die Abbildung 29 zeigt die Zusammensetzung für jeden Pansen, einzeln, nach Nahrungsgruppen und in zeitlicher Reihenfolge getrennt, von September 2002 bis Januar 2004.

Tab. 11: Mittlerer Anteil von Gräsern und Kräutern in %, bezogen auf das Frischgewicht und die Häufigkeit des Vorkommens in 37 Rothirschpansen, Sep. 2002 – Jan. 2004

Art	Spezies	Anteil am Pansenfrischgewicht [%]	Häufigkeit in allen Pansen [%]
<b>Gräser</b>			
Grasarten <0,5%		2,1	5,4
Fluttergras	Milium	0,6	10,8
Lieschgras	Phleum	0,6	8,1
Borstgras	Nardus	0,8	32,4
Wald-Simse	Scirpus	1,0	10,8
Rohr-Glanzgras	Phalaris	1,0	5,4
Riesen-Schwingel	Festuca	1,2	13,5
Seegras	Carex	1,2	8,1
Drahtschmiele	Descham	1,4	27,0
Glatthafer	Arrhenat	1,6	13,5
Wald-Schwingel	Festuca	2,0	18,9
Wolliges Reitgras	Calamag	2,8	18,9
Wald-Hainsimse	Luzula	2,9	32,4
Einjähriges Rispengras	Poa	3,3	24,3
Gemeines Rispengras	Poa	3,6	27,0
Deutsches Weidelgras	Lolium	3,6	24,3
Weiches Honiggras	Holcus	3,7	21,6
Land-Reitgras	Calamag	4,4	24,3
Rotes Straußgras	Agrostis	6,4	43,2
Flutender Schwaden	Glyceria	7,4	40,5
Wiesen-Knäulgras	Dactylis	8,6	51,4
<b>Kräuter/Bäume</b>			
Kräuter <0,5%		1,6	40,5
Brennnessel	Urtica	1,1	8,9
Pfennigkraut	Lysimac	1,6	24,3
Weidenröschen	Epilobiu	2,5	8,1
Heidelbeere	Vacciniu	8,8	83,8
Brombeere	Rubus	9,1	54,1

Von Kräutern wurden insgesamt 23 Arten bestimmt, aber nur 5 Arten waren quantitativ von Bedeutung. Weitere 9 Arten waren in so geringer Menge in den Panseninhalten vorhanden, dass angenommen werden muss, diese Blätter wurden zufällig mit anderen Nahrungsbestandteilen aufgenommen. Gräser, mit einem Anteil <0,5%: Rasenschmiele (*Deschampsia cespitosa*), Nickendes Perlgras (*Melica nutans*), Blaues Pfeifengras (*Molinia cerulea*), Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Wehrlose Trespe (*Bromus inermis*), Flutter-Binse (*Juncus effusus*) Wald-Segge (*Carex sylvatica*), Wald-Haargerste (*Hordelymus europaeus*), Wald-Reitgras (*Calamagrostis arundinacea*), Fluttergras (*Milium effusum*), Lieschgras (*Phleum spec.*), Borstgras (*Nardus stricta*). Deutlich zu sehen ist, dass Gräser ganzjährig, mit Abstand die bedeutendste Nahrungsgruppe für Rothirsche darstellen. Das hängt unter anderem mit der Anatomie der Tiere zusammen:

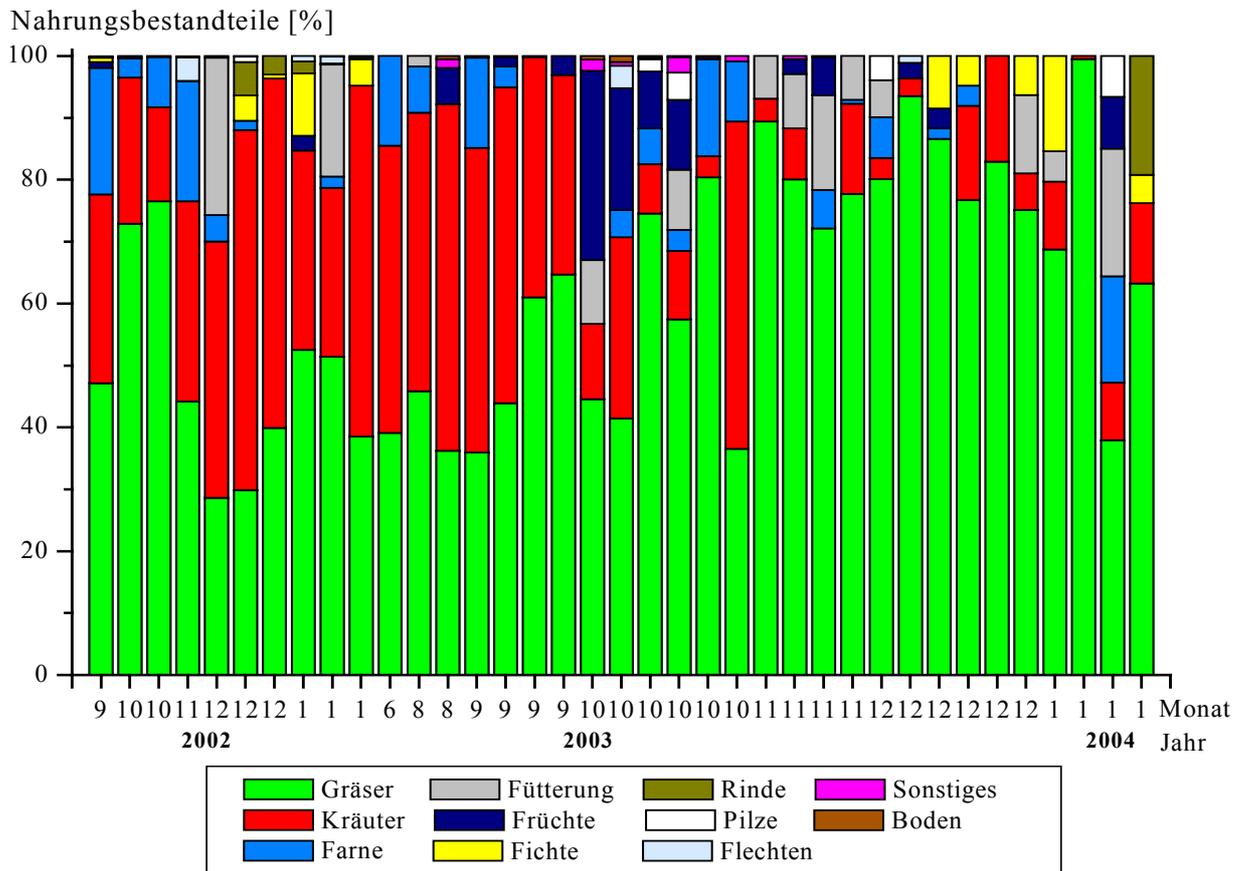


Abb. 29: Nahrungsgruppen in 37 Rothirschpansen, in zeitlicher Reihenfolge, September 2002 – Januar 2004

Bei Rothirschen ist der Pansen im Verhältnis zum Körper größer als bei Rehen. Das hohe Pansenvolumen erfordert täglich eine relativ große Nahrungsmenge, die durch das „Abweiden“ von Nahrungspflanzen erreicht wird. Deswegen nimmt der Rothirsch, ein Grasfresser wie die meisten großen Wiederkäuerarten, mengenmäßig viel, aber wenig hochwertige Nahrung auf.

#### 4.3.1.3 Mageninhaltsanalysen von Wildschweinen

Insgesamt wurden die Mägen von 102 Wildschweinen analysiert (Tabelle 12). Davon enthielten 32 Mägen jeweils mehr als 95% Bestandteile von Mais, Apfeltrester, Rüben oder Getreide. Offensichtlich stammten die Mägen von Tieren, die vor der Erlegung Nahrung an einer Fütterung aufgenommen hatten, und wurden deshalb nicht in die weitere Auswertung mit einbezogen. Die Mägen hatten ein mittleres Gewicht von 1.450 g (FS), bei einer Standardabweichung von 809 g, Minimum und Maximum lagen bei 395 g bzw. 4.170 g.

In den untersuchten Mägen wurden die verschiedenen Nahrungsbestandteile pflanzlicher und tierischer Herkunft, möglichst bis zur Art bestimmt. Um einen Überblick zu bekommen, wurden die Bestandteile in Nahrungsgruppen geordnet. Die Anteile einzelner Fruchtarten, wie z.B. Beeren von Heidelbeere oder Eberesche wurden unter dem Begriff „Früchte“ zusammengefasst, Vertreter der Süßgräser, Riedgräser und Binsengewächse bekamen den Oberbegriff „Gräser“.

Tab. 12: Zeitliche Verteilung der untersuchten Wildschweinemägen, 2002 - 2004

Jahr/Monat	Anzahl eingelieferter Mägen	Anzahl Mägen mit >95% Fütterungsbestandteilen	in Auswertung einbezogen
<b>2002</b>			
Mai	1		1
Juni	2		2
Juli	2		2
August	9	3	6
September	15	7	8
Oktober	10	2	8
November	3	2	1
Dezember	5	4	1
<b>2003</b>			
Januar	8	2	6
April	3	1	2
Mai	2		2
Juni	2		2
Juli	7	4	3
August	1		1
September	2		2
Oktober	2		2
November	2		2
Dezember	1		1
<b>2004</b>			
Februar	2		2
März	2		2
Juni	6	2	4
Juli	10	3	7
August	5	2	3
Summe	102	32	70

In der Tabelle 13 ist die mittlere Nahrungszusammensetzung von 70 Wildschweinemägen, aufgeteilt nach Nahrungsgruppen angegeben. „Sonstiges“ und „tierische Bestandteile“ waren quantitativ mit 0,3% und 0,9% nicht von Bedeutung. Die Anteile aller folgenden Nahrungsgruppen sind so hoch, dass sie radioökologisch als relevant eingestuft werden müssen.

Tab. 13: Mittlerer Anteil von Nahrungsgruppen bezogen auf das Magenfrischgewicht, in 70 Wildschweinemägen, Mai 2002 – August 2004

Nahrungsgruppe	Mittlerer Anteil am Magen FS [%]	Häufigkeit in allen Mägen [%]
Sonstiges	0,3	32,9
Tierische Bestandteile	0,9	47,1
Pilze	7,6	82,9
Boden	11,0	90,0
Wurzeln	12,2	40,0
Kräuter/Sträucher/Bäume	13,4	52,9
Fütterung	17,1	70,0
Früchte	17,3	41,4
Gräser	20,2	78,6

„Pilze“ waren mit 7,6% vertreten, gefolgt von „Boden“ mit 11,0% und „Wurzeln“ mit 12,2%. Blätter von Kräutern und Gräsern kamen mit 13,4% bzw. 20,2% vor, Früchte (17,3%) und Bestandteile aus Fütterungen (17,1%) waren etwa von gleicher Bedeutung.

Bei der Bewertung des quantitativen Anteils der einzelnen Nahrungsgruppen besteht auch bei Mageninhaltsanalysen von Wildschweinen das Problem der sehr ungleichen Verteilung in der Probengesamtheit. So enthielten zwar rund 47% aller Mägen tierische Bestandteile, meist aber nur in Spuren. In einem Magen wurden zum Beispiel Reste eines Hasen gefunden, der 12% des Mageninhalts ausmachte und den Mittelwert von allen Mägen entsprechend erhöht. Die Verteilung der einzelnen Nahrungsgruppen in den Wildschweinemägen ist in der Abbildung 30 beispielhaft für Gräser, Boden, Früchte und Hirschtrüffel dargestellt.

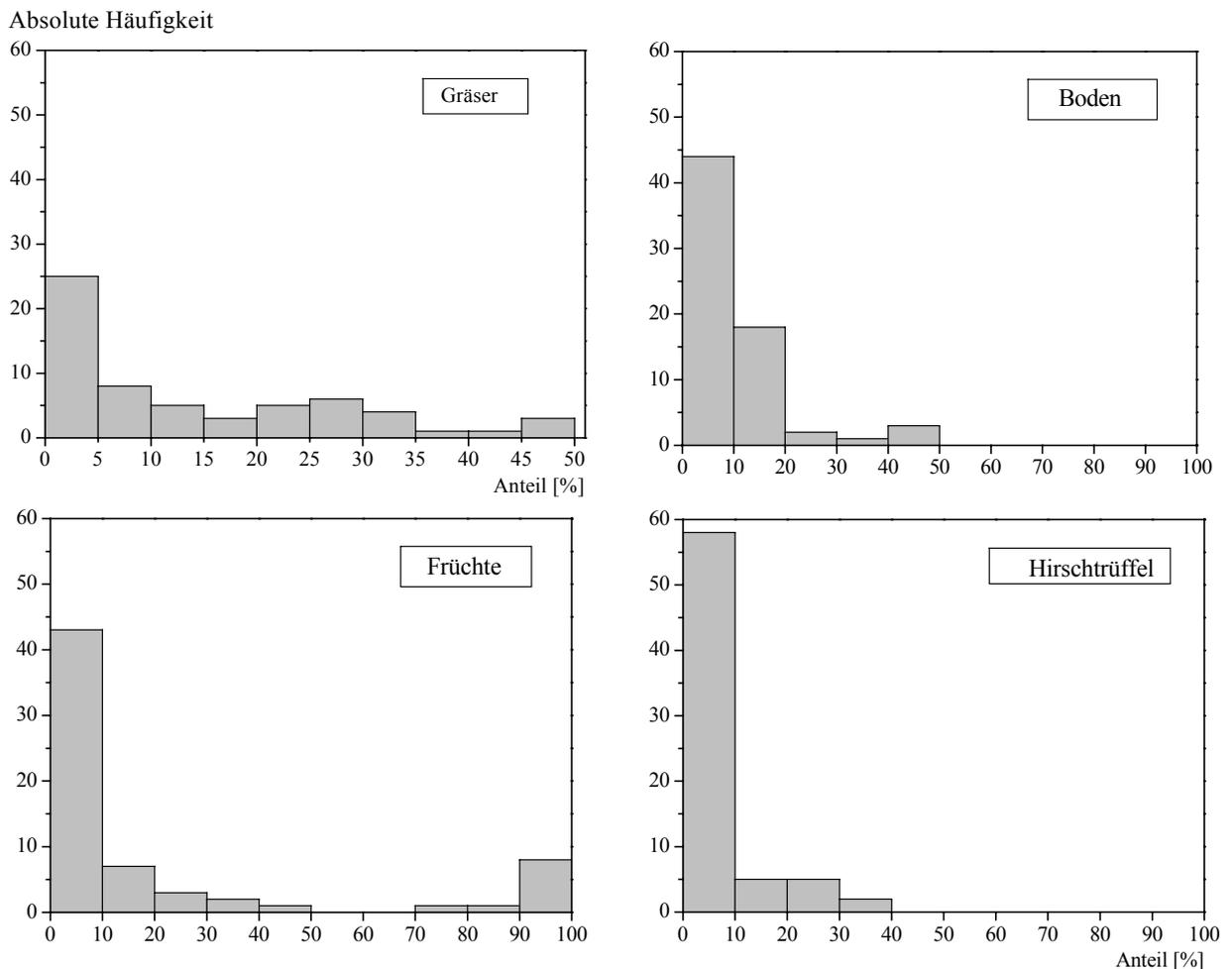


Abb. 30: Absolute Häufigkeit der Anteile von Nahrungsgruppen am Magenfrischgewicht von 70 Wildschweinemägen, Klassenbreite 10%

Bei den 4 Nahrungsgruppen ist die Verteilung der Werte linksschief, in den meisten Mägen waren die Anteile der einzelnen Nahrungsgruppen am Magenfrischgewicht 0% - 10%. Zunehmend höhere Anteile wurden in immer weniger Mägen gefunden. Eine Ausnahme waren Früchte, wovon in einigen Mägen mehr als 70% waren. Bei Gräsern sind die Werte, abgesehen von der Klassen 0% - 10%, am kontinuierlichsten verteilt. Die Verteilung bei Hirschtrüffeln und Boden ist ähnlich.

Die Abbildung 31 zeigt die Nahrungszusammensetzung für jeden Magen, einzeln, nach Nahrungsgruppen und in zeitlicher Reihenfolge getrennt.

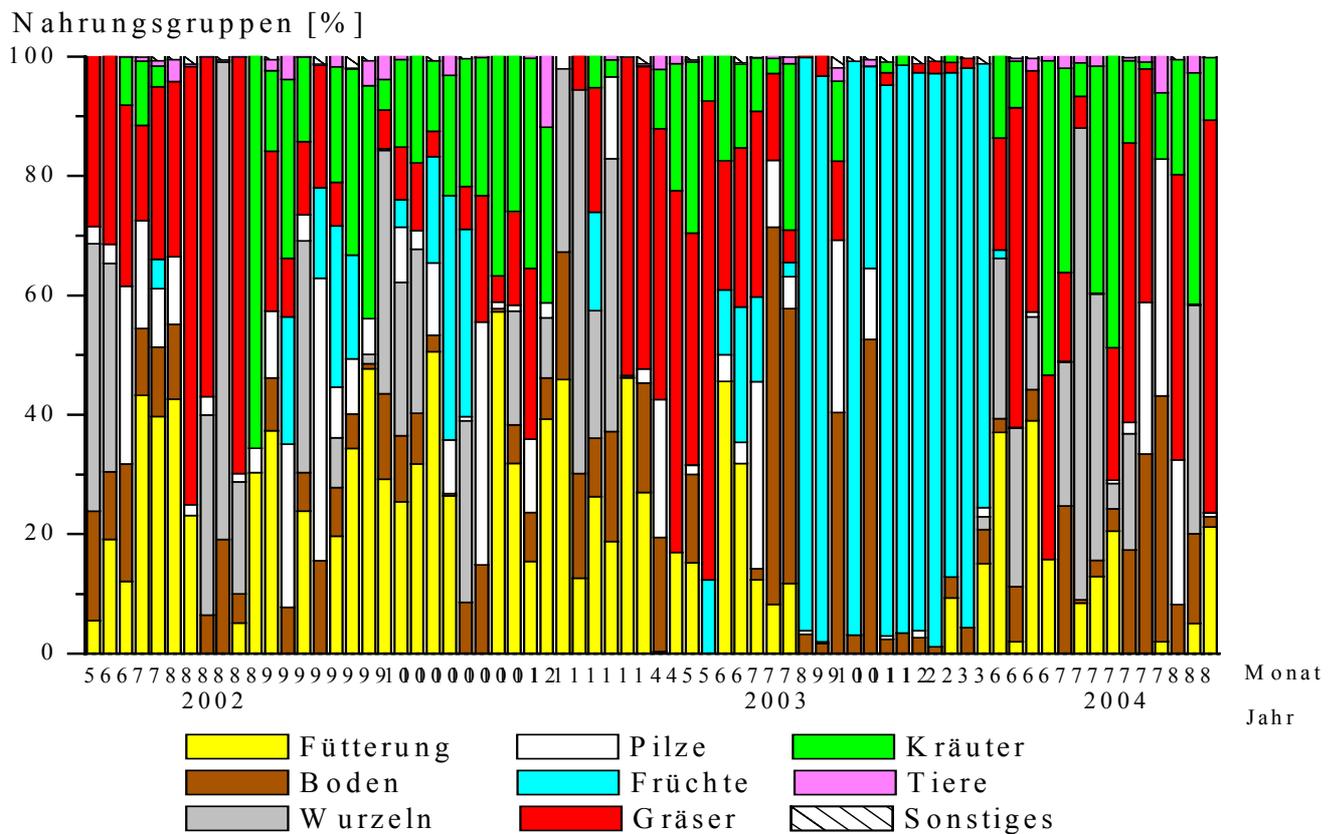


Abb. 31: Nahrungsgruppen in 70 Wildschweinemägen, in zeitlicher Reihenfolge

Die einzelnen Mageninhalte unterschieden sich in der Nahrungszusammensetzung qualitativ und quantitativ zum Teil erheblich. Deutlich werden trotzdem saisonale Trends: Im gesamten Untersuchungsgebiet kam es 2003 zu einer ausgeprägten Samenproduktion der Buchen. Durch diese Buchenmast änderte sich die Nahrungszusammensetzung in den Wildschweinemägen im Vergleich zu Vorjahr grundlegend. Bucheckern fanden sich bereits im September in den Mägen und dominierten als Nahrungsbestandteil bis zum Februar 2004. 7 von 9 Mägen aus diesem Zeitraum enthielten mehr als 90% Bucheckern. Besonders auffällig war, dass alle, von September 2003 bis Februar 2004 angelieferten Mägen keine Bestandteile aus Fütterungen enthielten. Die Wildschweine zogen die Bucheckern offensichtlich allem anderen vor, auch der Fütterung, was zur Folge hatte, dass weniger Tiere erlegt werden konnten: 2002 waren es 75 Wildschweine, 2003 nur 45.

Die besondere Bedeutung der aus Fütterungen aufgenommenen Nahrung zeigt sich daran, dass in 38,5% der untersuchten Mägen mehr als 20% Fütterungsbestandteile enthalten waren. Dazu kommen noch die 32 Mägen, die nicht berücksichtigt wurden, weil der Inhalt über 95% Fütterungsbestandteile enthielt. Es ist sehr schwer, Wildschweine ohne Ablenkfütterung oder KIRRUNG zu erlegen. Die untersuchten Tiere wurden zudem auf besondere Anweisung hin erlegt. In den Tabellen 14 und 14 a sind in der zweiten Spalte von links die mittleren Anteile der Nahrungsgruppen in allen 70 Mageninhalten, aufgeschlüsselt nach Arten (soweit das möglich war) und bezogen auf Frischsubstanz angegeben.

Tab. 14: Mittlerer Anteil einzelner Nahrungsgruppen bezogen auf das Magenfrischgewicht und Häufigkeit des Vorkommens in 70 Wildschweinemägen, Mai 2002 – August 2004

Nahrungsgruppe/Arten	Mittlerer Anteil am Magen FS [%]	Häufigkeit in allen Mägen [%]
<b>Sonstiges</b>	<b>0,3*</b>	<b>32,9</b>
Moose	0,1	17,1
Knospenschuppen	0,1	15,7
Fichtennadeln/Blätter	0,2	34,3
<b>Tierische Bestandteile</b>	<b>0,9</b>	<b>47,1</b>
Nacktschnecken	0,1	15,7
Schnaken-Larven, andere Larven	0,2	28,6
Vögel	0,2	8,6
Hasen	0,2	2,9
Mäuse	0,2	18,6
<b>Pilze</b>	<b>7,6</b>	<b>82,9</b>
oberirdisch fruktifizierend Sonstige	0,1	1,4
Milder Wachstäubling	0,1	4,3
Sternsporige Laubtrüffel	0,2	4,3
Milchlinge spec.	0,2	4,3
Grauer Streifling	1,5	12,9
Hirschtrüffel	5,5	81,4
<b>Boden</b>	<b>11,0</b>	<b>90,0</b>
Humus	10,8	88,6
Mineralboden	0,2	28,6
<b>Wurzeln</b>	<b>12,2</b>	<b>40,0</b>
Farn spec.	0,4	1,4
Weidenröschen spec.	0,4	2,9
Sumpfschachtelhalm	0,6	1,4
Pestwurz	0,6	2,9
Pfennigkraut	1,1	3,0
Feinwurzeln unbestimmt	1,9	5,7
Wald-Engelwurz	2,5	4,3
Gräser	4,7	21,4

\*rundungsbedingte Differenzen

Nicht näher bestimmt werden konnten Feinwurzeln, die als Gruppe „Feinwurzeln unbestimmt“ angegeben wurden. Ebenso konnten die Wurzeln von verschiedenen Süßgräsern nicht bis zur Art bestimmt werden und wurden unter „Wurzeln Süßgräser“ zusammengefasst.

Bei Weidenröschen wurde sowohl das Wald-Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*) als auch das Berg-Weidenröschen (*Epilobium montanum*) in den Mägen gefunden und der Übersichtlichkeit halber zu „Weidenröschen“ zusammengefasst. Mit dem Zusatz spec. für Spezies wurden die Gruppen bezeichnet, die nicht bis zur Art bestimmt werden konnten. In den Mägen lässt sich quantitativ nur die derbe Rinde der Hirschtrüffel bestimmen, da sich die pulverige Sporenmasse im Magenbrei verliert und mit dem Auge nicht zu erkennen ist. Um den gesamten Trüffelanteil im Magen erfassen zu können, wurde aus dem Gewichtsverhältnis Rinde:Sporenmasse (2,2 : 1, n= 21) auf die Gesamtmasse Trüffel im Mageninhalt umgerechnet. Bei der Gruppe „Pilze“ wurden unter dem Gattungsnamen Milchlinge (*Lactarius*) alle Vertreter dieser Gruppe zusammengefasst, die nicht näher bestimmt werden konnten.

Tab. 14a: Mittlerer Anteil einzelner Nahrungsgruppen bezogen auf das Magenfrischgewicht und Häufigkeit des Vorkommens in 70 Wildschweinemägen, Mai 2002 – August 2004

Nahrungsgruppe/Arten	Mittlerer Anteil am Magen FS [%]	Häufigkeit in allen Mägen [%]
<b>Kräuter/Sträucher/Bäume</b>	<b>11,6</b>	<b>52,9</b>
Hasenlattich	0,1	1,4
Sumpfschachtelhalm	0,1	1,4
Brombeere	0,1	5,7
Klee	0,1	4,3
Weisse Pestwurz	0,2	8,6
Eberesche	0,4	2,9
Walderdbeere	0,4	8,6
Wald-Engelwurz	0,6	7,1
Storchschnabel spec.	0,9	8,6
Himbeere	1,0	10,0
Pfennigkraut	1,6	30,0
Heidelbeere	1,7	27,1
Weidenröschen spec.	4,4	45,7
<b>Fütterung</b>	<b>17,1</b>	<b>79,0</b>
Getreide	0,3	4,3
Rübenschnitzel	1,5	11,4
Apfel-/trester	2,8	32,9
Mais	12,6	64,3
<b>Früchte</b>	<b>17,3</b>	<b>41,4</b>
Eberesche	0,9	5,7
Heidelbeeren	2,5	11,4
Bucheckern	13,9	31,4
<b>Gräser</b>	<b>20,2</b>	<b>78,6</b>
Weiches Honiggras	0,3	2,9
Rohr-Glanzgras	0,5	4,3
Lieschgras	0,6	7,1
Land-Reitgras	0,7	4,3
Gemeines Rispengras	1,3	11,4
Seegras	1,5	11,4
Einjähriges Rispengras	2,1	15,7
Deutsches Weidelgras	2,3	18,6
Flutender Schwaden	2,5	11,4
Wald-Hainsimse	2,6	15,7
Wiesen-Knäulgras	2,6	17,1
Wolliges Reitgras	3,2	18,6

Bei „tierische Bestandteile“ handelte es sich um Larven bzw. Puppen verschiedener Insekten. Insbesondere Schnakenlarven kamen in rund 29% aller Mägen vor und wurden offenbar gezielt gesucht, denn mehrere Mägen enthielten 30 bis 50 Larven. Bei einigen Insekten dürfte es sich um zufällig gefundene Nahrung handeln. Quantitativ spielten animalische Bestandteile am Nahrungsspektrum der Wildschweine keine Rolle. Vereinzelt wurden Erdmäuse, in 5 Fällen auch Reste von Vögeln nachgewiesen. In 3 Mägen wurden Knochenteile von größeren Säugetieren gefunden, allerdings ohne begleitende Gewebereste, sodass eine Artbestimmung nicht möglich war.

Pilze wurden in 82,9% der Mägen gefunden, Hirschtrüffel in 81,4%. Mengenmäßig waren nur Hirschtrüffel mit 5,5% und der oberirdisch fruktifizierende Pilz Grauer

Streifling (*Amanita vaginata*) mit 1,5% von Bedeutung. Eine weitere unterirdisch fruktifizierende Pilzart, die Sternsporige Laubtrüffel (*Octavianina asterosperma*) war mit 0,2% Anteil eher unbedeutend und wurde nur in 2 Mägen nachgewiesen. Diese Trüffel, deren Vorkommen sich, im Gegensatz zur Hirschtrüffel, auf Laubwälder beschränkt, ist im Untersuchungsgebiet selten, zumindest konnten bisher keine Fruchtkörper gefunden werden. Ansonsten wurden in den Mägen noch die oberirdisch wachsenden Fruchtkörper von Zweifarbigem Streifling, Hallimasch, Marone, Mohrenkopf, Pfifferling, Steinpilz und Zigeunerpilz, mit Anteilen von >0,01% nachgewiesen. Die Summe dieser Anteile ist in der Tabelle 14 unter „Pilze - oberirdisch fruktifizierende Sonstige“ angegeben.

Bei der Aufnahme von unterirdisch vorkommenden Nahrungsbestandteilen wurde regelmäßig mehr oder weniger viel Boden mit aufgenommen, denn alle Mageninhalte mit einem hohen Anteil Wurzeln und/oder Hirschtrüffeln enthielten auch relativ viel Boden. Nur 10% der untersuchten Mägen enthielten keinen Boden. Der Anteil „Boden“ betrug durchschnittlich 11%, wobei es sich überwiegend um Bestandteile aus organischen Horizonten handelte, die 98% des Anteils ausmachten. Der organische Anteil des Ah-Horizonts wurde mit zum organischen Horizont gezählt, da unter „Mineralboden“ ausschließlich der mineralische Skelettanteil erfasst wurde.

Wurzeln waren mengenmäßig nur bei den Mägen, die von Mai 2002 bis Januar 2003 stammten von Bedeutung. Durchschnittlich kamen sie in 12,2% aller Mägen vor, wobei die Wurzeln der Gräser mit 4,7% den größten Anteil stellten. Alle Mägen, die nach dem Februar 2003 eingeliefert wurden, enthielten nur wenig Wurzeln.

Bei der Gruppe „Kräuter“ dominierte mit Abstand das Weidenröschen und stellte mit 4,4% Anteil mehr als die Hälfte der Blätter von Kräutern. Der Anteil „Früchte“ mit 17,3% ergibt sich insbesondere durch die Buchenmast im Herbst 2003, vor dieser betrug der Anteil „Früchte“ lediglich 5,8% und setzte sich insbesondere aus Heidelbeeren und Beeren der Eberesche zusammen. Gräser waren mit 20,2% Anteil und einer Häufigkeit des Vorkommens von 78,6% die bedeutendste Nahrungsgruppe.

Während es weltweit viele Studien zur Nahrungswahl von Wildschweinen gibt (z.B. SCOTT und PELTON, 1975), ist das Angebot an relevanten Arbeiten aus Deutschland eher begrenzt. Dass Wildschweine Trüffeln verzehren, wird bereits von HARTIG (1832) berichtet. EISFELD und HAHN (1998) untersuchten 1995-1997 in Baden-Württemberg 430 Mägen von Wildschweinen. Die Bestimmung der Nahrungsbestandteile erfolgte nach einem Stichprobenentnahmeverfahren mit anschließender Artbestimmung, wobei die quantitative Erfassung auf der Basis einer Schätzung des Volumenanteils der einzelnen Nahrungskomponenten, unter dem Binokular, beruhte. Durchschnittlich enthielten die Mägen mehr als 95% pflanzliche Nahrung. Es dominierten Nahrungskomponenten von Fütterungen mit 37%, gefolgt von 19% Kastanien und Bucheckern (Mast), Gräsern und Kräutern 17%, Getreide aus der Feldflur 7% Wurzeln 5%, tierische Bestandteile 4% und Pilze <1%. Zu Pilzen wird von den Autoren vermerkt, dass in einigen Naturräumen des Schwarzwaldes, in den Wildschweinmägen aus dem Juli, Pilze mit Anteilen von 13% und 15% nachweisbar waren.

HOHMANN und HUCKSCHLAG (2004) führten Analysen an 706 Mägen durch, um die Ursachen für eine erhöhte <sup>137</sup>Cs Kontamination von Wildschweinen im Pfälzer Wald zu

untersuchen. Die Inhalte von 668 Mägen wurden den Gruppen „Grüner Nahrungsbrei“, „Sonstiges“, „Fütterung“ und „Braun-schwarzer, körniger Brei“ zugeordnet. Von der Gesamtstichprobe wurden 38 Mägen (20 mit relativ hohem  $^{137}\text{Cs}$  Gehalt des *Mageninhalts* und 18 mit geringer Kontamination) genauer untersucht. Die Ergebnisse für die „maximal belasteten“ Mageninhalt sind in der Abbildung 32 dargestellt.

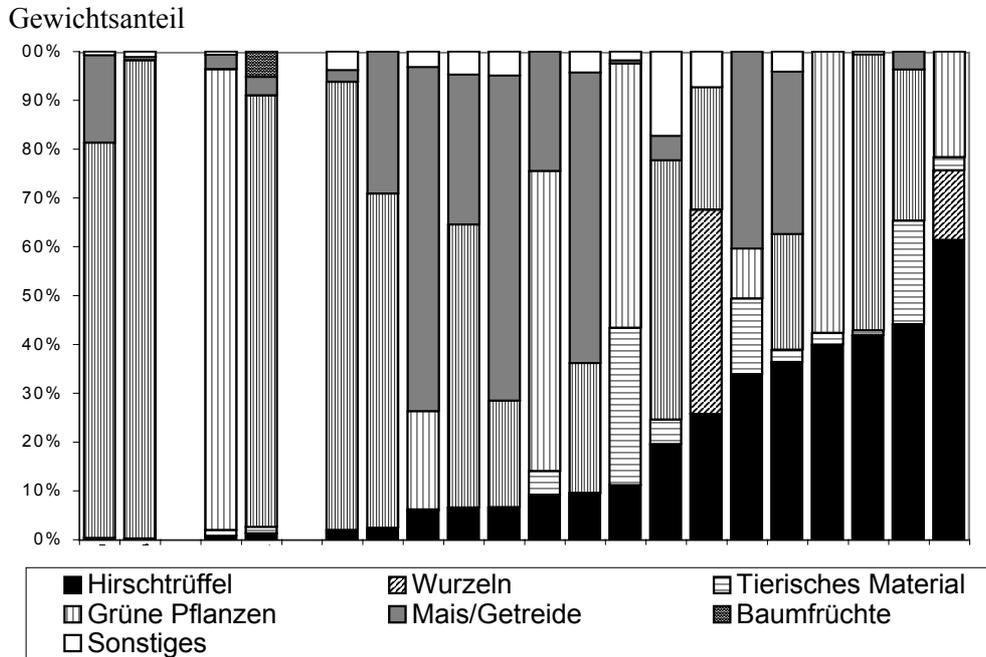


Abb. 32: Gewichtsanteile von Nahrungsfractionen in höher mit  $^{137}\text{Cs}$  kontaminierten Mageninhalt von Wildschweinen aus dem westlichen Pfälzer Wald, im Sommerhalbjahr 2002, verändert nach HOHMANN und HUCKSCHLAG (2004)

Die Methodik entsprach weit gehend der im vorliegenden Forschungsvorhaben, da diesbezüglich eine Absprache erfolgte. Allerdings wurden die 38 Mägen nur auf die Nahrungsgruppen: Hirschtrüffeln, Grüne Pflanzen, Sonstiges, Wurzeln, Mais/Getreide, Tierisches Material und Baumfrüchte analysiert und nicht bis auf das Artniveau bestimmt. In dem untersuchten Siebrückstand (2mm Sieb) der 20 „maximal belasteten“ Mageninhalt hatten Hirschtrüffeln einen Gewichtsanteil von 18%, in den gering belasteten Mageninhalt 2%.

BRIEDERMANN (1976) untersuchte 665 Wildschweinemägen, die aus verschiedenen Wildforschungsgebieten der ehemaligen DDR, von 1963-1966 stammten. Es handelte sich um Gebiete, die neben Wäldern auch landwirtschaftlich genutzte Flächen einschlossen. Der Mageninhalt wurde nach groben Bestandteilen getrennt, die dann bis zur Art bestimmt und als Anteil am Mageninhalt geschätzt wurden. Briedermann hält es für angebracht, die Ergebnisse nach Mastjahren und Jahren ohne Mast zu trennen. In Mastjahren stellten Eicheln und Bucheckern nahezu 50% der Ernährung im Jahresdurchschnitt. Etwa 30% Anteil hatten landwirtschaftliche Produkte, insbesondere Kartoffeln und Getreide. Die oberirdische, vegetative, pflanzliche Nahrung spielte mit durchschnittlich 5%, genau wie die unterirdische pflanzliche Nahrung mit 2%, kaum eine Rolle. Die tierischen Nahrungsbestandteile beliefen sich auf 4%. Er beschreibt, dass die Wildschweine in

Mastjahren ihre Nahrung nahezu vollständig auf diese Nahrung umstellen, was für den Zeitraum von Oktober bis Februar gilt.

In Jahren ohne Mast stellten landwirtschaftliche Produkte 80-90% der Nahrungsmenge. Unterirdisch wachsende Nahrung belief sich auf 7%, sonstige grüne Pflanzenteile auf 10%. Pilze kamen in 33 Mägen (5%) vor, davon enthielten 30 Mägen Hirschtrüffeln. Insgesamt machten Pilze weniger als 0,1% der gesamten Mageninhaltsmenge aus. Hirschtrüffeln wurden in 4 Mägen mit 50g, 50g, 140g und 180g Masse gefunden. Briedermann ermittelte 44 Pflanzen- und 80 Tierarten bzw. Artengruppen in den Mägen.

Aus den Ergebnissen verschiedener Studien zur Nahrungswahl von Wildschweinen in Deutschland können folgende Schlüsse gezogen werden:

1. Haben Wildschweine Zugang zu landwirtschaftlichen Nutzflächen, sind Feldfrüchte die Hauptnahrungskomponenten, bei entsprechender Verfügbarkeit.
2. Wildschweine sind Allesfresser, mit einem hohen Anpassungspotenzial an das sowohl lokal als auch jahreszeitlich variierende Nahrungsangebot. In Mastjahren von Esskastanien, Eicheln oder Bucheckern werden von Beginn des Samenfalls bis in das folgende Frühjahr hinein überwiegend diese Früchte verzehrt.
3. Futter von Fütterungen (Ablenk- oder Anlockfütterung) stellen bundesweit für Wildschweine eine bedeutende Nahrungskomponente dar.
4. Mageninhalte von Wildschweinen aus Waldgebieten ohne Zugang zu Fütterungen enthalten häufig einen mehr oder weniger hohen Anteil an Pilzen und Boden.
5. Ergebnisse von Mageninhaltsuntersuchungen an Wildschweinen hängen auch von der Fragestellung ab. Wenn ein Nahrungsbestandteil, der quantitativ schwer zu bestimmen ist, aufgrund der Fragestellung besondere Beachtung findet, wie z.B. bei Hirschtrüffeln, wird ein höherer Anteil ermittelt.

Quantitative Angaben zum Vorkommen von Boden in Wildschweinmägen fehlen bislang. Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass in Wildschweinmägen aus dem Untersuchungsgebiet der Anteil von durchschnittlich 11% beachtlich ist.

#### 4.3.2 <sup>137</sup>Cs in Rehen

Die <sup>137</sup>Cs Aktivität in Rehfleisch nahm von 1987-2004 ab, in der Abbildung 33 sind die Jahresmittel- bzw. Jahresmedianwerte dargestellt. Aufgrund der rechtsschiefen Verteilung der Messwerte ist der Median immer niedriger als der Mittelwert eines Jahres. 2004 betrug der Mittelwert aller Proben 661 Bq•kg<sup>-1</sup>, der Median 529 Bq•kg<sup>-1</sup>. Ähnlich niedrige Median- und Mittelwerte kamen bereits 1995 (593 bzw. 720 Bq•kg<sup>-1</sup>) und 1998 (610 bzw. 708 Bq•kg<sup>-1</sup>) vor. Seit 1995 ändert sich die <sup>137</sup>Cs Kontamination von Rehen im Untersuchungsgebiet kaum. Für den gesamten Untersuchungszeitraum, von 1987-2004, ergibt sich für <sup>137</sup>Cs in Rehen (n= 1.663) eine effektive Halbwertszeit von 6,9 Jahren. (P<0,0001). KLEMT und ZIBOLD (2003) wurden im Rahmen eines Forschungsvorhabens zur Bestimmung von *ökologischen* Halbwertszeiten in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen die <sup>137</sup>Cs Messwerte von Rehen aus dem Untersuchungsgebiet Bodenmais von 1987 – 2002 zur Auswertung zur Verfügung gestellt. Die Autoren ermittelten mit der

Summe zweier Exponentialfunktionen für diesen Zeitraum eine ökologische Halbwertszeit für  $^{137}\text{Cs}$  in Rehen von 6,3 bzw. 8,5 Jahren, was gut mit der vorliegenden Berechnung von 6,9 Jahren effektive Halbwertszeit übereinstimmt. Ökologische und effektive Halbwertszeiten unterscheiden sich bei langen physikalischen Halbwertszeiten des betrachteten Isotops nur sehr wenig.

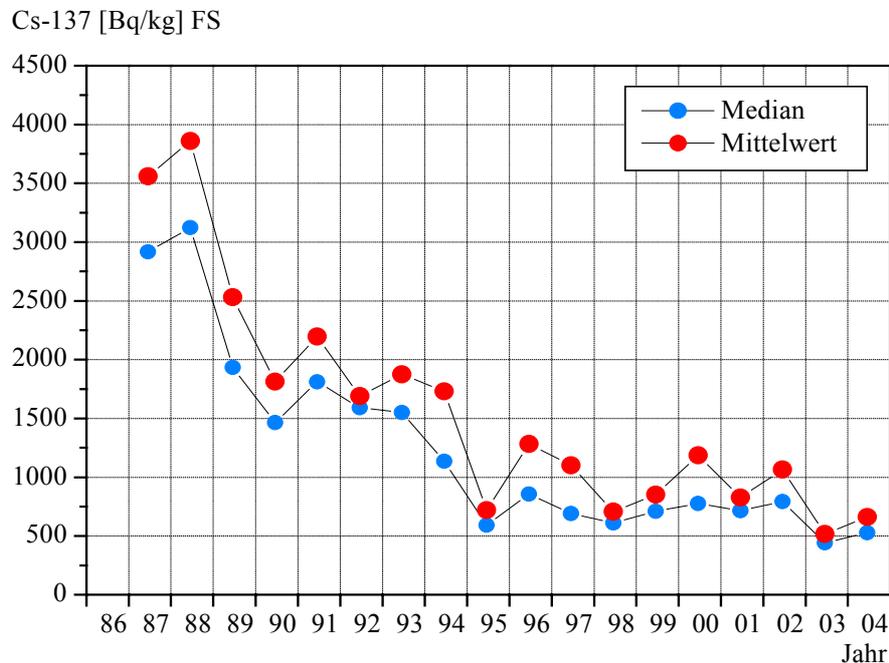


Abb. 33: Median- und Mittelwerte von  $^{137}\text{Cs}$  in Rehwild aus Bodenmais, 1987-2004

Dieser Wert entsteht aus der Kombination zweier Phasen mit sehr unterschiedlicher Dynamik (Abbildung 34): In der ersten Phase, von 1987 bis 1995, erfolgt ein relativ schneller Rückgang der Aktivität, mit einer Halbwertszeit von 4,6 Jahren ( $n=1.091$ ,  $P<0,0001$ ), während von 1996 bis 2004, mit der Halbwertszeit von 13,1 Jahren ( $n=572$ ,  $P=0,0038$ ) eine deutliche Verlangsamung eintritt.

Die Faktoren, die den jährlichen  $^{137}\text{Cs}$  Kontaminationsverlauf bestimmen sind komplex, was anhand des Jahres 2003 gezeigt werden soll. 2003 gab es mehrere Gründe, die zu einer verminderten Kontamination bei Rehen im Untersuchungsgebiet führten:

- durch die lange Trockenheit kamen kaum Pilze vor
- wegen der relativ hohen Temperaturen und der langen Trockenheit gab es relativ wenig Biomasse bei Farnen und die Blätter wurden frühzeitig gelb
- es war ein Buchenmastjahr

Alle drei Faktoren führten im Spätsommer und Herbst 2003 zu einer reduzierten  $^{137}\text{Cs}$  Aufnahme mit der Nahrung, was zu niedrigen  $^{137}\text{Cs}$  Gehalten im Fleisch von Rehen führte. Obwohl 2003 im Untersuchungsgebiet fast keine oberirdischen Fruchtkörper von Pilzen wuchsen, mit Ausnahme eines Massenvorkommens von Hallimasch, zeigte sich der typische Anstieg der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Rehwild im Herbst. Hallimasch waren mit durchschnittlich  $81 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $n=7$ ) nur gering kontaminiert. Maronenröhrlinge wurden überhaupt nicht gefunden. Erst die Niederschläge nach dem 5. Oktober 2003 bewirkten, dass einige

Fruchtkörper wuchsen (KASTL mündl.). Damit scheiden, rein qualitativ betrachtet, oberirdisch fruktifizierende Pilze als Verursacher für den **saisonalen Anstieg** der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Rehwild im Herbst aus. Verantwortlich ist die während dieser Zeit erhöhte Nahrungsaufnahme (Abbildungen 7 und 8, Seite 20). Vermutlich wird aber die Höhe des Maximums der Kontamination im Herbst wesentlich durch die Aufnahme von Pilzen bestimmt.

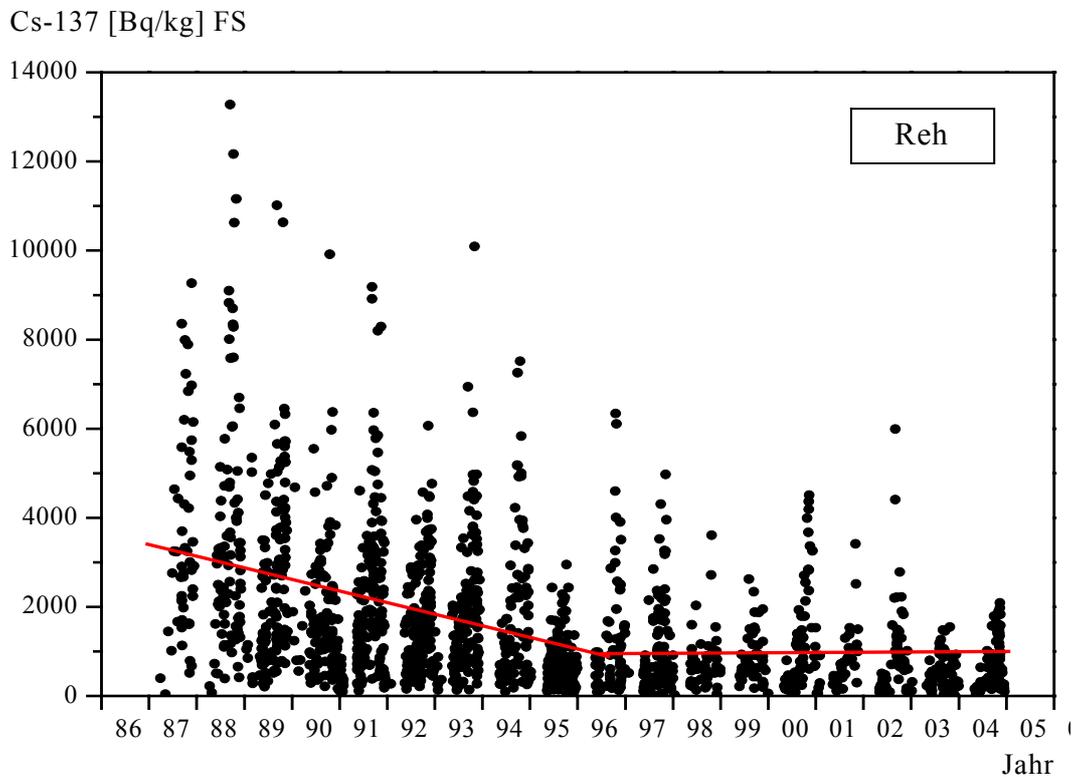


Abb. 34: Zeitverlauf der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität im Muskelfleisch von Rehen aus Bodenmais, Regressionsgerade für 1986-1995 und 1996-2004 (n=1663)

Sehr hohe  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten, die gelegentlich vorkommen, wie z.B.  $5.995 \text{ Bq} \cdot ^{137}\text{Cs} \text{ kg}^{-1}$  bei einem Reh aus 2002, sind vermutlich auf die Aufnahme größerer Mengen hochkontaminierter Pilze oder Dornfarn zurückzuführen. Dabei muss auch die gelegentliche Aufnahme von Hirschtrüffeln in Betracht gezogen werden. Rehe sind durchaus in der Lage, in der oberen Humusaufgabe wachsende Hirschtrüffeln freizuscharren. So fanden STRANDBERG und KNUDSEN (1994) bei Untersuchungen von Rehkot in Dänemark, neben Sporen von Steinpilzen, Filzröhrlingen, Graublättriger Schwefelkopf, in einem Fall Sporen von Hirschtrüffeln. Letztere werden gelegentlich auch von Rothirschen aufgenommen, daher der Name Hirschtrüffel (früher als „Fungus cervinus“ als offizielles Brunstmittel bei Hirschen verwendet). Da Hirschtrüffeln in Nestern von bis zu 30 Stück vorkommen, kann ein solcher Fund bei Reh- und Rotwild gelegentlich zu einer erheblichen  $^{137}\text{Cs}$  Aufnahme führen.

Um die Höhe und zeitliche Entwicklung der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Rehen und deren Nahrungspflanzen zu beurteilen, sind in Abbildung 35 die folgenden Werte aufgetragen: Die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten verschiedener Pflanzenarten von der Dauerprobestfläche B1 und der Medianwert der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität, der in Bodenmais erlegten Rehe. Es wurden folgende

Korrekturrechnungen vorgenommen: Da die Messung der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität bei Pflanzenproben grundsätzlich in der Trockensubstanz, bei Wildfleisch aber in der Frischsubstanz erfolgt, wurden die Messergebnisse der Pflanzenproben, unter der Annahme eines Trockensubstanzanteils von 30%, auf Frischsubstanz umgerechnet.

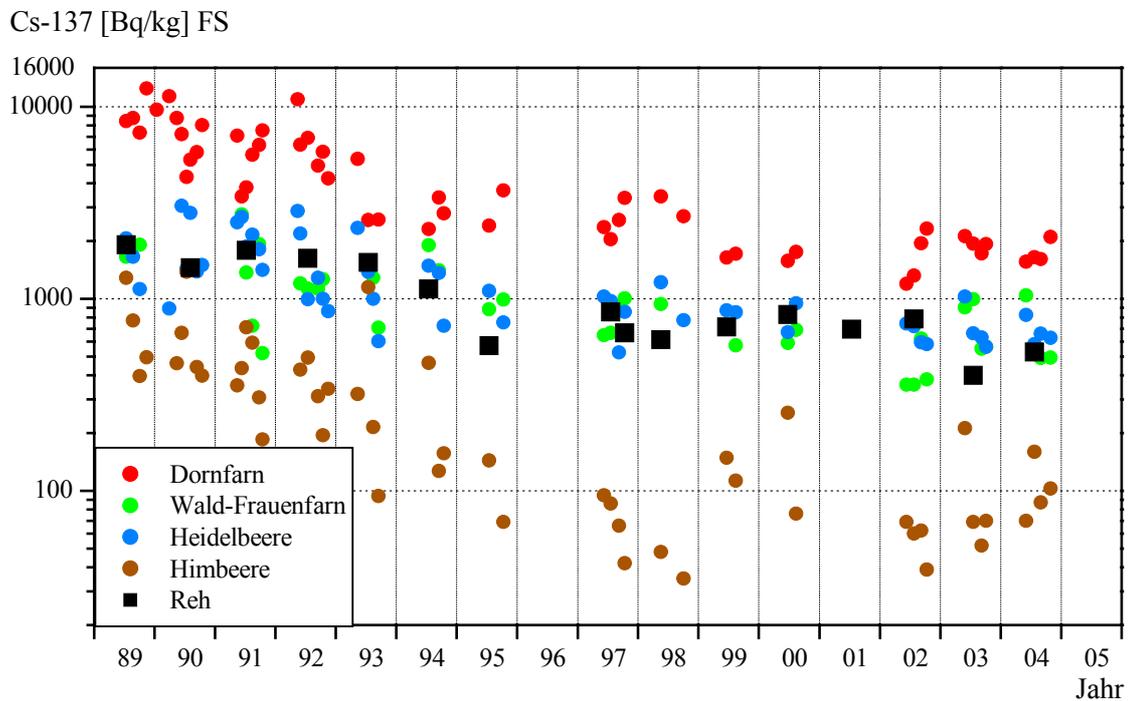


Abb. 35: Zeitverlauf der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in Nahrungspflanzen von der Dauerprobefläche B1 (Messwerte normiert) und in Rehen (Jahresmedianwerte) aus Bodenmais 1989-2004

Des weiteren erfolgte eine Normierung der  $^{137}\text{Cs}$  Messwerte der Pflanzen auf die Bodenkontamination. Die Rehe wurden im gesamten Forstamtsbereich Bodenmais erlegt, wo der Median der Bodenkontamination mit  $51,8 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  deutlich niedriger ist, als auf der Dauerprobefläche B1 mit  $98,4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  (Stand: 1.5.1986). Die  $^{137}\text{Cs}$  Messwerte der Pflanzen in Abbildung 35 wurden auf die Bodenkontamination des Forstamtsbereichs Bodenmais normiert. Der zeitlichen Entwicklung der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination der Rehe entspricht weit gehend dem Kontaminationsverlauf der wichtigsten Äsungspflanzen, z.B. Wald-Frauenfarn und Heidelbeere. Darüber hinaus ändern sich die  $^{137}\text{Cs}$  Gehalte verschiedener Pilzarten seit einigen Jahren kaum, weshalb mittelfristig nicht mit einer deutlichen Abnahme der Kontamination bei Rehen im Untersuchungsgebiet zu rechnen ist.

Die ab 1995 verlangsamte Abnahme der Aktivität, sowohl in Pflanzen als auch in Rehen, ist deutlich zu sehen. Die mittlere effektive Halbwertszeit von  $^{137}\text{Cs}$  in 7 Äsungspflanzen von 1987-2004 betrug 6,6 Jahre (Kapitel 4.2.1.1), die Halbwertszeit der Rehe stimmt mit 6,9 Jahren gut überein.

Um langfristige Zusammenhänge zwischen meteorologischen Parametern, der Biomassenproduktion von oberirdisch fruktifizierenden Pilzarten und der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Rehwild zu untersuchen, wurden Temperatur, Niederschlagsmenge und  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination aufgetragen und analysiert (Abbildung 36). Über den Untersuchungszeitraum betrachtet, bestand zwischen den Parametern kein systematischer Zusammenhang.

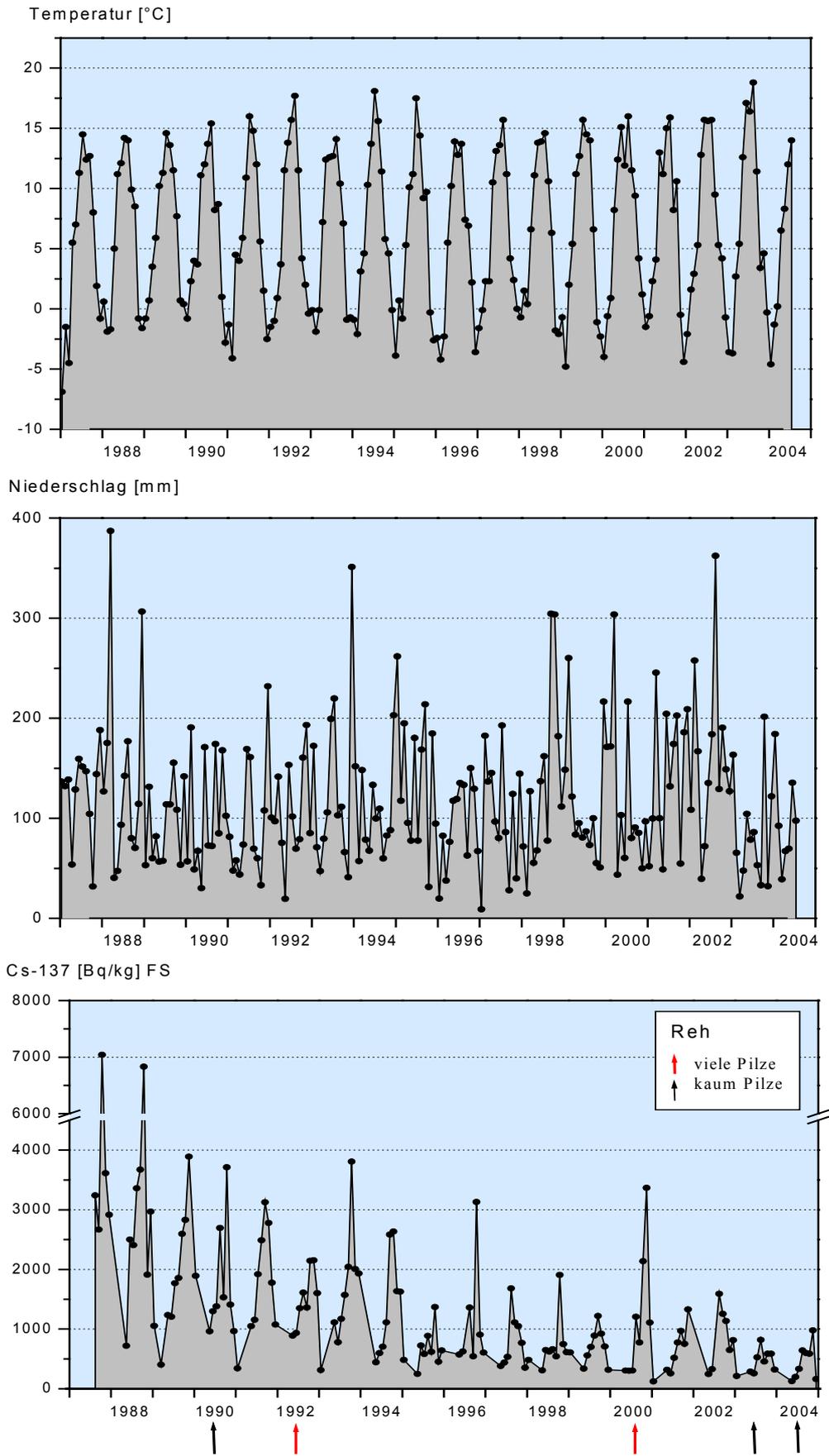


Abb. 36: Monatsmittelwerte der Lufttemperatur und Niederschläge von der Wetterstation Waldhäuser (940m ü. NN) im Nationalpark Bayerischer Wald (Datenquelle: Nationalpark Bayerischer Wald) und der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität (Monatsmediane) von Rehen

Der überwiegende Teil der Biomasse von Pilzen befindet sich unterirdisch, in vegetativer Form als Myzel im Boden oder in anderen Substraten. Der generative Teil, die oberirdischen Fruchtkörper erscheinen in der Regel nur für kurze Zeit im Jahr, mit wechselnder Häufigkeit. Das macht es schwierig, die Biomasse der oberirdischen Fruchtkörper von Pilzen zu bestimmen, ganz abgesehen von der unterirdischen Biomasse.

Noch aufwändiger ist die Analyse von Einflussfaktoren auf die Biomassenentwicklung oberirdischer Fruchtkörper, die bisher weit gehend unverstanden geblieben ist (KLIRONOMOS und KENDRICK, 1993; WINTERHOFF, 1992). Für eine Kausalanalyse wären langjährige Untersuchungen nötig, aus diesem Grunde liegen auch nur wenige relevante Untersuchungen zu diesem Thema vor.

ZIBOLD et al. (2001) postulierten eine positive Korrelation zwischen dem Anstieg der <sup>137</sup>Cs Kontamination von Rehen im Herbst und den Niederschlagsmengen von Juli bis September. Anhand zweier Fallbeispiele soll diese Hypothese für das Untersuchungsgebiet überprüft werden (Tabelle 15).

Tab. 15: Monatsmittelwerte der Lufttemperatur und Niederschläge von der Wetterstation Waldhäuser im Nationalpark Bayerischer Wald (Datenquelle: NP Bayerischer Wald)

Monat	Niederschläge [mm]			Temperatur [°C]		
	Mittelwert 1987-2004	1992	2000	Mittelwert 1987-2004	1992	2000
Juli	135	102	217	14,8	15,7	11,9
August	122	70	80	15,1	17,7	16,0
September	117	79	91	10,6	11,5	11,5

1992 lagen im Untersuchungsgebiet die Niederschlagssummen der Monate Juli (102 mm), August (70 mm) und September (79 mm) signifikant unter den langjährigen Mittelwerten, dagegen waren die Temperaturen deutlich höher als im langjährigen Mittel. Trotzdem kam es im Untersuchungsgebiet zu einem Massenvorkommen von oberirdischen Pilzkörpern. Die <sup>137</sup>Cs Kontamination der Rehe nahm in diesem Herbst trotzdem nicht außergewöhnlich zu, im Gegenteil, das Maximum der Kontamination im Herbst war sowohl im Jahr davor als auch im Jahr danach signifikant höher.

2000 wurden von den meisten Pilzarten im Untersuchungsgebiet extrem viele Fruchtkörper gebildet. Die Niederschlagssumme im Juli lag mit 217 mm weit über dem langjährigen Mittelwert von 135 mm, im August und September wurden aber die langjährigen mittleren Niederschlagssummen bei Weitem nicht erreicht. Zudem war der Juli im Mittel deutlich kälter als gewöhnlich. Zwischen der Produktivität von oberirdischen Pilzkörpern und den Niederschlagsmengen von Juli bis September bestand im Untersuchungsgebiet kein monokausaler Zusammenhang, das Geschehen wird vielmehr von dem komplexen Zusammenwirken der Standortfaktoren gesteuert.

### 4.3.2.1 Radioökologische Modellierung von $^{137}\text{Cs}$ in Rehen

Die Modellrechnungen wurden mit den in Kapitel 2.5.1 angegebenen Gleichungen durchgeführt. Als Bodenmodell wurde das Kompartiment-Modell verwendet, mit dem die Fixierung, Desorption und Migration von  $^{137}\text{Cs}$  beschrieben wird. Zur Berechnung des zeitlichen Verlaufs der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität der Nahrungspflanzen wurde folgende Gleichung verwendet:

$$c_i = \frac{A_s}{\rho_s \cdot L} \cdot \text{TF}_i \cdot n_s(t) \cdot \exp\left(-\frac{\ln 2}{\tau} \cdot t\right)$$

$c_i$ : Aktivitätskonzentration in der Pflanze i ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ )

$A_s$ : Deponierte Aktivität =  $98.450 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  (B1) bzw.  $83.370 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$  (B2)

$\rho_s$ : Bodendichte =  $0,182 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$

L: Bodentiefe =  $0,14 \text{ m}$

$\text{TF}_i$ : Transferfaktor Boden-Pflanze für die Pflanze i [ $\text{kg FS Boden} / \text{kg FS Pflanze}$ ]

$n_s(t)$ : Zeitfunktion, die das Verhalten von Radiocäsium im Boden beschreibt, mit  $n_s(t) = 1$  für  $t=0$ , wobei  $t=0$  der Depositionszeitpunkt der 30.04.1986 ist.

Die gemessenen  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten der wichtigsten Nahrungspflanzen von Rehen (Dornfarn, Wald-Frauenfarn, Hasenlattich, Brombeere, Himbeere und Heidelbeere) auf den Probenflächen B1 und B2 wurden auf die deponierte Aktivität im Untersuchungsgebiet ( $53.690 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ) normiert, weil die Bodenkontamination beider Probenflächen signifikant höher ist als die mittlere Bodenkontamination des Untersuchungsgebietes, die Rehe aber aus dem gesamten Gebiet stammten (Tabelle 16).

Tab. 16: Normierte mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten der wichtigsten Nahrungsbestandteile von Rehen 2000 – 2004. Modellwerte aus Messwerten mit angepassten Zeitverläufen berechnet

Nahrungsbestandteil	Normierte mittlere $^{137}\text{Cs}$ Aktivität [Bq/kg] FS	Mittlerer Modellwert $^{137}\text{Cs}$ Aktivität [Bq/kg] FS
Dornfarn	1290	1279
Wald-Frauenfarn	441	443
Hasenlattich	378	384
Eberesche	180	157
Himbeere	71	73
Brombeere	117	112
Heidelbeere	571	571
Pilze	1.731	1.763
Fütterung	96	99
Sonstiges	184	184

Die Zeitfunktion besteht aus zwei Exponentialfunktionen, die die Raten für die Fixierung, Desorption und Migration enthalten (Abbildung 37). Aufgrund des unterschiedlichen Zeitverhaltens der Aktivitätskonzentrationen von verschiedenen Pflanzenarten ist davon auszugehen, dass die Migrations-, Fixierungs- und Desorptionsraten für die Böden, auf denen die Pflanzen wachsen, unterschiedlich sind. Dieser Ansatz beinhaltet bereits weitere Parameter, wie verschiedene Wurzeltiefen etc.. Bei den in der Abbildung 37 abgebildeten Zeitverläufen von  $^{137}\text{Cs}$  wurden für die Migrationsrate Werte zwischen  $0,04 \text{ a}^{-1}$

und  $0,12 \text{ a}^{-1}$ , für die Fixierungsrate zwischen  $0,07 \text{ a}^{-1}$  und  $0,36 \text{ a}^{-1}$  und für die Desorptionsrate zwischen  $0,015 \text{ a}^{-1}$  und  $0,20 \text{ a}^{-1}$  verwendet (Tabelle 17). Je höher die Fixierungsrate, umso stärker ist der Abfall des Zeitverlaufs in den ersten Jahren (bis etwa 1995, s. auch Abbildungen 20 und 21). Je höher die Desorptionsrate, desto flacher verläuft die Zeitkurve, insbesondere in späteren Jahren.

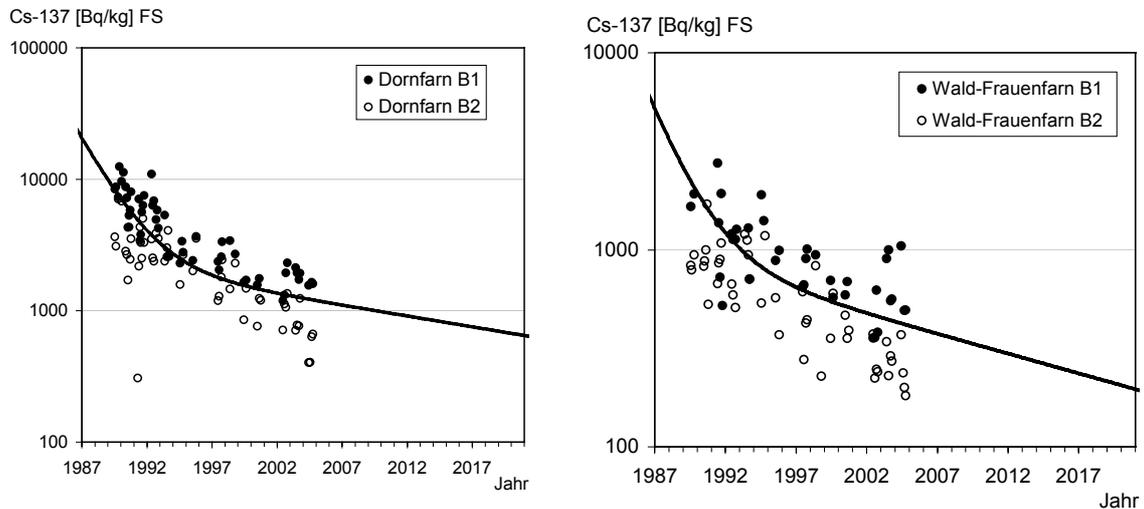


Abb. 37: Gemessene und modellierte  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten der für Rehe wichtigen Nahrungspflanzen Dornfarn und Wald-Frauenfarn auf B1 und B2. Die Messwerte wurden auf die im Untersuchungsgebiet Bodenmais deponierte Aktivität normiert

Die im Modell für die Nahrungspflanzen verwendeten Transferfaktoren wurden an die Messdaten der Probeflächen B1 und B2 angepasst und beziehen sich auf die Bodentiefe 0-14 cm (bei Verwendung des Bodenmodells mit drei Kompartimenten) und eine mittlere Bodendichte von  $0,182 \text{ g cm}^{-3}$ .

Tab. 17: Im Modell verwendete Transferfaktoren für  $^{137}\text{Cs}$  Boden→Nahrungsbestandteil und Raten für die Migration, Fixierung und Desorption

Nahrungsart	Transferfaktor Boden→Nahrung	Migration [ $\text{a}^{-1}$ ]	Fixierung [ $\text{a}^{-1}$ ]	Desorption [ $\text{a}^{-1}$ ]
Dornfarn	12,7	0,120	0,250	0,050
Wald-Frauenfarn	1,6	0,090	0,160	0,200
Hasenlattich	2,3	0,090	0,070	0,030
Eberesche	0,32	0,040	0,160	0,200
Himbeere	2,1	0,100	0,360	0,015
Brombeere	0,42	0,080	0,160	0,120
Heidelbeere	2,5	0,094	0,220	0,130
Pilze	10,6	0,120	0,300	0,120

Das Modell wurde so angelegt, dass in Jahren, in denen Massenvorkommen von oberirdischen Pilzfruchtkörpern auftreten ("Pilzjahre") eine erhöhte Nahrungsaufnahme von Pilzen berücksichtigt wird. Für diesen Fall wird die Aufnahme von Pilzen im September von normal 8,4% auf 11,5% und im Oktober von 12,4% auf 30%, auf Kosten

anderer Nahrungsbestandteile erhöht. Bei Jahren mit besonders geringem Pilzvorkommen wird der Anteil von Pilzen an der Nahrungsaufnahme in der Berechnung auf 2% im September und 3% im Oktober reduziert, zu Gunsten einer proportionalen Erhöhung der anderen Bestandteile. Der vom Modell berechnete Zeitverlauf der Aktivitätskonzentration von Rehen ist in Abbildung 38 dargestellt. Hier wurde mit einer biologischen Halbwertszeit von 10 Tagen gerechnet und der Transferfaktor für  $^{137}\text{Cs}$  Nahrung→Fleisch auf  $0,92 \text{ d}\cdot\text{kg}^{-1}$  angepasst.

Cs-137 [Bq/kg] FS

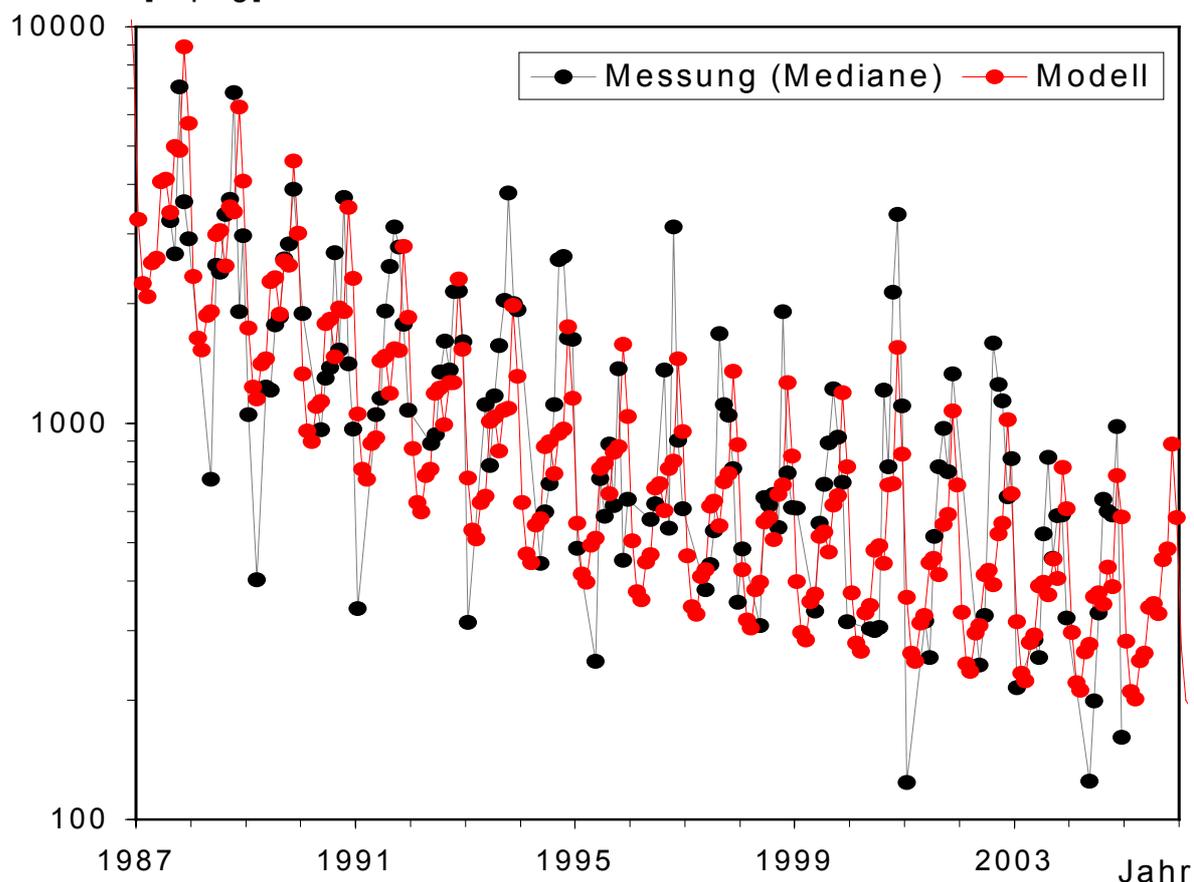


Abb. 38: Monatliche Medianwerte der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Rehen, aus den Messwerten und Modelldaten, Untersuchungsgebiet Bodenmais, 1987-2004

Der Vergleich der Modelldaten mit den Messdaten zeigt, dass der saisonale Verlauf der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Rehen durch das Modell gut wiedergegeben wird. Im Modell werden die Minimalwerte im Winter in manchen Jahren überschätzt. Dies liegt daran, dass über das Nahrungsspektrum der Rehe keine Daten aus den Monaten Januar bis Mai zur Verfügung standen und die Berechnungen für diesen Zeitraum mit den Werten vom Dezember durchgeführt wurden (s. Tabelle 7). Diese Überschätzung war besonders in den Jahren vor 1996 beachtlich (log Auftragung!), als die Rehe im Untersuchungsgebiet im Winter noch gefüttert wurden. Der Anteil von gering kontaminiertem Heu am Nahrungsspektrum war im Winter vermutlich höher als angenommen und verursachte relativ niedrige  $^{137}\text{Cs}$  Kontaminationen im Rehfleisch. Seit 1996 werden Rehe aus jagdlichen

Gründen im Winter nicht mehr gefüttert, wodurch sie mehr  $^{137}\text{Cs}$  aufnehmen. Seither stimmen die Modellrechnungen auch im Winter mit den Messwerten besser überein. Nahezu pilzfreie Jahre waren 1990 und 2003, Pilzreiche dagegen 1992 und 2000. Obwohl Jahre mit besonders vielen oder besonders wenigen Pilzen im Modell besonders berücksichtigt wurden, ist erkennbar, dass die Auswirkungen auf die Höhe der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitätswerte nur moderat sind. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der höchste Anteil von Pilzen an der Nahrungsaufnahme im Oktober selbst in Pilzjahren zwar bei 30% liegt und die Aktivität von Pilzen relativ hoch ist, dass aber die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten der wichtigen Nahrungspflanze Dornfarn nicht übertroffen wird (Tabellen 14/14a). Die mit dem Modell berechnete, langfristige Prognose bis 2030 ist in der Abbildung 39 dargestellt.

### Cs-137 [Bq/kg] FS Reh

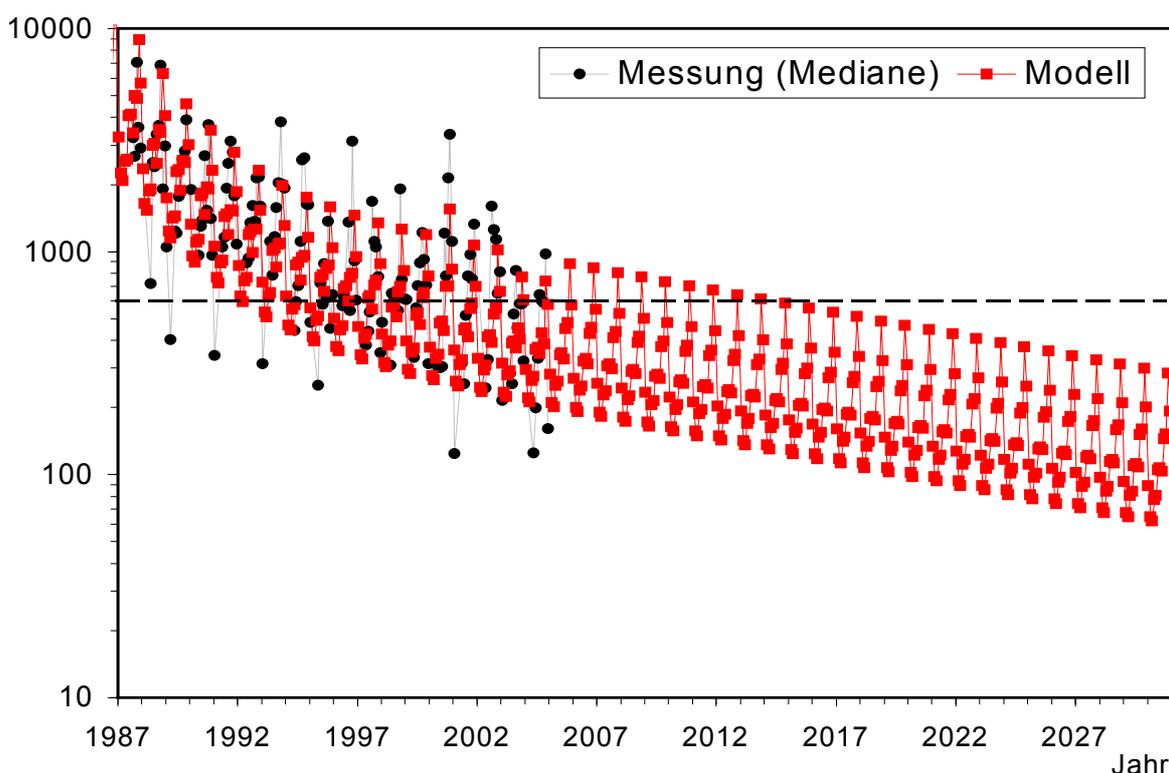


Abb. 39: Langfristige Trendprognose und Messwerte der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Rehen, Monatsmediane für das Untersuchungsgebiet Bodenmais, 1987-2030 und 600 Bq Grenzwert (gestrichelte Linie)

Die horizontal verlaufende Linie entspricht dem 600 Becquerel Grenzwert für das Gesamtcesium. Aufgrund der kurzen Halbwertszeit von rund 2 Jahren ist der Beitrag von  $^{134}\text{Cs}$  am Gesamtcesium langfristig vernachlässigbar, sodass für die Beurteilung der Verkehrsfähigkeit des Rehfileisches, aus radioökologischer Sicht nur die Aktivität von  $^{137}\text{Cs}$  relevant ist.

Unter der Annahme, dass sich die Migrationsraten von  $^{137}\text{Cs}$  im Boden und die physikochemischen Bedingungen nicht wesentlich ändern, ist die Prognose für die kommenden 25 Jahre eine Fortschreibung des Trends seit 1995. Voraussichtlich werden ab 2015 auch die Medianwerte der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität im Herbst, also dem Zeitpunkt der maximalen Kontamination der Rehe, unter  $600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  liegen. Auch dann werden einzelne Rehe den Grenzwert überschreiten, in ausgeprägten Pilzjahren könnten es mehr sein. Dagegen

werden extreme Wetteränderungen im Untersuchungsgebiet, wie extreme Trockenheit oder niederschlagsarme Jahre, eher zu einer verstärkten Abnahme der Kontamination führen.

#### 4.3.3 $^{137}\text{Cs}$ in Rothirschen

Rothirsche sind im Untersuchungsgebiet deutlich geringer kontaminiert als Rehe und Wildschweine. In der Abbildung 40 ist die zeitliche Entwicklung der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Rothirschen seit 1986 dargestellt.

Die  $^{137}\text{Cs}$  Messwerte von Rothirschen geben, anders als bei Rehen, nicht unbedingt die tatsächlichen **saisonalen** Kontaminationsverhältnisse wieder. Während Rehe fast gleichmäßig, über die Vegetationsperiode verteilt, erlegt werden, erfolgt der Abschuss von Rothirschen, aufgrund der gesetzlichen Jagdzeit und der Jagdgewohnheiten, fast ausschließlich im Spätherbst und zu Beginn des Winters.

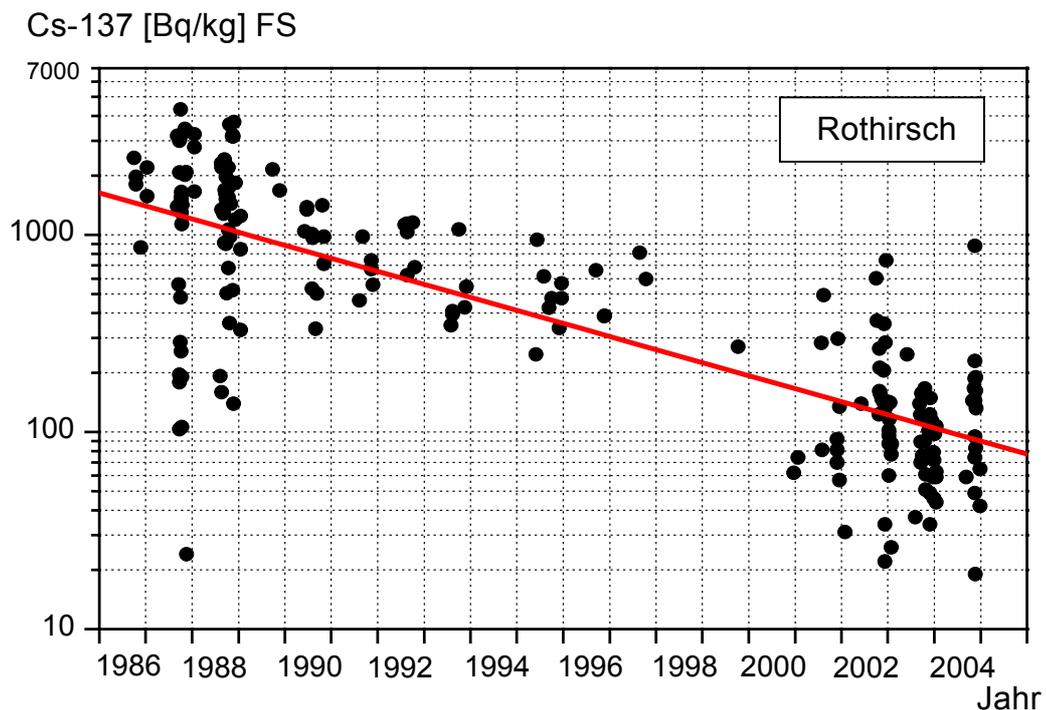


Abb. 40: Zeitverlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Rothirschen aus dem Untersuchungsgebiet Bayerischer Wald, mit Regressionsgerade, 1986 bis 2004 (n=205)

Während dieser Zeit fressen die Tiere überwiegend Gras und Brombeerblätter, die weniger Cäsium enthalten als die Kräuter aus dem Sommer. Also wird der größte Teil der Rothirsche zu einem Zeitpunkt erlegt, an dem die Kontamination im Fleisch bereits wieder zurück geht. Die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität nahm von 1986 - 2004 hoch signifikant ab ( $P < 0,0001$ ,  $R = 0,790$ ). Messwerte über  $1000 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  kommen bereits seit 1994 nicht mehr vor, 2003 lag kein Messwert über  $500 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 2004 hatte eine Probe  $877 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Von 1986 bis 2004 beträgt die effektive Halbwertszeit für  $^{137}\text{Cs}$  in Rothirschen 4,6 Jahre. Aufgrund des begrenzten Probenumfangs ist es aber wenig sinnvoll, die Halbwertszeiten differenzierter zu berechnen. Für die Unterschiede im Zeitverlauf und die Höhe der Kontamination von Rehen und Rothirschen sind im Wesentlichen zwei Gründe verantwortlich: der  $^{137}\text{Cs}$  Gehalt der Nahrung und die unterschiedliche Kinetik von  $^{137}\text{Cs}$  im Tierorganismus. Die Ergebnisse der Panseninhaltsanalysen und der  $^{137}\text{Cs}$  Gehalte der Nahrungspflanzen zeigen, dass die Nahrung von Rothirschen, im Vergleich zu Rehen, deutlich geringer kontaminiert

ist. Von den relativ viel  $^{137}\text{Cs}$  enthaltenden Farnen nehmen Rothirsche im Jahresdurchschnitt nur 4,7% auf, Rehe dagegen 13%, bei Pilzen sind es 0,5% bzw. 3,3%.

Darüber hinaus besteht eine negative Korrelation zwischen dem Transfer  $^{137}\text{Cs}$  Futter  $\rightarrow$  Fleisch und der Größe des Tieres: Mit zunehmender Körpermasse wird der Transfer geringer (siehe auch Kapitel 2.5.3.2). Auch deshalb sind z.B. Elche und Rothirsche nach einem radioaktiven Ereignis mittel- und langfristig deutlich geringer mit  $^{137}\text{Cs}$  kontaminiert als Rehe oder Mufflons.

#### 4.3.3.1 Radioökologische Modellierung von $^{137}\text{Cs}$ in Rothirschen

Für die Berechnung der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Rothirschen wurde das Bodenmodell mit drei Kompartimenten verwendet. Für Farne, Heidelbeere, Brombeere und Pilze wurden die Migrations-, Fixierungs- und Desorptionsraten verwendet, die bereits bei der Berechnung der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Rehen zum Einsatz kamen (Tabelle 17). In der Tabelle 18 sind die im Modell verwendeten Transferfaktoren und die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität der Nahrungsbestandteile angegeben. Die Modellwerte ergeben sich durch Anpassung an die Messwerte.

Tab. 18: Messwerte und mit dem Modell berechnete  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität für Nahrungsbestandteile von Rothirschen, Untersuchungsgebiet Bayerischer Wald, 2002-2004

Nahrungsbestandteil	Transferfaktor Boden $\rightarrow$ Nahrung	Mittlerer $^{137}\text{Cs}$ Modellwert [Bq $\cdot$ kg $^{-1}$ ] FS	Mittlere gemessene $^{137}\text{Cs}$ Aktivität [Bq $\cdot$ kg $^{-1}$ ] FS
Gräser	2,0	130,9	130,8
Früchte	0,59	38,6	39,2
Farne	9,3	151,4	151,0
Weidenröschen	0,062	4,1	4,0
Heidelbeere	2,5	448,2	439,0
Brombeere	0,42	94,8	95,0
Sonstige Kräuter	0,89	58,2	58,3
Pilze	10,6	1763	1731
Fütterung		2,0	2,0
Sonstiges		222,5	225,0

Für alle übrigen Nahrungsbestandteile wurde das Bodenmodell ohne Migrations-, Fixierungs- und Desorptionsraten verwendet. Die Migrationsrate aus der Bodenschicht wurde durch Anpassung zu  $0,18 \text{ a}^{-1}$  bestimmt. Die Modellrechnungen erfolgten mit einer Bodentiefe von  $L = 14 \text{ cm}$  und einer mittleren Bodendichte von  $0,182 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ . Der Transferfaktor für  $^{137}\text{Cs}$  Nahrung $\rightarrow$ Fleisch wurde mit  $0,068 \text{ d}\cdot\text{kg}^{-1}$  angepasst, für die biologische Halbwertszeit wurde ein Wert von  $30 \text{ d}$  verwendet. Als  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität der Nahrungspflanzen wurde mit dem geometrischen Mittelwert einer Nahrungsgruppe gerechnet. Dieser setzt sich aus den  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten der einzelnen Arten zusammen, die entsprechend den Ergebnissen der Mageninhaltsanalysen gewichtet und der Bodenkontamination ihrer Herkunft nach auf die Aktivität im Untersuchungsgebiet normiert wurden. Die Anteile an der Nahrung wurden entsprechend den Ergebnissen der Mageninhaltsanalysen (Tabellen 10 und 11) berücksichtigt.

Die gesamte, täglich aufgenommene Nahrungsmenge beträgt  $10 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$  (Abschätzung aus Kapitel 2.5.3.3) und wurde mit einer Wahrscheinlichkeitsverteilung (Normalverteilung) gewichtet, deren Standardabweichung  $1,5 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$  beträgt. Somit liegen 95% der Werte für die Nahrungsaufnahme zwischen  $7$  und  $13 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ . In der Abbildung 41 ist die Modellprognose mit den Messdaten dargestellt. Da die untersuchten Mageninhalte fast ausschließlich aus den Monaten Oktober bis Januar stammten, war eine saisonale Modellierung der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination nicht möglich. Die Modelldaten beschreiben aber den langfristigen  $^{137}\text{Cs}$  Verlauf gut: 1988 betrug der Median der Messwerte  $1.906 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , der Modellwert lag bei  $1.519 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 2004 waren es  $97 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  und  $90 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Prognostisch werden Rothirsche in den nächsten Jahren nur noch vereinzelt über  $600 \text{ Bq }^{137}\text{Cs}\cdot\text{kg}^{-1}$  aufweisen.

### Cs-137 [Bq/kg] FS

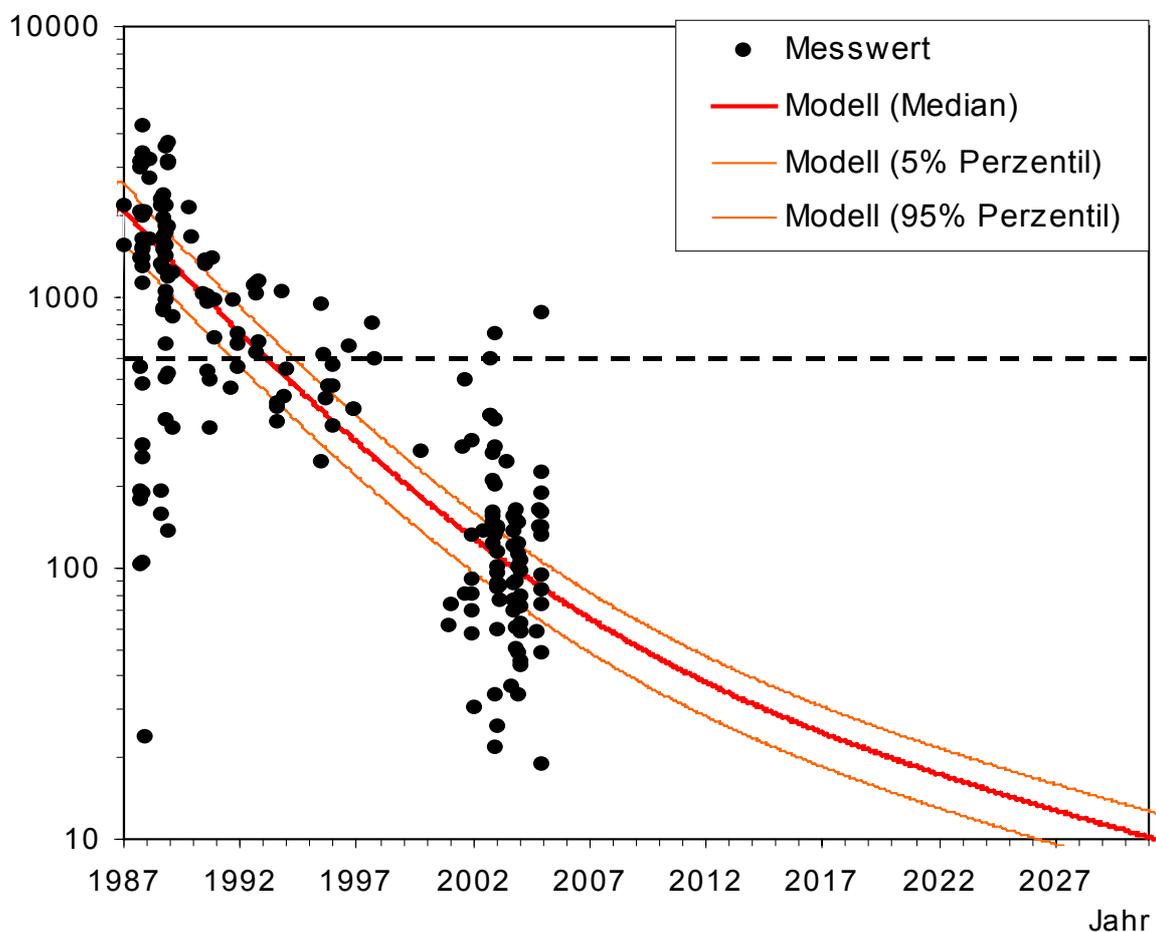


Abb. 41: Gemessene und mit dem Modell berechnete Werte der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Rothirschen, 1987 bis 2030 und  $600 \text{ Bq}$  Grenzwert (gestrichelte Linie)

Da das Untersuchungsgebiet zu den durch den Tschernobyl-Fallout am stärksten betroffenen Gebieten in Deutschland gehört, kann davon ausgegangen werden, dass in 5 bis 10 Jahren bundesweit Rotwild nicht mehr auf Radioaktivität untersucht werden muss. Aus gesetzlicher Sicht („600 Becquerel Grenzwert“) stellt die Kontamination von Rotwildfleisch für den menschlichen Verzehr bereits heute, auch in den hochkontaminierten Gebieten des Bayerischen Waldes, weitestgehend kein Problem mehr dar.

#### 4.3.4 $^{137}\text{Cs}$ in Wildschweinen

Wildschweine sind die einzige Wildart, bei der die  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination seit dem Tschernobyl Unfall in einigen Gebieten der Bundesrepublik auf relativ hohem Niveau stagniert. Bei Wildschweinen ist die Aufnahme von  $^{137}\text{Cs}$  mit der Nahrung wesentlich komplexer als bei den reinen Pflanzenfressern Reh und Rothirsch, denn sie nehmen, neben oberirdischer Nahrung auch Bestandteile aus dem Boden auf, je nach Verfügbarkeit und Vorliebe. Dadurch ergibt sich ein zeitlich differenzierter Verlauf der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in Wildschweinen, der in der Abbildung 42 dargestellt ist. Die Kontamination der Wildschweine nahm von 1987 bis 2004 trendmäßig zu, was am Verlauf der Regressionsgeraden zu sehen ist ( $R=0,05421$  und  $P=0,333$ ). Aus der Steigung der Geraden ergibt sich eine effektive Verdoppelungszeit von 78 Jahren.

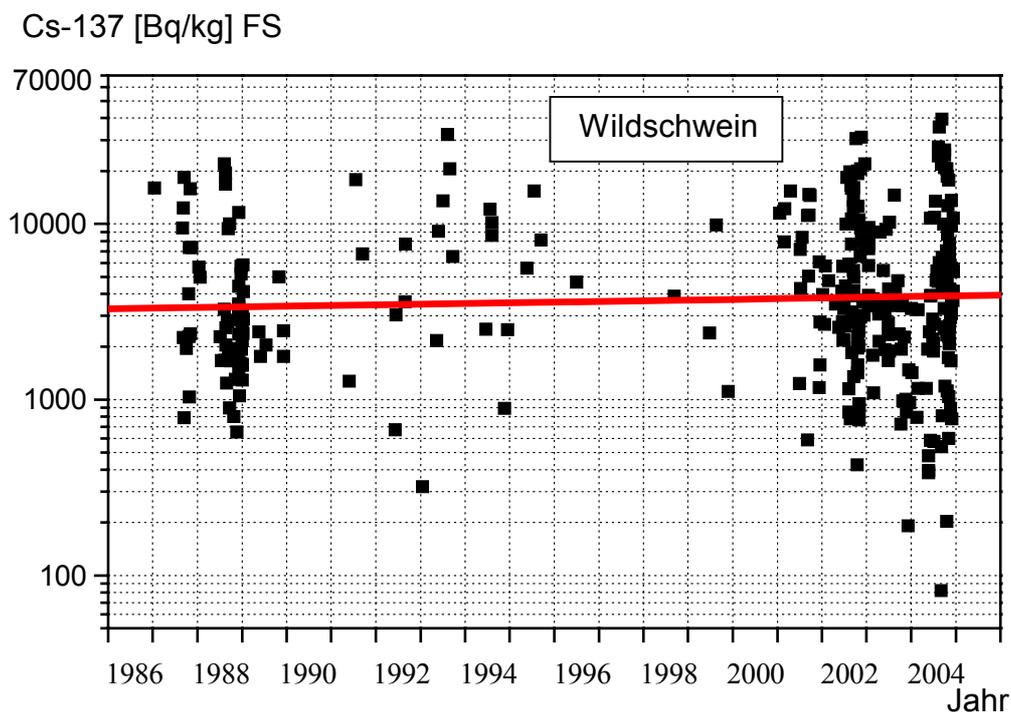


Abb. 42: Zeitverlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Wildschweinen aus dem Untersuchungsgebiet Bayerischer Wald, mit Regressionsgerade, 1987-2004 ( $n=321$ )

Zu einer vergleichbaren Aussage kommt auch HECHT (2000), der die  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Wildschweinen langfristig in ganz Bayern untersuchte. Der Autor stellte in den Jahren nach dem Tschernobyl-Fallout eine immer geringer werdende Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität in Wildschweinen fest, dann eine Zeit lang keine Veränderung der Messwerte und seit 1995, trendmäßig, eine erneute Aktivitätszunahme. Für den Zeitraum 1986–1996 ergab sich aus den logarithmierten Messwerten eine effektive Verdoppelungszeit von 62 Jahren (HECHT 1997).

In der vorliegenden Untersuchung nahm die Kontamination der Wildschweine von Herbst 2003 bis Frühling 2004 deutlich ab. So unterschied sich die mittlere  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität im Dezember 2003 mit nur  $876 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  hochsignifikant von dem langjährigen Mittelwert im Dezember von  $4.128 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  ( $P<0,0001$ ). Verursacht wurde die Aktivitätsabnahme durch

die Buchenmast (s. Kapitel 4.3.1.3, Seite 57). Die Wildschweine nahmen ab Anfang Oktober die nur wenig  $^{137}\text{Cs}$  enthaltenen Bucheckern auf (Mittelwert  $27 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , FS), zulasten anderer Nahrungsbestandteile (Abbildung 31). Die Mägen enthielten während der Mastzeit signifikant weniger Pilze und Boden als sonst. Noch im folgenden Frühjahr wurden erhebliche Mengen Bucheckern nachgewiesen, bis die Früchte später im Waldboden auskeimten. Es heißt nicht umsonst „Mastjahr“.

Die verminderte Kontamination der Wildschweine im Spätsommer 2003 ist vermutlich auch auf den sehr trockenen, niederschlagsarmen Sommer zurückzuführen. Die unterirdischen Nahrungsquellen waren schwerer zugänglich als normal, besonders in der Zeit von Juli bis September war der Waldboden in großen Teilen des Untersuchungsgebietes regelrecht zusammengebacken. Bei den Probenahmen konnten Hirschtrüffeln nur mithilfe eines vorne gebogenen Hammers geerntet werden. Zu der Zeit nahmen Wildschweine vermutlich mehr oberirdische Nahrung auf als üblich, was zu der relativ niedrigen Kontamination führte, denn unterirdische Nahrungsbestandteile liefern einen deutlich höheren Beitrag zur Kontamination als oberirdisch Wachsende (Abbildung 44).

Die Wildschweine im Untersuchungsgebiet kamen durch die Buchenmast 2003 hervorragend über den sonst nahrungsarmen Winter, mit der Folge, dass die Population 2004 explodierte. 2003 wurden 45 Tiere untersucht, 2004 waren es 92. Da es mit vertretbarem Aufwand nicht möglich ist, die Bestandsdichten von Wildtieren zu ermitteln, werden häufig indirekte Anzeiger zur Beurteilung von Wildbeständen herangezogen, wie z.B. für Schalenwild der „Verbiss-Zustand des Waldes“. Zur Beurteilung von Wildschweinbeständen wird häufig auf die Anzahl erlegter Tiere zurück gegriffen. Die Bestandsentwicklung von Wildschweinen nimmt in der gesamten Bundesrepublik schon seit Jahren zu (Abbildung 43).

#### Anzahl erlegter Wildschweine

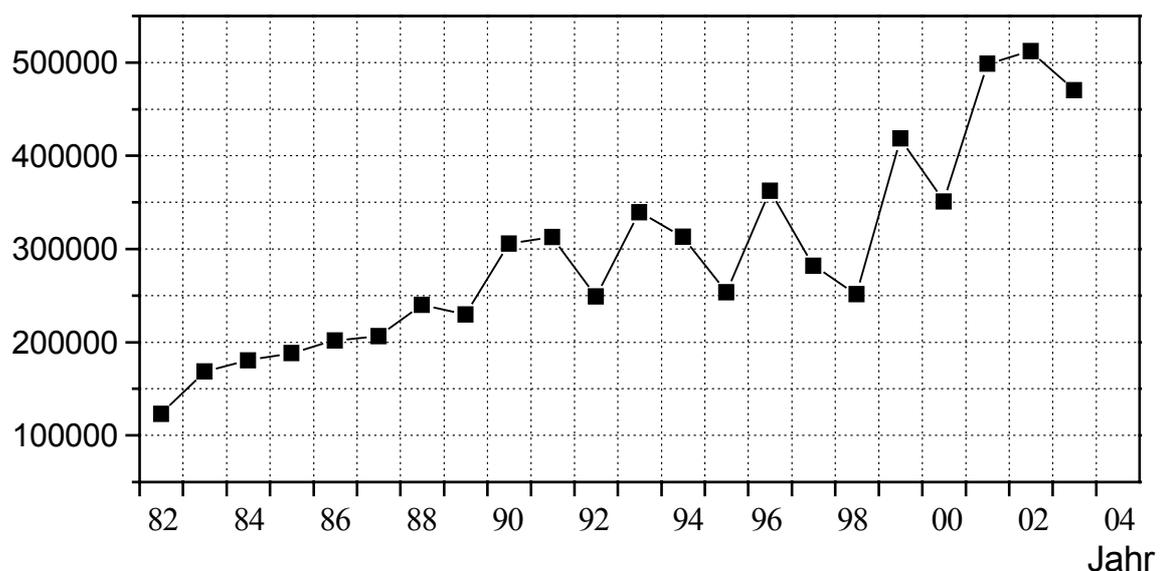


Abb. 43: Erlegungen von Wildschweinen in der Bundesrepublik (veränd. nach DJV, 2004)

Im Jagdjahr 1982/83 wurden 123.165 Wildschweine erlegt, 2001/02 waren es schon 498.641, Tendenz steigend. Diese rasante Zunahme ist hauptsächlich bedingt durch:

- die Häufung von Mastjahren bei Waldbäumen.
- die kurzen Frostperioden und die geringen Schneelagen über viele Jahre hinweg.
- die Verbesserung des Nahrungsangebots (insbesondere Mais) durch den Strukturwandel in der Landwirtschaft und durch Fütterungsmaßnahmen der Jäger.

Durch die enorme Anpassungsfähigkeit und die hohe Reproduktionsrate können Wildschweine ihren Bestand sehr schnell vergrößern, wie die Entwicklung in den letzten beiden Jahren verdeutlicht. Ungeachtet regionaler Unterschiede ist zukünftig mit weiter ansteigenden Wildschweinbeständen zu rechnen, was zur Folge haben wird, dass immer mehr Tiere aufgrund der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination für den menschlichen Verzehr ungeeignet sein werden.

#### 4.3.4.1 Beitrag von Nahrungsbestandteilen zur $^{137}\text{Cs}$ Aktivität von Wildschweinen

Wegen der besonders hohen der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination der Wildschweine, stellt sich die Frage, welchen Beitrag die einzelnen Nahrungsbestandteile an der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination liefern. Dazu wurde zunächst die tägliche aufgenommene  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität berechnet, um zu prüfen, ob die gemessene Kontamination im Fleisch der Tiere aus den  $^{137}\text{Cs}$  Messdaten der Nahrungsbestandteile im Untersuchungsgebiet abzuleiten ist. Als tägliche Nahrungsmenge wurden 1 bzw. 3 Kilogramm Frischsubstanz angenommen. In der Tabelle 19 sind die Ergebnisse dargestellt.

Tab. 19:  $^{137}\text{Cs}$  Zufuhr von Wildschweinen, bei unterschiedlicher Nahrungsaufnahme

Nahrungsspektrum	Nahrungsmenge 1 Kilogramm/Tag aufgenommene $^{137}\text{Cs}$ Aktivität [ $\text{Bq}\cdot\text{d}^{-1}$ ]	Nahrungsmenge 3 Kilogramm/Tag aufgenommene $^{137}\text{Cs}$ Aktivität [ $\text{Bq}\cdot\text{d}^{-1}$ ]
Mittleres Nahrungsspektrum	1.201	3.604
Anteil: 20% Trüffel, 40% Boden	4.138	12.413
Anteil: 30% Trüffel, 40% Boden	5.912	17.737
Anteil 80% Bucheckern	320	961

Es wurden verschiedene Szenarien bezüglich der Zusammensetzung der Nahrungsbestandteile berechnet: die Aufnahme entsprechend der in den Mageninhaltsanalysen ermittelten durchschnittlichen Nahrungsbestandteile (Tabellen 14 und 14a, Seiten 58/59) und die Aufnahme mit einem erhöhten Anteil an Hirschtrüffeln von 20% bzw. 30%. Da mit einer höheren Aufnahme von Hirschtrüffeln auch mehr Boden aufgenommen wird, wurde dieser Anteil ebenfalls erhöht. Als  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität der Nahrungsbestandteile wurden die normierten Daten aus den Tabellen 6 und 6a, Seiten 45/46 verwendet. Dieser Berechnung nach, nimmt ein Wildschwein, bei durchschnittlicher Zusammensetzung der Nahrungsbestandteile und mittleren  $^{137}\text{Cs}$  Gehalten, mit einem Kilogramm Futter 1.201 Becquerel  $^{137}\text{Cs}$  auf, mit drei Kilogramm sind es 3.604 Becquerel. Ein erhöhter Anteil Hirschtrüffeln führt zu einer deutlichen Zunahme der täglich aufgenommenen  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität. Bei 30% Trüffelanteil in 3 Kilogramm Nahrung sind es 17.737 Becquerel.

Diese Berechnungen sind realistisch, denn Mägen von Wildschweinen können durchaus mehr als 30% Trüffeln enthalten, wie aus den Abbildungen 31 (S. 57) und 32 (S. 61) zu entnehmen ist. Umgekehrt bewirkt die vermehrte Aufnahme von Bucheckern, im Verhältnis zu anderen Nahrungsbestandteilen, eine deutliche Reduktion der aufgenommenen  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität. Bei einer Aufnahme von 1 Kilogramm Nahrung mit 80% Bucheckern werden nur 320 Becquerel  $^{137}\text{Cs}$  zugeführt.

Die Variabilität der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Hirschtrüffeln ist im Untersuchungsgebiet sehr hoch, wodurch der  $^{137}\text{Cs}$  Input der Wildschweine entsprechend unterschiedlich ist. Wird die Rechnung zum Beispiel mit 30% Trüffeln an der Nahrungsmenge, bei einer Kontamination von  $40.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  (die in einigen Teilen des Untersuchungsgebietes durchaus realistisch ist) durchgeführt, ergibt sich bei 3 kg Nahrungsmenge eine  $^{137}\text{Cs}$  Zufuhr von  $37.722 \text{ Bq}\cdot\text{d}^{-1}$ . In der Abbildung 44 sind die Beiträge der einzelnen Nahrungsgruppen an der  $^{137}\text{Cs}$  Zufuhr dargestellt, wobei die Anteile der ober- und unterirdisch wachsenden Bestandteile farblich unterschiedlich dargestellt sind.

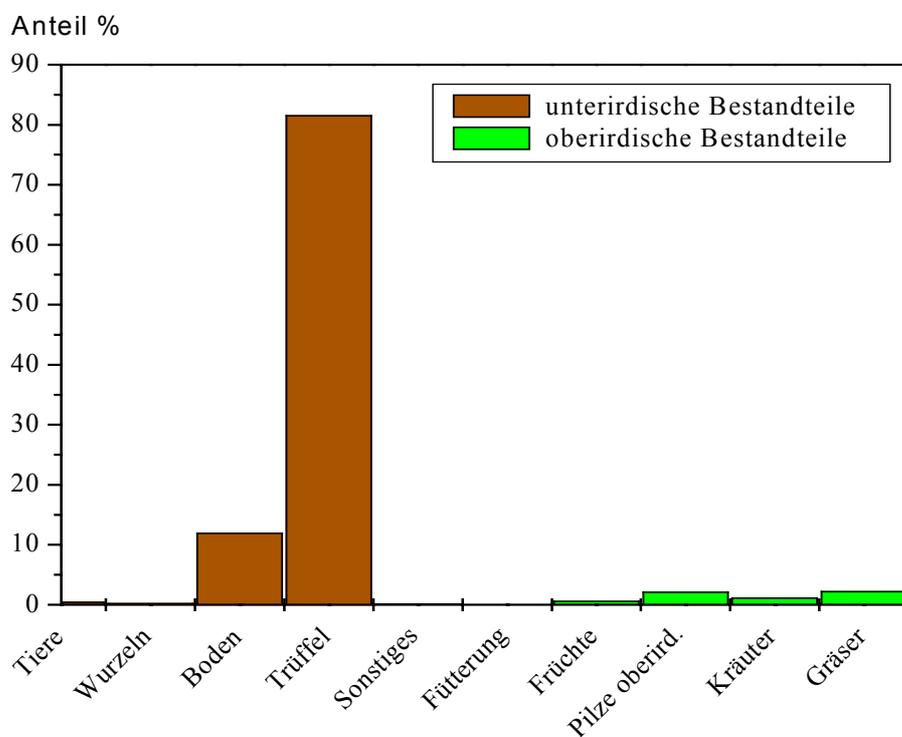


Abb. 44: Durchschnittlicher Beitrag der einzelnen Nahrungsgruppen an der  $^{137}\text{Cs}$  Gesamtzufuhr von 70 Wildschweinmägen

Mit durchschnittlich 81,5% stellten Hirschtrüffeln den mit Abstand größten Beitrag an der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination des mittleren Mageninhalts. Nennenswerte Anteile hatten nur noch Boden mit 11,9% und Gräser mit 2,2%, oberirdische Fruchtkörper von Pilzen mit 2,1 und Kräuter mit 1,1%. Der Beitrag aller anderen Nahrungsgruppen war jeweils weniger als 1%.

#### 4.3.4.2 Radioökologische Modellierung von $^{137}\text{Cs}$ in Wildschweinen

Für die Modellierung der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Wildschweinen wurden die Raten für Migration etc. herangezogen, die bereits beim Mehrschichten-Bodenmodell Verwendung fanden, d. h. eine Migrationsrate von  $0,59 \text{ a}^{-1}$  (0–6 cm) bzw.  $0,50 \text{ a}^{-1}$  (>6 cm), eine Fixierungsrate von  $0,59 \text{ a}^{-1}$  und eine Desorptionsrate von  $0,68 \text{ a}^{-1}$ . Streufall und Kronentraufe wurden mit  $0,016 \text{ a}^{-1}$  berücksichtigt und die in Bodenmais gemessenen Dichten der Boden-

schichten verwendet. Der Transferfaktor Futter→Fleisch betrug  $2,0 \text{ d} \cdot \text{kg}^{-1}$ , die biologische Halbwertszeit 20 d und die aufgenommene Nahrungsmenge  $1,8 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$ . Da das Nahrungsspektrum und die Nahrungsaufnahme der Wildschweine erheblich variieren, wurden die Anteile der verschiedenen Nahrungsbestandteile und die täglich aufgenommene Nahrungsmenge mit Wahrscheinlichkeitsverteilungen gewichtet (Tabelle 20).

Tab. 20: Anteile an der Nahrungsaufnahme von Wildschweinen, bezogen auf eine Gesamtmenge von  $1,8 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$

Nahrungsbestandteil	Erwartungswert des Anteil a. d. Nahrungsaufnahme in %	Dreiecksverteilung	
		Minimum in %	Maximum in %
Gräser	20,2	0,0	40,4
Früchte (incl. Bucheckern)	17,3	0,0	34,6
Kräuter / Sträucher / Bäume	13,4	0,0	26,8
Wurzeln	12,2	0,0	24,4
Boden	11,0	0,0	22,0
Tierische Bestandteile	0,9	0,0	1,8
Hirschtrüffel *)	5,5*	< 0,1	30,0
Pilze, oberird. fruktifizierende	2,1	0,0	4,2
Fütterung	17,1	0,0	34,2
Sonstiges	0,3	0,0	0,6

\*) Verwendung einer rechtsschiefen (abgeschnittene log-normal) –Wahrscheinlichkeitsverteilung, Median = 5,5%, Standardabweichung = 11%

Mastjahre von Buchen im Untersuchungsgebiet führen zu einer deutlichen Verringerung der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination der Wildschweine. Daher wurden solche Mastjahre im Modell berücksichtigt, indem für den Zeitraum von Oktober bis April ein höherer Anteil Bucheckern, entsprechend den Ergebnissen der Mageninhaltsanalysen, berücksichtigt wurde (Tabelle 21).

Tab. 21: Anteile an der Nahrungsaufnahme von Wildschweinen, von Oktober 2003 bis April 2004 (Mastjahr), bezogen auf eine Gesamtmenge von  $1,8 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$

Nahrungsbestandteil	Erwartungswert des Anteils a. d. Nahrungsaufnahme in %	Dreiecksverteilung	
		Minimum in %	Maximum in %
Gräser	8,8	0,0	17,6
Früchte (ohne Bucheckern)	1,5	0,0	3,0
Bucheckern	65,0	40,0	90,0
Kräuter / Sträucher / Bäume	5,8	0,0	11,6
Wurzeln	5,3	0,0	10,6
Boden	4,8	0,0	9,6
Tierische Bestandteile	0,4	0,0	0,8
Pilze, oberird. fruktifizierende	0,9	0,0	1,8
Fütterung	7,4	0,0	14,8
Sonstiges	0,1	0,0	0,2

In der Tabelle 22 sind die im Modell verwendeten, angepassten Transferfaktoren Boden→Nahrungsbestandteil, die Werte für den Bodenbereich der Wurzel Aufnahme von  $^{137}\text{Cs}$  und die mittleren Aktivitäten für Nahrungsbestandteile angegeben.

Tab. 22: Im Modell verwendete Transferfaktoren, Bodenbereiche und berechnete und gemessene  $^{137}\text{Cs}$  Aktivitäten von Nahrungsbestandteilen (1. Szenario, s.u.). Die Anpassung der Transferfaktoren führt zur Übereinstimmung der berechneten mit den gemessenen Aktivitäten

Nahrungsbestandteil	Transferfaktor [ $^{137}\text{Cs}$ je kg FS Pflanze / $^{137}\text{Cs}$ je kg Boden]	Bodenbereich im Mehrschichten- Bodenmodell [cm]	Mittlerer $^{137}\text{Cs}$ Modellwert [Bq/kg] FS	Mittlere gemessene $^{137}\text{Cs}$ Aktivität [Bq/kg] FS
Gräser	0,2	0 - 14	129,1	130,8
Früchte(incl. Bucheck.)	0,061	0 - 14	39,4	39,2
Früchte (ohne Bucheck.)	0,2	0 - 14	130,6	129,9
Bucheckern	0,026	0 - 14	17,1	17
Kräuter / Sträucher	0,15	0 - 14	96,8	98,7
Wurzeln	0,036	0 - 14	23,2	23,5
Pilze, oberirdisch frukt.	2,7	0 - 14	1743	1731
Hirschtrüffel	91	2 - 16	17846	17793
Boden	1,000*)	0 - 14	1322 **)	1298,1
Tierische Bestandteile	-	-	490,5	490
Fütterung	-	-	2,0	2
Sonstiges	-	-	225,9	225

\*) Wichtungsfaktor \*\*) Bodenkontamination einschließlich fixierter  $^{137}\text{Cs}$  Radionuklide

Die Modellrechnung berücksichtigt auch die Variabilität der täglich aufgenommenen Nahrungsmenge, die aufgrund den Ergebnisse der Mageninhaltsanalysen mit durchschnittlich  $1,8 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$  angesetzt und mit einer Wahrscheinlichkeitsverteilung (Normalverteilung) gewichtet wurde. Dabei lagen 95% der Werte für die Nahrungsaufnahme zwischen  $0,5 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$  bis  $3,1 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$ . Die Modelldaten und die Messwerte bis 2004 sind in der Abbildung 45 dargestellt. Die Modelldaten geben den Medianwert der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination der Wildschweine (mittlere Kurve) wieder, sowie das 5%- und 95% Perzentil (untere bzw. obere Kurve) resultierend aus einem variierenden Futterspektrum und einer variierenden Futteraufnahme. Im Modell nimmt die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Wildschweinen, genau wie die Messwerte, in den ersten Jahren nach dem Tschernobyl-Unfall ab, weil sich die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität des Nahrungsspektrums durch die Fixierung des deponierten Radiocäsiums verringert. 1987 betrug der Median der Messwerte  $5.667 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 1988 nur noch  $2.805 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  und 1989, wenig verändert,  $2.228 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Vermutlich waren Hirschtrüffeln zu dieser Zeit geringer kontaminiert als 2004, während oberirdische Nahrungsbestandteile deutlich mehr  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität enthielten (Zeitverläufe von oberirdischen Pflanzenteilen s. Abbildungen 20 und 21). Seit 1990 nahm dann die Kontamination der Wildschweine wieder leicht zu, da vermehrt  $^{137}\text{Cs}$  Ionen in tiefer gelegene Bodenschichten wanderten und damit in den Einzugsbereich von Hirschtrüffel-Myzel gelangten. Gleichzeitig nahm die Aktivität der oberirdischen Nahrungsbestandteile ab, was aber bei der  $^{137}\text{Cs}$  Gesamtaufnahme der Wildschweine durch die hochkontaminierten Hirschtrüffeln überkompensiert wurde.

Die starke Abnahme der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination der Wildschweine von Oktober 2003 bis März 2004 infolge der Buchenmast (Kapitel 4.3.1.3, und Abbildung 31) wird vom Modell gut nachvollzogen.

## Cs-137 [Bq/kg] FS Wildschwein

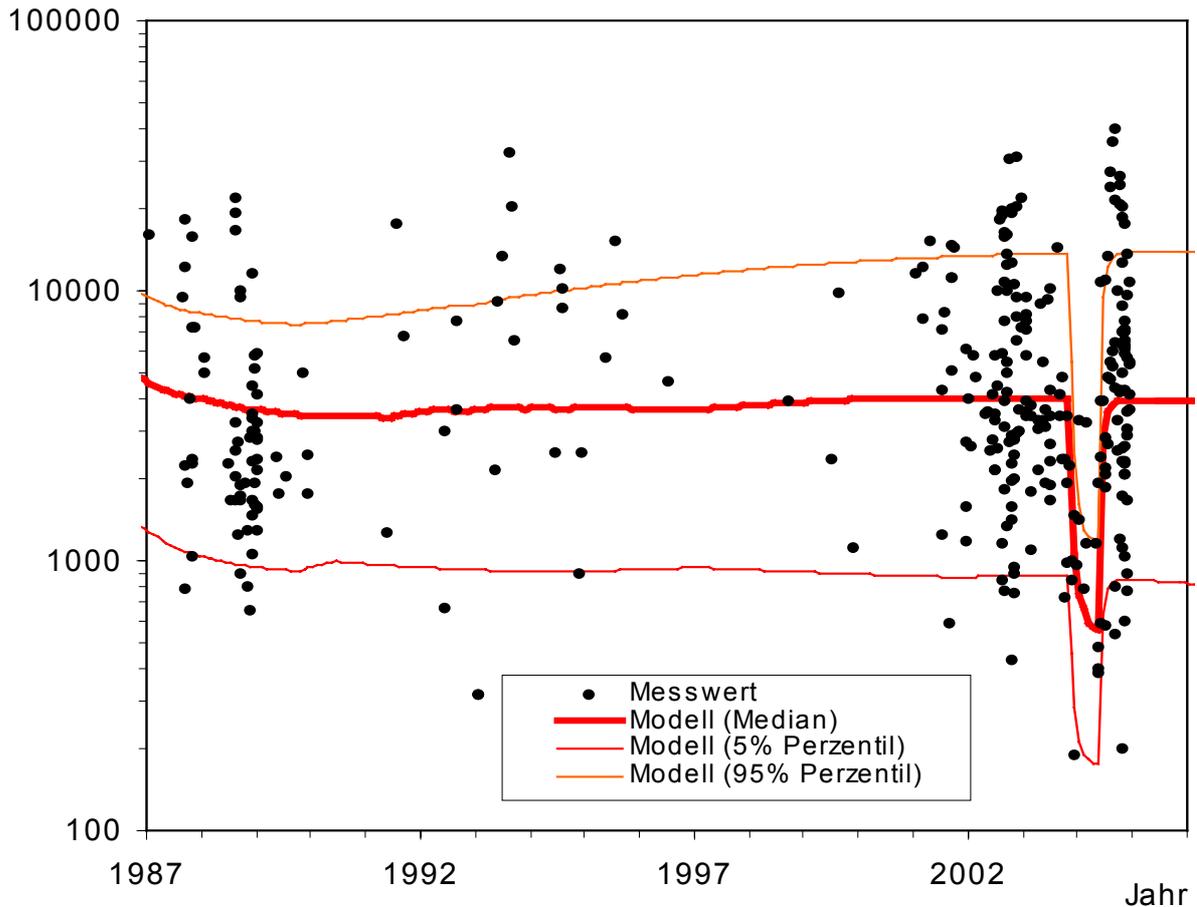


Abb. 45: Modelldaten und Messwerte der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Wildschweinen (Median, 5%- und 95%-Perzentil), Untersuchungsgebiet Bayerischer Wald, 1987-2004

Die langfristige Modellprognose ist in der Abbildung 46 wiedergegeben. Hirschtrüffel leisten den größten Beitrag an der  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination der Wildschweine, deshalb ist die künftige Aktivitätsentwicklung dieser Pilzart von besonderer Bedeutung. Die  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität wird wesentlich von dem für das Myzel verfügbaren  $^{137}\text{Cs}$  bestimmt, wodurch der Tiefenverteilung des Nuklids eine Schlüsselrolle zukommt. Es wurden zwei Szenarien mit unterschiedlichen Parametern modelliert:

1. Szenario: Die Aufnahme durch das Hirschtrüffelmyzel erfolgt aus einer Bodentiefe von 2-16 cm, die Boden bezogenen Modellparameter (Migrations-, Fixierungs- und Desorptionsrate) entsprechen dem des Mehrschichten-Bodenmodells (Kapitel 4.1.3, S. 32),
2. Szenario: Die Aufnahme durch das Hirschtrüffelmyzel erfolgt aus einer Bodentiefe von 2-10 cm, die Boden bezogenen Modellparameter entsprechen dem Mehrschichten-Bodenmodell, allerdings wurde die Migrationsrate auf  $0,1 \text{ a}^{-1}$  (Bodentiefen: 0 – 6 cm und > 6cm) angepasst. Dieser Wert ist um den Faktor 5 bis 6 kleiner als im ersten Szenario.

Das Szenario 1 ist ein „best case“ Szenario, bei dem  $^{137}\text{Cs}$  Ionen, entsprechend der bisherigen Ergebnisse und Modellrechnungen in Kapitel 4.1.2 und 4.1.3.1 (Abbildung 18),

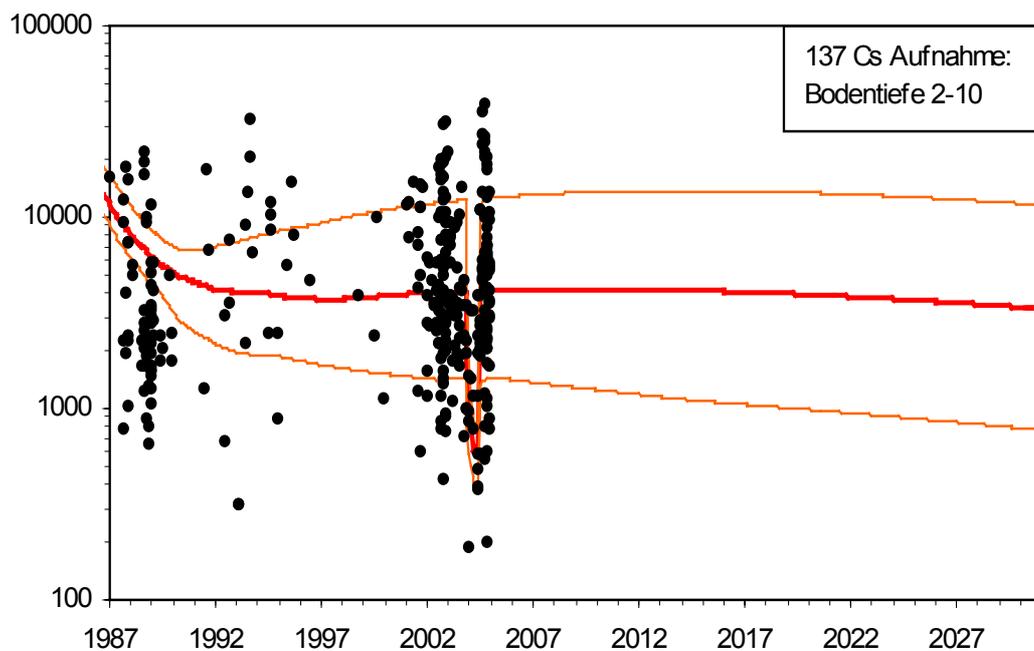
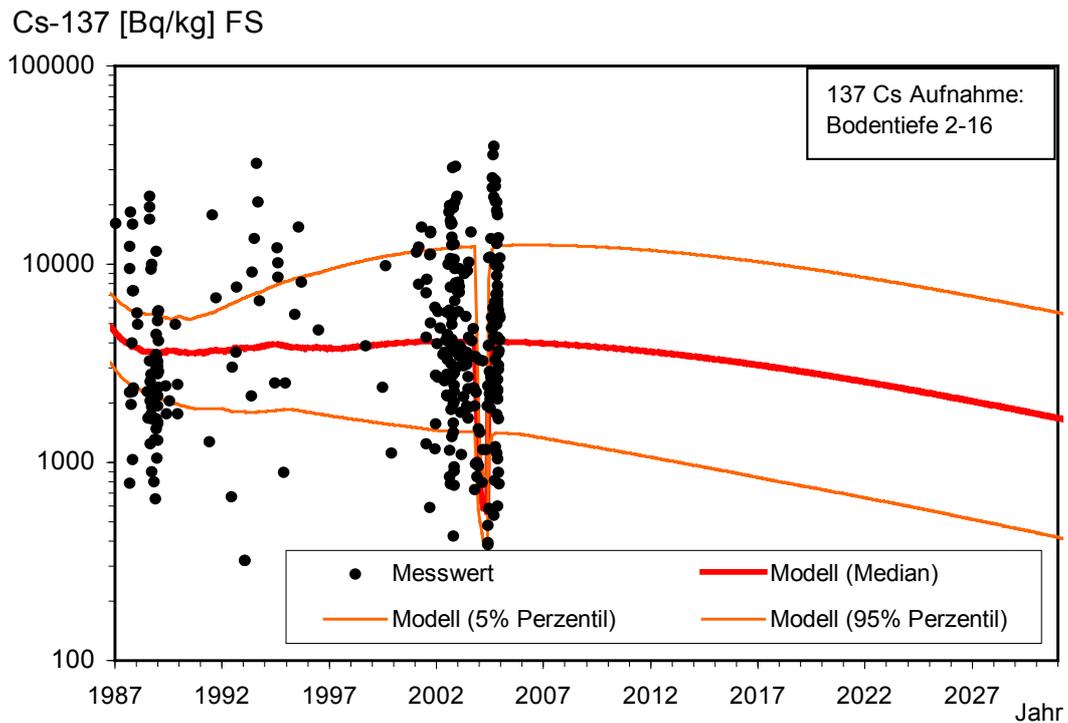


Abb. 46: Modellprognosen (Medianwerte) für 2 Szenarien und Messwerte der  $^{137}\text{Cs}$  Aktivität von Wildschweinen, Untersuchungsgebiet Bayerischer Wald, 1987-2030

mit fortschreitender Zeit quantitativ in tiefere Bodenschichten verlagert werden und den Myzelbereich der Hirschtrüffeln teilweise verlassen. Im zweiten Szenario, das ein „worst case“ Szenario ist, wird eine deutlich langsamere Migrationsrate angenommen, mit der Folge, dass  $^{137}\text{Cs}$  Ionen über einen längeren Zeitraum dem Trüffelmyzel zur Verfügung stehen, was zu einer stagnierenden  $^{137}\text{Cs}$  Kontamination von Hirschtrüffeln und letztlich auch von Wildschweinen führt. In der Tabelle 23 sind einige Werte der Modellrechnungen angegeben.

Jahr	“Best case Szenario” <sup>137</sup> Cs Aktivität [Bq/kg]	“Worst case Szenario” <sup>137</sup> Cs Aktivität [Bq/kg]
2004	3.940	4.070
2010	3.751	4.189
2020	2.715	3.915
2030	1.720	3.351

Tab. 23: Modellwerte zur zeitlichen Entwicklung der <sup>137</sup>Cs Aktivität in Wildschweinen, für zwei Szenarien, s. Text

Der tatsächliche Medianwert der Messungen lag 2004 bei 4.175 Bq•kg<sup>-1</sup>, was mit den Werten aus den Modellrechnungen beider Szenarien (3.940 Bq•kg<sup>-1</sup> bzw. 4.070 Bq•kg<sup>-1</sup>) gut übereinstimmt. In der günstigen Prognose (Szenario 1) wird der Medianwert der Kontamination der Wildschweine in den nächsten Jahren zwar langsam abnehmen, 2030 aber immer noch 1.720 Bq•kg<sup>-1</sup> betragen.

Im ungünstigen Fall (Szenario 2) wird der Medianwert der Kontamination bis 2010 auf 4.189 Bq•kg<sup>-1</sup> leicht ansteigen, um in den Folgejahren wieder langsam abzunehmen. Der Rückgang wird allerdings nur gering sein, 2030 wird der Medianwert der <sup>137</sup>Cs Aktivität immer noch bei 3.351 Bq•kg<sup>-1</sup> liegen. In den beiden Modellszenarien wird auch 2030 das 5% Perzentil über dem 600 Becquerel Grenzwert für die <sup>137</sup>Cs Aktivität liegen.

In den Modellrechnungen ist die große Spannweite zwischen dem 5% und 95% Perzentil auf die Variabilität der eingehenden Parameter zurückzuführen: Die Nahrungsmenge und die Art der Nahrungsbestandteile, die Wildschweine täglich aufnehmen, schwankt erheblich. Bei den untersuchten Mägen lag das Inhaltsgewicht zwischen 395 g bzw. 4.170 g, bei einem mittleren Gewicht von 1.450 g (FS) und einer Standardabweichung von 809 g. Ebenso unterschied sich die Zusammensetzung der Nahrung in den Mägen erheblich und die einzelnen Nahrungsbestandteile enthielten unterschiedlich viel <sup>137</sup>Cs. Das Modell folgt den tatsächlichen Gegebenheiten: Die Berechnungen in Kapitel 4.3.4.1 verdeutlichen, dass die <sup>137</sup>Cs Gesamtaufnahme pro Tag zwischen 320 Bq•kg<sup>-1</sup> und rund 38.000 Bq•kg<sup>-1</sup> betragen kann, je nachdem wie viel unterschiedliche Nahrung die Tiere fressen. Diese Unterschiede sind auch im Muskelfleisch der Wildschweine festzustellen. So wurden in der ersten Septemberwoche 2004, aus dem Revier Paternoster, Proben von 4 Wildschweinen mit <sup>137</sup>Cs Aktivitäten zwischen 81 Bq•kg<sup>-1</sup> und 39.539 Bq•kg<sup>-1</sup> gemessen.

#### 4.3.5 Raumbewegungen der Wildtiere

Bei der Bewertung der <sup>137</sup>Cs Kontamination der drei untersuchten Wildarten Reh, Rothirsch und Wildschwein, ist deren individuelle räumliche Aktivität zu beachten. Während bei Rehen im Untersuchungsgebiet mit einem Aktionsraum (Home Range) von höchstens einigen hundert Hektar zu rechnen ist, bewegen sich Rothirsche, saisonal sehr unterschiedlich, auf mehreren tausend Hektar. In der Abbildung 47 sind aus einem gemeinsamen Forschungsvorhaben mit der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald die Bewegungen von 3 Rothirschen dargestellt.

Die Positionen der Tiere wurden mit GPS-Halsbändern ermittelt, die Datenübertragung erfolgte via Mobilfunk, als SMS, direkt auf den Computer. Die Rothirsche hielten sich z.B. während der Vegetationsperiode hauptsächlich in den Hochlagen auf, 2 Tiere wanderten auch über die Grenze, in tschechisches Gebiet.

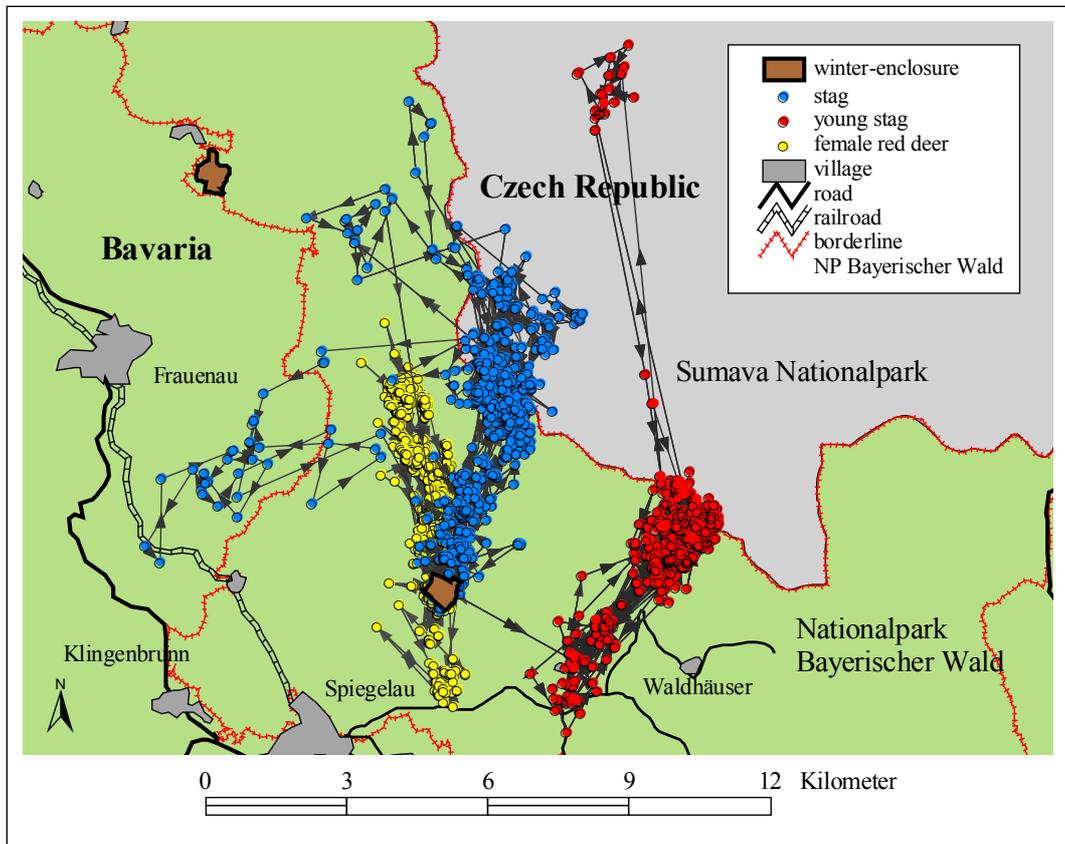


Abb. 47: Aufenthaltsorte von 3 Rothirschen im Nationalpark Bayerischer Wald, Mai bis Oktober 2002 (FIELITZ und HEURICH, 2004)

Über den Aktionsraum von Wildschweinen ist bisher relativ wenig bekannt, nach eigenen Recherchen ist ebenfalls von mehreren tausend Hektar auszugehen. Wildschweine sind in ihrem Raum-Zeitverhalten vermutlich wesentlich aktiver als Rehe und Rothirsche. Im Untersuchungsgebiet sind sie in der Lage auf Wiesen gering kontaminiertes Futter aufzunehmen und wenig später wieder sehr radio-cäsiumhaltige Nahrung im Wald zu fressen. Darüber hinaus stellt sich die Frage, wie hoch die grenznahen Gebiete von Tschechien kontaminiert sind. Die beiden, am höchsten kontaminierten Proben Hirschtrüffel, von rund  $62.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  und  $122.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  wurden im Abstand von weniger als 1 km zur Landesgrenze gefunden.

Nach Abbau des Grenzzaunes sind Wildschweine, die im östlichen Bayerischen Wald leben, in der Lage auch im benachbarten Tschechien Nahrung aufzunehmen.

## Literatur

- AgResearch, 1995: AffACT No. 11, ISSN 1172-2088.
- Amaranthus M., Trappe J.M., Bednar L., Arthur D.; 1994: Hypogeous fungal production in mature Douglas-fir forest fragments and surrounding plantations and its relation to coarse woody debris and animal mycophagy. *Canadian Journal of Forest Research*. **24**: 2157-2165.
- Agerer R., 1983: Fruchtkörperbildung von Mykorrhiza-Pilzen in Abhängigkeit von Klima und Standort. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. **102**(5):305-307.
- Avila R.; 1998: Radiocaesium transfer to roe deer and moose. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Agraria* 136. Diss..
- Barbizzi S., Zorzi P., Belli M., Sansone U., Stellato L., Barbina M., Delusa A., Menegon S., Sandro A., Coletti V.; 2004: Characterisation of a reference site for quantifying uncertainties related to soil sampling. *Environmental Pollution*. **127** (1): 131-135.
- Behrend A.; 1999: Kinetik des Ingestaflusses bei Rehen (*Capreolus capreolus*) und Mufflons (*Ovis ammon musimon*) im saisonalen Verlauf. Diss. am Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Belli M. (Ed.) ; 2000: Long-term dynamics of radionuclides in semi-natural environments: derivation of parameters and modelling, ANPA, Rom.
- Belli M., Zori P.; 2001: Assessment of uncertainty associated with soil sampling in agricultural, semi-natural, urban and contaminated environments. In: IUR Newsletter Nr. 37. International Union of Radioecology.
- Briedermann L.; 1976: Ergebnisse einer Inhaltsanalyse von 665 Wildschweinemägen. *Zool. Garten*. **46** (3):157-185.
- Bubenik A. D.; 1984: Ernährung, Verhalten und Umwelt des Schalenwildes. BLV Verlagsgesellschaft.
- Bunzl K., Kracke W. and Schimmack W.; 1992: Vertical migration of plutonium-239 + -240, americium-241 and caesium-137 fallout in a forest soil under spruce. *Analyst*. **117**(3) 469-474.
- Bunzel K., Albers B.P., Schimmack W., Rissanen K., Suomela M., Puhakainen M., Rahola T., Steines E.; 1999: Soil to plant uptake of fallout <sup>137</sup>Cs by plants from boreal areas polluted by industrial emissions from smelters. *The Science of the Total Environment*. **234**:213-221
- Bunzel K., Albers B.P., Schimmack W., Belli M., Ciuffo L., Menegon S.; 2000: Examination of a relationship between <sup>137</sup>Cs concentrations in soil and plants from alpine pastures. *Journal of Environmental Radioactivity* 48: 145-158.
- Chamrad A. D.; Box T.W.; 1964: A point frame for sampling rumen contents. *J. Wildl. Mgmt.* **28** (3):473-477.
- Cederlund G.; Ljungquist H.; Markgren G.; 1980: Foods of moose and roe-deer at Grimsö in central Sweden. *Swedish Wildlife research Viltrevy*. **11** (4):169-214.
- Croom J. M.; Ragsdale H. L.; 1980: A model of radiocaesium cycling in a sand hills-turkey oak ecosystem. *Ecological Modelling*. **11**: 55-65.
- Day M.G.; 1966: Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels. *J. Zool.* **148**:201-217.

- Department of Agriculture, Western Australia; 1991: Feeding deer. Farmnote 45/91
- DJV; 2004: Deutscher Jagdschutzverband Handbuch. 312-313.
- Drescher-Kaden U.; 1981: Vergleichende Untersuchungen zur Nahrungswahl von Gams- und Rotwild unter besonderer Berücksichtigung der mikrobiellen Besiedlung und der Verdauungsvorgänge im Pansen. Fortschritte in der Tierphysiologie und Tierernährung, Heft **12**.
- Drozdz A., Osiecki A.; 1973: Intake and digestibility of natural feeds by roe-deer. Acta Theriologica. **18**: 81-91.
- Ehrhardt J.; 2000: RODOS – Decision Support System for Off-site Emergency Management in Europe. European Commission, EUR-Report 19144 EN .
- Eisfeld D, Hahn N.; 1998: Raumnutzung und Ernährungsbasis von Schwarzwild. Abschlussbericht. Arbeitsbereich Wildökologie und Jagdwirtschaft, Forstzoologisches Institut, Universität Freiburg. 61 S.
- Ellenberg H.; 1974: Beiträge zur Ökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) - Daten aus den Stammhamer Versuchsgehegen. Diss.. Kiel.
- Ellenberg H.; 1978: Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L., Cervidae) in Mitteleuropa. Spixiana Suppl. **2**.
- Fielitz U., Heurich, M.; 2004: Rotwild – ein Grenzgänger im Bayerischen Wald. LWF aktuell. **2**: 3-5.
- Fielitz U.; 2001: Überprüfung von Ökosystemen nach Tschernobyl hinsichtlich der Strahlenbelastung der Bevölkerung. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz. BMU-2001-587.
- Fielitz U., Albers U.; 1996: Nahrungsspektrum von Rehen aus dem Bayerischen Wald. Z.Jagdwiss. **42**:195-202
- Fielitz U.; 1994: Radioaktivität in Wildtieren. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz. BMU-1994-408.
- Frissel M.J., Pennders, R.; 1983: Models for the accumulation and migration of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  in the upper layer of soils, Ecological Aspects of Radionuclide Release (Coughtrey P.J., Ed.), British Ecological Society Special Publication **3**:63-72.
- Frissel M.J.; 1981: The definition of residence times in ecological models. In: Clark F.E., Rosswall T., (Eds.): Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecological Bulletin. **33**:117-122.
- Hartig G.L.; 1832: Lehrbuch für Jäger. Stuttgart.
- Hecht H.; 2000: Radiocäsiumgehalte des Schwarzwildbretes speziell im Gebiet des Bayerischen Waldes. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben. Bundesanstalt für Fleischforschung, Kulmbach.
- Hecht H.; 1997: Radiocäsiumverteilung und –trends bei Wildbret in Bayern. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. Bundesanstalt für Fleischforschung, Kulmbach.
- Hoek van den J.; 1976: Cesium metabolism in sheep and influence of orally ingested bentonite on cesium adsorption and metabolism. Z. Tierphysiol., Tierernähr. u. Futtermittelkunde. **37**: 315-321.

- Hofmann R.R.; 1993: "Die morphologische Anpassung des Verdauungsapparates des Rehs, seine evolutionäre Differenzierung und jahreszeitlichen Veränderungen. " In: Hofmann, R.R., Pielowski, Z. (eds.), Deutsch-Polnisches Rehwild-Symposium. 21, Melsungen: Neumann-Neudamm. 15-22.
- Hofmann R.R., Stewart D.R.M.; 1972: "Grazer or browser: a classification based on the stomach-structure and feeding habits of East African ruminants. "Mammalia. **36**: 226-240.
- Hofmann R.R.; 1973: The ruminant stomach (stomach structure and feeding habits of East African game ruminants). East Afric. Monogr. Biol. Vol. 2 Nairobi: Kenya Literature Bureau.
- Hofmann R.R.; 1985: "Digestive Physiology of the Deer - Their Morphophysiological Specialisation and Adaptation. " In: Drew K., Fennessy P. (eds.): Biology of Deer Production. Wellington, New Zealand: Royal Society of New Zealand, Bulletin. **22**: 393-407
- Hofmann R.R.; 1988: "Morphophysiological evolutionary adaptations of the ruminant digestive system. " In: Dobson A., Dobson M.J. (eds.): Aspects of digestive physiology in ruminants. Ithaca, New York: Cornell University Press. 1-20.
- Hofmann R.R., 1989: "Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: A comparative view of their digestive system. " Oecologia. **78**:443-457
- Hohmann U., Huckschlag D.; 2004: Grenzwertüberschreitende Radiocäsiumkontamination von Wildschweinfleisch in Rheinland-Pfalz. Forschungsbericht. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland Pfalz.
- Holand O.; 1994: Seasonal dynamics of digestion in relation to diet quality and intake in European roe deer (*Capreolus capreolus*). Oecologia. **98**: 274-279
- Hood S. L., Comar C. L.; 1953: Metabolism of <sup>137</sup>Cs in rats and farm animals. Arch. Biochem. Biophys. **45**: 423-433.
- Hviden T., Lillegraven A.; 1961: Caesium-137 in air, precipitation, drinking water, milk and beef in Norway during 1959 and 1960. Nature. **190**: 402-404.
- IAEA-BIOMASS-1; 2002: Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems. Report of the forest working group of the BIOsphe Modelling and ASSEssment (BIOMASS) programm, theme 3.
- IUPAC; 2003: Terminology in soil sampling, Draft, International Union of Pure Applied Chemistry.
- Ilin D. I., Moskalev Y. I.; 1957: On the metabolism of cesium, strontium and a mixture of  $\beta$ -emitters in cow. J. Nuclear Energy II. **5**: 413-420.
- Kastl H.; 2003: mündliche Mitteilung, Regenhütte, Byerischer Wald.
- Kioroglandidis J.; 1981: Nahrungswahl und Überlegungen zur Nahrungsnische bei Reh, Rothirsch und Gemse im Nationalpark Bertesgarden. Diss., Univ. München.
- Klemt E., Zibold G.; 2003: Erfassung ökologischer Halbwertszeiten von Sr-90 und <sup>137</sup>Cs in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben St.Sch 4276. Steinbeis-Transferzentrum Technische Beratung an der Fachhochschule Ravensburg-Weingarten. 48 S.
- Klironomos J.N., Kendrick W.B.; 1993: Research on mycorrhizas: trends in the past 40 years as expressed in the "MYCOLIT" database. New Phytol. **125**: 595-600.

- Klötzli F.; 1965: Qualität und Quantität der Rehäsung. Verlag Hans Hübner, Bern.
- Kutschera L., Lichtenegger E.; 2002: Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünpflanzen. Vol. 1: Monocotyledoneae. Stocker, Graz, 604 Seiten.
- Laitat E.; 1983: Die mikrografische Lösungsanalyse zur Bestimmung der Nahrung von Rotwild und Rehwild. *Z. Jagdwiss.* **29**, 218-235.
- Langham W.H., 1960: Radioisotope absorption and methods of elimination: relative significance of portal entry. in: Caldecott R. S., Snyder L. A. (eds.): Radioisotopes in the biosphere. Univ. of Minnesota, Printing Dep., Minneapolis. 489-513.
- Mc Clellan R.O., Mc Kenney J.R., Bustad L.K.; 1962: Metabolism and dosimetry of <sup>137</sup>Cs in male sheep. AEC research and development report HW-72511. Hanford Atomic Products Operation. Richland, Washington.
- McKay M.D., Conover W.J. and Beckman R.J.; 1979: A Comparison of Three Methods for Selecting Values of Input Variables in the Analysis of Output from a Computer Code. *Technometrics*. **21**:239–245.
- Moore M., Comar C. L.; 1962: Absorption of caesium-137 from the gastro-intestinal- tract of the rat. *Int. J. Rad. Biol.* **5** (3): 247-254.
- Müller, C.; 2000: Modelling Soil-Biosphere Interactions. CABI Publishing, Cambridge, 354 pp.
- Müller H. and Pröhl, G.; 1993: ECOSYS-87: A Dynamic Model for Assessing Radiological Consequences of Nuclear Accidents. *Health Physics*. **64** (3): 232-252.
- Nalezinski S., Rühm W., Wirth W.; 1995: Development of a general equation to determine the transfer factor feed-to-meat for radiocesium on the basis of the body mass of domestic animals. *Health Physics*. **70** (5): 717-721.
- North M.; 2002: Seasonality and abundance of truffles from oak woodlands to red fir forests. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-183.
- North M., Trappe J., Franklin J.; 1997: Standing crop and animal consumption of sporocarps in Pacific Northwest forests. *Ecology*. **78**: 1543-1554.
- Prokhorov V. M.; Ginzburg L. R.; 1973: Modelling the process of migration of radionuclides in forest ecosystem and description of the model. *Soviet. J. Ecology*. **2**: 396-402.
- Sansom B. F.; 1966: The metabolism of cesium in dairy cows. *J. Agric. Sci.* **66**: 389-393.
- Schley L., Roper T.J.; 2003: Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review*. **33** (1): 6.
- Scott C. D., Pelton M. R.; 1975: Seasonal food habits of the European wild hog in the Great Smoky Mountains National Park. *Proceedings of the Southeastern Association of Game and Fish Commissioners*. **29**: 585-593.
- Shcheglov A.I.; 1999: Dynamics of radionuclide redistribution and pathways in forest environments: long term field research in different landscapes. In: Igor Linkov and William R. Schell Ed.), 1999. Contaminated Forest. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. 195 - 201.
- Siuda A., Zurowski W.; Siuda H.; 1969: The food of the roe deer. *Acta Theriologica* Vol. XIV (18), 247-262.

- Steiner M., Nalezinsky S., Rühm W., Wirth E.; 1999: Model for predicting the long-term radiocesium contamination of mushrooms. In: Igor Linkov and William R. Schell Ed.), 1999. Contaminated Forest. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. 195 - 201.
- Strandberg M., Knudsen H.; 1994: Forekomst af svampesporer i rådyrfæces. Svampe. **30**: 50-51.
- Thornton I., Abrahams P.; 1983: Soil ingestion – A major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. The Science of the Total Environment. **28**:287-294.
- Tixier H., Duncan P., Scehovic J., Yani A., Gleizes M., Lila M.; 1997: "Food selection by European roe deer: effects of plant chemistry, and the consequences for the nutritional value of their diets. " J. Zool. London. **242**:229-245.
- Törnig W.; 1979: Numerische Mathematik für Ingenieure und Physiker. Band 2: Eigenwertprobleme und numerische Methoden der Analysis. Berlin: Springer Verlag.
- Van Soest P.J.; 1994: Nutritional Ecology of the Ruminant. 2nd ed., Ithaca, New York: Cornell University Press.
- Voigt G., Henrichs K., Pröhl G., Paretzke H.G; 1988: The transfer of <sup>137</sup>Cs and Co-60 from feed to pork. J. Environ. Radioactivity. **8**:195-207.
- Völkl J.; 2002: Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns. Abschlussbericht im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- Wairmuri S., Hudson R.J. and Price M.A.; 1992: Catch-up growth of young wapiti stags. Can. J. Anim. Sci.. **72**: 619-631.
- Whicker F.W., Farries G.C., Remmenga E.E., Dahl A.H.; 1965 Factors influencing the accumulation of fallout <sup>137</sup>Cs in Colorado mule deer. Health Phys.. **11**: 1407-1414.
- Winterhoff W.; 1992: Fungi in vegetation science. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Zettel J.; 1974: Mikroskopische Epidermiskennzeichen von Pflanzen als Bestimmungshilfen. Mikrokosmos **63** (4):106-111; (5):136-140; (6):177-181; (7):201-206.
- Zibold G., Drissner J., Kaminski S., Klemt E., Miller R.; 2001: Time-dependence of the radiocaesium contamination of roe deer: measurement and modelling. J. Environ. Radioact. **55** (1):5-27.

## **Karten**

Abbildungen 1, 10 und 47: Ein Teil der Basisdaten wurde freundlicherweise von der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald zur Verfügung gestellt. Alle anderen Daten wurden vom Auftragnehmer digitalisiert.

## **Danksagung**

Mein herzlicher Dank gilt den Bediensteten der Forstämter Bodenmais, Regen und der Fürstlich Hohenzollernschen Forstverwaltung, Herrn J. Paternoster und den Berufsjägern des Nationalparks Bayerischer Wald, für die Beschaffung der Proben von Wildschweinen und Rothirschen.

Herrn H. Kastl danke ich vielmals für die Gastfreundschaft in seinem Revier.

Mein Dank gilt auch Herrn F. Baierl und Herrn M. Heurich, Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, für Ihre wohlwollende Unterstützung der Forschungsarbeiten.

Die Daten über die Cs-137 Aktivität in Rehwild aus Bodenmais von 1996 wurden kollegialerweise von Herrn Dr. H. Hecht, Bundesanstalt für Fleischforschung (Kulmbach), zur Verfügung gestellt.

Die Bestimmung der Sternsporigen Laubtrüffel erfolgte freundlicherweise durch Herrn Prof. Dr. A. Bresinsky, Regensburg.

Für die Aufarbeitung und Aktivitätsmessung der Proben, am Labor für Radioisotope, Institut für Forstbotanik der Universität Göttingen, bedanke ich mich ganz besonders bei Herrn R. Schulz, Herrn B. Kopka und Frau M. Horstmann.

## Anhang

### Anhang A1

**Tab. A 1: Messdaten der Bodenprofile B1 und B2**

Entnahme: Oktober 2002

Bodentiefe [cm]	Trockenraumdichte [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ]
Profil B1			
0-2	0.06	1332	1644
2-4	0.09	3494	6044
4-6	0.19	3030	11462
6-8	0.25	2578	12791
8-10	0.31	2229	13837
10-12	0.44	1118	9879
12-14	0.51	514	5192
14-16	0.54	238	2569
16-18	0.59	150	1762
18-20	0.59	132	1553
20-22	0.67	125	1667
22-24	0.71	36	511
24-26	0.73	19	284
26-28	0.79	21	333
28-30	1.03	14	293
			Summe: 69822
Profil B2			
0-2	0.05	1152	1228
2-4	0.08	3287	5069
4-6	0.14	3138	8737
6-8	0.14	3062	8745
8-10	0.19	2267	8819
10-12	0.24	1359	6410
12-14	0.43	697	6022
14-16	0.48	352	3360
16-18	0.48	230	2227
18-20	0.57	188	2141
			Summe: 52757

**Tab. A 1.1: Messdaten der Bodenprofile NP3, NP4 und NP5**

Entnahme: Oktober 2002

Bodentiefe [cm]	Trockenraumdichte [g·cm <sup>-3</sup> ]	<sup>137</sup> Cs [Bq·kg <sup>-1</sup> ]	<sup>137</sup> Cs [Bq·m <sup>-2</sup> ]
<b>Profil NP 3</b>			
0-2	0.05	1382	1419
2-4	0.06	3834	4967
4-6	0.12	5023	11647
6-8	0.22	2664	11887
8-10	0.37	1841	13644
10-12	0.48	1337	12800
12-14	0.56	395	4458
14-16	0.57	342	3915
16-18	0.60	243	2900
18-20	0.69	162	2250
			Summe: 69886
<b>Profil NP 4</b>			
0-2	0.05	674	709
2-4	0.09	1774	3364
4-6	0.15	2880	8763
6-8	0.27	1649	8989
8-10	0.43	1131	9687
10-12	0.54	626	6781
12-14	0.59	305	3573
14-16	0.64	217	2752
16-18	0.71	202	2865
18-20	0.87	146	2529
			Summe: 50970
<b>Profil NP 5</b>			
0-2	0.03	796	501
2-4	0.07	2910	4291
4-6	0.15	5037	14748
6-8	0.27	3431	18678
8-10	0.40	1222	9708
10-12	0.44	438	3842
12-14	0.47	195	1835
14-16	0.53	108	1139
16-18	0.54	74	801
18-20	0.64	43	545
			Summe: 56088

**Tab. A 1.2: Messdaten der Bodenprofile Bo1, Bo2 und Bo3**

Entnahme: Oktober 2002

Bodentiefe [cm]	Trockenraum- dichte [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ]
<b>Profil Bo 1</b>			
0-2	0.07	1168	1750
2-4	0.09	2362	4131
4-6	0.13	1923	5124
6-8	0.17	950	3268
8-10	0.18	625	2280
10-12	0.20	706	2760
12-14	0.30	376	2273
14-16	0.42	231	1918
16-18	0.55	145	1577
18-20	0.56	136	1539
			Summe: 26620
<b>Profil Bo 2</b>			
0-2	0.06	718	873
2-4	0.07	1414	1957
4-6	0.12	2473	5751
6-8	0.14	1677	4635
8-10	0.21	1145	4694
10-12	0.27	736	3928
12-14	0.30	476	2867
14-16	0.41	500	4076
16-18	0.44	632	5538
18-20	0.48	463	4451
			Summe: 38771
<b>Profil Bo 3</b>			
0-2	0.03	493	333
2-4	0.06	1038	1165
4-6	0.09	1888	3423
6-8	0.14	1470	4238
8-10	0.17	791	2768
10-12	0.30	394	2377
12-14	0.47	194	1828
14-16	0.65	90	1179
16-18	0.71	52	731
18-20	0.85	32	552
			Summe: 18594

**Tab. A 1.3: Messdaten der Bodenprofile Bo4 und Riesberg**

Entnahme: Oktober 2002

Bodentiefe [cm]	Trockenraumdichte [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ]
Profil Bo 4			
0-2	0.02	441	154
2-4	0.02	786	305
4-6	0.08	1286	2036
6-8	0.09	1795	3401
8-10	0.23	1213	5511
10-12	0.32	842	5393
12-14	0.57	403	4620
14-16	0.65	219	2839
16-18	0.75	122	1830
18-20	0.76	89	1348
			Summe: 27437
Profil Riesberg			
0-2	0.06	269	299
2-4	0.10	843	1639
4-6	0.14	845	2450
6-8	0.34	414	2791
8-10	0.60	147	1774
10-12	0.65	55	720
12-14	0.70	31	437
14-16	0.79	14	227
16-18	0.87	12	211
18-20	0.96	9	171
			Summe: 10719

**Tab. A 1.4: Messdaten der Bodenprofile 1 und 2**

Entnahme: Juli 2004, Probefläche B1

Bodentiefe [cm]	Trockenraum- dichte [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ]
Profil 1			
0-2	0,05	1571	1638
2-4	0,08	2805	4278
4-6	0,12	3735	8881
6-8	0,20	3017	12280
8-10	0,25	2428	12402
10-12	0,26	1726	9138
12-14	0,34	1227	8471
14-16	0,40	657	5228
16-18	0,50	328	3283
18-20	0,55	110	1222
20-22	0,67	64	855
22-24	0,67	38	509
24-26	0,73	24	351
26-28	0,76	21	324
28-30	0,81	14	219
			Summe: 69079
Profil 2			
0-2	0,06	943	1207
2-4	0,09	2459	4515
4-6	0,13	3388	9058
6-8	0,24	3122	15299
8-10	0,32	2341	15185
10-12	0,42	1318	11173
12-14	0,61	427	5215
14-16	0,65	188	2432
16-18	0,66	152	2032
18-20	0,69	122	1684
20-22	0,72	103	1488
22-24	0,77	89	1382
24-26	0,79	37	582
26-28	0,83	18	297
28-30	0,93	8	146
			Summe: 71695

**Tab. A 1.5: Messdaten der Bodenprofile 3 und 4**

Entnahme: Juli 2004, Probestfläche B1

Bodentiefe [cm]	Trockenraumdichte [g•cm <sup>-3</sup> ]	<sup>137</sup> Cs [Bq•kg <sup>-1</sup> ]	<sup>137</sup> Cs [Bq•m <sup>-2</sup> ]
<b>Profil 3</b>			
0-2	0,03	1006	588
2-4	0,09	2303	4037
4-6	0,15	2694	7872
6-8	0,20	2806	11480
8-10	0,23	2498	11360
10-12	0,23	1980	8985
12-14	0,32	1701	10949
14-16	0,44	901	8053
16-18	0,54	511	5500
18-20	0,61	315	3861
20-22	0,67	261	3545
22-24	0,70	252	3542
24-26	0,73	146	2126
26-28	0,78	81	1270
28-30	0,84	62	1054
			Summe: 84222
<b>Profil 4</b>			
0-2	0,04	762	648
2-4	0,09	1641	2810
4-6	0,09	1959	3548
6-8	0,15	2548	7815
8-10	0,19	2461	9586
10-12	0,23	2226	10182
12-14	0,29	1955	11355
14-16	0,40	857	6907
16-18	0,57	544	6241
18-20	0,62	285	3571
20-22	0,70	113	1595
22-24	0,76	70	1081
24-26	0,77	43	673
26-28	0,79	43	689
28-30	0,80	58	930
			Summe: 67630

**Tab. A 1.6: Messdaten der Bodenprofile 5 und 6**

Entnahme: Juli 2004, Probestfläche B1

Bodentiefe [cm]	Trockenraum-dichte [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ]
Profil 5			
0-2	0,04	1041	785
2-4	0,06	1786	2244
4-6	0,12	3350	8081
6-8	0,15	2495	7275
8-10	0,23	1842	8425
10-12	0,43	1127	9630
12-14	0,64	697	8968
14-16	0,74	220	3255
16-18	0,77	88	1353
18-20	0,81	47	766
20-22	0,83	27	448
22-24	0,83	25	423
24-26	0,84	19	322
26-28	0,93	19	347
28-30	0,93	12	218
			Summe: 52539
Profil 6			
0-2	0,04	400	354
2-4	0,06	890	1002
4-6	0,06	1627	1963
6-8	0,10	3479	6715
8-10	0,12	2064	4814
10-12	0,16	1276	4105
12-14	0,32	717	4670
14-16	0,56	361	4059
16-18	0,68	273	3716
18-20	0,71	231	3273
20-22	0,72	148	2148
22-24	0,71	106	1515
24-26	0,81	101	1637
26-28	0,81	100	1633
28-30	0,87	97	1689
			Summe: 43291

**Tab. A 1.7: Messdaten der Bodenprofile 7 und 8**

Entnahme: Juli 2004, Probestfläche B1

Bodentiefe [cm]	Trockenraumdichte [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ]
Profil 7			
0-2	0,04	845	637
2-4	0,06	1489	1646
4-6	0,10	2785	5599
6-8	0,19	2372	8824
8-10	0,20	2384	9346
10-12	0,24	2119	10225
12-14	0,30	1495	8867
14-16	0,32	1187	7575
16-18	0,37	774	5798
18-20	0,53	508	5435
20-22	0,55	294	3246
22-24	0,64	296	3822
24-26	0,67	276	3706
26-28	0,73	71	1033
28-30	0,79	37	585
			Summe: 76343
Profil 8			
0-2	0,05	861	804
2-4	0,09	1939	3591
4-6	0,10	2213	4569
6-8	0,14	2146	6197
8-10	0,17	1906	6353
10-12	0,29	1388	8113
12-14	0,34	1360	9277
14-16	0,54	627	6792
16-18	0,58	334	3880
18-20	0,63	147	1857
20-22	0,67	62	837
22-24	0,73	52	767
24-26	0,79	49	788
26-28	0,83	31	507
28-30	0,92	15	269
			Summe: 54601

**Tab. A 1.8: Messdaten der Bodenprofile 9 und 10**

Entnahme: Juli 2004, Probefläche B1

Bodentiefe [cm]	Trockenraum- dichte [ $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ ]	$^{137}\text{Cs}$ [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ]
Profil 9			
0-2	0,04	573	491
2-4	0,06	961	1156
4-6	0,11	2533	5364
6-8	0,13	3763	10169
8-10	0,21	3411	14172
10-12	0,30	3421	20698
12-14	0,49	1905	18949
14-16	0,68	748	10152
16-18	0,76	387	5895
18-20	0,82	256	4215
20-22	0,87	122	2123
22-24	0,92	101	1866
24-26	1,03	31	633
26-28	1,03	24	487
28-30	1,09	14	314
			Summe: 96684
Profil 10			
0-2	0,08	2078	3367
2-4	0,14	3312	9148
4-6	0,24	3002	14721
6-8	0,24	2309	10997
8-10	0,23	2122	9929
10-12	0,27	1881	10325
12-14	0,36	1378	9847
14-16	0,44	1138	10024
16-18	0,52	806	8391
18-20	0,56	604	6825
20-22	0,56	362	4053
22-24	0,58	321	3724
24-26	0,60	349	4196
26-28	0,61	293	3573
28-30	0,63	244	3080
			Summe: 112200

## Anhang A2

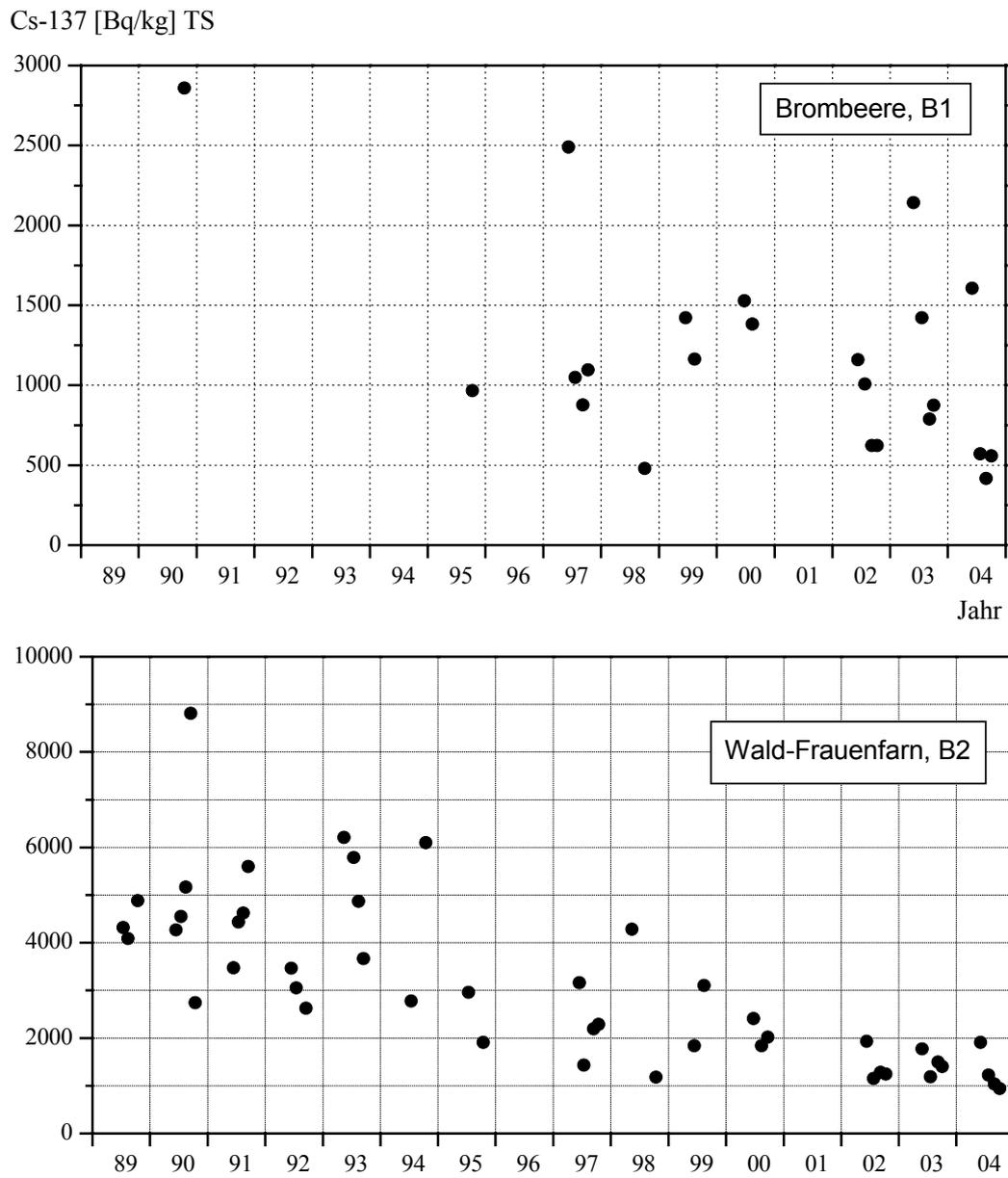


Abb. A 2.1: Zeitverlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Blättern von Brombeere und Wald-Frauenfarn auf den Probestellen B1 und B2, 1989 – 2004

Cs-137 [Bq/kg] TS

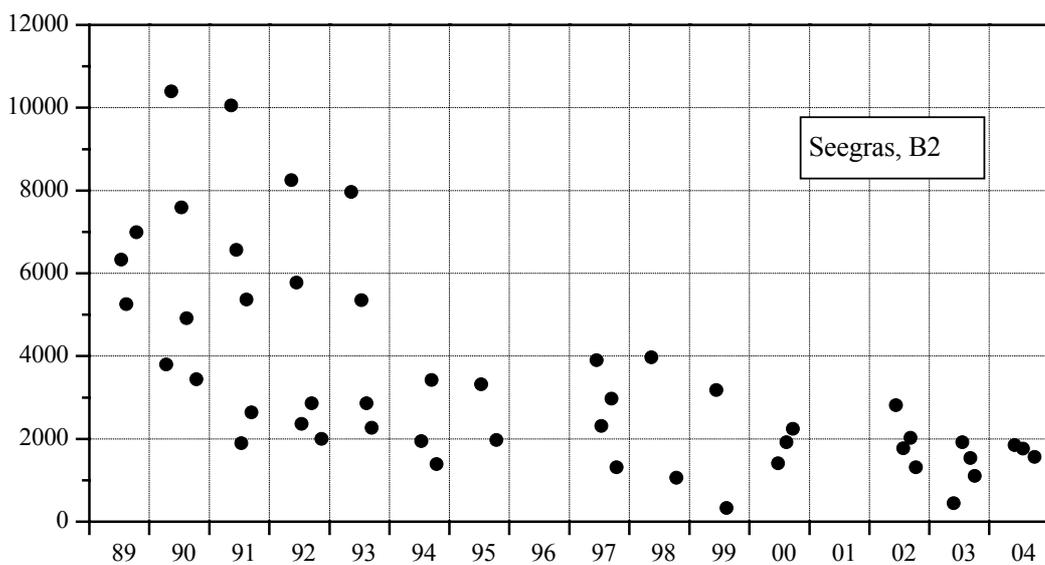
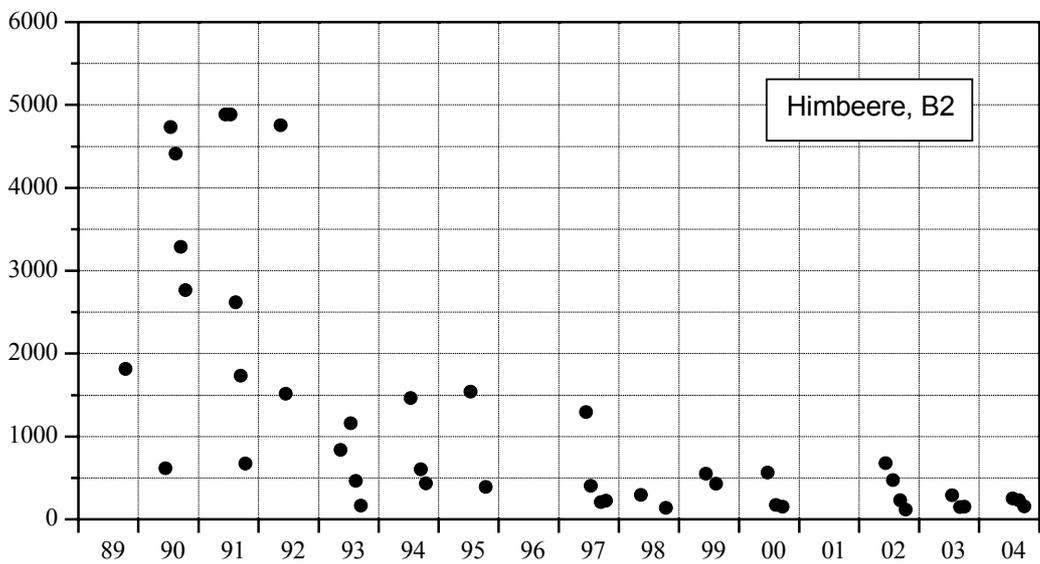
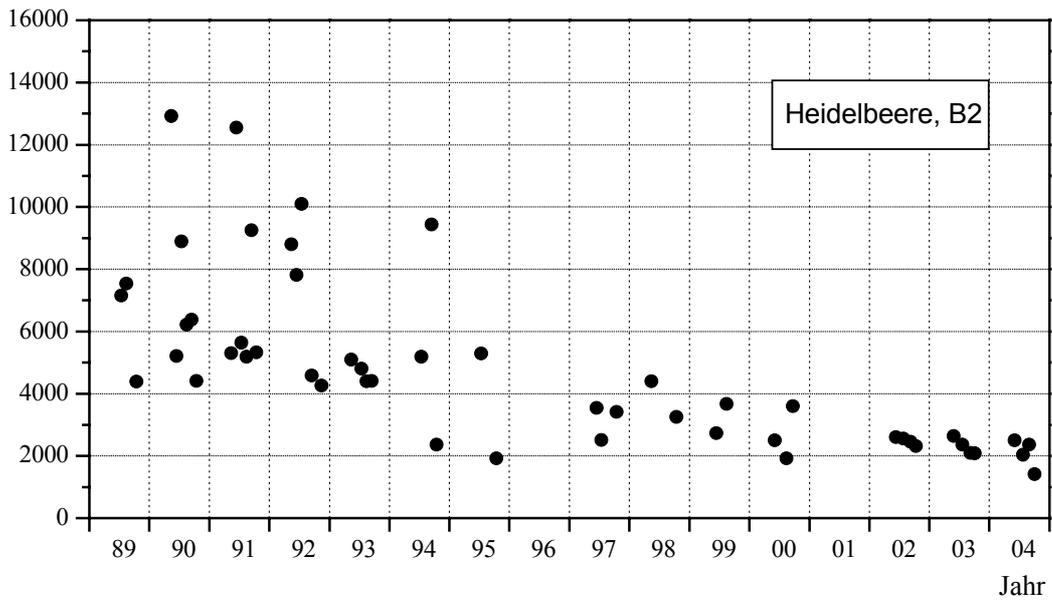


Abb. A 2.2: Zeitverlauf von  $^{137}\text{Cs}$  in Blättern von Heidelbeere, Himbeere und Seegras auf der Probefläche B2, 1989 – 2004