

# GAMMASPEKTROMETRISCHE UNTERSUCHUNGEN DER KONTAMINATION DURCH KÜNSTLICHE RADIONUKLIDE IM ÖKOSYSTEM HOCHMOOR (KOPPLER MOOR)

GERHARD PAUSCH<sup>1</sup>, WERNER HOFMANN<sup>1</sup>, FERDINAND STEGER<sup>2</sup>, ROMAN TÜRK<sup>3</sup>

(1) Universität Salzburg, Institut für Physik und Biophysik, Hellbrunnerstraße 34, A-5020 Salzburg

(2) Forschungszentrum Seibersdorf, Abteilung für Strahlenschutz, A-2444 Seibersdorf

(3) Universität Salzburg, Institut für Pflanzenphysiologie, Hellbrunnerstraße 34, A-5020 Salzburg

## Abstract

In the present study, <sup>137</sup>Cs activities from the Chernobyl fallout were measured in the different components of a peat-bog ecosystem in Koppl near Salzburg, together with soil parameters, such as humidity, density and pH-value. The measured samples displayed a wide range of <sup>137</sup>Cs activities (in kBq per kg dry weight): 1.2 - 11.3 (lichens), 2.4 - 6.2 (mosses), 1.9 - 99.8 (mushrooms), 0.8 - 5.3 (berries), 0.3 - 11.1 (higher plants), and 0.2 - 1.5 (bark). From the measured <sup>137</sup>Cs activities in different soil layers (the <sup>137</sup>Cs activity decreases in a linear fashion with increasing depth), surface contaminations in the range of 16.7 - 28.7 kBq/m<sup>2</sup> could be derived.

**Keywords:** Moor, <sup>137</sup>Cs, Moose, Pilze, Flechten, Tiefenverteilung

## 1 Einleitung

Das Bundesland Salzburg und damit auch der Flachgau gehören zu den am stärksten durch das Reaktorunglück von Tschernobyl kontaminierten Gebieten außerhalb der ehemaligen UdSSR (LETTNER 1994). Es ist daher naheliegend, radioökologische Untersuchungen in einem ausgewählten Gebiet in dieser Region durchzuführen. Ein Moor bietet als Untersuchungsgebiet ideale Voraussetzungen. Es ist ein abgegrenztes Gebiet mit eigener Dynamik und ganz spezifischen Bodenverhältnissen, die nur selten anzutreffen sind.

Ein weiterer Grund für die Auswahl des Koppler Moores ist auch die Tatsache, daß schon von ECKL et al. (1984b) und auch von ATTARPOUR (1988) Messungen im Koppler Moor durchgeführt wurden und dort bei allen Untersuchungen eine

außergewöhnlich hohe Belastung mit künstlichen Radionukliden (besonders  $^{137}\text{Cs}$ ) beobachtet wurde.

Nach ATTARPOUR (1988) wiesen Pilze auf Moorböden generell höhere Werte auf. Auch die Bodenproben zeigten die höchsten Werte vor Tschernobyl in den Jahren 1984 und 1985 im Koppler Moor auf. Nach dem Reaktorunfall wurden - korrelierend mit den Ergebnissen vor dem GAU - ebenfalls im Koppler Moor die höchsten Werte festgestellt (ATTARPOUR 1988).

Moor-Ökosysteme sind charakterisiert durch einen hohen Gehalt an organischem Material und einem geringen Tonmineralgehalt. Weiters sind Moor-Ökosysteme durch eine hohe Aufnahme von Cäsium durch die Vegetation gekennzeichnet (BARBER 1964, LIVENS & LOVELAND 1988, BUNZL & KRACKE 1989).

Das Koppler Moor (759 msm) liegt östlich der Stadt Salzburg im Gemeindegebiet des Ortes Koppl am Fuß des Gaisberg. Es ist der Rest eines Hochmoores, in dem früher Torf abgebaut wurde.

## **2 Material und Methoden**

Durch die Auswahl der Probenentnahme mit Hinblick auf Bodenbeschaffenheit, Feuchtigkeit und Vegetation soll ein repräsentativer Überblick über das gesamte Mooregebiet gegeben werden.

Im Koppler Moor wurden an sechs Standorten Proben von Boden, Moosen, Flechten und Früchten entnommen:

Standort 1 liegt an der Westseite des Moores und stellt eine kleine offene Fläche mit teilweisem Kiefern- und Birkenbewuchs dar.

Standort 2 liegt von Westen gesehen an der ersten Rippe ungefähr 20-30 m vom Hauptweg. Die Rippen dienen als Begrenzung der ehemaligen Torfstiche.

Standort 3 liegt an der zweiten Rippe von Westen gesehen unmittelbar am Anriß eines ehemaligen Torfstiches, 30 m vom Hauptweg.

Standort 4 liegt unmittelbar vor der zweiten Rippe von Westen gesehen, 30 m vom Hauptweg.

An den Standorten 5 und 6 wurde ein Vergleich von offener Moorfläche und der Abschattung durch einen freistehenden Baum durchgeführt. Es sollte dabei untersucht werden, wieweit der Baum (Kiefer) radioaktiven Fallout aus der Luft und aus dem Regen im Unterschied zu einer freien Fläche abhält oder sammelt.

Standort 5 ist der Standort unter dem Baum. Er liegt auf der ersten freien Fläche Richtung Westen, ungefähr 80 m links vom Weg.

Standort 6 ist der Vergleichsstandort auf der offenen Moorfläche ungefähr 30 m vom Baum entfernt.

Bodenproben mit einer definierten Oberfläche wurden entweder mit dem Messer ausgestochen oder mit einem Probenstecher Firma *Eijkelpamp (Agrisearch Equipment)* gezogen. Pflanzenproben wurden abgeschnitten.

Die Bodenproben wurden wie folgt im Labor aufbereitet: Die Probenzylinder wurden in Scheiben von 2 cm Höhe geschnitten; also acht Einzelproben pro Zylinder. Diese Einzelproben wurden bei 105 °C in einem Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, anschließend so gut wie möglich zerkleinert, entweder mit Mörser und Pistill oder mit Schere und Messer. Die Pflanzenproben wurden auch bei 105 °C getrocknet und anschließend zerkleinert.

Die  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten der Proben wurde anschließend im „Radiologischen Meßlabor“ des Institutes für Physik und Biophysik an der Universität Salzburg mit Reinstgermaniumdetektoren (Firma *EG&G ORTEC*, Modell Gem-35190-P, (rel. Eff. 35%)) gemessen. Diese sind Halbleiter-Detektoren mit einer hohen Energieauflösung (FWHM 122 keV: 875 eV), die auch nahe beisammenliegende Gammalinien (>2keV) noch getrennt erfassen können. Die Detektoren erzeugen Spannungsimpulse, deren Größe proportional der Energie der einfallenden Gamma-Quanten sind. Diese Spannungsimpulse werden nach Verstärkung einem Vielkanalanalysator zugeführt, in dem die Impulse entsprechend ihrer Höhe gespeichert werden und ein sogenanntes Impulshöhenspektrum bilden. Die Meßzeit betrug mindestens 12 Stunden.

Zur Ergänzung der gammaspektrometrischen Untersuchungen im Labor wurden auch die Bodenparameter Bodendichte, Boden pH-Wert und Bodenfeuchtigkeit erfaßt, die sich auf die Tiefenverteilung der Radionuklide auswirken können.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Früchte und Gras

Bei den Beeren wurden Vogelbeeren (*Sorbus aucuparia* L.), Faulbeeren (*Frangula alnus* MILL.), Preiselbeeren (*Vaccinium vitis-idaea* L.) und Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus* L.) untersucht. Die Preiselbeeren (*Vaccinium vitis-idaea* L.) und die Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus* L.) gehören zur Familie der Ericaceae, die schon vor dem Reaktorunfall in Tschernobyl durch sehr hohe

Aktivitätsaufnahme aus dem Kernwaffenfallout aufgefallen sind. Daher wurde diese Meßserie durch die Besenheide (*Calluna vulgaris* (L.) HULL), ebenfalls eine Ericaceae, ergänzt. Zum Vergleich wurde vom jeweiligen Standort auch das Pfeifengras (*Molinia coerulea* (L.) MOENCH agg.) untersucht.

Tab. 1: Spezifische Aktivitäten in Früchten und Gras von  $^{137}\text{Cs}$  in Bq/kg und die Standardabweichung in Prozent.

**Standort 1:**

<i>Molinia coerulea</i> (L.) MOENCH agg. (Pfeifengras)	584 Bq/kg	± 2,3%
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) HULL (Besenheide)	11.134 Bq/kg	± 0,4%
<i>Sorbus aucuparia</i> L. (Vogelbeere)	1.470 Bq/kg	± 0,6%
<i>Frangula alnus</i> MILL. (Faulbeere)	799 Bq/kg	± 1,3%

**Standort 2:**

<i>Vaccinium myrtillus</i> L. (Heidelbeere)	2.041 Bq/kg	± 2,5%
<i>Vaccinium myrtillus</i> L. (Blätter und Sproß)	2.540 Bq/kg	± 0,4%
<i>Molinia coerulea</i> (L.) MOENCH agg. (Pfeifengras)	314 Bq/kg	± 5,7%
<i>Frangula alnus</i> MILL. (Faulbeere)	1.594 Bq/kg	± 1,6%
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L. (Preiselbeere)	5.249 Bq/kg	± 0,5%

**Standort 4:**

<i>Sorbus aucuparia</i> L. (Vogelbeere)	3.192 Bq/kg	± 0,5%
<i>Frangula alnus</i> MILL. (Faulbeere)	1.161 Bq/kg	± 1,7%

Gründe für die starke Akkumulierung von  $^{137}\text{Cs}$  in den Ericaceae sind offensichtlich deren Vergesellschaftung mit Mykorrhizapilzen und die ausdauernde, bei manchen Arten immergrüne Lebensform, die eine Akkumulierung von Radionukliden über einige Jahre hinweg durch direkte Kontamination der Blätter ermöglicht. Den Spitzenwert bildet die Besenheide (*Calluna vulgaris*) mit 11.134 Bq/kg (Trockengewicht) bei  $^{137}\text{Cs}$  (Tab.1). Die Vergleichsmessung mit dem Pfeifengras (*Molinia coerulea*) zeigt diese erhöhte Aktivität sehr deutlich. BUNZL und KRACKE (1986) zeigten aber, daß *Molinia* die gleichen Aktivitätswerte aufwies wie die Ericaceae. Der Grund für den Unterschied zu den vorliegenden Ergebnissen ist wahrscheinlich die Tatsache, daß unsere Proben von *Molinia* im Frühjahr genommen wurden. Das Probenmaterial

stellt also die abgestorbenen Triebe des Vorjahres dar. In diesen Trieben findet im Herbst ein Nährstofftransport in Richtung Wurzel statt. Auf diesem Weg ist die Pflanze befähigt, Stickstoff, Phosphor und Kalium für die Winterruhe zu speichern. Wegen der Ähnlichkeiten zwischen Cäsium und Kalium in Stoffwechselprozessen ist dieser Weg auch für  $^{137}\text{Cs}$  denkbar. Es kann erwartet werden, daß der Vorgang des Nährstofftransports, besonders in einem so nährstoffarmen Gebiet wie in einem Moor, sehr effektiv abläuft.

Die Aktivität kann durch diesen Vorgang auf ein Siebtel verringert werden (SCHALLER et al., 1989), was durch unsere Messungen bestätigt werden konnte. Bemerkenswert ist auch die Tatsache, daß in den Früchten von Pflanzen aus anderen Familien die Aktivitäten für  $^{137}\text{Cs}$  deutlich geringer sind als in den Ericaceae. Die Aktivitätswerte für  $^{40}\text{K}$  liegen aber deutlich höher als in den Ericaceae. Der Grund dafür ist die Anpassung der Ericaceae an nährstoffarme Standorte wie Moore und Heidestandorte. Bildet man das Verhältnis zwischen  $^{40}\text{K}$  und  $^{137}\text{Cs}$ , so liegen die Verhältnisse in den Ericaceae (Früchte und Sproß) zwischen 1:29 und 1:73. Die Verhältnisse in den Vogelbeeren und Faulbeeren liegen deutlich niedriger bei 1:2 bis 1:10.

### 3.2 Pilze

Die Untersuchungen über den  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt von Pilzen zeigten bereits vor dem Reaktorunfall in Tschernobyl erhöhte Werte (ECKL et al., 1984). Diese Ergebnisse weisen auf eine hohe  $^{137}\text{Cs}$  Belastung der Böden infolge der atmosphärischen Kernwaffenversuche seit den 50er Jahren hin. Frühere Untersuchungen zeigten, daß Pilze die  $^{137}\text{Cs}$ -Aufnahme gegenüber anderen Mineralstoffen vorziehen, und daß es außerdem zu beträchtlichen  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationsunterschieden zwischen Pilz und Boden kommt (GRÜTER 1967; ECKL et al., 1984).

ATTARPOUR (1988) fand die höchsten Werte für Pilzproben in Mooregebieten. In diesen Böden wird  $^{137}\text{Cs}$  fest an Tonminerale gebunden, daher ist es in mineralreichen Böden für das Myzel nur schwer verfügbar. Moorböden aber sind mineralarme Humusansammlungen, wodurch das  $^{137}\text{Cs}$  kaum an Tonminerale gebunden werden kann und somit als Ion für das Myzel leicht verfügbar bleibt. Als Kofaktor für die hohe Kontamination wird der niedrige pH-Wert vermutet, der eine hohe Mobilität der Radionuklide verursachen kann. Dadurch kann in den Tonmineralen ein Austausch von Nukliden mit  $\text{H}^+$ -Ionen stattfinden (ECKL et al., 1984). Dieser Mechanismus wird von SCHALLER et al. (1988) aber in Frage gestellt. Es ist theoretisch sehr schwer erklärbar, daß Protonen ( $\text{H}^+$ ), die eher schwach an Tonminerale gebunden sind, mit den stark fixierten Cs-Ionen, die als Kationen an die Tonminerale gebunden sind, um Bindungsplätze konkurrieren.

Da Pilze  $^{137}\text{Cs}$  in sehr großen Mengen akkumulieren, sollte ihre Bedeutung als Nahrungsmittel und in Waldökosystemen als Symbiosepartner (Mykorrhiza) von

Bäumen nicht über- aber auch nicht unterschätzt werden. Aufgrund der großen Bedeutung der Mykorrhizapilze für den Mineralstofftransport vom Boden zum Baum ist eine Beteiligung des Fallout am Waldsterben nicht auszuschließen, da Mykorrhizapilze hohe  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationen aufweisen. Aus den bisher vorliegenden Ergebnissen kann geschlossen werden, daß den künstlichen Radionukliden (besonders  $^{137}\text{Cs}$ ) im Gesamtschädigungspotential aller bisher diskutierten Ursachen für das Waldsterben eventuell auch eine Rolle als synergistisch wirkender Faktor zukommt (HOFMANN et al. 1988).

Die Radionuklidaufnahme der Mykorrhiza-Pilze erfolgt durch den Boden. Bedingt durch ihr ausgedehntes Myzel können die Pilze sehr viel  $^{137}\text{Cs}$  aufnehmen. Zudem wachsen die Pilze häufig unter Bäumen, die gleichsam als Filter für die Radionuklide wirken und diese in Form von Naßdeposition an Pilze, die meist die baumeigene Mykorrhiza darstellen, weitergeben.

Tab. 2: Spezifische Aktivitäten in Pilzen von  $^{137}\text{Cs}$  in Bq/kg und die Standard-abweichung in Prozent.

**Standort 5:**

<i>Suillus variegatus</i> (L.) S.F. GRAY (Sandröhrling)	99.770 Bq/kg	± 0,1%
--	--------------	--------

**Standort 6:**

<i>Paxillus involutus</i> (BATSCH.) FR. (Krempling)	1.866 Bq/kg	± 0,8%
--	-------------	--------

Der Meßwert eines Sandröhrlings (*Suillus variegatus*) ist außergewöhnlich hoch (99.770 Bq/kg) (Tab. 2). Folgende Ursachen sind als Erklärung möglich:

Der Pilz wuchs unmittelbar unter einer Kiefer. Die Kiefer könnte hier als Filter für die Radionuklide gewirkt haben. Außerdem könnten sogenannte „hot particles“ (Aerosolbestandteile der Kernbrennstäbe) zu dieser hohen Belastung geführt haben (DEVELL et al., 1986). Eine Möglichkeit wäre auch eine besonders starke Auswaschung („wet deposition“), verknüpft mit der Kiefer als Nuklidfilter genau an diesem Punkt. Eine weitere Möglichkeit könnte ein besonderes Akkumulationsvermögen der Röhrlinge sein. Der Sandröhrling (*Suillus variegatus*) gehört zur Mykorrhizagesellschaft der Kiefer (RICHTER 1980). Eine Vergleichsmessung im Gebiet von Straßwalchen (Flachgau/Salzburg) zeigte bei einem Maronenröhrling (*Xerocomus badius*) eine nicht ganz so hohe Aktivität (15.000 Bq/kg).

Schon 1985 wurde ein Sandröhrling (*Suillus variegatus*) aus dem Koppler Moor von ECKL et al. (1984) untersucht. Damals wies ein Täubling (*Russula sp.*) sogar

noch die doppelte spezifische Aktivität des untersuchten Sandröhrlings (*Suillus variegatus*) auf.

### 3.3 Flechten

Flechten sind Symbioseorganismen aus Pilz (Mycobiont) und Alge (Photobiont). Durch ihre lange Lebenszeit, durch ihr fehlendes Abschlußgewebe und durch ihr fehlendes Ausscheidungsvermögen sind sie ideale Bioindikatoren für atmosphärische Verunreinigungen (TÜRK 1991). Zahlreiche Untersuchungen zeigten, daß Flechten unter Berücksichtigung einiger Einschränkungen gut geeignete akkumulative Bioindikatoren für die atmosphärische Belastung durch Radionuklide sind (HVIDEN & LILLEGRAVEN 1961, GORHAM 1969, HOFMANN et al., 1988, NIEMANN et al., 1989, BERG et al., 1992, GASTBERGER 1995). Durch die Nähe zur Stadt Salzburg und die dadurch bedingte Nähe zu Verkehr, Hausbrand und gewerblichen Abgasen ist das Koppler Moor flechtenarm.

Tab. 3: Spezifische Aktivitäten in Flechten von  $^{137}\text{Cs}$  in Bq/kg und die Standard-abweichung in Prozent.

<b>Standort 3:</b>		
<i>Cladonia fimbriata</i> L.	11.290 Bq/kg	± 1,1%
<b>Standort 5:</b>		
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) ZOPF (auf Kiefernast in 2,5 m Höhe in Richtung Süden)	1.621 Bq/kg	± 0,9%
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) ZOPF (auf Kiefernast in 2,5 m Höhe in Richtung Norden)	3.708 Bq/kg	± 1,4%
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) ZOPF (auf Kiefernast in 2,5 m Höhe in Richtung Westen)	1.343 Bq/kg	± 1,7%
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) ZOPF (auf Kiefernast in 2,5 m Höhe in Richtung Osten)	1.156 Bq/kg	± 1,9%
<b>Standort 6:</b>		
<i>Cladonia arbuscula</i> (WALLR.) FLOTOW	4.725 Bq/kg	± 1,2%

Aus den Meßwerten kann man sehr gut erkennen, daß die bodenbewohnenden Flechten mehr Aktivität aufnehmen als die baumbewohnenden Flechten (Tab. 3).

Auch vor dem Reaktorunfall in Tschernobyl erwies sich *Pseudevernia furfuracea* von allen Flechten am stärksten mit  $^{137}\text{Cs}$  kontaminiert. Diese hohen Aktivitätskonzentrationen sind auf die große Oberfläche dieser Flechte (bedingt durch Oberflächenstrukturen wie Isidien, usw.) zurückzuführen, wie bereits ECKL et al. (1984a) festgestellt haben.

Bei der Deposition unterscheidet man zwischen „wet“ (nasser) und „dry“ (trockener) Deposition. In beiden Fällen sind die Pflanzen mit großer Oberfläche, wie z.B. die Flechten, am stärksten kontaminiert und zeigen deshalb auch hohe Radionuklidaktivitäten. Zudem tragen diverse Oberflächenstrukturen der vegetativen Vermehrung, wie Soredien und Isidien zur Erhöhung der Aufnahme bei, da diese die adsorbierende Oberfläche der Thalli vergrößern (ATTARPOUR 1988).

An einem Standort wurde von einer einzelstehenden Kiefer für alle vier Himmelsrichtungen eine Flechtenprobe einem Ast entnommen (Tab. 3). Die Äste wurden kaum durch höher liegende Äste abgeschattet. Dabei fällt auf, daß die Probe vom Ast in Richtung Norden die höchste Belastung aufweist (3.700 Bq/kg <sup>137</sup>Cs). Die Flechten waren beim Reaktorunfall von Tschernobyl schon vorhanden, wie aus der Größe der Thalli ersichtlich war. Eine Einzelmessung hat zwar nicht viel Aussagekraft, aber die Werte der drei anderen Himmelsrichtungen verteilen sich mit einer Standardabweichung von 234 Bq/kg um den Mittelwert von 1.370 Bq/kg. Der Wert am Ast in Richtung Norden stellt also eine signifikante Abweichung dar. Den Spitzenwert der Flechten stellt eine Cladonienart (*Cladonia sp.*) mit 11.290 Bq/kg dar.

### 3.4 Moose

Moose werden schon seit längerer Zeit als Biomonitore für Schadstoffeinträge in Form von Schwermetallen und Radioaktivität verwendet (ZECHMEISTER 1994). Die Vorteile bei der Verwendung dieser Biomonitore liegen in der Tatsache, daß biologische Materialien einen besseren Einblick in die tatsächliche Deposition von „Schadstoffen“ in die Lebensräume zulassen. Zusätzlich erspart diese Methode viel technischen Aufwand und Kosten.

Die Nachteile sind eine schwere Standardisierbarkeit durch die Abhängigkeit der Resultate von den untersuchten Arten und eine nicht immer klare Trennung der einzelnen Einflußfaktoren (Mikroklima) auf die jeweilige Pflanze.

Das Fehlen bzw. die starke Reduktion der Cuticula der Torfmoose ermöglicht eine direkte Aufnahme von Ionen über die Ionenaustauschkapazitäten der Zellwand. Sobald gelöste Ionen in Kontakt mit der Mooszellwand kommen, können diese auf zwei Arten gebunden werden. Einerseits erfolgt weitgehend passive, externe Anlagerung über Ionenaustauscher, welche in der Zellmembran lokalisiert sind. Dieser Mechanismus überwiegt bei weitem. Andererseits tritt intrazelluläre Aufnahme über aktive Prozesse auf, welche von den Lipoproteinen der Zellmembran kontrolliert werden. Die zur Ionenaufnahme befähigten Strukturen innerhalb der Gattung *Sphagnum* sind am besten untersucht. Dabei hat sich gezeigt, daß der Grad der Aufnahmefähigkeit von Kationen in einem engen Zusammenhang mit dem Gehalt an Polyuronsäuremolekulan steht. Dies sind



pektinähnliche Substanzen, welche an Zellulose und Hemizellulose der Zellwand gebunden sind. Daneben treten noch in geringerem Maße andere Säuren auf z.B.. Galakturonsäure (CLYMO 1963; GSTÖTTNER & PEER 1995; ZECHMEISTER 1994).

Die Aufnahme rate ist weitgehend unabhängig von Licht, Dunkelheit und CO<sub>2</sub>-Verfügbarkeit. Von Bedeutung ist der pH-Wert: Bei pH < 4 sinkt die Aufnahmefähigkeit für einzelne Ionen; bei steigender Temperatur hingegen steigt die Aufnahme rate (GJENGEDAL & STEINNES 1990).

Totes Material unterscheidet sich von lebendem Pflanzenmaterial dadurch, daß es mehr Kationen aufzunehmen vermag, wohl aufgrund der Tatsache, daß nach dem Absterben Ionenaustauschplätze im Zellinneren frei werden, welche vorher durch die Plasmamembran geschützt waren (NIEBOER et al., 1976). Diese Hypothese konnte im Koppler Moor nicht bestätigt werden. Es besteht auch ein Unterschied in der Aufnahme zwischen jungen und alten Pflanzen. Junge Pflanzen vermögen die Aufnahme besser zu steuern als ältere. Die Differenzen bei unterschiedlich alten Pflanzen sind auf den Verlust an Protoplasma in älteren Pflanzenteilen, und das dadurch bedingte Freiwerden weiterer Austauschplätze an der Innenseite der Zellwand bedingt (BROWN 1984).

Tab. 4: Spezifische Aktivitäten in Moosen von <sup>137</sup>Cs in Bq/kg und die Standard-abweichung in Prozent.

<b>Standort 1:</b>		
<i>Sphagnum sp.</i>	4.639 Bq/kg	± 0,7%
<i>Pleurotium schreberi</i> (BRID.) MITT.	2.345 Bq/kg	± 1,5%
<b>Standort 2:</b>		
<i>Leucobryum glaucum</i> (HEDW.) ANGSTR. (frisch)	6.286 Bq/kg	± 0,6%
<i>Leucobryum glaucum</i> (HEDW.) ANGSTR. (abgestorben)	3.967 Bq/kg	± 1,2%
<b>Standort 3:</b>		
<i>Pleurotium schreberi</i> (BRID.) MITT.	6.227 Bq/kg	± 0,7%
<b>Standort 4:</b>		
<i>Polytrichum strictum</i> MENZ. ex BRID. (frisch)	3.470 Bq/kg	± 8,2%
<i>Polytrichum strictum</i> MENZ. ex BRID. (abgestorben)	3.308 Bq/kg	± 0,9%
<i>Sphagnum sp.</i>	3.239 Bq/kg	± 1,0%

Da die Blättchen häufig nur eine Zellschicht dick sind, erfolgt der Großteil der Nährstoff- und Wasserversorgung, aber auch das Eindringen von Radionukliden über den atmosphärischen Eintrag. Die Aufnahme von Nährstoffen aus dem

Untergrund ist vielfach gering. Durch die Dichte der Beblätterung wird die Luft effizient gefiltert. Da sich die Moospolster kontinuierlich über einen längeren Zeitraum aufbauen, geben sie die Depositionsraten in diesem Zeitraum wieder.

Außerdem sind viele Moose weitgehend unempfindlich gegenüber anderen Schadstoffeinträgen aus Luft und Boden, während Flechten auf diese Schadstoffeinträge besonders sensibel reagieren können. Ein weiterer Vorteil ist das oft großflächige Vorkommen von Moosen, die z. B. in Mooren große Bodenflächen homogen bedecken. Dadurch kann eine Verteilung der Bodenkontamination sehr gut untersucht werden.

Die unterschiedlichen  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentrationen von Moosen verschiedener Standorte weisen darauf hin, daß der Fallout nach dem Reaktorunfall sehr großen lokalen Schwankungen unterliegt.

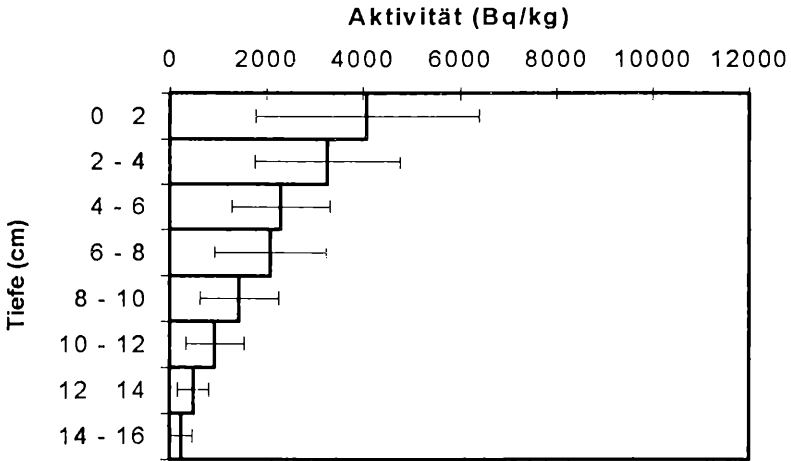


Abb. 1: Spezifische Bodenaktivität  $^{137}\text{Cs}$  in Bq/kg im Koppler Moor gemittelt über alle Standorte mit einfacher Standardabweichung

Legt man ein Gesamtmittel über den Standort Koppler Moor so erhält man eine Verteilung, die mit der Tiefe linear abnimmt (Abb. 1). In diesem Fall stellt ein Moor eine Ausnahme dar, da z.B. in alpinen Böden und in Grünlandböden die Aktivitäten exponentiell mit der Tiefe abnehmen.

### 3.6 Flächenbelastung mit $^{137}\text{Cs}$

Die Flächenbelastung wurde unter der Annahme, daß sich das gesamte  $^{137}\text{Cs}$  in den obersten 16 cm befindet, berechnet. Die Flächenbelastung wird mit der Probenstecherfläche von  $50\text{ cm}^2$  auf einen Quadratmeter hochgerechnet. Tab. 5 zeigt die Flächenbelastung aller Standorte.

Tab.5: Flächenbelastung in  $\text{Bq/m}^2$  mit  $^{137}\text{Cs}$  im Koppler Moor unter der Annahme alle Aktivität befände sich in den obersten 16 cm.

Nr. der Messung	Standort 1 ( $\text{Bq/m}^2$ )	Standort 2 ( $\text{Bq/m}^2$ )	Standort 3 ( $\text{Bq/m}^2$ )	Standort 4 ( $\text{Bq/m}^2$ )	Standort 5 ( $\text{Bq/m}^2$ )	Standort 6 ( $\text{Bq/m}^2$ )
1.	19.340	22.800	23.970	24.350	18.710	22.920
2.	18.380	25.230	15.370	29.600	16.280	20.550
3.	28.680	38.150	16.040	24.300	15.200	17.280
Mittelwert	22.130	28.730	18.460	26.180	16.730	20.250

Aus Tab. 5 ist ersichtlich, daß keine nennenswerten Spitzenwerte der Flächenbelastung vorhanden sind. Gemittelt über alle sechs Standorte beträgt die Flächenbelastung im Koppler Moor  $22.080\text{ Bq/m}^2$  mit einer Standardabweichung von  $4.610\text{ Bq/m}^2$  Rückgerechnet auf 1986, das Jahr des Reaktorunfalls in Tschernobyl, bedeutet das eine Kontamination von  $26.540\text{ Bq/m}^2$ . Dieser Wert liegt im unteren Mittelfeld der Bodenkontaminationswerte des Flachgaus (LETTNER 1994).

## 4 Diskussion

SCHALLER et al. (1989) zeigten, daß (wenn ein Verhältnis zwischen Cäsium-Aufnahme und pH-Wert vorhanden sein sollte) der pH-Wert mit anderen Parametern korreliert, die die Cäsium-Aufnahme direkt beeinflussen. Außerdem besteht eine signifikante Korrelation zwischen Cäsium-Aufnahme und totaler Kalium-Aufnahme. Diese Korrelation kann folgendermaßen erklärt werden: Verschiedene Pflanzen schöpfen den Kalium-Vorrat im Boden verschieden aus.

Pflanzen, die viel Kalium aufnehmen, müssen auf die nichtaustauschbaren Vorräte von Kalium in den Tonmineralen zurückgreifen. Diese Pflanzen haben höhere Cäsium-Gehalte als Pflanzen, die weniger Kalium aufnehmen und daher die austauschbaren Kalium-Vorräte nützen. Der Grund dafür ist, daß Cäsium hauptsächlich an den nichtaustauschbaren Stellen in den Tonmineralen lokalisiert ist. Wenn nun die Pflanze Kalium von nichtaustauschbaren Stellen mobilisiert, nimmt sie gleichzeitig Cäsium mit auf (SCHALLER et al. 1989).

Die Wurzeln nehmen Kalium aus dem Boden auf, unabhängig davon, wieviel Kalium sich im Boden befindet. Der Kalium-Gehalt im Boden kann somit auf ganz geringe Werte absinken. Mit sinkendem Kalium-Gehalt wird das restliche Kalium aus dem Boden „gezogen“ im Austausch mit anderen Kationen, hauptsächlich Kalzium. Kalzium verursacht nun eine Ausdehnung der Tonminerale. Diese Ausdehnung hat wiederum einen Effekt auf das Cäsium. Fixiertes Cäsium kann in einer größeren Rate von ausgedehnten Tonmineralen ausgetauscht werden als von kollabierten Tonmineralen.

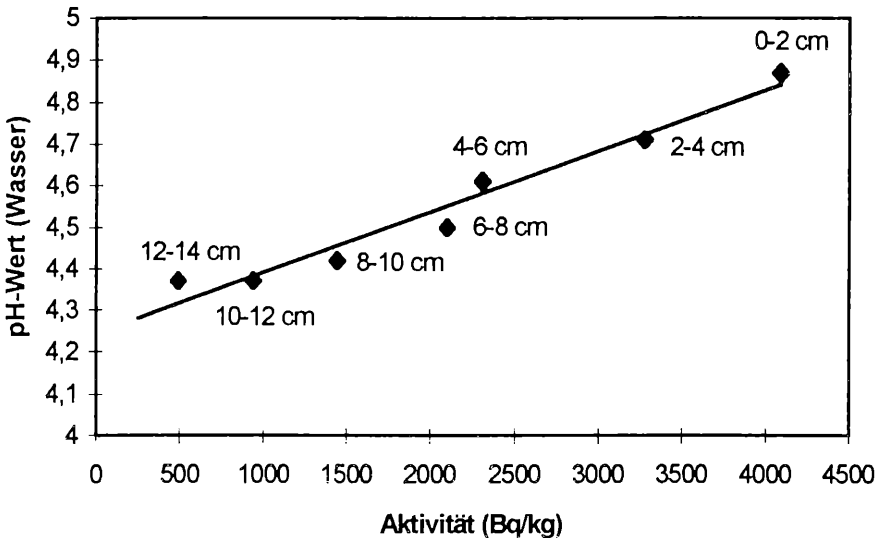


Abb.2: Korrelation zwischen pH-Wert und  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in Bq/kg gemittelt über alle Standorte im Koppler Moor (aus Gründen der Übersichtlichkeit ohne Standardabweichung).

Im Koppler Moor wurde eine enge Korrelation zwischen pH-Wert und  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt gefunden (Abb. 2). Es kann eine eindeutige lineare Abnahme von pH-Wert und der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität mit der Tiefe gezeigt werden.

Die Vorbehalte, die SCHALLER et al. (1989) zu einer Korrelation zwischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität und Boden-pH-Wert geäußert haben, dürften in Moorböden nicht zutreffen, da wahrscheinlich die anderen Parameter, wie z.B. die Kaliumaufnahme, durch den geringen Nährstoffgehalt in einem Moor eine weniger dominierende Rolle spielen.

## 5 Schlußfolgerungen

Ein Moor stellt ein gutes Beispiel für ein abgeschlossenes Ökosystem dar, in dem normalerweise keine Störungen durch menschliche Aktivitäten auftreten und in dem eine vorhandene Bodentiefenverteilung nicht durch Bodenlebewesen (Maulwurf, Regenwurm) gestört wird. Zusätzlich sind schon seit längerer Zeit viele Moorpflanzen als gute geeignete Bioindikatoren für radioaktiven Fallout bekannt. Besonders Moose, Flechten, Pilze und einige höhere Pflanzen akkumulieren radioaktiven Fallout sehr effektiv.

## 6 Literaturverzeichnis

- ATTARPOUR, N. M. (1988): Untersuchungen über den Gehalt an künstlichen und natürlichen Radionukliden in den niederen und höheren Pflanzen vor und nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. Dissertation an der Universität Salzburg.
- BARBER, D. A. (1964): Influence of soil organic matter on the entry of  $^{137}\text{Cs}$  into plants. *Nature* 204:1326-1327.
- BERG, G. J., TYSSSEN, T. P. M., AMMERLAAN, M. J. J., VOLKERS, K. J.; WORONIECKA, U. D., DEBRUIN, M. und WOLTERBEEK, H. TH. (1992): Radiocesium and lead in the lichen species *Parmelia sulcata* sampled in three regions around Chernobyl: Assessment of concentrations in 1990. *J. Environ. Radioact.* 17: 115-127.
- BROWN, D. H. (1984): Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring. In: DYER, A. F. und DUCKETT, J. G.: *The experimental biology of bryophytes*. Academic Press, London: 10-11.
- BUNZL, K. und KRACKE, W. (1986): Accumulation of fallout  $^{137}\text{Cs}$  in some plants and berries of the family Ericaceae. *Health Phys.* 50: 540-542.
- BUNZL, K. und KRACKE, W. (1989): Seasonal variation of soil-to-plant transfer of K and fallout  $^{134,137}\text{Cs}$  in peatland vegetation. *Health Phys.* 57:593-600.
- CLYMO, R. S. (1963): Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. *Ann. Bot.* 27: 309-324.
- DEVELL, L., TOVEDAL, H., BERGSTRÖM, U., APPELGREN, A., CHRYSSLER, J. und ANDERSON, L. (1986): Initial observations of fallout from the reactor accident at Chernobyl. *Nature* 321: 192-193.
- ECKL, P., HOFMANN, W. und TÜRK, R. (1984a): Natural and man-made radionuclide concentrations in lichens at several locations in Austria. *Nord. J. Bot.* 4: 521-524.
- ECKL, P., HOFMANN, W. und TÜRK, R. (1984b): Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms. *Radiat. Environ. Biophys.* 25: 43-54.

- GASTBERGER, M. (1995): Gammaspectrometrische Untersuchungen von Flechten- und Bodenproben aus einem alpinen Ökosystem. Diplomarbeit an der Universität Salzburg (Institut für Physik und Biophysik).
- GJENGEDAL, E. und STEINNES, E. (1990): Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environm. Monit. Ass.* 14: 77-87.
- GORHAM, E. (1969): A comparison of lower and higher plants as accumulators of radioactive fallout. *Can. J. Bot.*, 37: 327-334.
- GRÜTER, H. (1971): Radioactive fission product  $^{137}\text{Cs}$  in mushrooms in West Germany during 1963-1970. *Health Phys.* 20: 655-656.
- GSTÖTTNER, E. und PEER, T. (1995): Schwermetalluntersuchung in Hochmooren des Bundeslandes Salzburg. Bundesministerium für Umwelt, Schriftenreihe der Sektion I, Band 20.
- HOFMANN, W., ATTARPOUR, N. M. und TÜRK, R. (1988): Verteilung von  $^{137}\text{Cs}$  in Wald-Ökosystemen im Bundesland Salzburg (Österreich), Symposium 1988, Wien: 269-271.
- HVIDEN, T. und LILLEGRAVEN, A. (1961):  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in precipitation, soil and animals in Norway. *Nature* 192: 1144-1146.
- LETTNER, H., BOSSEW, P. und HUBMER, A. K. (1994): Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in angrenzenden Teilen von Oberösterreich. UBA (Umweltbundesamt)-Report Nr.: 94/101.
- LIVENS, F. R. und LOVELAND, P. J. (1988): The influence of soil properties on the environmental mobility of cesium in Cumbria. *Soil Use and Management* 4:69-75.
- NIEBOER, E. und RICHARDSON, D. H. S. (1980): The replacement of the nondescript term „heavy metal“ by a biological and chemical significant classification of metal ions. *Environ. Pollut. Ser. B* 1: 3-26.
- NIEMANN, L., JAHNKE, S. und FEIGE, G. B. (1989): Radioaktive Kontamination von Pflanzen und Boden nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Verhandlung der Gesellschaft für Ökologie (ESSEN, 1988) Band XVIII: 873-882.
- RICHTER, J. (1980): Der praktische Pilzfürer. Mosaik Verlag, München.
- SCHALLER, G., WIRTH, E. und LEISING, C. (1989): Cs and K uptake by plants from Bavarians soils. Bundesgesundheitsamt, Neuherberg.
- TÜRK, R. (1991): Die Organisationsform der Flechten als Grundlage der Bioindikation von Luftfremdstoffen mit Hilfe von Flechten. VDI Berichte Nr. 901: 73-80.
- ZECHMEISTER, H. (1994): Biomonitoring der Schwermetalldeposition mittels Moosen in Österreich. UBA (Umweltbundesamt)-Monographien Band 42: 4-16.

**Dank:** Die Autoren möchten sich beim Forschungszentrum Seibersdorf für die freundliche Unterstützung bedanken.

**Kontaktadresse:**

Universität Salzburg  
Institut für Physik und Biophysik  
z. H. G. Pausch  
Hellbrunnerstraße 34  
A-5020 Salzburg  
Tel.: 0662/8044/5718  
Fax: 0662/8044/5704  
e-Mail: Gerhard.Pausch@mh.sbg.ac.at