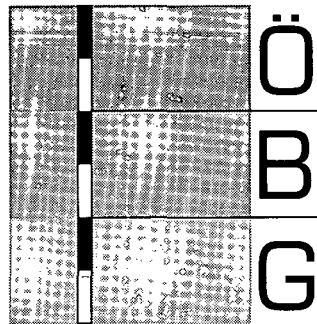




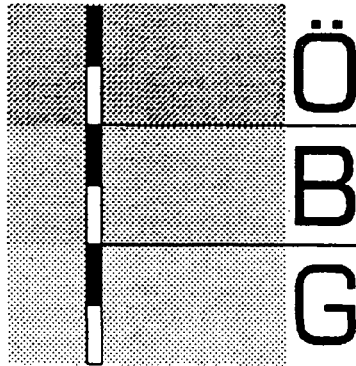
Mitteilungen
der
Österreichischen
Bodenkundlichen
Gesellschaft



Heft 54
Wien
1996

Mitteilungen
der

**Österreichischen
Bodenkundlichen
Gesellschaft**



Heft 54

**Eigentümer, Herausgeber und Verleger:
Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft
Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien**

**Schriftleitung und für den Inhalt verantwortlich:
O. Nestroy**

Druck: RM-Druck- und Verlagsgesellschaft m.b.H., Graz

**Gefördert durch das Bundesministerium
für Wissenschaft und Verkehr**

Preis des Einzelheftes: ATS 150,00

ISSN 0029-893-X

INHALTSVERZEICHNIS

Originalbeiträge:	Seite
L. LINDEBNER, E. HEDRICH, K. BUCHELA und F. GRASS: Radionuklidverteilung im Stammfußbereich von Buchenbeständen im Wienerwald	5
F. STREBL und M. GERZABEK: Die Charakterisierung einer sauren Braunerde unter Fichtenwald: Vertikale und horizontale Verteilung der Werte und deren Zusammenhang mit ¹³⁷ Cs aus Tschernobyl	25
W.E.H. BLUM: Soil pollution by heavy metal-causes, processes, impacts and need for future actions	53
F. MUTSCH: A data condensation method for use in soil inventory systems	79
P. KALAN und K. KOŠMELJ: Evaluation of forest soil sampling procedure	93
Buchbesprechung	105
Walter-Kubiena-Preis	106
Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft	107
Hinweise für Autoren	123

RADIONUKLIDVERTEILUNG IM STAMMFUSSBEREICH VON BUCHENBESTÄNDEN IM WIENERWALD

L. Lindebner, Institut für Waldökologie, Universität für Bodenkultur
E. Hedrich, K. Buchtela, F. Grass, Atominstitut der österreichischen Universitäten

EINLEITUNG

Wälder verfügen über große Oberflächen, sind durch große aerodynamische Rauigkeit gekennzeichnet und sind somit wirksame Filter gegenüber Luftverunreinigungen. Die effiziente Filterung von nassen und trockenen Niederschlägen führt zu einer stets höheren Immissionsbelastung als auf Freiflächen. Im Waldboden läßt sich der Eintrag dieser Schadstoffe besonders gut im Stammfußbereich von Altbuchen nachweisen.

An Altbuchen werden Niederschläge auf Grund ihrer Kronenstruktur mit hauptsächlich aufstrebenden Ästen sowie der glatten Borke zu einem erheblichen Teil entlang der Zweige, Äste und schließlich des Stammes abgeleitet und als sogenannter Stammabfluß zumeist talseitig einem kleinörtlichen Bodenbereich zugeführt. Dabei werden die in der Krone ausgefilterten Aerosole abgewaschen und im Stammfußbereich verteilt. Für den Eintrag ist die soziologische Stellung, die Oberfläche des Baumes und die Effizienz der Stammabflußbildung vor allem auf Grund der Kronenstruktur maßgeblich. Die Verteilung des Stammabflußwassers im Boden bestimmen Hangneigung, Kleinstrelief sowie Struktur und Textur des Waldbodens.

Das Absterben der Bodenvegetation im Stammfußbereich im Wienerwald veranlaßten GLATZEL et al., 1983 schon Anfang der 80iger Jahre die Ursachen dieser Beobachtung zu erforschen. Wesentliche Ergebnisse waren die Versauerung des Bodens, Auflösung von Tonmineralien, Freisetzung von Al- und Mn-Ionen, Nährstoffauswaschung, Anreicherung und Auswaschung von Schwermetallen und Akkumulation organischer Stoffe.

Angeregt durch die Ergebnisse dieser Arbeiten, wurde der Fallout nach dem Reaktorunfall von Chernobyl am 26. April 1986 und dessen Verteilung im Stammfußbereich untersucht, wobei der methodische Ansatz und erste Untersuchungsergebnisse bereits präsentiert wurden (LINDEBNER et al., 1988, GLATZEL et al., 1988).

Aus einer österreichweiten Untersuchung der Aktivitäten von Cs-137 nach Chernobyl an Frischgras geht hervor, daß im Raum Wien relativ geringe Depositionen erfolgten, während die höchsten Depositionen in Teilen Oberösterreichs und Salzburgs zu verzeichnen waren (Bericht

des Umweltbundesamtes 1986). Sowohl anhand des Frischgrases als auch anhand der Untersuchung von Wildtieren (TATARUCH et al., 1988) wurde eine positive Beziehung der Depositionen mit den Niederschlagsmengen gefunden.

STANDÖRTLICHE UND KLIMATISCHE AUSGANGSLAGE

Die Untersuchungsstandorte *Windischhütte* und *Jägerwiese* liegen im nördlichen Wienerwald (siehe Abbildung 1) und sind in Tabelle 1 beschrieben. Wesentliche Unterschiede, die auf die Deposition Einfluß haben könnten, sind durch die Exposition, die Hangneigung und den Kronenschluß gegeben.

Da die Zentralanstalt für Meteorologie an beiden Standorten Regenmesser, die täglich abgelesen werden, unterhält und nur wenige Kilometer entfernt an der Hohen Warte in Wien Wind und alle anderen Wetterdaten 3 mal täglich registriert, kann die Wetterlage und die Windexposition der Waldflächen sehr gut bestimmt werden.

Während des Eintreffens der ersten radioaktiven Wolke aus Chernobyl mit der Hauptaktivität vom 29. April bis 1. Mai 1986 wurden N-bis NW-Winde geringer Windstärke, leichter Tauniederschlag und Schönwetter bzw. leichte Bewölkung registriert. Von 2. bis 4. Mai 1986 ist eine weitere radioaktive Wolke mit geringerer Aktivität eingetroffen, während die Windrichtung auf O wechselte und die Schönwetterperiode andauerte. Nach dem 7. Mai wurde kein nennenswerter radioaktiver Fallout mehr festgestellt (Abbildung 2).

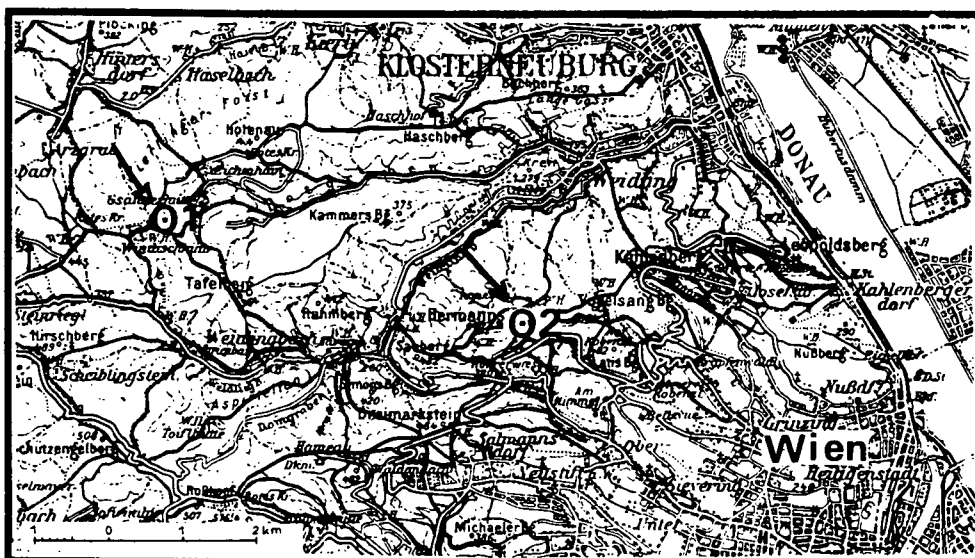


Abbildung 1: Lage der Standorte
1 Windischhütte, 2 Jägerwiese und Jägerwiese-Wiese

Tabelle 1: Standort- und Bestandesmerkmale
nach Kriterien von W.E.H. Blum et al. (1986)

Merkmale	Windischhütte	Jägerwiese
Orographie (Geländeform)	flacher Höhenrücken	Mittelhang
Seehöhe (m über Adria)	480	460
Exposition	S	SO
Neigung (Grad)	3	15
Kleinrelief	ausgeglichen	ausgeglichen
Geologie	Flyschsandstein	Flyschsandstein
Bodentyp	Pseudogley	Pseudogley
Auflagehumus	Mull	moderartiger Mull
Bodenart	lehmiger Ton	schluffiger Lehm
Bodenstruktur	krümelig / kohärent	krümelig / kohärent
Durchwurzelung	schwach	schwach
Baumart	Buche rein, <i>fagus sylvatica</i> L.	Buche rein, <i>fagus sylvatica</i> L.
Alter (Jahre)	130	120
Kronenschlußgrad	locker	geschlossen
Bestandesaufbau	einschichtig	einschichtig
Soziologie d. Probestämme	vorherrschend	vorherrschend

Wegen des Schönwetters sind die radioaktiven Aerosole auf die zu dieser Zeit winterkahlen Altbuchen als trockene Deposition (Sedimentations- und Interceptionsdeposition) abgelagert worden. Stärkere Regenfälle mit Stammabflußbildung sind erst nach dem 14. Mai 1986 aufgetreten (Abbildung 3).

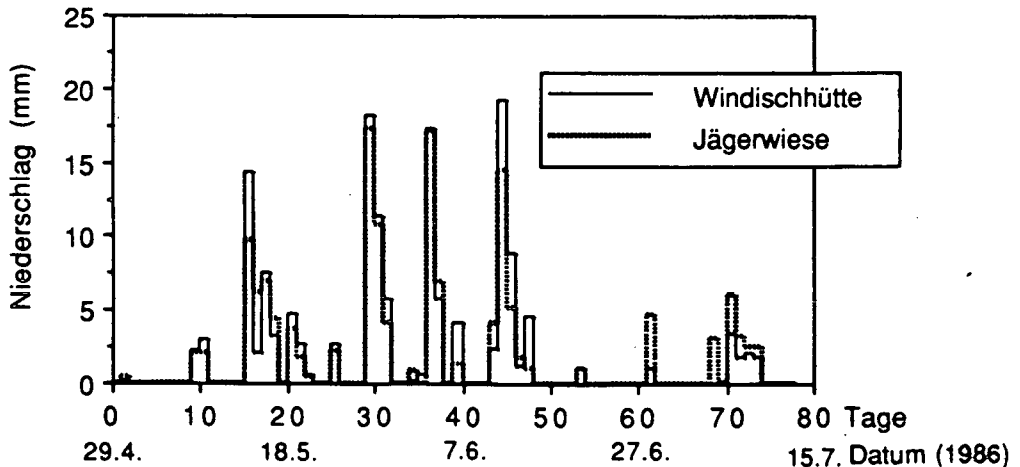


Abbildung 3: Niederschläge auf Windischhütte und Jägerwiese vom 29. April 1986 bis zur Probennahme am 15. Juli 1986 (Zentralanstalt für Meteorologie)

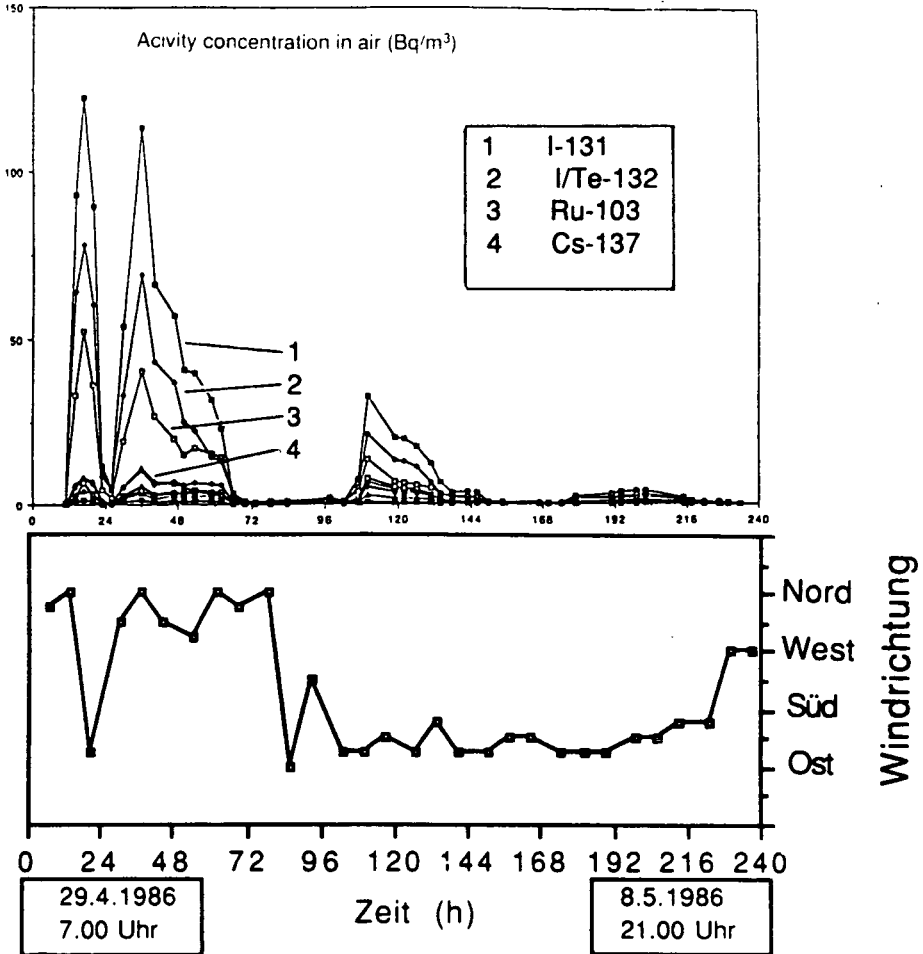


Abbildung 2: Windrichtung und Luftaktivität vom 29. April bis 8. Mai 1986
(Zentralanstalt für Meteorologie und M.TSCHURLOVITS et al., 1989)

PROBENNAHME

Die Probenahme erfolgte am 15. Juli 1986 an beiden Standorten. Es wurden je zwei vorherrschende Bäume ausgewählt und am talseitigen Baumfuß entlang der Falllinie in Abständen von 30, 60 und 90 cm Bohrkern gezogen. Zusätzlich wurden von einer Wiesenfläche nahe dem Waldstandort Jägerwiese Bohrkern am 9. Juni 1987 entnommen. Zur Gewinnung der Bohrkern wurde ein Metallrohr mit 7,2 cm lichter Weite und ca. 70 cm Länge von Hand in den Boden eingeschlagen, samt dem Kern herausgezogen, das ungestörte Bodenprofil an Ort und Stelle aus dem Metallrohr herausgeschoben und in vorgefertigten Polystyrolformen transportsicher verpackt. Auf diese Art konnten im Stammfußbereich einheitlich Profillängen von 50 cm und auf der Jägerwiese-Wiese (3 Bohrkern) von 20 cm

erzielt werden. Im Labor wurde der Boden in geometrische Tiefenstufen folgender Mächtigkeiten zerlegt : 0-1, 1-3, 3-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm. Vom Bodenmaterial wurde nur der Feinboden (Fraktion < 2 mm) gewonnen, dieser bei 105^o bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und sodann zur Aktivitätsbestimmung verwendet. Um die sehr zeitraubenden Meßzeiten zu verkürzen, wurden später bei einigen Profilen von den unteren Tiefenstufen Mischproben (Jägerwiese und Jägerwiese-Wiese) hergestellt.

GAMMASPEKTROMETRIE

Wegen der großen Probenzahl konnten die Messungen erst 1987 abgeschlossen werden. Die Hauptmenge der Proben wurde von August bis Dezember 1986 bewältigt. In den Profilen des Standorts Windischhütte, die zuerst gemessen wurden, konnten alle drei Nuklide, Cs-137, Cs-134 und Ru-103 und beim Standort Jägerwiese nur mehr die beiden langlebigen Cs-Nuklide ausgewertet werden. Die Halbwertszeit und die γ -Energie der Nuklide sind in Tabelle 2 angegeben

Tabelle 2: Halbwertszeit und γ -Energie der Nuklide im Waldboden
d...Tage, a...Jahre, keV...Kiloelektronenvolt

Nuklid	Halbwertszeit	γ -Energie
Ru-103	39.35 d	498 keV
Cs-134	2.06 a	605 keV
Cs-137	30.17 a	662 keV

Die Proben wurden je nach vorhandener Menge in Kunststoffdosen (D=60, H=12 bzw. 20 mm) oder 1 Liter Marinellibecher (Canberra) abgefüllt und die Aktivität an einem computerunterstützten Ge-Li Meßsystem, das aus einem 90 cm³ Ge-Li Detektor, einem 4x2k Vielkanalgerät (ND 66) mit der Möglichkeit manueller Datenauswertung bestand, aufgenommen. Die jeweiligen Füllhöhen wurden mit einer Standardlösung von Amersham (Mixed Radionuclides Standard QCY44, Amersham), die in HCl-saurer Lösung verdünnt wurde, kalibriert und mit IAEA Standardmaterial (IAEA 152, milkpowder) ebenso wie mit selbst hergestellten Prüfproben mit der Dichte von Böden überprüft. Dichtekorrekturen mußten nicht durchgeführt werden. Die Aktivitäten wurden auf das Datum der Probennahme bezogen und als Aktivitätskonzentration (Bequerel/kg) der jeweiligen Tiefenstufe und Flächendeposition (Bequerel/m²) für ein ganzes Profil angegeben. Bei den höheren Aktivitäten waren die Meßfehler mit ca. 1% begrenzt, bei den niedrigen Aktivitäten mit ca. 5-10%. Die Nachweisgrenze lag im allgemeinen bei 1 Bq/kg.

Cs-137 in Bodenproben besteht meist aus einem Anteil aus Chernobyl und einem Anteil der atmosphärischen Kernwaffentests. Dieser Anteil konnte aus dem in unserer Region bekannten und konstanten Verhältnis der beiden Cs-Nuklide aus Chernobyl berechnet werden. Daher wird bei den Ergebnissen Cs-134, das mit ausreichender Genauigkeit für die Berechnung der Aktivität von Cs-137 - Chernobyl gemessen wurde, nicht extra angegeben, sondern nur mehr die Aktivitäten von Cs-137 aus Chernobyl und von den Kernwaffentests.

MESSERGEBNISSE UND AKTIVITÄTSPROFILE

Die Tiefenverteilung der Aktivitäten ist in einem halblogarithmischen Maßstab für die verschiedenen Abstände jeweils für den Einzelbaum und die Wiese grafisch in den Abbildungen 4 bis 8 und die Flächendeposition in den Abbildungen 9 bis 11 dargestellt.

Bei allen Profilen der 4 Probebäume wurde eine starke, großteils semilogarithmische Abnahme der Aktivität mit der Tiefe festgestellt und die Nachweisgrenze innerhalb der vorhandenen Profiltiefe erreicht. Die Maxima wurden in den obersten Zentimetern aufgefunden, wobei erwartungsgemäß das Cs-137 der Kernwaffenversuche geringfügig gegenüber dem Cs-137 Chernobyl in die Tiefe verlagert war. Am Standort Windischhütte zeigen alle drei Profile bis in größere Tiefen einen sehr ähnlichen, oft parallelen Verlauf, während bei der Jägerwiese das Chernobyl-Cs-137 in den oberen Bodenschichten (bis 5 bzw. 10 cm) fixiert ist, ist das Kernwaffen-Cs-137 bis in tiefere Schichten (30 bzw. 50 cm) vorgedrungen.

Da die Aktivität innerhalb der vorhandenen Profile um einige Größenordnungen bzw. bis zur Nachweisgrenze abfällt (außer bei Kernwaffen Cs-137 von der Jägerwiese-Wiese), kann aus den Ergebnissen auch die Flächendeposition über ein ganzes Profil ermittelt werden. Eine Ableitung weiterer Größen, wie Neigung der Kurve, mittlere Eindringtiefe u.ä. erscheint wegen der flächenmäßig kleinen Probe aus dem Stammabflußbereich einer Altbuche nicht sinnvoll.

Details des Aktivitätsverlaufs finden sich in der folgenden Beschreibung der einzelnen Bäume und der Wiese.

Windischhütte Baum 1 (Abb.4 und 9) :

Im Abstand 30 cm ist bei allen 3 Nukliden im wesentlichen eine ausgeprägte, fast parallele halblogarithmische Abnahme der Aktivität mit der Tiefe festzustellen. Die beiden aus der Chernobyl-Deposition stammenden Nuklide, Cs-137 und Ru-103, zeigen in den oberen 10 Zentimetern unterschiedliches Verhalten: während das Cs-137 vom 1.Zentimeter an halblogarithmisch abnimmt, ist die Aktivität von Ru-103 in den ersten 10 Zentimetern ungefähr gleich. Das Cs-137 aus den Kernwaffentests wiederum zeigt in den oberen 5 Zentimetern einen gleichbleibenden Verlauf. Die höchste Aktivität im Oberboden (1.Zentimeter) wurde bei Cs-137-Chernobyl gefunden.

Im Abstand 60 Zentimeter ist außer bei Ru-103 die halblogarithmische Abnahme nicht mehr so ausgeprägt. Cs-137-Chernobyl hat im 1.Zentimeter sogar etwas höhere Aktivität als im Abstand 30 Zentimeter und nimmt dann wie auch das Cs-137-Kernwaffen mit der Tiefe viel stärker und unregelmäßiger ab.

Im Abstand 90 Zentimeter sind bei allen 3 Nukliden im obersten Zentimeter die Aktivitäten wieder die höchsten, aber um eine Größenordnung niedriger als in den beiden anderen Profilen. Die beiden Cs-Aktivitäten fallen innerhalb der ersten 10 Zentimeter halblogarithmisch ab.

Bei allen drei Profilen fallen die Aktivitäten innerhalb der untersuchten Profiltiefe von 50 Zentimeter um rund 2 Größenordnungen ab.

An den Flächendepositionen wird die hohe Akkumulation der Aktivität im Profil 30 cm und die starke Abnahme mit der Distanz vom Stammfuß besonders eindrucksvoll dargestellt.

Windischhütte Baum 2 (Abb.5 und 9):

Auffallend ist hier, daß bei allen drei Abständen die Aktivität von Cs-137-Chernobyl im obersten Zentimeter fast gleich groß wie bei Baum 1 ist. Mit Ausnahme vom Abstand 30 Zentimeter, wo eine stärkere Abnahme mit der Tiefe feststellbar ist, ergeben sich im Vergleich

mit Baum 1 sehr ähnliche Verteilungsmuster für die beiden anderen Profile. Die Flächendepositionen nehmen auch hier mit der Distanz vom Stammfuß ab.

Jägerwiese Baum 1 (Abb.6 und 10):

Es wurde bereits weiter oben erwähnt, daß aus den Profilen unter 10 cm Tiefe Mischproben hergestellt wurden. Dies ist offenbar die Ursache für die stufige Abnahme der Aktivität und den weniger gut ausgeprägten semilogarithmischen Verlauf.

Im Abstand 30 und 90 Zentimeter befindet sich die größte Aktivität von Cs-137-Chernobyl im 1.Zentimeter und fällt halblogarithmisch innerhalb von 5 bzw.3 Zentimeter bis zur Nachweisgrenze ab. Beim Cs-137-Kernwaffen ist die Verteilung in diesen beiden Profilen ähnlich einer asymmetrischen Glockenkurve mit einem ausgeprägten Maximum bei 3-5 bzw. 1-3 Zentimetern und endet bereits bei 30 cm Tiefe.

Beim Abstand 60 Zentimeter ist das Verteilungsmuster untypisch. Cs-137-Chernobyl konnte nur in der Tiefe von 1-3 Zentimeter aufgefunden werden. Cs-137-Kernwaffen nimmt nach einem Maximum im 1.Zentimeter stufig bis zu 30 cm Tiefe ab.

An der Flächendeposition wird die starke Akkumulation des Chernobyl Cs-137 im Profil 30 cm sehr gut verdeutlicht, während in den beiden anderen Profilen vergleichsweise sehr geringe Aktivitäten nachgewiesen wurden.

Jägerwiese Baum 2 (Abb.7 und 10):

Ebenso wie bei Jägerwiese Baum 1 wurden hier Mischproben verwendet, woraus sich die stufige Aktivitätsabnahme ergibt.

Besonders im Abstand 30 Zentimeter zeigt Cs-137-Chernobyl einen ausgeprägten halblogarithmischen Verlauf, wobei ähnlich wie bei Baum 1 bereits bei 10 cm Tiefe die Nachweisgrenze erreicht wird. Die Aktivität des Cs-137-Kernwaffen hat im Abstand 30 und 90 cm wiederum ein typisches Maximum nach dem 1.Zentimeter und fällt ab 30 cm unter die Nachweisgrenze.

Die Flächendepositionen verhalten sich ähnlich wie bei Jägerwiese Baum 1.

Jägerwiese Wiese (Abb.8 und 11):

Es wurden drei Profile untersucht, deren Schichten unterhalb von 5 cm Tiefe zu Mischproben zusammengefaßt wurden. Alle drei Profile zeigen einen ähnlichen Verlauf: Das gesamte Cs-137-Chernobyl befindet sich im 1.Zentimeter und das Waffen-Cs-137 zeigt die größte Aktivität auch im 1.Zentimeter und dann über die untersuchte Profiltiefe von 20 Zentimetern etwa ähnliche Aktivität. Die Aktivitäten sind deutlich geringer als bei den Waldprofilen.

Bei der Flächendeposition wurde ein Mittelwert der drei Profile gebildet. Wie weiter oben bereits erwähnt, kann die Flächendeposition für das Kernwaffen Cs-137 wegen zu geringer Profiltiefe nicht exakt ermittelt werden. Aus der Abbildung ist lediglich die Größenordnung abzulesen. Jedenfalls ist die Deposition auf der Wiese bei beiden Cs-Nukliden wesentlich geringer als bei den Waldprofilen.

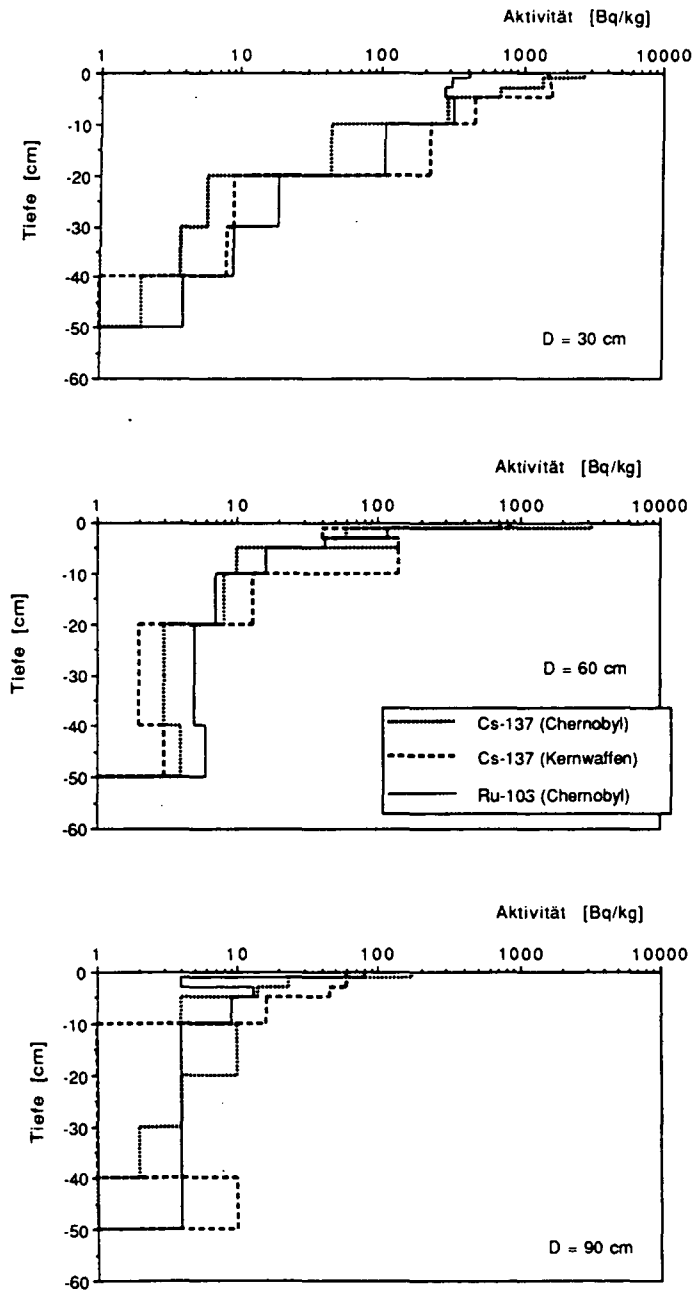


Abbildung 4: Windschütte Baum 1
Tiefenverteilung der Aktivitäten im Abstand 30 cm, 60 cm und 90 cm

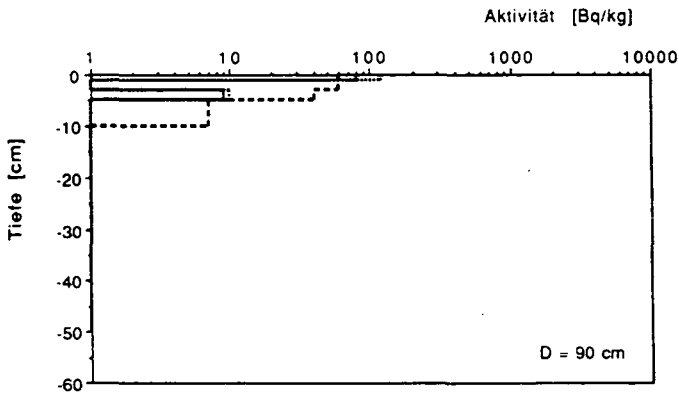
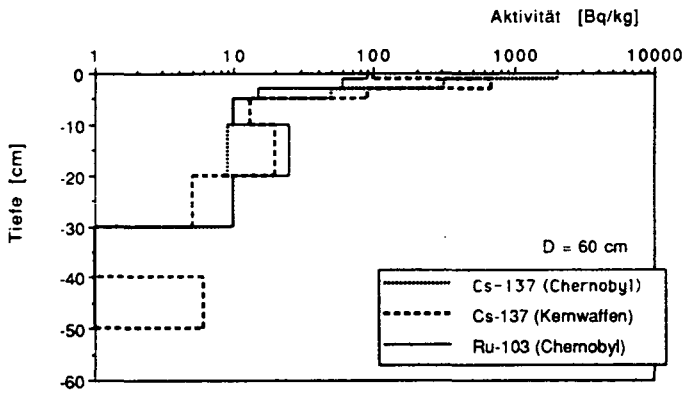
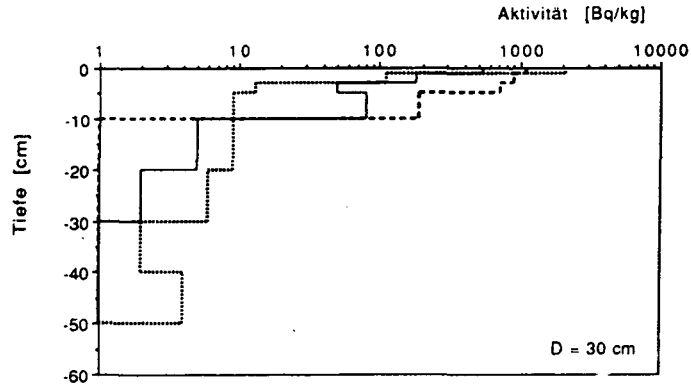


Abbildung 5: Windschütte Baum 2
Tiefenverteilung der Aktivitäten im Abstand 30 cm, 60 cm und 90 cm

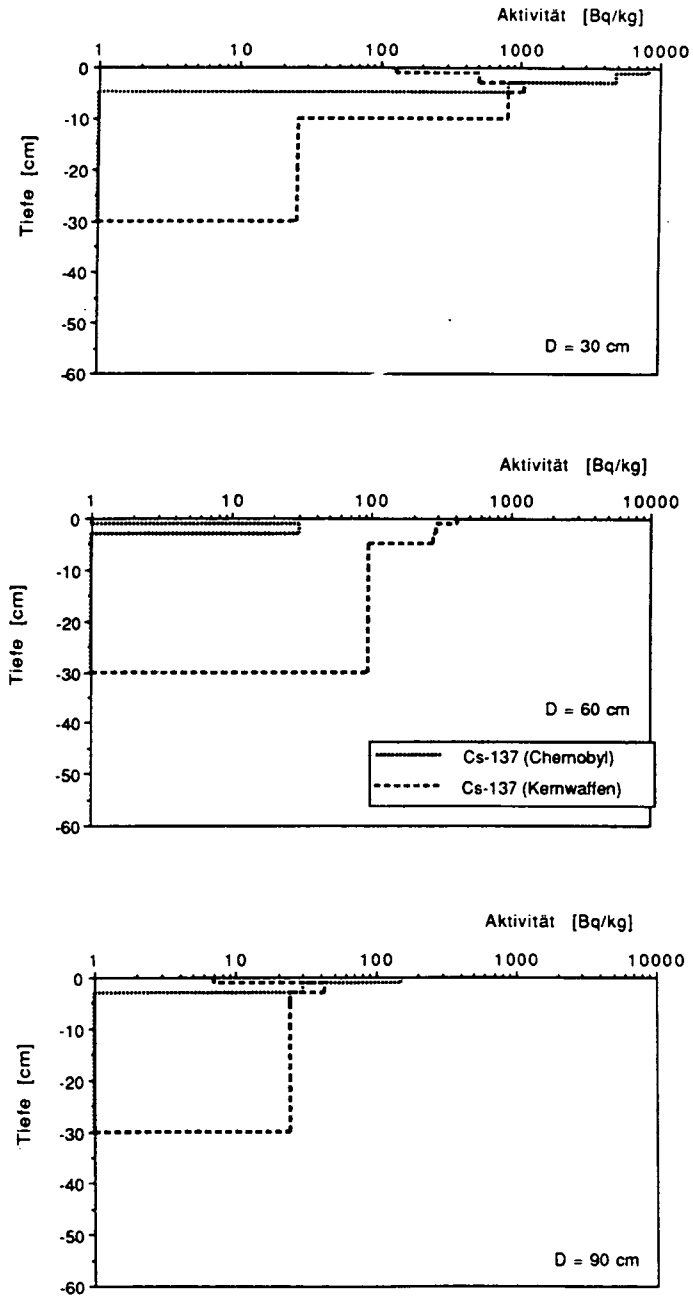


Abbildung 6: Jägerwiese Baum 1
Tiefenverteilung der Aktivitäten im Abstand 30 cm, 60 cm und 90 cm

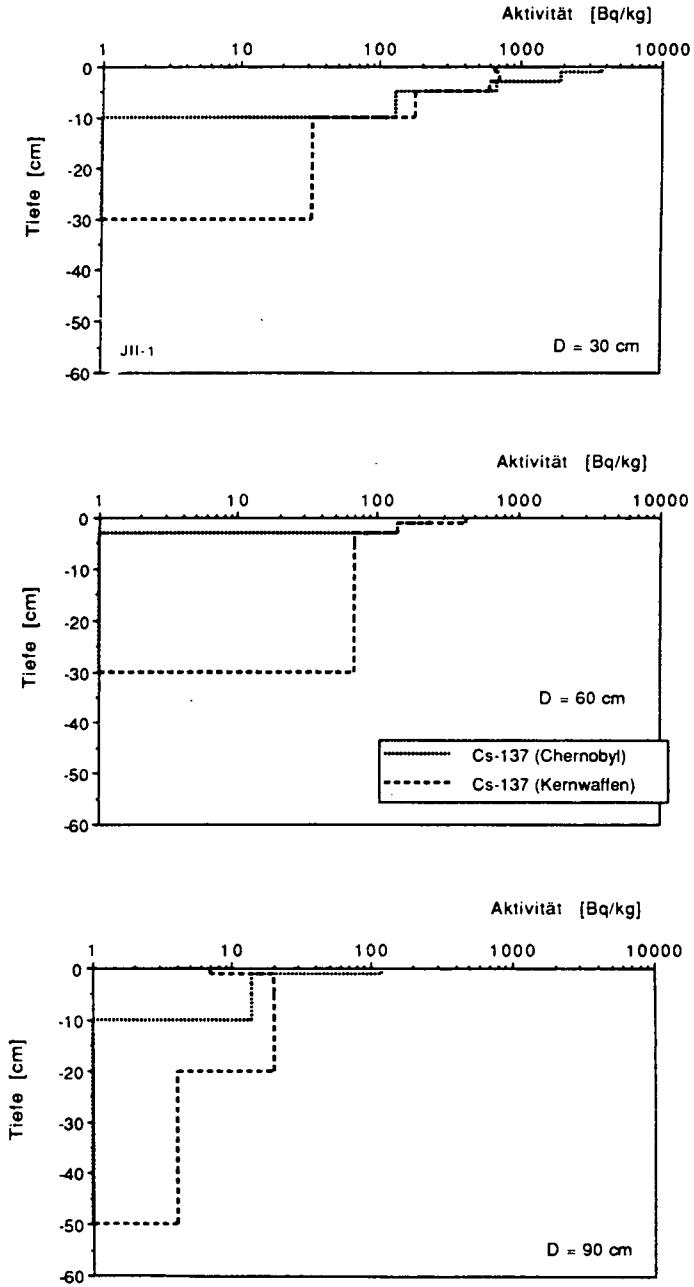


Abbildung 7: Jägerwiese Baum 2
Tiefenverteilung der Aktivitäten im Abstand 30 cm, 60 cm und 90 cm

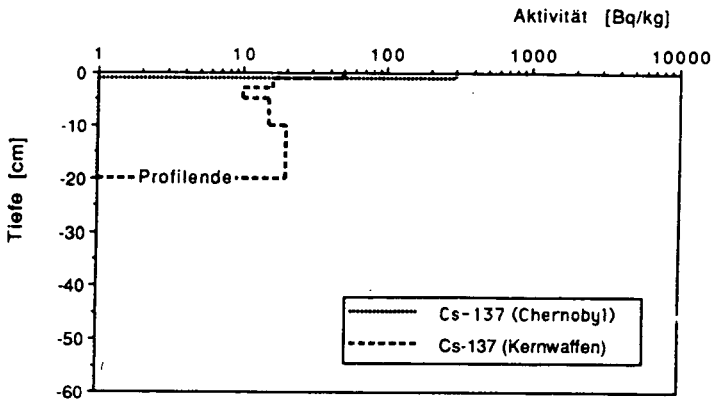


Abbildung 8: Jägerwiese-Wiese
Tiefenverteilung der Aktivitäten

Jägerwiese – Wiese

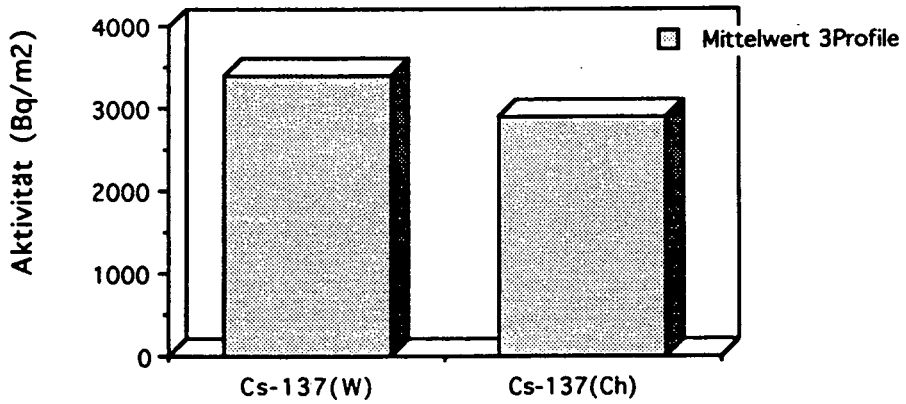
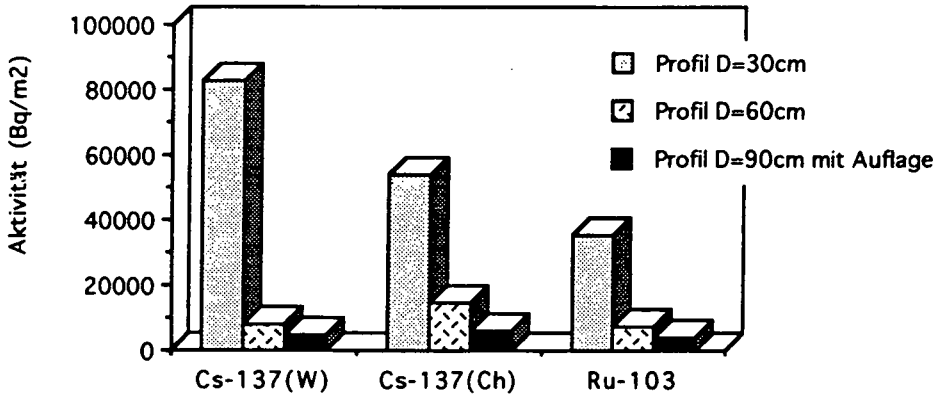


Abbildung 11: Jägerwiese-Wiese
Flächendeponierung der Aktivitäten (Mittelwerte von 3 Profilen)

Windischhütte Baum 1



Windischhütte Baum 2

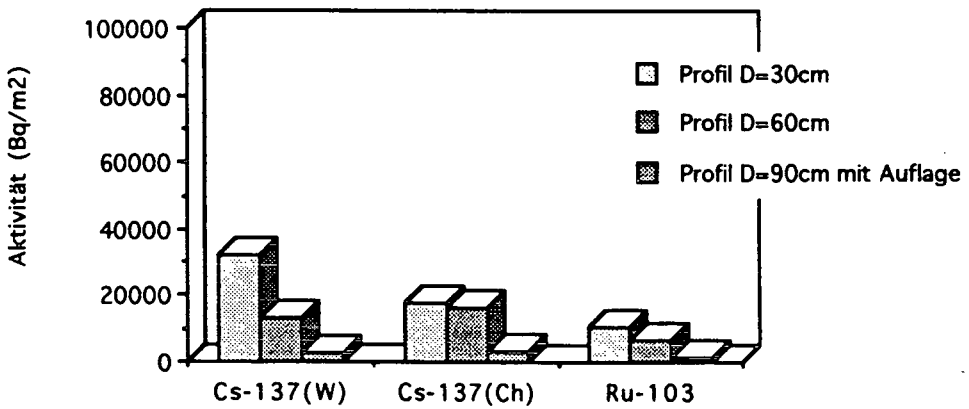
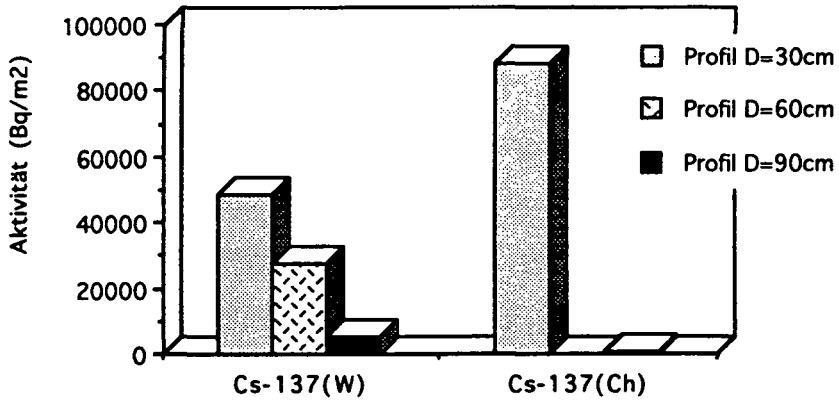


Abbildung 9: Windischhütte Baum 1 und Baum 2
Flächendeposition der Aktivitäten im Abstand 30 cm, 60 cm und 90 cm

Jägerwiese Baum 1



Jägerwiese Baum 2

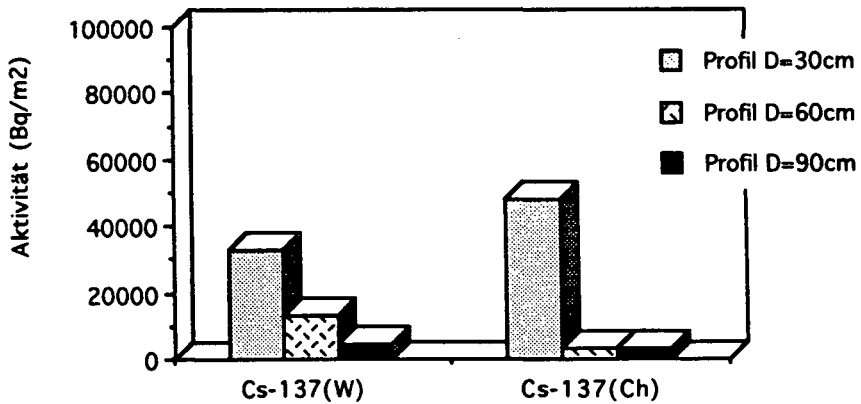


Abbildung 10: Jägerwiese Baum 1 und Baum 2
Flächendeposition der Aktivitäten im Abstand 30 cm, 60 cm und 90 cm

DISKUSSION

Aus den Aktivitätsmessungen zeigt sich zunächst, daß das im Stammabflußwasser mitgeführte aus Chernobyl stammende Cs-137 und Ru-103 jeweils in den oberen Bodenzentimetern angereichert wurde und daß eine logarithmische Aktivitätsabnahme mit der Tiefe eingetreten ist. Weiters erfolgte die Anreicherung vorwiegend in Stammnähe (Abstand 30 cm). Diese Ergebnisse stehen offensichtlich auch damit in Verbindung, daß der erste Stammabflußbildende Regenniederschlag nach dem Eintreffen der radioaktiven Wolken am 14. Mai 1986 mit Niederschlagshöhen von 14.5 mm am Standort Windischhütte und 9.7 mm am Standort Jägerwiese eine nur sehr kleinräumige Verteilung der Radionuklide im Stammfußbereich zuließ. Bis zur Probenahme am 15. Juli 1986 sind sodann noch 3 weitere Stammabflußereignisse mit geringer Intensität eingetreten. Ergänzend ist noch anzumerken, daß die untersuchten Stammfußbereiche keine Humusaufgabe aufwiesen. Hinsichtlich des zeitlich-räumlichen Verlaufes der Infiltration von Stammabflußwässern im Boden sind die Untersuchungen an einer Altbuche von PAPRITZ (1985) aufschlußreich.

Eine spätere Untersuchung an zwei Altbüchen in Südbayern konnte ebenfalls den Einfluß von Stammabflußwasser nachweisen. Die Verteilung von Cs-137 aus Chernobyl und den Kernwaffenversuchen zeigt ein dem Wienerwald vergleichbares Bild (FÖRSTER et al., 1991, FÖRSTER und SCHIMMACK, 1992).

Neben den Infiltrationsverhältnissen ist jedoch für die Verteilung die Bindung an die Bodenmatrix maßgeblich. Unter anderem stellt ANDERSON (1967) fest, daß die Mobilität von Cs-137 mit steigendem Tongehalt stark fallend ist. Sehr starke Adsorption wird etwa durch Vermiculit, in etwas schwächerer Form durch Montmorillonit und sehr schwach durch Kaolinit ausgeübt (COLEMAN et al., 1963; D'SOUZA et al., 1980). Für die Sorptionsverhältnisse ist weiters der pH-Wert sowie der Anteil an Humusstoffen sehr bedeutend. In der Stammfußzone sind an den untersuchten Standorten, wie dies aus einer großräumigen Untersuchung im Wienerwald hervorgeht, sehr starke Versauerungen eingetreten, sodaß pH(H₂O)-Werte vorwiegend im Silikat- (5.0 - 4.2) und Al-Fe-Oxid-Pufferbereich (4.2 - 3.0) anzutreffen sind (LINDEBNER, 1990). Weiters zeigt der Stammfußbereich durch die Einwirkung von saurem und schadstoffbelastetem Stammabflußwasser einen starken Verlust von basischen Kationen durch Auswaschung, Freisetzung von Al- und Fe-Komplexen (GLATZEL, 1983) und Auflösung von Tonmineralen (RAMPAZZO und BLUM, 1988). Gesamt-C, N und S ist in der Stammfußzone gegenüber dem Zwischenflächenboden deutlich angereichert worden (LINDEBNER, 1990). In diesem Zusammenhang ist bemerkenswert, daß das Cs-137 aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen der 60iger Jahre trotz des sauren Bodens in der Stammfußzone und der vor allem in den Wintermonaten mit dem Stammabfluß zugeführten Säurefrachten (KAZDA, 1983) im Vergleich mit Cs-137-Chernobyl kaum eine Tiefenverlagerung erfahren hat.

Die Aktivitätsmessungen zeigen, daß die Maxima des öfteren in 1 bis 3 cm und 3 bis 5 cm (20 cm) Tiefe anzutreffen sind. Anhand der Tiefenverteilung geht weiters hervor, daß das Cs-137-Kernwaffen offenbar am Standort Jägerwiese, wo etwas struktureicherer Boden vorhanden ist, stärker tiefenverlagert wurde, als am Standort Windischhütte. In jedem Fall nehmen jedoch die Aktivitäten mit der Bodentiefe sehr rasch ab, bzw. fallen diese in größerer Tiefe unter die Meßbarkeitsgrenze. Nach Dörr, 1987, ist das Cs-137-Kernwaffen mit dem Maximum aus 1963 in einem Waldboden südlich von Heidelberg bis in eine Tiefe von 6 bis 7 cm vorgedrungen. Bei der vorliegenden Untersuchung sind Cs-137-Aktivitäten aus den Kernwaffenversuchen im Stammfußbereich immerhin noch bis in eine Tiefe von 50 cm nachweisbar.

Eine sehr umfassende Untersuchung des Stammabflußphänomenes erfolgte in den USA durch GERSPER und HOLOWAYCHUK (1971) an verschiedenen Laubbäumen. Vor allem die Amerikanische Buche hat durch ausgeprägte Stammabflußbildung im Oberboden und in unmittelbarer Stammnähe die höchsten Anreicherungen von Cs-137 aus Kernwaffenversuchen hervorgerufen. Sowohl die rasche Abnahme der Aktivität mit der Tiefe als auch mit der Entfernung vom Stamm ist mit den vorliegenden Ergebnissen vergleichbar.

Werden die Aktivitäten von Cs-137-Chernobyl und Cs-137-Kernwaffen verglichen, zeigt sich, obwohl die Depositionen im Raum Wien relativ gering ausgefallen sind, daß die Aktivitäten aus Chernobyl immerhin etwa den Aktivitäten aus den Kernwaffenversuchen entsprechen. Am Standort Windischhütte beträgt dieses Verhältnis 0.79 (Baum 1) bzw. 0.77 (Baum 2) und am Standort Jägerwiese 1.11 (Baum 1) bzw. 1.07 (Baum 2). An der nahegelegenen Wiesenfläche der Jägerwiese beträgt der Faktor 0.85.

Wird die Flächendeposition von Cs-137 auf dem Waldboden jener der Wiese gegenübergestellt, ist mit Ausnahme der Profile Jägerwiese, Baum 2, 60 und 90 cm eine stärkere Belastung des Waldbodens feststellbar. Die stärkere Belastung beträgt im Extremfall für Cs-137-Chernobyl beim Profil Jägerwiese, Baum 1, 30 cm das 30-fache. Dieses Ergebnis zeigt sehr deutlich die Wirkung des Stammabflusses.

Das Verteilungsmuster bzw. das Akkumulationsverhalten von Cs-137-Chernobyl und Ru-103-Chernobyl erinnert sehr stark an jenes der Schwermetallgehalte in der Stammfußzone. Anhand der Untersuchungsergebnisse von Kazda, 1983, Kazda und Glatzel 1984, und Glatzel et al. 1986, über die Schwermetallverteilung und -mobilität in der Stammfußzone von Altbuchen im Wienerwald geht hervor, daß in erster Linie das sehr immobile Blei und sodann Kupfer und Zink im Verteilungsmuster sehr ähnlich den untersuchten Radionukliden ist (Abbildung 12).

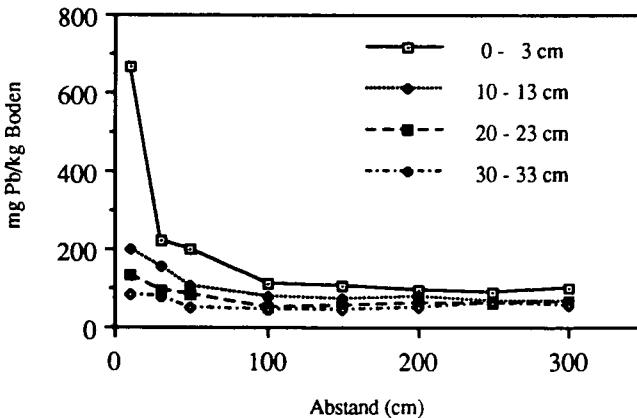


Abbildung 12: Verteilungsmuster von Blei in der Stammfußzone von Altbuchen im Wiener Wald (M.Kazda 1983)

Durch die sehr gute Bindung an die Bodenmatrix und die geringe Löslichkeit wird Cs-137 und Ru-103 auch unter den extremen Bodenverhältnissen der Stammfußzone voraussichtlich nur in geringer Menge von der Baumwurzel aufgenommen, sodaß auch nur eine geringe Beteiligung an den biologischen und ökosystemaren Stoffkreisläufen zu erwarten ist. Eine Stützung dieser Feststellung ist auch in den Aktivitätsmessungen an Fallaubproben zu sehen. Während Proben aus dem Untersuchungsgebiet vom November 1986 Werte von 880 bzw. 1120 Bq/kg Trockengewicht für Cs-137 aus Chernobyl aufwiesen, offenbar durch direkte Deposition von Fallout verursacht, konnten im Jänner 1991 nur mehr 40 bis 70 Bq/kg Trockengewicht Cs-137 gefunden werden.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Aus den Ergebnissen der Untersuchung ergibt sich der Nachweis, daß auch radioaktive Stoffe wie Cs-137, Cs-134 und Ru-103 über das Stammabflußwasser dem Waldboden zugeführt werden und zu einer kleinörtlichen überproportionalen Konzentration führen. Weiters zeigt sich damit auch an Radionukliden die Filterwirkung von Wäldern, welche gegenüber Freiflächen oder niedrigwachsenden landwirtschaftlichen Kulturen erhöht ist.

Diese Gegebenheiten eröffnen damit die Möglichkeit, daß der Eintrag von Radionukliden im Waldboden bei geringer Immission im Stammfußbereich von Altbuchen zuerst nachgewiesen werden kann. Zweifellos ist jedoch allgemein die Gefahr einer sehr raschen und möglicherweise extremen Kontamination dieses Kleinstandortes gegeben. Sofern für Waldbodenbelastungen durch radioaktive Stoffe Grenzwerte diskutiert werden, wäre auf die Immissionsverschärfung im Stammfußbereich durch Stammabfluß Bedacht zu nehmen, wobei das Phänomen des Stammabflusses durch Akkumulation und Synergismus eingetragener Schadstoffe insbesondere Buchenwälder sensibilisiert.

ZUSAMMENFASSUNG

An zwei Standorten im Wienerwald (Windischhütte und Jägerwiese) wurden von jeweils zwei Altbuchen im Bereich der Einsickerungszone des Stammabflußwassers drei Bohrkern gezogen, in geometrische Horizonte aufgegliedert und die Radioaktivität von Cs-137, Cs-134 und Ru-103 gemessen. Ebenfalls wurden Bohrkern einer nahen Wiesenfläche untersucht.

Zunächst zeigen die Ergebnisse, daß der Stammfußbereich von Altbuchen durch Radionuklide überproportional belastet wurde. Cs-137, Cs-134 und Ru-103 aus dem Fallout von Chernobyl sowie Cs-137 aus den oberirdischen Kernwaffentests der 60-er Jahre sind im Verhalten und der Verteilung im Waldboden der Stammfußzone sehr ähnlich jenem von Pb, Zn und Cu aus den Immissionseinträgen. Eine starke Akkumulation erfolgte in unmittelbarer Stammnähe sowie in den obersten mineralischen Bodenhorizonten der auflagefreien Stammfußzone. Bei Cs-137 aus den Kernwaffentests ist eine Tiefenverlagerung von wenigen Zentimetern eingetreten, obgleich sehr saures Bodenmilieu vorliegt und vor allem in den Wintermonaten erhebliche Säurefrachten über den Stammabfluß zugeführt werden.

Am Standort Windischhütte und auf der Freifläche ist die Aktivität von Cs-137 aus Chernobyl etwas höher als die aus den Kernwaffenversuchen. Auf der Jägerwiese ist jene aus den Kernwaffentests etwas höher. Grob ist demnach eine Verdoppelung der Radioaktivität durch den Chernobylunfall eingetreten. Der Anreicherungsfaktor Stammfußbereich/Wiese für das Bodenprofil mit der größten Flächendeposition von Cs-137 aus Chernobyl beträgt 30.

Trotz der festgestellten radioaktiven Belastung des Waldbodens konnte jedoch keine Radioaktivität in Fallaubproben von Buchenblättern der darauf folgenden Vegetationsperioden nachgewiesen werden. Offensichtlich steht diese Beobachtung im Zusammenhang mit der starken Bindung untersuchter Radionuklide an die Bodenmatrix und somit verschwindender Beteiligung am ökosystemaren Stofftransfer.

LITERATUR

- Anderson, A. J. (1967): Investigations on the plant uptake of fission products from contaminated soils. I. Influence of plant species and soil types on the uptake of radioactive Strontium and Cesium. Risø Rep. No. 170, 1967 a. Agric. Res. Dep., Danish Atom Energy Comm. Risø, Denmark
- Blum, W.E.H., O.H. Danneberg, G.Glatzel, H. Grall, W.Kilian, F.Mutsch, D. Stöhr (1986): Waldbodenuntersuchung, Geländeaufnahme, Probennahme, Analyse - Empfehlungen zur Vorgangsweise in Österreich. Hrsg.: Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Arbeitsgruppe Waldbodenuntersuchung; 59 S.
- Coleman, N. T., D. Craig and R. J. Lewis (1963): Ion exchange reactions of cesium. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 27, 287-289
- Dörr, H. und K. O. Münnich (1987): ^{137}Cs und ^{134}Cs im Boden nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. 7. Fachgespräch zur Überwachung der Umweltradioaktivität: Der Reaktorunfall in Tschernobyl, Neuherberg, 16. und 17. November 1987. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BRD, 94-99
- D'Souza, T. J. E. Fagniant and R. Kirchmann (1980): Effects of clay mineral type and organic matter on the uptake of radiocesium by pasture plants. Studiecentrum voor Kernenergie, BLG 538, October 1980
- Förster, H., W. Schimmack und K. E. Kreutzer (1991): Die horizontale Verteilung von Radiocäsium im Waldboden unter Fichte und Buche. Z. für Pflanzenernähr. Bodenk., 154, 87 - 92 (1991)
- Förster, H. und W. Schimmack (1992): Influence of the Stemflow on the Depth Distribution of Radiocesium in the Soil Under a Beech Stand. Naturwissenschaften 79, 23 - 24 (1992)
- Gersper, L. and N.Holowaychuk (1971): Some effects off stem flow from Forest canopy trees on chemical properties of soils. Ecology, 52,4: 691-702
- Glatzel, G., M. Kazda und L. Lindebner (1986): Die Belastung von Buchenwaldökosystemen durch Schadstoffdeposition im Nahbereich städtischer Ballungsgebiete: Untersuchungen im Wienerwald. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 3: 15-32
- Glatzel, G., E. Sonderegger und M. Kazda (1983): Bodenveränderungen durch schadstoffangereicherte Stammabflußniederschläge in Buchenbeständen des Wienerwaldes. AFZ 38: 693-694
- Glatzel, G., L. Lindebner, E. Hedrich, K. Buchtela und F. Grass: Labelling of stemflow water from beech trees using fallout radionuclides (Cs-137 , Cs-134 , Ru-103). Second International Conference on Nuclear and Radiochemistry, Brighton 1988

- Kazda, M. (1983): Schwermetalleintrag in Buchenwaldökosysteme des Wienerwaldes. Diplomarbeit am Institut für Forstökologie, Universität für Bodenkultur, Wien 70S.
- Kazda, M. und G. Glatzel (1984): Schwermetallanreicherung und Schwermetallverfügbarkeit im Einsickerungsbereich von Stammabflußwasser in Buchenwäldern (*fagus sylvatica*) des Wienerwaldes. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147: 743-752
- Lindebner, L., E. Hedrich, K. Buchtela, F. Grass und G. Glatzel (1988): Radionuklidanreicherung im Stammfußbereich von Buchenbeständen des Wienerwaldes. Forschungsinitiative gegen das Waldsterben - Waldsterben in Österreich, Theorien, Tendenzen, Therapien; Symposium 1988, S. 283-285, Hrsg. E. Führer und F. Neuhuber
- Lindebner, L. (1990): Der Bodenzustand in Buchenwäldern des Wienerwaldes. FIW-Forschungsbericht 1990/2 aus dem Inst. f. Forstökologie der Universität f. Bodenkultur, Wien, 154S.
- Papritz, A. (1985): Stoffeintrag und Bodenveränderungen im Stammfußbereich einer Rotbuche (*fagus sylvatica* L.): Literaturübersicht und Untersuchung des zeitlich-räumlichen Verlaufs der Infiltration des Stammabflußwassers. Diplomarbeit, ETH Zürich, 106S.
- Rampazzo, N. und W.E.H. Blum (1988): Irreversible Bodenzustandsänderungen infolge Schadstoffeintrages. In: FIW-Symposium 1988: Waldsterben in Österreich - Theorien, Tendenzen, Therapien. Univ. f. Bodenkultur, Wien; S 283-285
- Tataruch, F., F. Schönhofer und K. Onderscheka (1988): Untersuchungen zur radioaktiven Belastung der Wildtiere in Österreich. Z. Jagdwiss. 34: S 22 - 35
- Tschurlovits, M., H. Böck, K. Buchtela, F. Grass, E. Tschirf und E. Unfried (1989): Implications of Large Scale Environmental Contamination in Austria after Chernobyl Accident, IAEA-SM-306/71, Proc. FAO/IAEA/UNEP/WHO: Intern. Symp. on Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident, Vienna 1989
- Umweltbundesamt (1986): Tschernobyl und die Folgen für Österreich. Vorläufiger Bericht November 1986, Projektleiter: Schönhofer F.; Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien 1986
- Zentralanstalt für Meteorologie: Beobachtungen an der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien, Hohe Warte und Wien und Umgebung. April bis Juli 1986

KEYWORDS

BUCHEN (*FAGUS SYLVATICA* L.), BODENPROFILE, STAMMFUSSBEREICH, WIENERWALD, AKTIVITÄTSKONZENTRATION, CHERNOBYL, γ -SPEKTROMETRIE, FLÄCHENDEPOSITION, RADIONUCLIDE, Cs-134, Cs-137, Cs-137-CHERNOBYL, Cs-137-KERNWAFFEN, Ru-103

BEACH (*FAGUS SYLVATICA* L.), SOIL PROFILES, STEMFLOWAREA, VIENNA WOODS, ACTIVITYCONCENTRATION, CHERNOBYL, γ -SPECTROMETRY, ACTIVITY PER M², RADIONUCLIDES, Cs-134, Cs-137, Cs-137-CHERNOBYL, Cs-137-WEAPONS, Ru-103

DIE CHARAKTERISIERUNG EINER SAUREN BRAUNERDE UNTER FICHTENWALD: VERTIKALE UND HORIZONTALE VERTEILUNG DER WERTE UND DEREN ZUSAMMENHANG MIT ¹³⁷Cs AUS TSCHERNOBYL

Friederike Strebl und Martin Gerzabek

Zusammenfassung

Auf einer 200 ha großen Waldfläche (Fichte) wurden 9 Profile mit 4 Tiefenstufen als Mischproben von jeweils 10 Einstichen entnommen. Diese Probennahmetechnik erlaubt eine ausreichend genaue Bestimmung der meisten physikalisch-chemischen Bodencharakteristika, um vertikale und horizontale Gradienten aufzudecken. Die Böden des Untersuchungsgebietes weisen eine Tendenz zu Podsolierung und Versauerung auf. Trotz der geringen Probenanzahl konnte eine Abhängigkeit der austauschbar gebundenen Kationen Mg und Ca von der Hanglage nachgewiesen werden. ¹³⁷Cs aus dem Fallout nach der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl befindet sich mehr als 7 Jahre nach dem Depositionsereignis noch zu 86% in den obersten 10 cm des Bodens. Als Gründe dafür sind vor allem Nährstoff - Zyklierung in Waldökosystemen und die hohe Bindungskraft des Bodenumus zu nennen. Aus den vorhandenen Datensätzen wurde die notwendige Probenanzahl für die untersuchten Parameter zur Erreichung vorgegebener zulässiger Fehler abgeleitet.

Summary: Vertical and horizontal differences of soil parameters and radiocaesium contents in soil profiles (dystric cambisol) under spruce

In a spruce forest stand 9 pooled soil profiles (ten auger cores each, 4 layers) were collected within a homogenous area of 200 ha. This sampling technique provides sufficient accuracy for the determination of most physico-chemical soil characteristics as well as for the assessment of

vertical gradients and horizontal variability within the investigation area. The results reveal the soils' tendency for podsolization and acidification processes. In spite of the small sample sizes cation wash-out (Ca, Mg) due to differences in the orographic situation was determined with high significance.

86% of ^{137}Cs - contamination derived from the Chernobyl - fallout in 1986 are still found in the top-soil (10 cm). Nutrient - cycling and the high binding capacity of soil organic matter retard vertical migration of ^{137}Cs in forest soils effectively. From the present data sets for different soil parameters the minimum number of soil samples ensuring maximum admissible errors of 10 and 20% were calculated.

1. Einleitung

Im Wald ist der Boden die Hauptnährstoffquelle für das Wachstum und die Produktivität der darauf stockenden Vegetation (FERNANDEZ et al. 1993) anders als auf landwirtschaftlichen Flächen müssen Nährstoffe in diesem Ökosystem in einem geschlossenen Kreislauf gehalten werden (MYTTENAERE et al. 1993), Verluste an das Grundwasser oder Austräge werden hier nicht durch Düngung ersetzt. Im Vergleich zu Ackerböden zeichnen sich Waldböden durch eine hohe Variabilität der Bodenformen und kleinräumige Schwankungen der Bodencharakteristika aus. Als Gründe dafür sind vor allem die fehlende Bodenbearbeitung, die oft abwechslungsreiche und für eine intensive Bewirtschaftung ungünstige orographische und hydrologische Situation sowie der botanische Artenreichtum des Bestandes zu nennen. Daneben bedingt der Profilaufbau eine meist starke vertikale Differenzierung der Bodenparameter schon in den obersten 20 cm des Bodens.

Die österreichischen Waldbodenzustandsinventur basiert auf einem Raster von 8.7 x 8.7 km Zellgröße. Diese Anordnung der Probennahmestellen gewährleistet eine flächendeckende Übersicht über die Bodenverhältnisse in Österreichs Wäldern (ENGLISCH et al. 1991). Für die genaue Charakterisierung eines Standortes ist es allerdings unerlässlich, durch eine ausreichend große Probenzahl und geeignete Probennahmetechniken die Streubreite der Untersuchungsergebnisse zu erfassen bzw. zu minimieren (BLUM et al. 1994; JURITSCH 1994), andererseits sollten die Probenzahlen aus Zeit- und Kostengründen nicht höher als notwendig sein.

Im Rahmen einer Untersuchung des Boden-Pflanze-Transfers von Radionukliden in Waldökosystemen wurden Böden eines Fichten-Mischwald-Bestandes im südwestlichen Waldviertel (Weinsberger Wald, NÖ) beprobt. Ein Ziel dabei war es, eine 200 ha große Untersuchungsfläche repräsentativ zu beproben und die Bodenverhältnisse dieses Standorts physikalisch-chemisch zu charakterisieren. Durch die Bestimmung des Huminstoffsystems, dem bei der Kationenmobilität in organischen Böden große Bedeutung zukommt, sollen Hinweise auf Podsolierungsvorgänge und Nährstoffverlagerung gewonnen werden. Die erhobenen Bodenparameter werden mit der Tiefenverteilung von Radiocäsium aus dem Tschernobyl - Fallout in Beziehung gesetzt, um mögliche Einflußgrößen auf die Wanderungsgeschwindigkeit von ^{137}Cs in Waldböden zu ermitteln.

2. Material und Methoden

2.1. Gebietsbeschreibung

Das Untersuchungsgebiet liegt innerhalb des Weinsberger Waldes (48°23' nördl. B., 15°03' östl. L., ca. 950 m Seehöhe), der eine der größten geschlossenen Waldflächen Niederösterreichs darstellt. Auf Weinsberger Granit haben sich hier sehr seichtgründige saure Braunerden (Dystric Cambisol, FAO Nomenklatur) ausgebildet, an feuchten Stellen finden sich anmoorige Böden und Torf. Die organische Auflage wird zu Moder - Humus zersetzt und ist selten mehr als 5 cm mächtig. Das langjährige Mittel der Temperatur beträgt 5,5°C, die Jahressumme der Niederschläge erreicht durchschnittlich 914 mm (Hydrographischer Dienst NÖ, Meßstelle Bärnkopf).

Im Unterwuchs der von Fichte (*Picea abies*) als Hauptbaumart dominierten Mischwaldbestände sind Heidelbeersträucher, Sauerklee und verschiedene Farnarten (*Dryopteris dilatata*, *D. filix-mas*, *Pteridium aquilinum*) sowie Moose (*Dicranum sp.*, *Polytrichum sp.*), an Gräsern besonders *Calamagrostis sp.* und *Avenella flexuosa* häufig (JELEM 1976). Die ausgewählte Fläche ist mit einem weitgehend homogenen etwa 80jährigen Fichtenbestand bestockt.

2.2. Beprobung

Um in Hinblick auf die ^{137}Cs - Kontamination eine repräsentative Beprobung bei möglichst geringer Probenanzahl zu erreichen, wurde ein ca. 200 ha großes Areal in 9 Quadrate unterteilt, wobei jeweils 3 dieser Untersuchungsflächen im selben Höhenbereich zu liegen kamen

(Unterhang, 850 m, Mittelhang, 950 m, Oberhang, 1000 m). Innerhalb jeder Fläche wurden 10 Profile mit den festen Tiefenstufen Auflage, 0-5 cm (Ah₁ - Horizont), 5-10 cm (Ah₂), 10-20 cm (AB) geworben. Diese Tiefenstufen deckten sich mit der mittleren Mächtigkeit der Horizonte. Aus dem ab 20 cm auftretenden Cv-Horizont wurden keine Proben entnommen. Die Auflage wurde dabei mit einem 25 x 25 cm großen Rahmen gesammelt, die mineralischen Schichten mit einem Pflanzenstecher (10 cm Durchmesser). Nach dem Einstechen wurde der umgebende Boden entfernt, um eine Verfälschung der Proben durch von der Seite herabfallendes Material zu vermeiden. Die Proben der korrespondierenden Tiefenstufen wurden während der Lufttrocknung möglichst gut durchgemischt. In den durch dieses Vorgehen gewonnenen 9 gepoolten Bodenprofilen ist die Wahrscheinlichkeit, daß kleinräumige Unterschiede den Meßwert stark beeinflussen, sehr gering. Andererseits erlaubt diese Anordnung, innerhalb des Untersuchungsgebietes auftretende Gradienten bezüglich der ¹³⁷Cs - Depositionsmenge bzw. der physikalisch-chemischen Bodenparameter zumindest qualitativ nachzuweisen.

2.3. Probenvorbereitung und Analysen

Die Proben wurden luftgetrocknet und für die chemischen Analysen auf < 2 mm gesiebt.

Die Analyse der Bodenparameter erfolgte nach den in der Bodenzustandsinventur (BLUM et al. 1989) bzw. Waldbodenzustandsinventur (ENGLISCH et al. 1991) beschriebenen Methoden. Folgende Parameter wurden untersucht:

Korngrößenverteilung (ÖNORM 1061): wegen der hohen Humusgehalte in den obersten Bodenschichten wurden nur die Tiefenstufen 5-10 und 10-20 cm untersucht. Vor der Analyse wurden die Proben mit H₂O₂ behandelt, um die Analyse störende organische Substanz zu entfernen. Mit einer kombinierten Sieb- und Pipettenmethode wurden die Größenfraktionen Sand (2 mm - 63 µm), Schluff (63 - 2 µm) und Ton (< 2 µm) bestimmt.

pH-Wert (ÖNORM 1083): die Bestimmung erfolgte mit 0,01 M CaCl₂ - Lösung (10 g Boden in 25 ml Lösung). Die Bestimmung der austauschbaren Protonen erfolgte mit 1 N NH₄OAc - Lösung (10 g Boden in 25 ml Lösung). Die Protonenwerte (mval/100g Feinboden) können graphisch aus einer Kurve (SCHLICHTING und BLUME 1966) anhand der gemessenen pH-Werte bestimmt werden.

Organischer Kohlenstoff / Stickstoff: 10 mg der staubfein vermahlenden Proben wurden in Zinnhülsen eingewogen und im Elementaranalysator (Carlo Erba Strumentazione, Nitrogen Analyser 1500) verbrannt. Aus den Ergebnissen wurde das C/N - Verhältnis und der Humus-

gehalt (Multiplikation des organischen C mit 1,724 (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1989) abgeleitet.

Austauschbare Kationen (ÖNORM 1086): die austauschbaren Kationen wurden nur in den 3 mineralischen Bodenschichten untersucht. Dafür wurden wegen der durchwegs sauren Bodenreaktion 5 g Feinboden mit 100 ml 0,005 M BaCl₂ - Lösung (ungepuffert) versetzt. In der Lösung wurden die Elemente Ca, K, Na, Mg, Al, Fe, Mn mittels Plasmaemissions-Spektrometrie (ICP-AES, Perkin Elmer Plasma II) bestimmt.

Die **Huminstoffextraktion und die Bestimmung des Humifizierungsgrades** erfolgten nach den in GERZABEK et al. (1993) beschriebenen Methoden mit wässriger Na₄P₂O₇ · 10 H₂O. Wegen der hohen Humusgehalte und um die Extraktion im Hinblick auf mögliche biochemische Umwandlungen nicht über länger als 4 Tage auszudehnen, wurde die Einwage von 10 auf 1 g Boden reduziert. Folgende Parameter wurden photometrisch ermittelt: Optische Dichte/g Humus bei 400 nm Wellenlänge, das Verhältnis der Extinktion bei 400 und 600 nm (als Maß für den Kondensationsgrad der Huminstoffe); Mengenverhältnis von Fulvo- / Huminsäuren.

Gammapektrometrie: Für die Bestimmung der Cäsiumkonzentrationen wurde nicht der Feinboden, sondern die ungesiebten, von größeren Wurzeln befreiten, luftgetrockneten Mischproben verwendet. Die gammapektrometrischen Messungen wurden an der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung durchgeführt. Dort stand ein Vielkanalanalysatorsystem (Canberra S 100) mit mehreren Halbleiterdetektoren (Ge-Li und HP-Ge, relative Efficiency 25 - 35 %) zur Verfügung. Die Messung erfolgte in 1 l - Marinelli-Bechern, die Meßzeiten wurden so gewählt, daß der Meßfehler für ¹³⁷Cs weniger als ± 10% betrug.

2.4. Berechnungen

Der Probenumfang (n = 9) ist zu gering, um einen Test zur Überprüfung der Normalverteilung durchzuführen, daher wurde neben Mittelwert und Standardabweichung auch der Median berechnet. Da geostatistische Verfahren aufgrund der geringen Anzahl der Beobachtungen (n = 9) nicht anwendbar sind, wurde zur Abschätzung der räumlichen Variabilität der untersuchten Bodenparameter und der ¹³⁷Cs - Konzentration in den verschiedenen Tiefenstufen der Profile eine Varianzanalyse durchgeführt. Dieses Verfahren ist relativ robust gegenüber Verletzungen der Forderung nach Normalverteilung (DUFNER et al. 1992). Als kategoriale Daten

wurden die Hanglage (Oberhang, Mittelhang, Unterhang) und im Vergleich dazu die Standorte (1, 2, 3) gewählt. Jeder Bodenparameter wurde mit einer einfachen Varianzanalyse auf seine Homogenität geprüft (BAHRENBURG et al. 1992). Die Berechnungen wurden für jede Schichttiefe getrennt durchgeführt.

Um Zusammenhänge zwischen den analysierten Bodenparametern und der ^{137}Cs - Konzentration in den Proben aufzuzeigen, wurden die Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman berechnet. Bei dieser Methode ist die Normalverteilung der Daten nicht vorausgesetzt, weil die Zahlenwerte durch ihre Rangzahlen ersetzt werden (BAHRENBURG et al. 1990). Die Koeffizienten wurden für jede Schichttiefe getrennt berechnet.

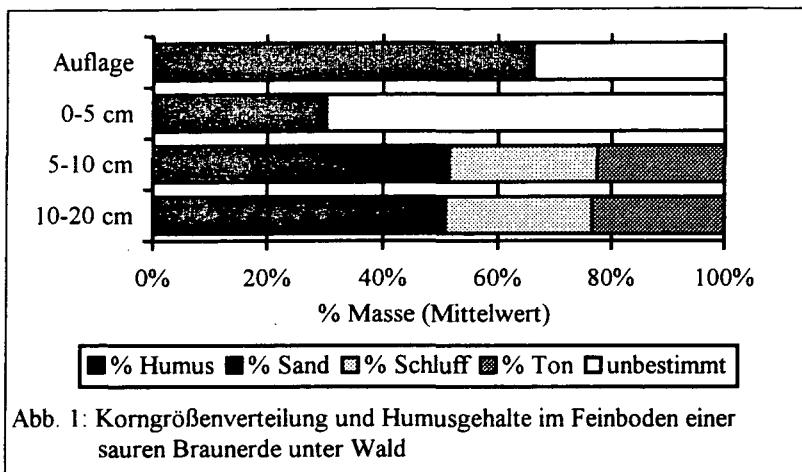
3. Ergebnisse

3.1. Physikalisch - chemische Bodenparameter

Die Verteilung der Massenanteile der 3 untersuchten Fraktionen Sand : Schluff : Ton entspricht in der Tiefe 5 - 10 cm 42 : 32 : 27 (%), in 10 - 20 cm Tiefe 44 : 29 : 27 (%). Der Sandgehalt steigt mit der Tiefe nur geringfügig an, der Schluffgehalt nimmt dagegen leicht ab, während der Tonanteil zwischen 5 - 20 cm fast konstant 27% beträgt (siehe Abb. 1). Die Streuungen überlappen soweit, daß die vertikalen Unterschiede in der Korngrößenverteilung nicht signifikant sind. Die Variationskoeffizienten der 9 Proben liegen unter 9%, die horizontale Streuung der Werte ist im Gesamtgebiet also sehr gering und steht nicht mit der Hanglage oder der Zuordnung zu den Standorten (1, 2, 3) im Zusammenhang (Abb. 2).

Der Massenanteil an organischer Substanz im Feinboden nimmt, seiner Herkunft aus dem Bestandesabfall entsprechend, mit zunehmender Bodentiefe rasch von 66% in der Auflage auf 11% in 10-20 cm Tiefe ab (Abb. 1 und 2). Die Schwankungen um den Mittelwert betragen zwischen 9% (Auflage) und 20% (10-20 cm), es ist aber kein räumliches Muster der Streuung abzulesen. Median und Mittelwert stimmen bei diesem Parameter, einer Normalverteilung entsprechend, sehr gut überein.

Die pH-Werte sind in allen Tiefenstufen sehr niedrig, die Minimalwerte sind in 0-5 cm Tiefe zu finden (3,0), in 10-20 cm Tiefe steigen die Werte bis auf 3,6 an. Der Tiefenverlauf der Bodenreaktion läßt somit einen deutlichen Anstieg der Werte im unteren Teil des Profils erkennen (siehe Abb. 2). Die kleinräumigen Unterschiede der 9 Untersuchungspunkte betragen weniger



als 4%, Median- und Mittelwert stimmen genau überein, was auf normalverteilte Daten hindeutet.

Die Kationen Calcium, Magnesium, Kalium und Eisen zeigen große Übereinstimmung im Tiefenverlauf: die Konzentrationen an austauschbar gebundenen Ionen nehmen beim Übergang von der 0-5-cm-Schicht zur Schicht 5-10 cm auf ca. die Hälfte ab, in 10-20 cm Tiefe sinken die Konzentrationen noch weiter ab. Beim Element Mangan nimmt die Menge an austauschbar gebundenen Ionen in den unteren Bodenschichten wesentlich weniger ab (siehe Abb. 3).

Die absolute Menge an austauschbar gebundenen Kationen ist aber für die untersuchten Elemente sehr unterschiedlich: in 0-5 cm Tiefe wurden für Ca Werte von 2,13 mval/100g Boden, für K 0,28 mval/100g Boden und für Fe 0,62 mval/100g Boden ermittelt (siehe Abb.3). Mangan ist im BaCl₂-Auszug nur in geringer Menge austauschbar, die Werte betragen in 0-5 cm Tiefe 0,07 und in den beiden untersten Schichttiefen jeweils 0,02 mval/100g Boden.

Aluminium zeigt eine stark abweichende Tiefenverteilung: in 0-5 cm liegen 8,6 mval/100g Boden austauschbar gebunden vor, in 5-10 cm Tiefe steigen die Werte im Mittel auf 9 mval/100g Boden an und nehmen auch in der Schichttiefe 10-20 cm nur um ca. 35% auf 7,2 mval/100g Boden ab. Das häufigste Kation am Austauschkomplex ist wegen der sauren Bodenreaktion das Proton, die Werte nehmen in Tiefenverlauf von 18 auf 11 mval/100g Boden ab. Bei der Basensättigung nehmen die Werte von 10,5% auf 5,2% und 3,1% (0-5 cm, 5-10 cm und 10-20 cm Tiefe) ab. Da in die Kationenaustauschkapazität auch die sauer reagierenden Al³⁺ und H⁺

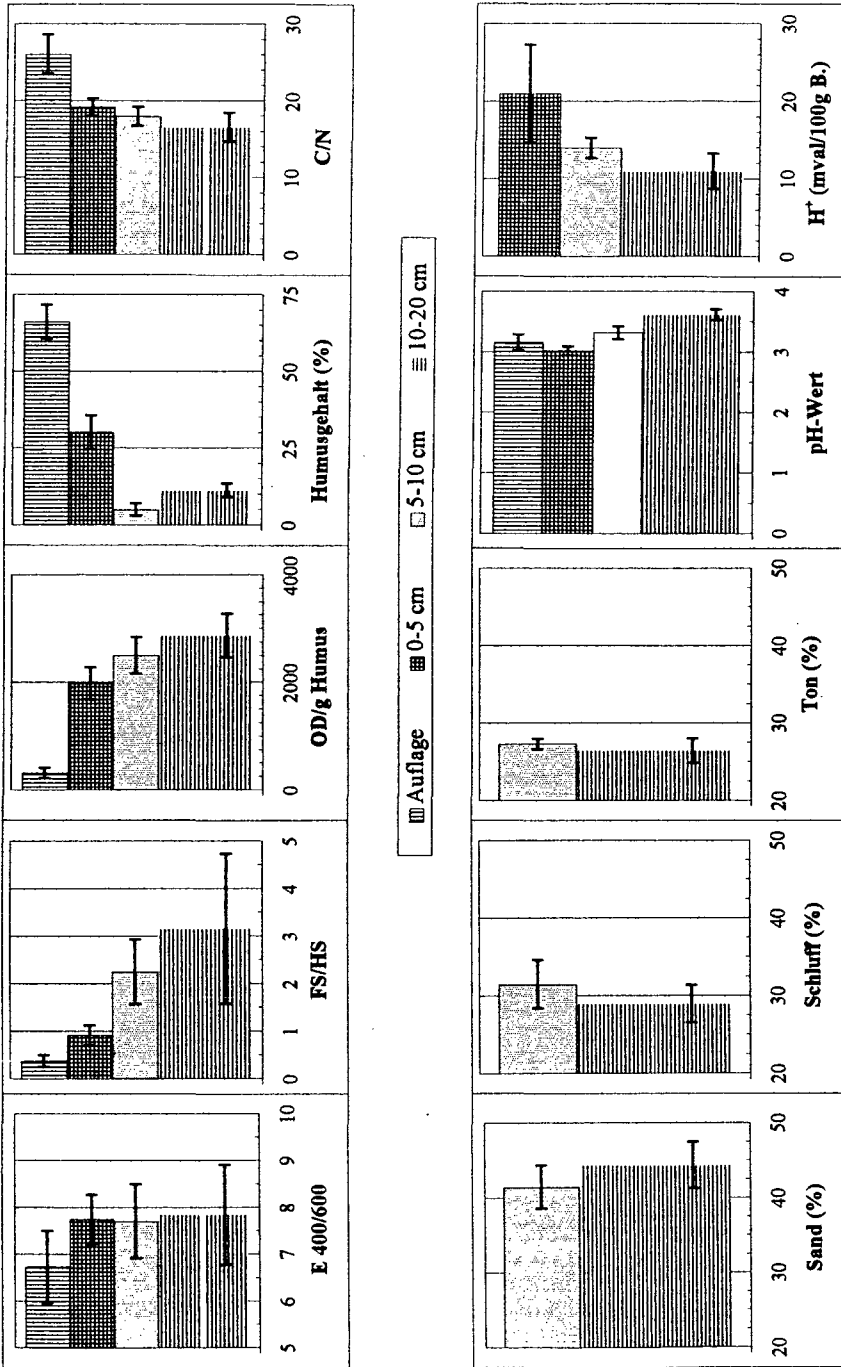


Abb. 2: Die Vertikalverteilung verschiedener Bodenparameter in einem Braunerde - Waldboden

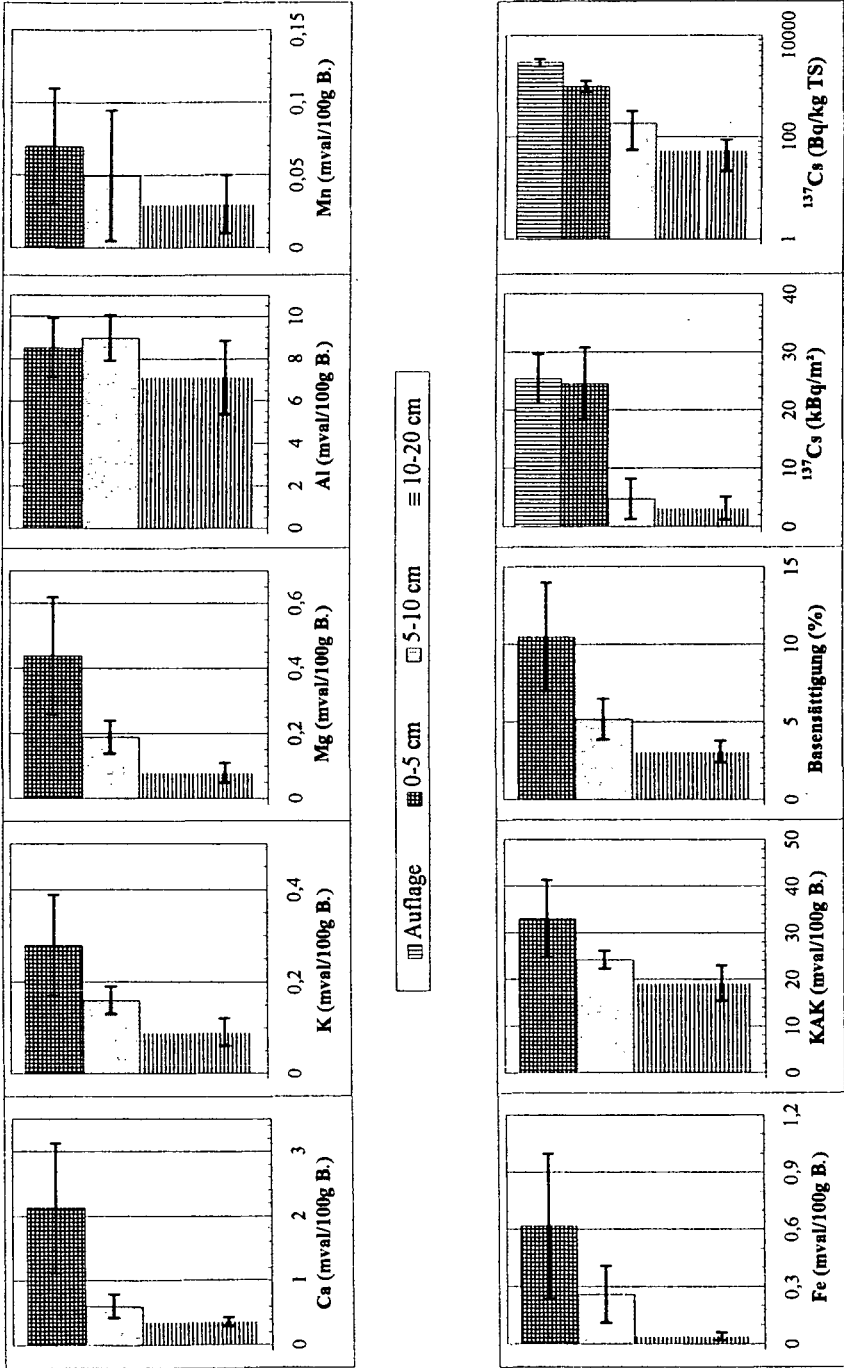


Abb. 3: Die Verteilung der austauschbar gebundenen Kationen und des Radiocäsiumgehaltes in einem Braunerde - Waldboden

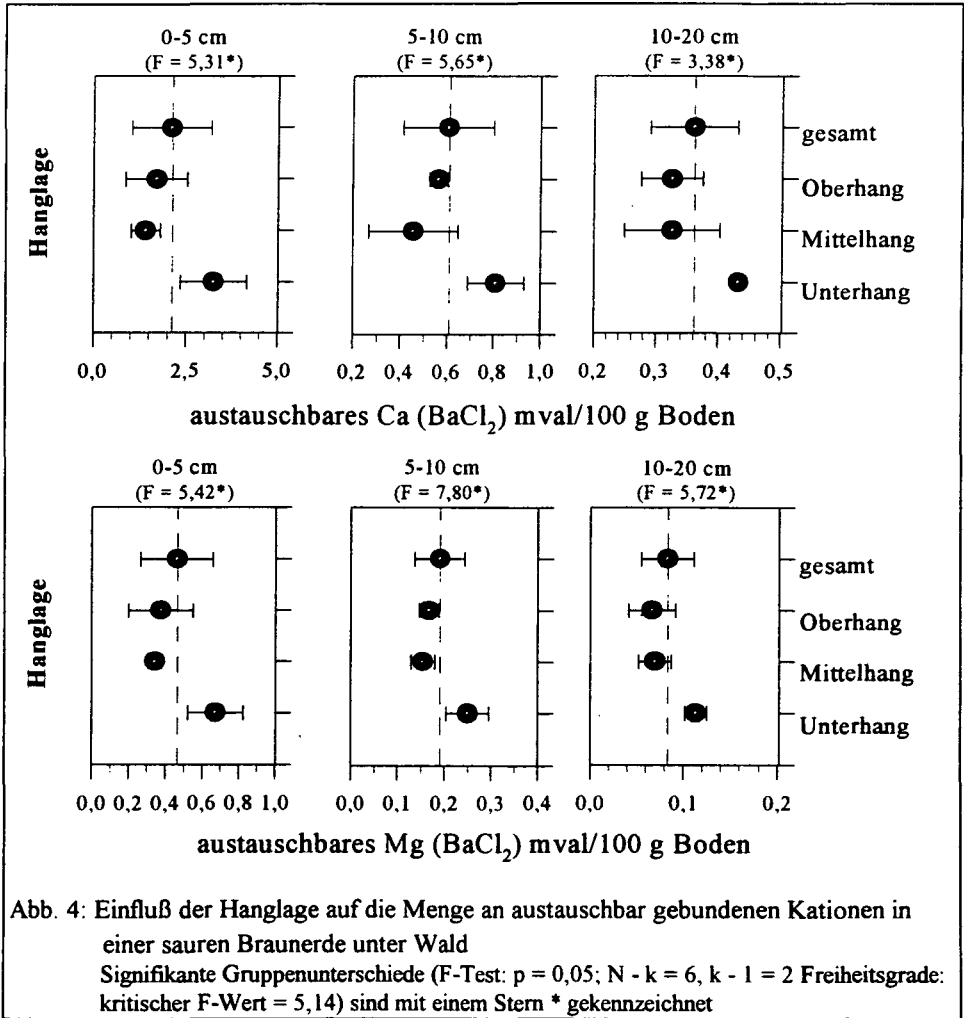


Abb. 4: Einfluß der Hanglage auf die Menge an austauschbar gebundenen Kationen in einer sauren Braunerde unter Wald
Signifikante Gruppenunterschiede (F-Test: $p = 0,05$; $N - k = 6$, $k - 1 = 2$ Freiheitsgrade: kritischer F-Wert = 5,14) sind mit einem Stern * gekennzeichnet

eingehen, ist die Tiefenverteilung durch eine mäßige Verminderung der Werte (33,1 - 24,3 - 19,2 mval/100g Boden) gekennzeichnet.

Die Streuung der Meßwerte für austauschbares Eisen und Mangan erreicht zwischen 50 und 100 Prozent der Mittelwerte, auch für die Elemente Calcium, Kalium und Magnesium betragen die Variationskoeffizienten in allen Tiefen zwischen 20 und 50 %, sie sind also deutlich höher als bei anderen Bodenparametern. Im Vergleich zu den basischen Kationen ist die räumliche

Variabilität der Werte von Al und Protonen gering, sie liegen in allen Schichttiefen unter 30% vom Mittelwert.

Die Menge an austauschbar gebundenem Ca und Mg ist am Unterhang signifikant höher als am Mittel- und Oberhang (siehe Abb. 4). Diese räumliche Differenzierung ist in jeder der 3 untersuchten Schichttiefen nachweisbar.

Die C/N - Verhältnisse betragen in Proben der Auflageschicht im Mittel 26,1, in mineralischen Bodenschichten nehmen die Werte geringfügig auf 16,6 (10-20 cm) ab. Die Streuung der Werte in den einzelnen Tiefenstufen liegt zwischen 6 und 11 %, es kann kein Zusammenhang mit der Hanglage oder den 3 Standorten nachgewiesen werden. Der Quotient der Extinktionen bei 400 und 600 nm (E 400/600) gilt als Maß für die Höhe der Kondensation der organischen Substanz, je geringer der Wert, desto größer ist der Anteil an reifen, hoch polymerisierten Huminstoffen. Während sich in der Auflage ein Mittelwert von 6,7 ergibt, betragen die Mittelwerte in den 3 mineralischen Bodenschichten zwischen 7,7 und 7,9 mit Streuungen zwischen 7 und 14%. Der Polymerisationsgrad nimmt also im Vergleich zur Auflage ab. Der Fulvo-/Huminsäuren - Quotient zeigt ein korrespondierendes Bild: Mit einem Mittelwert von 0,38 überwiegen in der Auflageschicht die hochmolekularen Huminsäuren den Anteil an Fulvosäuren, in 0-5 cm Tiefe ist das Verhältnis mit 0,92 ausgewogen, in 5-10 cm (2,25) und 10-20 cm (3,16) kehrt sich das Verhältnis um; hier überwiegen wenig polymerisierte Fulvosäuren im Bodenextrakt. Die Variationskoeffizienten sind bei diesem Parameter mit 23 - 50 % größer als bei E 400/600. Für beide Parameter zeigt sich durch die Varianzanalyse eine signifikante Abhängigkeit der Werte von der Hanglage (siehe Abb. 5): Am Unterhang übertrifft der Kondensationsgrad den Gesamtmittelwert deutlich, am Oberhang treten dagegen vermehrt niedermolekulare Fulvosäuren im Bodenextrakt auf. In den mineralischen Bodenschichten ist der Einfluß der Hanglage auf diese Werte nicht ausgeprägt. Die optischen Dichten/g Humus (OD/g Humus) steigen mit zunehmender Bodentiefe rasch von 319 (Auflage) auf 2876 OD/g Humus (in 10-20 cm Tiefe) an (Abb. 2). Die Streuung der Werte beträgt in den mineralischen Schichten 15%, in der Auflage 31%. Für die Tiefenstufe 0-5 cm liegt eine Abhängigkeit von der Hanglage vor (siehe Abb. 5). Die optischen Dichten/g Humus sind am Unterhang signifikant niedriger als am Mittel- und Oberhang.

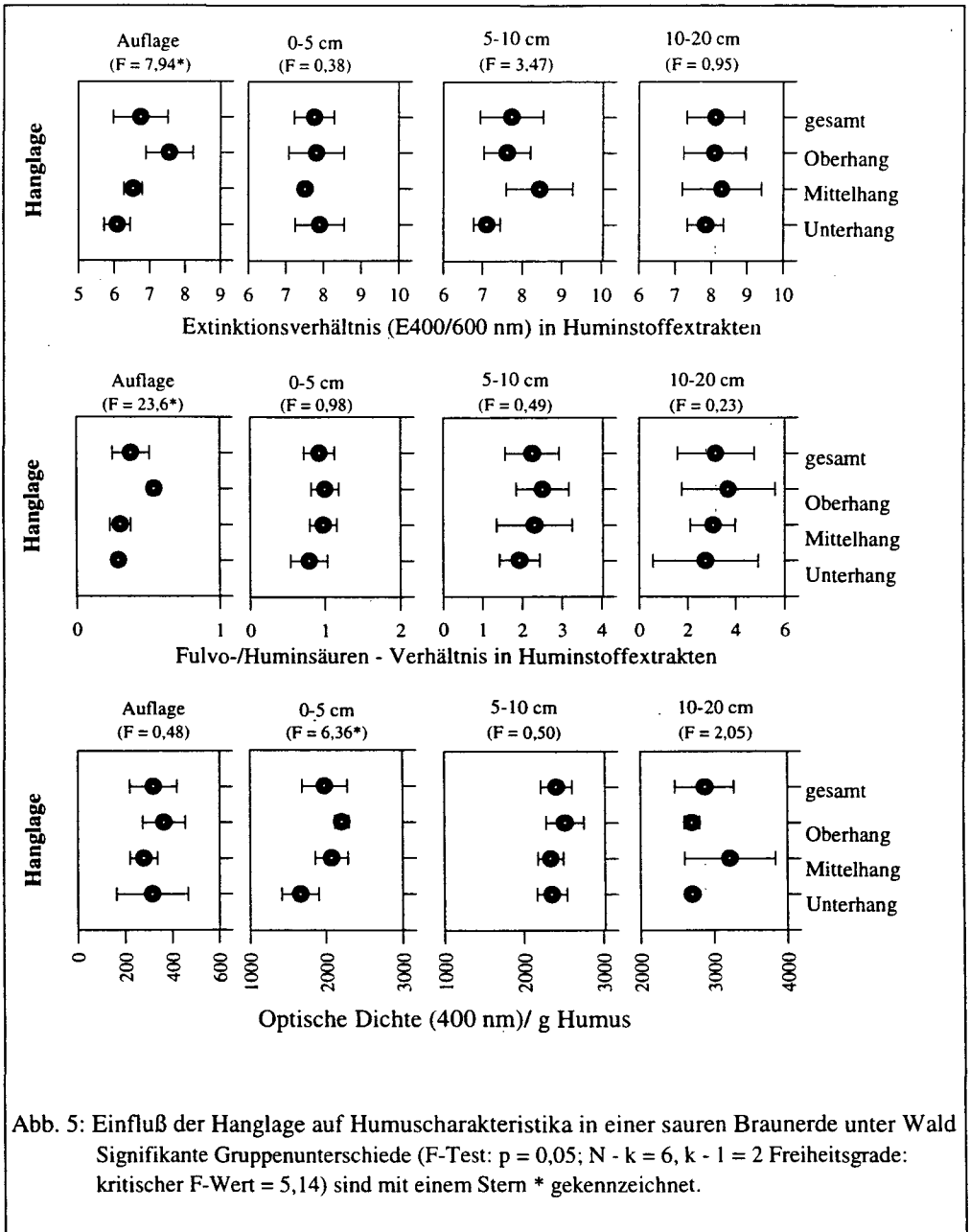


Abb. 5: Einfluß der Hanglage auf Humuscharakteristika in einer sauren Braunerde unter Wald
 Signifikante Gruppenunterschiede (F-Test: $p = 0,05$; $N - k = 6$, $k - 1 = 2$ Freiheitsgrade:
 kritischer F-Wert = 5,14) sind mit einem Stern * gekennzeichnet.

3.2. ^{137}Cs - Konzentrationen

Die in Abb. 3 dargestellte Tiefenverteilung der ^{137}Cs - Konzentrationen und Flächenkontaminationswerte wurde auf das Probennahmedatum (21. 9. 93) bezogen.

Die Konzentrationen nehmen im Mittel von 2997 Bq/kg TS in der Auflage auf 1027 Bq/kg TS (0-5 cm), 191 Bq/kg TS (5-10 cm) und schließlich 56 Bq/kg TS in 10-20 cm Tiefe ab. Die entsprechenden Werte für die Flächenkontamination betragen 25,5; 24,6; 4,97 und 3,23 kBq/m². Die räumliche Variabilität steigt mit zunehmender Tiefe von 17% auf 70% erheblich an. Die Steuerung der Werte läßt allerdings kein räumliches Muster erkennen.

3.3. Korrelationsanalyse (Spearman'sche Rangkorrelation) der Bodenparameter

Die physikalisch-chemischen Bodenparameter stehen untereinander in engem Zusammenhang. In Tabelle 1 sind nur jene Ergebnisse aufgenommen, die mindestens auf dem 95% Niveau signifikant sind (Güte der Regression durch Sterne gekennzeichnet, siehe Tabellentext). In den 9 Proben der Auflageschicht korreliert das Verhältnis von Fulvo- zu Huminsäuren mit dem Extinktionsquotienten (E 400/600). Die negative Korrelation zwischen ^{137}Cs - Konzentration in der Auflageschicht und dem Extinktionsquotienten ist auf dem 2% Niveau signifikant.

In den mineralischen Bodenhorizonten zeigen sich enge Korrelationen zwischen den Mengen an austauschbar gebundenen Kationen und den daraus abgeleiteten Parametern. Der hohe Einfluß der organischen Substanz auf den Nährelementhaushalt des Waldbodens konnte nachgewiesen werden. Die ^{137}Cs - Konzentration korreliert mit den Mengen an austauschbar gebundenem Fe, K und Mg, daneben sind Beziehungen von pH-Wert (signifikante Korrelation in 5-10 cm Tiefe), Humusgehalt (in 0-5 cm Tiefe), C/N-Verhältnis (in 5-10 cm Tiefe) und Extinktionsverhältnis der Huminstoffextrakte (Auflageschicht) mit den ^{137}Cs - Werten erkennbar. In tieferen Bodenschichten zeichnet sich ein signifikanter Zusammenhang der mineralischen Bodenbestandteile (Korngrößenverteilung) mit dem Basenhaushalt und der organischen Substanz ab (siehe Tab. 1).

3.4. Abschätzung der notwendigen Probenanzahlen

Anhand der Streuungen der Analysendaten kann man die Probenanzahl abschätzen, die theoretisch notwendig ist, um eine statistisch zuverlässige Aussage über den jeweils gemessenen

Parameter zu erhalten. Bei einem gewählten zulässigen Fehler von $\pm 10\%$ bzw. $\pm 20\%$ (vom Mittelwert) ergeben sich die in Tab. 2 angeführten Probenzahlen ($\alpha = 0,05$) über die Beziehung (KREBS 1989):

$$n = \left(\frac{s \times t_{\alpha}}{d} \right)^2$$

s...Standardabweichung; t_{α} ...Students Zahl (bei $n < 2$ ca. 2)
d...gewählte zulässige Abweichung vom Mittelwert

Als Berechnungsgrundlage wurden dabei die Werte der Schichttiefe mit der jeweils größten Standardabweichung herangezogen. Der geringen kleinräumigen Variabilität entsprechend erfordert die Bestimmung des pH-Wertes, der Korngrößenverteilung und des C/N - Verhältnisses sehr geringe Probenzahlen von 1 bis 4. Die höchsten Werte ergeben sich für die Bestimmung der austauschbar gebundenen Kationen Mangan und Eisen auch das Fulvo-/Huminsäure - Verhältnis könnte theoretisch erst durch einen Datensatz von 100 Einzelwerten mit weniger als 10% Fehler bestimmt werden.

Tab. 2: Abschätzung der notwendigen Probenzahlen für die Ermittlung verschiedener Bodenparameter in einem Gebiet von 200 ha bei einem zulässigen Fehler von 10% bzw. 20%

Parameter	Probenanzahl ($\alpha = 0,05$)	
	Fehler $\pm 10\%$	Fehler $\pm 20\%$
pH-Wert	1	1
Korngrößenverteilung	4	1
C/N - Verhältnis	5	2
E 400/600	8	2
Optische Dichte /g Humus	39	10
Fulvo-/Huminsäuren-Verhältnis	100	25
Humusgehalt	15	4
¹³⁷ Cs - Bodeninventar	15	4
Kationenaustauschkapazität	25	7
Basensättigung	44	11
Al	23	6
H	36	9
K	61	16
Mg	68	17
Ca	89	23
Fe	149	38
Mn	400	100

4. Diskussion

4.1. Physikalisch-chemische Bodenparameter

Der ermittelten Korngrößenverteilung (44 : 29 : 27) zufolge sind die untersuchten Böden als sandige Lehme anzusprechen. Nach SCHRÖDER (1980) weist diese Bodenart sehr günstige Eigenschaften in bezug auf Wasser- und Nährstoffverhältnisse sowie die Durchwurzelbarkeit auf. Vergleicht man die Ergebnisse mit Werten der Österreichischen Bodenkartierung von nahegelegenen landwirtschaftlich genutzten Böden (Dauerriesen), so fallen die im Waldboden höheren Ton- und dafür niedrigeren Schluffgehalte auf. Für die nähere Umgebung der Untersuchungsfläche sind in der Bodenkarte mehr als 10 verschiedene Bodenformen ausgewiesen. Durch die unterschiedlichen Wasserregime in Abhängigkeit von der Topographie streut die Korngrößenverteilung in einem weiten Bereich, dabei treten hydromorphe Böden in Gräben und Talböden als sandige Lehme, Lehme und Tone auf. Die 9 Proben aus dem Untersuchungsgebiet zeichnen sich durch sehr geringe Schwankungen innerhalb der 3 Größenklassen des Feinbodens aus. Die im Vergleich mit Böden von benachbarten Wiesen höheren Tongehalte (LANDW.-CHEM. BVA 1978) könnten durch eine schneller ablaufende Verwitterung der mineralischen Bodenbestandteile bedingt sein. Unter Fichtenbeständen herrschen saure pH-Werte und andere bodenbildende Prozesse vor, die eine vermehrte Freisetzung von Kationen (SCHLICHTING und BLUME 1966) bewirken. Dieser Vorgang wird durch hohe Humusgehalte, wie sie in Waldböden auftreten, noch beschleunigt (BRÜMMER 1978). BLUM und RAMPAZZO (1990) wiesen eine Beschleunigung der Verwitterung mit Erhöhung der Tongehalte und Tonmineralneubildung im sauren Stammabflußbereich von Buchen nach.

In den obersten Bodenschichten, denen aus ökologischer Sicht als dicht durchwurzeltem Bereich besonders hohe Bedeutung zukommt, stellt die organische Substanz einen wichtigen Massebestandteil dar. Die Prozentwerte der mineralischen Größenfraktionen im Feinboden verringern sich bei Berücksichtigung des Humusgehaltes beträchtlich (siehe Abb. 1). Obwohl die untersuchten Profile optisch kein Anzeichen von Podsolierung zeigten, sind auch in 10-20 cm Tiefe des Mineralbodens noch große Mengen an Humus enthalten (11%). Die Böden sind in dieser Tiefe meist ockerfarben, die organische Substanz ist oft nicht durch die Färbung erkennbar. Die Makrofaunendichte ist im Untersuchungsgebiet eher gering, neben der durch tierische Aktivität eingemischten organischen Substanz ist der von tieferliegenden Phanerophytenwurzeln und Pilzmyzelien abgeleitete Wurzelhumus zu berücksichtigen. Nach

McCLAUGHERTY (zit. in KÖGEL-KNABNER et al. 1988) kann der Eintrag organischer Substanz durch unterirdische Pflanzenorgane und die Menge des aus dem Streuabbau gebildeten Humus vergleichbar große Beiträge zum Bodenumus liefern.

Die gemessenen pH-Werte (3,0 - 3,6) in den 4 untersuchten Tiefen sind sehr niedrig, für Waldböden aus kristallinem Ausgangsgestein aber nicht ungewöhnlich. Auch im Bayerischen Wald wurden Werte um 3,1 in der Auflage und 3,4 im Ah-Horizont ermittelt (BUNZL et al. 1992). Der im Tiefenverlauf ansteigende pH ist allerdings ein Hinweis, daß die extrem niedrigen Werte in den oberen Bodenschichten nicht nur vom Ausgangsgestein bestimmt werden, sondern zusätzlich durch atmosphärischen Säureeintrag, Wurzelausscheidungen des Bestandes und den Eintrag organischer Säuren aus der Auflage verursacht sind. Bei der Österreichischen Waldbodenzustandsinventur (ENGLISCH und MUTSCH 1994) wurden für carbonatfreie Böden Medianwerte von 3,83 (Auflage), 3,79 (0-10 cm) und 4,06 (10-20 cm) ermittelt, demnach kommen die im Weinsberger Wald erhobenen pH-Werte innerhalb des untersten Perzentils der gesamtösterreichischen Daten zu liegen. Die Bodenreaktion der umliegenden Dauerwiesen liegt ebenfalls im sauren Bereich um pH 4 - 4,5 (LANDW.-CHEM. BVA 1978).

Tonminerale und die organische Substanz bilden gemeinsam den Austauschkomplex des Bodens, an dessen funktionellen Gruppen und Bindungsstellen Ionen in einer Form gebunden werden, in der sie leicht durch andere Kationen gleicher Ladung ausgetauscht werden können. Aus Abb. 1 wird deutlich, daß in Waldböden der Austauschkomplex schon mengenmäßig in hohem Maße durch die organische Substanz aufgebaut wird, Humus weist im Vergleich mit mineralischen Bodenkomponenten eine höhere Zahl an funktionellen Gruppen und dadurch ein höheres Austauschpotential auf.

Die Kationenaustauschkapazität (in 0-5 cm, 5-10 cm und bis 10-20 cm: 31 - 18 mval/100g Boden) der untersuchten Proben übertrifft typische Werte für Braunerden (18mval/100g Boden, SCHRÖDER 1980). Dies läßt sich mit den hohen Gehalten an organischer Substanz erklären. In Böden mit niedrigen pH-Werten werden basische Kationen durch die im Überfluß vorhandenen Protonen vom Austauscher verdrängt und liegen dann gelöst im Bodenwasser vor. Dies kann zu einer Auswaschung der Kationen und Nährstoffverlusten führen. Die Basensättigung ist ein Indikator dafür, wie weit der verfügbare Austauscher bereits durch Säurezufuhr verbraucht ist (ENGLISCH et al. 1991). Die Werte der 9 Profile aus dem Weinsberger Wald nehmen mit der Tiefe von 10% auf 3% ab. Nach dem Einteilungsschema der Wald-

bodenzustandsinventur (ENGLISCH und MUTSCH 1994) entspricht dies den Klassen „sehr niedrig“ (0-10 cm) bis „extrem niedrig“ für den Unterboden. In bewirtschafteten Wiesen des Weinsberger Waldes beträgt der Minimalwert der Basensättigung 15% bei pH 4,2. Die Pufferung extrem niedriger pH-Werte (< 4,2) erfolgt über Al - und Fe - Oxide, Hydroxide bzw. Hydroxokomplexe. Aus diesen können Al - und Fe - Ionen relativ rasch freigesetzt werden (SKYLLBERG 1994). Bei Verwitterungssimulationsexperimenten wurden Al und Fe unter sauren Bedingungen viel rascher als basische Kationen mobilisiert (HOFFMANN-SCHIELLE 1993). Die Gehalte an austauschbar gebundenem Aluminium gelten daher als Maß für die Bodenversauerung eines Standortes (GUGGENBERGER 1994). Nach LINDSAY (zit. in BINKLEY und SOLLINS 1990) kann die Reduktion des Boden - pH um eine Einheit die Konzentration an gelösten Al - Ionen, die mit Al - haltigen Mineralen in chemischem Gleichgewicht stehen, bis auf das Tausendfache erhöhen. Die vorliegenden Ergebnisse von über 8 mval Al /100g Boden in allen untersuchten Tiefenschichten übersteigen Werte aus dem Bayerischen Wald (5,4 mval Al /100g Boden bei pH 3; FALKENGREN-GRERUP und TYLER 1993) oder der Schweiz (4,1 mval Al /100g Boden bei pH 3,8; BRUNNER und BLASER 1989), dagegen stimmen die Mengen an austauschbar gebundenem Eisen gut mit Ergebnissen von Braunerde-Waldböden der Schweiz überein (BRUNNER und BLASER 1989). Die ermittelten Werte für austauschbar gebundenes Kalium und Magnesium liegen im selben Konzentrationsbereich wie jene von bewirtschafteten Wiesenböden der näheren Umgebung des Untersuchungsgebietes. Ca- und Mg-Ionen können am leichtesten durch Aluminium vom Austauscher verdrängt und dann mit auftretendem Hangwasser aus dem Boden ausgewaschen werden (HOFFMANN-SCHIELLE 1993). Die Varianzanalyse legt die beschriebene Dynamik nahe: In Abhängigkeit von der Hanglage herrschen unterschiedliche Wasser- verhältnisse vor, mit dem Hangwasser aus Böden des Ober- und Mittelhanges ausgewaschene Kationen sammeln sich in den feuchteren Böden des Unterhanges an, hier ist die Konzentration von Mg und Ca in der austauschbar gebundenen Fraktion signifikant höher. Dieser Effekt wird durch die Unterschiede im Huminstoffsystem unterstrichen. In der Auflageschicht des Oberhanges treten vermehrt Fulvosäuren auf, hangparallele Auswaschung und Eintrag in die darunterliegende Schicht führt zu einer Erniedrigung der optischen Dichten am Unterhang in 0-5 cm Tiefe. Die hohe Bindungsaffinität der Fulvosäuren zu basischen Kationen bewirkt schließlich die beschriebene gleichsinnige räumliche Differenzierung der Werte.

Wie aus Abb. 3 ersichtlich, ist die vertikale Abnahme der austauschbaren Mangengehalte weniger stark ausgeprägt als bei den anderen zweiwertigen Kationen, die Konzentrationen sind in allen Tiefenstufen sehr gering. Dies deckt sich mit den Ergebnissen von FALKENGREENGRERUP und TYLER (1993). Sie erklären sinkende Mn-Gehalte in der Bodenlösung des Oberbodens (0-5 cm) durch Auswaschungsverluste. Schon bei kurzanhaltenden Versauerungsschüben wird Mangan leicht in tiefere Bodenschichten ausgewaschen (KÖNIG et al. 1986). Die höchsten Konzentrationen an austauschbar gebundenen Nährelementen sind stets in den obersten Bodenschichten zu finden. Dies zeigt, daß die Nachlieferung von Ionen aus der Verwitterung des Unterbodens mengenmäßig von untergeordneter Bedeutung ist, die Hauptmenge der für den Bestandaufbau notwendigen pflanzenverfügbaren Nährelemente stammt aus dem Streuabbau und wird durch Mineralisierung der organischen Substanz wieder dem Nährstoffzyklus zugeführt.

Die mit $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ -Lösung extrahierbaren Huminstoffe umfassen Fulvo- und Huminsäuren, die sich in ihren chemischen Eigenschaften deutlich unterscheiden. Die kleineren Fulvosäuremoleküle sind im Boden meist adsorptiv an Tonminerale, Eisen- und Aluminiumoxide oder organische Bestandteile gebunden, sie sind aber im Gegensatz zu Huminsäuren besser wasserlöslich und daher im Bodenprofil viel mobiler als diese. Über die in großer Anzahl vorhandenen funktionellen Gruppen vermögen Fulvosäuren Kationen komplex oder als Chelate zu binden. Diese Huminstoff - Fraktion wird in Böden mit geringer mikrobieller Aktivität vermehrt gebildet, andererseits entstehen Fulvosäuren bei niedrigem pH-Wert auch durch Depolymerisation höher kondensierter Moleküle (z.B. Huminsäuren). Durch die geringere Anzahl an Carboxyl- und Carbonylgruppen bei Huminsäuren ist ihre Fähigkeit zum Kationenaustausch geringer, sie sind schlecht wasserlöslich und vermehrt an mineralische Bodenbestandteile als Ton - Humus - Komplex gebunden (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1989). In den analysierten Bodenprofilen nehmen die optischen Dichten von 319 (Auflage) auf 2876 OD/g Humus in 10-20 cm Tiefe zu, was eine fortschreitende Humifizierung in tieferen Bodenschichten anzeigt. In einer Untersuchung von Forstböden ermittelten GERZABEK et al. (1989) im B-Horizont einer podsoligen Braunerde (Mischwald, Waldviertel) nur 1520 OD/g Humus, aber auch andere Waldböden aus dieser Studie weisen einen deutlich geringeren Humifizierungsgrad in vergleichbarer Tiefe auf, dagegen erreicht eine landwirtschaftlich genutzte Schwarzerde 5520 OD/g Humus (KUTSCH und DANNEBERG 1985). Der Tiefenverteilung der optischen Dicht-

ten widerspricht scheinbar das Bild der Huminstoff - Fraktionen: Mit fortschreitender Zeit ist ein Reifungsprozeß der Huminstoffe zu erwarten. Durch Kondensations- und Polymerisationsvorgänge entstehen schließlich hochvernetzte, wasserunlösliche und schwarzgefärbte Humine. In Proben der Auflagenschicht aus dem Weinsberger Wald überwiegen die höhermolekularen Huminsäuren, beim Übergang zum Ah - Horizont kehrt sich das Verhältnis aber um, und mit fortschreitender Tiefe bilden Fulvosäuren den mengenmäßig größeren Anteil an den extrahierbaren Huminstoffen. Die in tieferen Schichten vorliegenden extrahierbaren Humusanteile zeigen also einen niedrigeren Polymerisationsgrad, was auf starke Mobilität der Fulvosäuren hindeutet. Bei beginnender Podsolierung finden sich mit zunehmender Tiefe größere Anteile jüngerer extrahierbarer Huminstoffe, was in einer anderen Studie (GERZABEK et al. 1989) aus den abnehmenden $\delta^{13}\text{C}$ - Werten der Extrakte geschlossen werden konnte. Der scheinbare Widerspruch zu den ansteigenden extrahierbaren optischen Dichten erklärt sich aus der ausschließlichen Betrachtung der extrahierbaren Huminstoff - Fraktion im Fall des Fulvo-/Huminsäuren - Verhältnisses. Die durchschnittlich nur 5 cm dicke Streuauflage und das relativ enge C/N - Verhältnis von 27 in der Auflage weisen auf einen raschen Abbau der organischen Substanz und gute Humusqualität hin. In tieferen Bodenschichten nehmen die C/N Werte mit steigender Humifizierung auf 19 und 16 (in 0-5 und 5-10 cm Tiefe) ab. C/N - Verhältnisse unter 25 bilden nach DUCHAUFOR (1984, zit. in VALLEJO 1993) die Grundlage für gute Humusformen und lassen daher auf hohe biologische Aktivität schließen. Andererseits kann mineralisch gebundenes NH_4 die Interpretation des C/N - Verhältnisses verfälschen, indem es zu niedrige Werte verursacht (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1989). Der Mechanismus der Fulvosäureanreicherung scheint daher eine Kombination des Abbaues höher kondensierter Huminstoffe im mineralischen Boden und der Auswaschung von Fulvosäuren in den Unterboden infolge beginnender Podsolierung zu sein. Aufgrund der Fähigkeit der Fulvosäuren zur Chelatbildung (ANDERSSON und ROED 1994) ist ein Vertikaltransport von Cäsium und anderen basischen Kationen durch organische Moleküle am untersuchten Standort zu erwarten.

4.2. ^{137}Cs - Konzentrationen

Etwa 11% der ermittelten Flächenkontaminationswerte stammen nicht aus dem Tschernobyl - Fallout sondern aus dem Fallout der oberirdischen Kernwaffentests der 50er und 60er Jahre (STREBL 1995). Der wesentlich flachere Tiefenverlauf der Flächendepositionswerte im

Vergleich mit den Konzentrationen (siehe Abb. 3) ist auf ein Ansteigen der Trockendichten mit fortschreitender Tiefe zurückzuführen. Als Ursache für die rasch ansteigenden Streuungen der 9 Werte in mineralischen Bodenschichten ist neben den kleinen Absolutwerten in tieferen Schichten vor allem ein unterschiedliches Migrationsverhalten in den 9 Profilen anzunehmen. Unterschiede in der Kontaminationshöhe müßten sich durch erhöhte Variationskoeffizienten in allen untersuchten Schichttiefen abzeichnen. Das als Summe der Werte bestimmte Gesamtinventar beträgt im Mittel 69 kBq/m^2 (zerfallskorrigiert auf 1.V. 1986, $5,8 \text{ kBq/m}^2$ davon stammen aus dem globalen Fallout der Kernwaffenversuche, STREBL 1995). Diese Zahlen weisen innerhalb der 9 Profile einen Variationskoeffizienten von 19% auf. Streuungen von 16 - 25% wurden in mehreren Arbeiten in großem Maßstab (Meter bis einige 100 Meter) für den Tschernobyl - Fallout ermittelt (ISAKSSON und ERLANDSSON 1995; LETTNER et al. 1994, NOLIN et al. 1993). Wie Abb. 3 zeigt, zeichnet sich Radiocäsium in Waldböden durch eine relativ langsame Wanderungsgeschwindigkeit aus, noch 7,5 Jahre nach dem Depositionsereignis befinden sich 86% der Gesamtmenge in den obersten 10 cm des Waldbodens.

Die lange Verweildauer von ^{137}Cs in humusreichen Böden ist durch zahlreiche Studien in halbnatürlichen Ökosystemen (BELLI et al. 1990; LIVENS et al. 1991; DRISSNER 1993; STREBL et al. 1995) belegt. Trotz meist ungünstiger Bodenverhältnisse (z.B. niedriger pH-Werte) wandert deponiertes Cäsium nur langsam in den Unterboden. An Humus gebunden bleibt es aber pflanzenverfügbar und gelangt in die pflanzlichen und tierischen Nahrungsketten. Dieser Eintritt in den Nährstoffkreislauf und in die oberirdische Biomasse des Waldes verzögern den Vertikaltransport, da die Cs - Ionen innerhalb der Zellen von Bodenmikroorganismen, Pilzen und Pflanzen effizient vor Auswaschung geschützt sind (RÖMMELT et al. 1990). Über die Wurzeln aus tieferen Bodenschichten aufgenommenes Cäsium wird in den Sproß transportiert und als Streu wieder auf der Bodenoberfläche deponiert. In der vorliegenden Untersuchung sind weder Cäsium noch das chemisch ähnliche Kalium merklich von Auswaschungsprozessen betroffen, die vertikale und horizontale räumliche Verteilung der Ergebnisse gibt keinen Hinweis auf Verlagerung dieser Elemente.

4.3. Korrelationsanalyse

In der Auflage besteht eine negative Korrelation zwischen dem Extinktionsverhältnis bei 400 und 600 nm und der ^{137}Cs - Konzentration. Je kleiner $E_{400/600}$, desto höher ist der Kondensationsgrad der extrahierbaren Huminstoffe (SCHNITZER und KHAN 1972), was mit einer Abnahme der Wasserlöslichkeit einhergeht. Hochmolekulare Huminsäuren und das daran gebundene Cäsium werden nur langsam in tiefere Bodenschichten ausgewaschen, die Konzentration in der Auflage bleibt hoch. In 0-5 cm Tiefe läßt die hochsignifikante Beziehung zwischen Humusgehalt und ^{137}Cs eine bevorzugte Bindung von Cs an die organische Substanz vermuten. Korrelationen mit dem Kationenaustauschkomplex und den basischen Kationen bestätigen diese Annahme und lassen Übereinstimmung im Bindungsmechanismus aufgrund chemischer Ähnlichkeit vermuten (DESMET et al. 1991); die enge Korrelation der KAK mit dem Humusgehalt unterstreicht die Bedeutung der organischen Substanz als Bindungsmedium für ^{137}Cs in Böden natürlicher Ökosysteme (GERZABEK und MOHAMAD 1993, FRAITURE 1992). Die pH-Abhängigkeit der ^{137}Cs - Konzentration ist durch eine positive Korrelation der Werte mit der Menge austauschbar gebundener Protonen in 0-5 cm Tiefe und durch die negative Beziehung der Cs-Werte mit dem pH-Wert in 5-10 cm Tiefe belegt. Viele Autoren bezeichnen niedrige pH-Werte als den wichtigsten, die Ionenmobilität steigernden Parameter (KERPEN 1988, FRISSEL 1990). Weite C/N - Verhältnisse in 5-10 cm Tiefe lassen auf geringere mikrobielle Tätigkeit schließen. Unter solchen Bedingungen entstehen aus der organischen Substanz vermehrt Fulvosäuren. Durch ihre im Vergleich zu Huminsäuren hohe Affinität zu ^{137}Cs - Ionen (ANDOLINA und GUILLITTE 1990) und ihre hohe Mobilität im Bodenwasser erhöhen sie die Cäsiumkonzentration in tieferen Bodenschichten.

Die Korrelation der Parameter $E_{400/600}$ und Fulvo-/Huminsäuren - Verhältnis entspricht der hohen Übereinstimmung in der Aussage dieser Kenngrößen.

Die negative Korrelation des Humusgehaltes mit dem pH-Wert (0-5 und 10-20 cm Tiefe) und dem C/N - Verhältnis zeigt den negativen Einfluß saurer Bodenreaktion auf die mikrobielle Aktivität: Niedrige pH - Werte behindern den Humusabbau und halten das C/N-Verhältnis und den Gehalt an organischer Substanz im Boden dadurch hoch. Aus dem selben Grund wird die Bildung hochkondensierter Humusverbindungen verzögert bzw. die Bildung von Fulvosäuren durch Huminsäureabbau gefördert (siehe Tab. 1 Korrelation pH - FS/HS in 0-5 cm Tiefe) (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1989). Daneben erniedrigen Huminstoffe

selbst mit ihren sauer reagierenden funktionellen Gruppen den pH-Wert, was durch die positive Korrelation (0-5 cm Tiefe) mit der Menge an austauschbar gebundenen Protonen bestätigt wird. Aluminium steht als Indikator für Bodenversauerung (GUGGENBERGER 1994) mit dem pH-Wert in negativer Beziehung und korreliert andererseits ebenfalls mit dem Humusgehalt. Die Beziehung zwischen Humusgehalt und Kationenaustauschkapazität (0-5 und 10-20 cm Tiefe) ist auf dem 98% Niveau signifikant. Sie unterstreicht die Bedeutung der organischen Substanz für den Ionenhaushalt in Waldböden.

In 0-5 cm Tiefe fallen negative Korrelationen der optischen Dichte/g Humus und der Basensättigung sowie den Kationen Ca und K auf. Bei fortschreitender Humifizierung und Polymerisation der Huminstoffe steigt die Intensität der Braunfärbung und dadurch der OD - Wert an. Niedermolekulare Verbindungen wie die Fulvosäuren zeichnen sich dagegen durch eine helle Färbung (THENG 1979) aus. Da hell gefärbte niedermolekulare Huminstoffe die höchste Dichte an funktionellen Gruppen zur reversiblen Bindung von Ionen aufweisen, fallen geringe optische Dichten/g Humus mit hohen Mengen an austauschbar gebundenen Kationen zusammen. Beim Element Magnesium wird dieser Effekt als signifikante negative Korrelation mit dem Parameter FS/HS sichtbar. Auch die Korrelation (10-20 cm Tiefe) von C/N Verhältnis und optischer Dichte/g Humus unterstützt diese Annahme. Weite C/N Verhältnisse gehen oft mit der vermehrten Bildung von Fulvosäuren einher (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1989). Die negativen Korrelationen zwischen E 400/600 und der Basensättigung sowie im speziellen Ca und Mg ist wahrscheinlich als Co-Korrelation mit der räumlichen Differenzierung der Werte zu sehen. Wie oben erwähnt, zeigen diese Parameter in der Schichttiefe 5-10 cm eine signifikante Abhängigkeit von der Hanglage.

In 5-10 cm Tiefe bestehen enge Zusammenhänge zwischen den Korngrößenfraktionen Schluff und Ton und den austauschbar gebundenen Basen sowie der Basensättigung. Dreischicht-Tonminerale (z.B. Illit) können Kationen an ihren Zwischenschichtpositionen nahezu irreversibel binden und so die Menge an austauschbar gebundenen Kationen vermindern. Die Schluff-Fraktion steht aufgrund ihrer Mikroaggregatstruktur in engem Zusammenhang mit der organischen Substanz (GERZABEK 1994), hohe Mengen an Schluff erhöhen somit indirekt die Gehalte an austauschbar gebundenen Basen. In 10-20 cm geht diese enge Beziehung (außer bei Ca) weitgehend verloren.

Die vielfachen Korrelationen (siehe Tab. 1) der austauschbar gebundenen Kationen miteinander und der Basensättigung sowie der Kationenaustauschkapazität lassen sich auf den korrespondierenden Bindungstypus und die Art der Berechnung des KAK zurückführen. Fe und Al werden bei niedrigen pH-Werten aus Hydroxiden mobilisiert und treten in die austauschbare Fraktion über, die gemeinsame Herkunft wird durch eine positive Korrelation unterstrichen. Ca und Mg korrelieren in allen 3 untersuchten Schichttiefen, die Bestimmtheit ist immer höher als zwischen anderen Ionenpaaren. Dies deckt sich mit Ergebnissen von FALKENGREENGRERUP und TYLER (1993). Die Autoren führen die gemeinsame Freisetzung aus Mg - und Ca - Silikaten als Begründung für die Korrelation an.

4.4. Notwendige Probenzahlen

Während die gewählte Probennahme - Technik (9 gepoolte Profile auf 200 ha) für viele der untersuchten Parameter ausreichend genaue Ergebnisse liefert, erscheinen die in Tab. 2 genannten notwendigen Probenzahlen für die Beschreibung der austauschbar gebundenen Nährelemente unerreichbar hoch. FERNANDEZ et al. (1993) erhielten vergleichbar hohe Streuungen, und sogar die Werbung von 1 m² großen Monolithen konnte die Präzision der Ergebnisse nicht erhöhen. Dagegen brachte eine Beprobung unter Berücksichtigung der morphologischen Profilabfolge eine deutliche Verringerung der Streuung für die Konzentrationen an austauschbar gebundenen Kationen. Da Horizonte oft durch undeutliche Übergangsbereiche getrennt sind, ist es schwierig, eine genügende Anzahl von Einzelprofilen mit der nötigen Genauigkeit zu werben. Häufig werden dann die Vorteile dieser Technik durch den systematischen Fehler vollständig ausgeglichen (FERNANDEZ et al. 1993). Bei der Bestimmung physikalischer Parameter, wie z.B. des Skelettanteils, erbrachte die Beprobung nach morphologischen Gesichtspunkten in der Studie von FERNANDEZ et al. (1993) sogar eine deutliche Verschlechterung der Werte.

5. Schlußfolgerungen

Waldböden zeichnen sich durch eine starke kleinräumige und vertikale Differenzierung der physikalisch - chemischen Parameter aus. Die vorliegende Arbeit charakterisiert die Böden des Untersuchungsstandortes als typische saure Braunerden. Obwohl morphologisch keine

Anzeichen auf Podsolierung bestehen, liefert die Bestimmung des Huminstoffsystemes deutliche Hinweise auf beginnende Auswaschungsprozesse. Die kleinräumigen Unterschiede in der austauschbar gebundenen Fraktion der basischen Kationen sprechen für das Vorliegen von Hangwassereinfluß. Aufgrund der Tiefenverteilung der austauschbar gebundenen Aluminiumgehalte und der pH-Werte kann eine Versauerung des Bodens durch atmosphärische Einträge nicht ausgeschlossen werden. Die Planung der Probennahme von Waldböden sollte auf die Fragestellung der Untersuchung genau abgestimmt sein. Die einfach und leicht reproduzierbar durchführbare Bodenbeprobung in festen Tiefenstufen liefert für viele Bodenparameter und Schadstoffdepositionen (^{137}Cs) ausreichend genaue Ergebnisse. Auf dieser Basis können auch statistische Verfahren wie die Varianzanalyse für die Auswertung der Daten angewandt werden. Neben der Änderung der Parameter innerhalb des Profiles sollte auch mit einer Änderung der Beziehungen zwischen den verschiedenen Bodencharakteristika gerechnet werden.

Durch die Herstellung von Mischproben können vor allem größere Gebiete flächendeckend untersucht und beschrieben bzw. systematische Unterschiede innerhalb einer Fläche nachgewiesen werden. Für die Erfassung kleinräumiger Variationen, wie sie in den austauschbar gebundenen Nährstoff - Pools auftreten, ist diese Probennahmemethode weniger gut geeignet.

6. Literatur

- ANDERSSON, K.G. und J. ROED (1994): The behaviour of Chernobyl ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{106}Ru in undisturbed soil. Implications for external radiation. *J. Environ. Radioact.* 22, 183 - 196
- ANDOLINA, J. und O. GUILLITTE (1990): Radiocaesium availability and retention sites in forest humus. In: G. DESMET, P. NASSIMBENI und M. BELLI. (Hrsg.): *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. Elsevier Applied Sciences, London p. 135 - 142
- BAHRENBURG, G., E. GIESE und J. NIPPER (1990): *Statistische Methoden in der Geographie. Band 1: Univariate und bivariate Statistik*. B.G. Teubner Stuttgart
- BAHRENBURG, G., E. GIESE und J. NIPPER (1992): *Statistische Methoden in der Geographie. Band 2: Multivariate Statistik*. B.G. Teubner Stuttgart
- BINKLEY, D. und P. SOLLINS (1990): Factors determining differences in soil pH in adjacent conifer and alder-conifer stands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1427 - 1433

- BLUM, W.E.H. und N. RAMPAZZO (1990): Chemical and mineralogical changes of soils through acid atmospheric immissions. In: Int. Soc. of Soil Sci. (Hrsg.): Transactions of the 14th International Congress of Soil Science, Kyoto, Japan, August 1990 5, p. V-462 - 463
- BLUM, W.E.H., H. SPIEGEL und W.W. WENZEL (1989): Bodenzustandsinventur. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien
- BLUM, W.E.H., A. BRANDSTETTER, F. JOCKWER, H. SATTLER, W.W. WENZEL (1994): Bodendauerbeobachtung in Österreich: aktueller Stand und zukünftige Perspektiven. In: TOTSCHKE, K. et al. (Hrsg.): ECOINFORMA '94, 3. Fachtagung und Ausstellung für Umweltinformation und Umweltkommunikation 3.-9.9. 1994, 6, 349 - 362
- BRÜMMER, G. (1978): Einfluß organischer Substanzen auf Löslichkeit, Bindung und Umwandlung mineralischer Bodenkomponenten. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 27, 173 - 180
- BRUNNER, W. und P. BLASER (1989): Mineralization of soil organic matter and added carbon substrates in two acidic soils with high non-exchangeable aluminium. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152, 367 - 372
- BUNZL, K., W. KRACKE und W. SCHIMMACK (1992): Vertical migration of Plutonium-239+240, Americium-241 and Caesium-137 fallout in a forest soil under spruce. The Analyst 117, 469 - 474
- DESMET, G.M., L.R. VAN LOON und B.J. HOWARD (1991): Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology. Sci. Total Environ. 100, 105 - 124
- DRISSNER, J. (1993): Biologische Verfügbarkeit von Radiocäsium in Waldböden. In: HONIKEL, K.O. und H. HECHT (Hrsg.): Radiocaesium in Wald und Wild. Dreiländertreffen 23./24. 6. 1992 St. Oswald, Bayerischer Wald, Kulmbach 1993, p. 19 - 28
- DUFNER, J., U. JENSEN und E. SCHUHMACHER (1992): Statistik mit SAS. B.G. Teubner Verlag Stuttgart
- ENGLISCH, M., W. KILIAN und F. MUTSCH (1991): Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Erste Ergebnisse. FBVA-Berichte (Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt) No. 48, 74pp.
- ENGLISCH, M. und F. MUTSCH (1994): Die Österreichische Waldbodenzustandsinventur: Methodische Grundlagen und ausgewählte Ergebnisse. In: TOTSCHKE, K. et al. (Hrsg.): ECOINFORMA '94, 3. Fachtagung und Ausstellung für Umweltinformation und Umweltkommunikation 3.-9.9. 1994 6, 349 - 362
- FALKENGREN-GRERUP, U. und G. TYLER (1993): The importance of soil acidity, moisture, exchangeable cation pools and organic matter solubility on the cationic composition of beech forest (*Fagus sylvatica* L.) soil solution. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 365 - 370
- FERNANDEZ, I.J., L.E. RUSTAD und G.B. LAWRENCE (1993): Estimating total soil mass, nutrient content, and trace metals in soils under a low elevation spruce-fir forest. Can. J. of Soil Sci. 73, 317 - 328
- FRAITURE, A. (1992): Introduction to the radioecology of forest ecosystems and survey of radioactive contamination in food products from forests. CEC - Directorate General Environment, Civil Protection and Nuclear Safety. N. 88-ET-007

- FRISSEL, M.J., H. NOORDIJK und K.E. Van BERGEIJK (1990): The impact of extreme environmental conditions, as occurring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides. In: G. DESMET, P. NASSIMBENI and M. BELLI (Hrsg.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, Elsevier Applied Sciences, London p. 477 - 484
- GERZABEK, M.H. (1994): Aggregathierarchien und chemische Austauschvorgänge. OEFZS-Bericht 4705, Jänner 1994
- GERZABEK, M.H. und S.A. MOHAMAD (1993): Beurteilung des Radiocäsiumverhaltens auf Almböden oder diesen ähnlichen Böden. OEFZS-A-2680 Projektendbericht
- GERZABEK, M.H., O.H. DANNEBERG und E. KANDELER (1993): Bestimmung des Humifizierungsgrades. In: SCHINNER, F., R. ÖHLINGER, E. KANDELER und R. MARGESIN (Hrsg.): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. 2. Auflage Springer Verlag Berlin, p. 107 - 109
- GERZABEK, M.H., F. PICHLMAYER, K. BLOCHBERGER und K. SCHAFFER (1989): Über die Humusdynamik in vier österreichischen Waldböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152, 379 - 384
- GUGGENBERGER, G. (1994): Acidification effects on dissolved organic matter mobility in spruce forest ecosystems. Environ. Int. 20, 31 - 41
- HOFMANN-SCHIELLE, C. (1993): Silikatbestand und Verwitterungssimulation in den Hochlagenböden des Inneren Bayerischen Waldes. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 333 - 339
- ISAKSSON, M. und B. ERLANDSSON (1995): Experimental determination of the vertical and horizontal distribution of ^{137}Cs in the ground. J. Environ. Radioact. 27, 141 - 160
- JELEM, H. (1976): Die Wälder im Mühl- und Waldviertel, Wuchsraum 1. In: FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT WIEN (Hrsg.): Mitt. der Forstl. BVA Wien. Heft 117
- JURITSCH, G. (1994): Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen im Bundesland Salzburg. In: TOTSCHKE, K. et al. (Hrsg.): ECOINFORMA '94, 3. Fachtagung und Ausstellung für Umweltinformation und Umweltkommunikation 3.-9.9. 1994 6, 477 - 484
- KERPEN, W. (1988): Cs-137 uptake and transfer as a function of the properties of 17 soils. In: M.H. GERZABEK (Hrsg.): Proceedings of the XIXth ESNA - Conference Vienna, Aug. 29 - Sep. 2., 1988. Papers presented on after effects of Chernobyl. OEFZS--4489 p.209 - 221
- KÖGEL-KNABNER, I., W. ZECH und P.G. HATCHER (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils: The humus layer. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 331 - 340
- KÖNIG, N., P. BACCINI und B. ULRICH (1986): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 68 - 82
- KREBS, C.J. (1989): Ecological methodology. Harper & Row Publishers New York
- KUTSCH, H. und O.H. DANNEBERG (1985): Ein Vergleich der Huminstoffsysteme einer Parabraunerde aus der Kölner Bucht und einer österreichischen Schwarzerde. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, 489-499

- LANDW.-CHEM. BVA (Landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt Bodenkartierung und Bodenwirtschaft, Hrsg.) (1978): Österreichische Bodenkartierung, Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25000, Kartierungsbereich Ottenschlag, Niederösterreich.
- LETTNER, H., P. BOSSEW und A.K. HUBMER (1994): Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in angrenzenden Teilen von Oberösterreich. Bericht des Umweltbundesamtes UBA-94-101, 63 pp.
- LIVENS, F.R., A.D. HORRILL und D.L. SINGLETON (1991): Distribution of radiocaesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe. *Health Phys.* 60, 539 - 545
- LORENZ, R.J. (1988): Grundbegriffe der Biometrie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York, 2. Auflage 241 pp.
- MYTTENAERE, C., W.R. SCHELL, Y. THIRY, L. SOMBRE, C. RONNEAU und J. van der STEEGEN de SCHRIECK (1993): Modelling of the ^{137}Cs cycling in forests: recent developments and research needed. *Sci. Total Environ.* 136, 77 - 91
- NOLIN, M.C., Y.Z. CAO, D.R. COOTE und C. WANG (1993): Short-range variability of fallout ^{137}Cs in an uneroded forest soil. *Can. J. Soil Sci.* 73, 381 - 385
- RÖMMELT, R., L. HIERSCHKE, G. SCHALLER und E. WIRTH (1990): Influence of soil fungi (Basidiomycetes) on the migration of Cs-134/137 and Sr-90 in coniferous forest soils. In: G. DESMET, P. NASSIMBENI and M. BELLI (Hrsg.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Sciences, London, p. 152 - 160
- SCHEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL (Hrsg.) (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Auflage, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart, 491pp.
- SCHLICHTING, E. und H.P. BLUME (1966): Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Berlin Hamburg, 209 pp.
- SCHNITZER, M. und S.U. KHAN (Hrsg.) (1972): Humic substances in the environment. Marcel Decker Inc. New York, 327 pp.
- SCHRÖDER, D. (1980): Bodenkunde in Stichworten. 3. Auflage Verlag Ferdinand Hirt, 154 pp.
- SKYLLBERG, U. (1994): Aluminium associated with a pH-increase in the humus layer of a boreal haplic podzol. *Interciencia* 19, 356 - 365
- STREBL, F. (1995): Die Modellierung des Radionuklidtransfers (Boden - Pflanze - Rehwild) in forstlichen Ökosystemen. Dissertation an der Univ. Wien, Inst. f. Zoologie
- STREBL, F., M.H. GERZABEK, V. KARG und F. TATARUCH (1995): ^{137}Cs migration in soils and its transfer to roe-deer in an Austrian foest stand. *Sci. Total Environ.* (in press)
- THENG, B.K.G. (1979): Formation and properties of clay-polymer complexes. In: Developments in Soil Science, Vol. 9, Elsevier Scientific Publications Amsterdam. 362 pp.
- VALLEJO, R. (1993): Evaluation of C:N ratio as a parameter of N mineralization. *Mitt. d. Österr. Bdk. Gesell.* 47, 71-78

Name und Anschrift der Verfasser:

Friederike Strebl und Martin Gerabek

Bereich Lebenswissenschaften, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf Ges.m.b.H., A-2444 Seibersdorf

SOIL POLLUTION BY HEAVY METALS - CAUSES, PROCESSES, IMPACTS AND NEED FOR FUTURE ACTIONS

Winfried E.H. BLUM

Institute of Soil Science, Agricultural University, Vienna/Austria

Abstract

Based on the definition of heavy metals and their role in the environment, the origin and distribution of important heavy metals in soils are described, identifying natural and anthropogenic sources as well as specific pathways of contamination.

Reactions of heavy metal in soils are described including specific reactions between solid and liquid soil phases, reactions with soil organisms, soil-plant interactions influencing the food chain and soil-groundwater interrelationships.

Actions required to reduce soil contamination, e.g. analysis of the actual soil pollutant status, supervision and monitoring of contamination, controlling of contamination through preventive actions and soil remediation are discussed.

1 Heavy metals and their role in terrestrial ecosystems

1.1 Ecological classification of some important heavy metals

Heavy metals are defined as metals with densities exceeding 5 g/cm³ (HOLLEMAN & WIBERG, 1985).

This definition is not very precise, and moreover without ecological significance; even so, the term "heavy metals" is widely used with the connotation of pollution and toxicity and often means metals with an atomic number > 20 (PHIPPS, 1981).

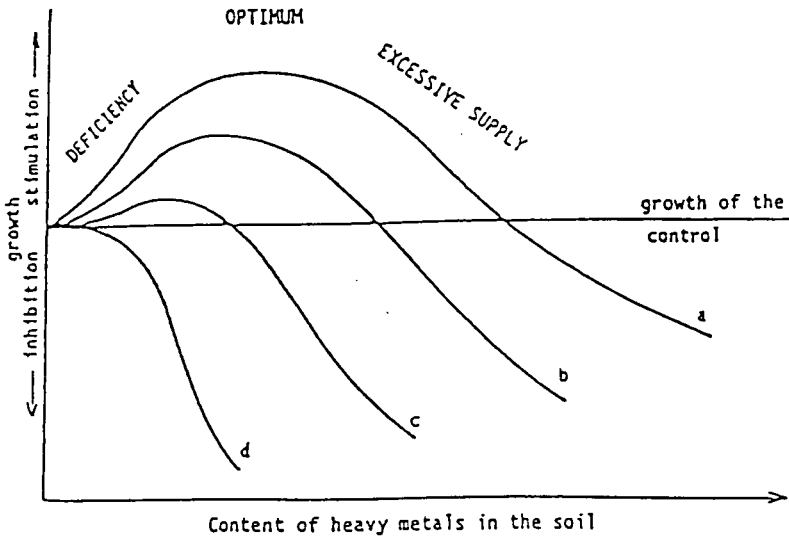
This group includes about 70 elements (MATTHESS, 1984) but the scarcity of available data and the ecological importance of selected heavy metals decreases the number of interesting elements to some 20 species, see table 1.

Table 1: Ecological classification of important heavy metals (DAVIES 1980, mod.)

element	density (g/cm ³)	essential for plants/animals	known as pollutant
Ag (silver)	10,5	-	P
Cd (cadmium)	8,7	-	P
Cr (chromium)	7,2	E	P
Co (cobalt)	8,9	E	P
Cu (copper)	8,9	E	P
Fe (iron)	7,9	E	P
Hg (mercury)	13,6	-	P
Mn (manganese)	7,4	E	-
Pb (lead)	11,3	-	P
Mo (molybdenium)	10,2	E	P
Ni (nickel)	8,9	E	P
Pt (platinum)	21,5	-	-
Tl (thallium)	11,9	-	P
Th (thorium)	11,5	-	P
Sn (tin)	7,3	E	P
U (uranium)	19,1	E	P
V (vanadium)	6,1	E	-
W (tungsten)	19,3	E	P
Zn (zinc)	7,1	E	P
Zr (zirconium)	6,5	-	-

This table shows that heavy metals are essential micronutrients but can also be toxic. Toxicity as well as essentiality can be defined by dose - response relations, which vary greatly from metal to metal and from organism to organism. Figure 1 illustrates the wide range of effects between predominant growth promotion or growth inhibition of plants by 4 different heavy metals.

Moreover, positive or negative (toxic) effects depend not only on the type of element and its reactive concentration but also on the genetically defined physiology of different species.



- a = heavy metal with predominant growth promotion character (e.g. manganese)
- b = heavy metal with growth promotion and growth inhibition character (e. g. copper)
- c = heavy metal with predominant growth inhibition character (e. g. nickel)
- c = heavy metal with exclusive growth inhibition character (e. g. mercury)

Figure 1: Influence of heavy metals on plant growth - schematic representation (OBERLÄNDER, 1985)

1.1.2 General pathways in terrestrial ecosystems and soils

During thousands of years heavy metals found in terrestrial ecosystems were released from rock materials into the soil by weathering processes, subsequently taken up by soil organisms and plant roots and translocated through the above-ground biomass to the food chain. On the other hand, heavy metals are recycled to the soil by various processes, e.g. litter fall, foliar leaching and with the detritus of animals. Even under natural conditions, these cycles are not perfectly closed, because heavy metals are lost from the soil by leaching to the groundwater, along with erosion of soil materials. Under these conditions, organisms in the above ground biomass, including animals and humans, were phylogenetically adapted to the local natural heavy metal concentrations.

Since the middle of the last century, heavy metals, bound in fossile energy and non-renewable raw materials, were increasingly extracted from the inner part of the earth and subsequently dispersed onto the land surface, either directly or after chemical transformation (fig. 2).

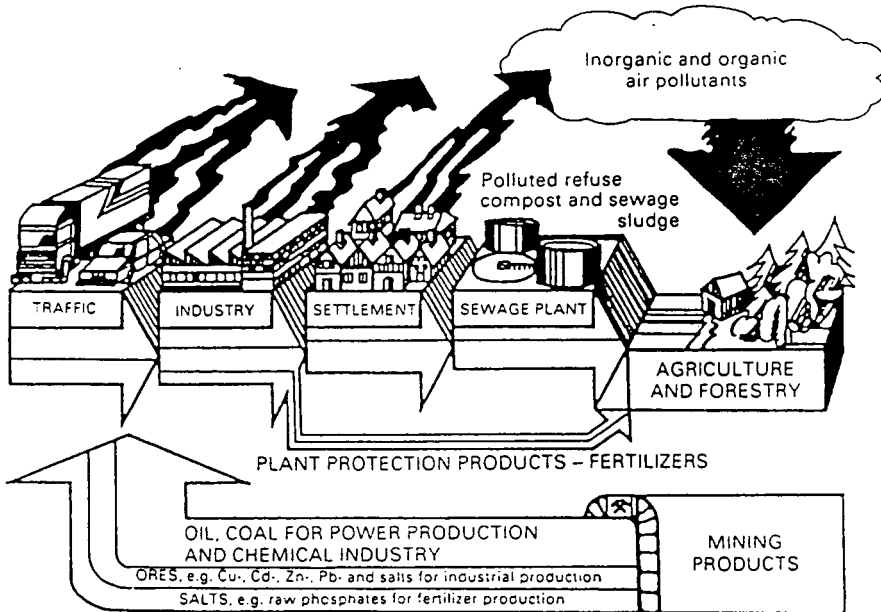


Figure 2: Soil pollution by inorganic and organic compounds through the use of fossile energy and raw materials (BLUM, 1988)

Since the middle of this century, the increasing use of raw materials and fossile energy is leading to a global contamination of terrestrial ecosystems and their soils through deposition of atmospheric origin as well as through local contamination of the water cycle, dumping of waste and sewage sludge, use of fertilizers, contaminated manure, phytosanitary and other products. (BLUM, 1988).

As soils frequently act as a sink for heavy metals, their natural filter and buffer capacity (BLUM, 1988 and fig. 3) may be exceeded. Heavy metals are released into the soil solution from which they are taken up by soil organisms and plant roots or leached into the ground water, thus causing intoxication of soil organisms, pollution of the food chain and deterioration of ground water quality (fig. 4). The analysis of existing problems in relation to their urgency, reveals that soil contamination by heavy metals is still progressing.

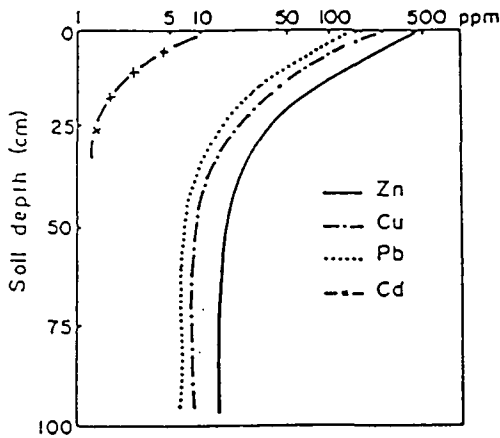


Figure 3: Vertical distribution of Zn, Cu, Pb and Cd in the profile of a soil sludged during a period of 15 years (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984)

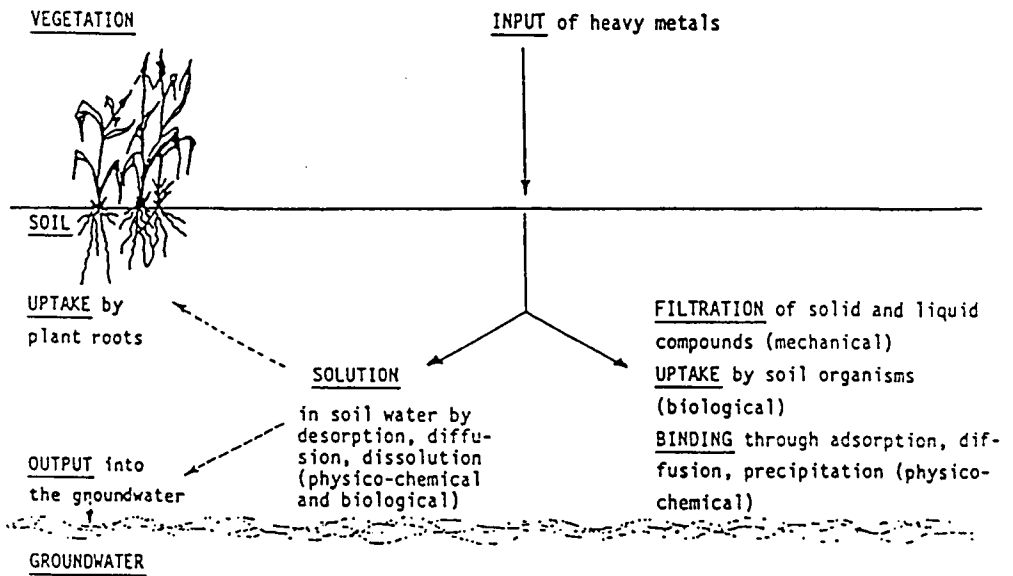


Figure 4: Soil as a filter and buffer for heavy metals

Therefore, problems of soil pollution by heavy metals, their causes, processes and future impacts will be described and the need for future actions will be discussed (also refer to BLUM, 1990).

2 Origin and distribution of important heavy metals in soils

The content of heavy metals in soils derives from natural sources as well as from anthropogenic pollution.

2.1 Natural contents in soils

The normal range of heavy metal contents in soils varies widely (table 2) and can be very high in soils formed on heavy metal-rich parent materials, e.g. ultramafic rocks (THORNTON, 1981), compare also ADRIANO (1986). Other natural sources of heavy metals are forest fires, soil erosion and deposition by wind and water and volcanic eruptions, see table 3 and FREEDMAN and HUTCHINSON (1981).

Table 2: Natural content of heavy metals in soils, acc.to different sources

element		usual range ppm	soils rich in heavy metals ppm	source
Cadmium	Cd	-0,5	up to 800	(1) (3)
Chromium	Cr	5 - 100	up to 4000	(4)
Cobalt	Co	0,05 - 300	up to 1000	(2)
Copper	Cu	2 - 60	up to 2000	(3)
Lead	Pb	0,1 - 150	mo.th. 10000	(3)
Manganese	Mn	500 - 1000	up to 10000	(4)
Mercury	Hg	0,04 - 0,4	up to 20	(2) (5)
Molybdenium	Mo	0,2 - 5	up to 100	(3)
Nickel	Ni	2 - 100	up to 8000	(3)
Silver	Ag	tr. - 1	up to 30	(5)
Thallium	Tl	- 0,5		(1)
Tin	Sn	1 - 10	up to 50	(2)
Titanium	Ti	1000 - 10000	up to 25000	(4)
Vanadium	V	tr. - 300	up to 400	(4)
Zinc	Zn	25 - 200	more than 1%	(3)

(1) SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL (1989)

(2) FIEDLER & RÖSLER (1988)

(3) THORNTON (1981)

(4) AUBERT & PINTA (1977)

(5) KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984)

2.2 Anthropogenic pollution of soils

Anthropogenic pollution of soils occurs along three general pathways: through the air, the water cycle and mechanical transport (DAVIES, 1980; NRIAGU & PACYNA, 1988).

The pollution of atmospheric origin, caused by global and regional immissions from industry, traffic, power stations (EL HINNAWI, 1981), waste and refuse incineration and others is more difficult to monitor and control than pollution in the water cycle and through mechanical transport (STEINNES et al., 1989). - Therefore the following classification of anthropogenic pollution was applied.

Table 3: Natural and anthropogenic sources of atmospheric emissions. Emissions in 10³ t/year (LANTZY & MACKENZIE, 1979 mod.)

element	continent. dust	solid. volcanic emissions	gaseous volcanic emissions	solid industr. emissions	emissions from foss. energy consumption	total emissions industry and foss. energy	mobilisation factor in %
Ti	23000	12000	-	3600	1600	5200	15
Fe	190000	87750	3,7	75000	32000	107000	39
Mn	4250	1800	2,1	3000	160	3160	52
Co	40	30	0,04	24	20	44	63
Cr	500	84	0,005	650	290	940	161
V	500	150	0,05	1000	1100	2100	323
Ni	200	83	0,0009	600	380	980	346
Sn	50	2,4	0,005	400	30	430	821
Cu	100	93	0,012	2200	430	2630	1363
Cd	2,5	0,4	0,001	40	15	55	1897
Zn	250	108	0,14	7000	1400	8400	2346
As	25	3	0,1	620	160	780	2786
Se	3	1	0,13	50	90	140	3390
Mo	10	1,4	0,02	100	410	510	4474
Ag	0,5	0,1	0,0006	40	10	50	8333
Hg	0,3	0,1	0,001	50	60	110	27500
Pb	50	8,7	0,012	16000	4300	20300	34583

2.2.1 Global and regional deposition of atmospheric origin

The anthropogenic sources of atmospheric depositions are shown in table 3. It can be seen that the anthropogenic depositions are much higher than the natural ones, except for Ti, Fe, Mn and Co. Pollutive concentrations of Hg and Pb in terrestrial ecosystems are mainly of anthropogenic origin.

The main factors which determine the regional and local distribution of diffuse heavy metal depositions are the distance to the local and regional emission sources and the type of vegetation cover.

This is illustrated in table 4, with heavy metal deposition data from the Federal Republic of Germany. The data indicate higher depositions in urban areas than in rural ones. In addition, depositions in forest areas are higher than in agricultural ones. This is due to the permanent tree cover which filters solid and gaseous emissions as well as aerosols.

Table 4: Indicative values for heavy metal depositions in the Federal Republic of Germany in g/ha/year (BUNDESMINISTER DES INNERN, FRG, 1985)

	lead	cadmium	nickel	zinc
rural area	110-290	3-16	20-110	180-1800
urban areas (maximum values)	365-1100 (14600)	4-37 (1100)	37-290 (4380)	365-1100 (328500)
forest areas	400-580	20-30		

The accumulation of metals in the surface of undisturbed forest soils is also illustrated in table 5, showing data on pollution by lead, cadmium and zinc of a forest and of a garden soil under similar conditions of air pollution.

Table 5: Lead, cadmium and zinc content in ppm in a forest and garden soil, under similar air pollution conditions (HÄNI, 1984)

forest soil depth (cm)	pH	Pb	Cd	Zn	garden soil depth (cm)	pH	Pb	Cd	Zn
0 - 2	4,7	1020	3,37	1020	0 - 2	7,3	187	0,97	488
2 - 5	4,6	240	0,84	268	2 - 5	7,5	193	0,92	467
5 - 10	4,5	45	0,37	116	5 - 10	7,5	190	0,85	437
10 - 20	4,3	23	0,25	79	10 - 20	7,5	177	0,81	381
20 - 40	4,3	21	0,22	68	20 - 40	7,5	151	0,67	317
40 - 60	4,2	21	0,21	65	40 - 60	7,7	31	0,15	76
60 - 80	4,4	16	0,20	63	60 - 80	7,9	18	0,08	40

Anthropogenic acidification of forest soils leads to further problems because of the increased mobility of heavy metals at low pH values (BLUM, 1988). This is not the case with agricultural soils that have higher pH-values and benefit from liming and application of

fertilizers and manure. Moreover, agricultural soils are generally less polluted than forest soils (compare 3.2, ULRICH, 1987 and TYLER, 1989).

2.2.2 Specific and locally controlled depositions

Specific and locally controlled depositions of heavy metals are caused by industrial and other contaminated effluents as well as by dumping or recycling of refuse and sewage sludge from industry, urban utilities and other sources. Some of the main uses of the bulk industrial heavy metals are shown in table 6.

Table 6: The main uses of the bulk industrial heavy metals (CRAIG, 1986)

	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Sn	Zn
pulp and paper		x	x	x	x	x		x
organic, petro-chemicals	x	x		x	x		x	x
inorganic, petro-chemicals	x	x	x	x	x	x	x	x
fertilizers	x	x	x	x	x	x		x
petroleum refining	x	x	x		x	x		x
foundries, metal works	x	x	x	x	x	x	x	x
vehicles, aircraft, finishing	x	x	x	x		x		
leather		x						

The average concentrations of heavy metals in µg/l in some industrial effluents can be seen in table 7. - These data demonstrate the high quantity of heavy metals used in industrial processes, which are the most important source of heavy metal contamination of soils, see also EL BASSAM, 1982.

Table 7: Average concentration ($\mu\text{g/l}$) of heavy metals in some industrial effluents (CRAIG, 1986)

industry	Cu	Cr	N	Zn	Cd
meat, fish, fat processing	200	200	150	500-4000	10
baking	240	230	140	1600	15
general foods	350	150	110	1100	6
brewing	400	60	40	470	5
drinks, ice cream	2500	150	150	800-3000	30
dyeing	40	800	250	500	30
fur finishing	7000	20000	740	1700	110
general chemicals	160	280	100	800	27
laundry	1700	1200	100	1750	134
car wash	180	140	190	920	18
pickling, dipping of metals, tanning	60-90000	9-140000		20-30000	-

Moreover, agricultural land use practices contribute to soil pollution by heavy metals through the use of refuse material, such as sewage sludge, mineral fertilizers, contaminated manure and plant protection products. Table 8 shows some sources of heavy metal contamination of agricultural soils, indicating that actually the main soil pollution load derives from the use of sewage sludge, phosphate fertilizers and contaminated manure (SAUERBECK, 1987).

Table 8: Sources of heavy metal contamination of agricultural soils in ppm/dry weight - (KABATA-PENDIAS and PENDIAS, 1984, mod.)

element	sewage sludges	phosphat fertilizers	limestones fertilizers	nitrogen (%)	manure	pesticides
Co	2 - 260	1 - 12	0,4 - 3,0	5,4 - 12	0,3 - 24	-
Cr	20 - 40600	66 - 245	10 - 15	3,2 - 19	5,2 - 55	-
Cu	50 - 3300	1 - 300	2 - 125	<1 - 15	2 - 60	12 - 50
Hg	0,1 - 55	0,01 - 1,2	0,05	0,3 - 2,9	0,09 - 0,2	0,8 - 42
Mn	60 - 3900	40 - 2000	40 - 1200	-	30 - 550	-
Mo	1 - 40	0,1 - 60	0,1 - 15	1 - 7	0,05 - 3	-
Ni	16 - 5300	7 - 38	10 - 20	7 - 34	7,8 - 30	-
Pb	50 - 3000	7 - 225	20 - 1 250	2 - 27	6,6 - 15	60
Sn	40 - 700	3 - 19	0,5 - 4,0	1,4 - 16,0	3,8	-
Te	-	20 - 23	-	-	0,2	-
U	-	30 - 300	-	-	-	-
V	20 - 400	2,1 - 1600	20	-	-	45
Zn	700 - 49000	50 - 1450	10 - 450	1 - 42	15 - 250	1,3 - 25

3 Heavy metal reactions in soils

3.1 General processes

A simplified model of heavy metal reactions in soils is given in figure 4. This figure shows that pollutants (=heavy metals) interact mechanically, biologically and physico-chemically with the solid and liquid phases of the soil.

These processes are extremely complex, because soils consist of heterogeneous mixtures of solid organic and inorganic constituents, such as humic substances, clay minerals, oxides of aluminium, iron, manganese and soluble compounds. Moreover, the variation in pH and redox conditions is known to significantly affect the reactions of heavy metals in soils (see chapter 3.2 and BLUM, 1988; BRÜMMER, 1986; BRÜMMER et al., 1986; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984; SPOSITO, 1983). - Accordingly, metal speciation is closely related to specific soil properties, depending on the type of bonds and the bonding energy.

As the composition and reaction of soils vary enormously not only with depth but also spatially (WOPEREIS et al., 1988), studies of heavy metal reactions in soils are difficult and restricted in most cases to operationally defined analytical procedures (BRÜMMER, 1986). Nevertheless some basic principles will be demonstrated in order to explain the main functional parameters and reaction processes of heavy metals in soils.

3.2 Specific reactions between solid and liquid soil phases

Within the general reaction pattern three types of processes can be distinguished:

a) Mechanical filtration of liquid and solid heavy metal compounds in the porous space of the soil.

The porous space is most important because all physico-chemical and biological reactions occur between the gaseous, liquid and solid components of the pore volume on one side and the solid constituents of the pore walls on the other. The pore space changes with soil depth and soil structure. Moreover, the distribution of pore sites is determinant for the percolation of contaminated solutions through the soil. The percolation velocity of contaminated solutions determines the quality and quantity of biological and physico-chemical reactions, because these processes are time-dependent.

b) Uptake of heavy metals.

Uptake of heavy metals by soil organisms, especially microorganisms, is a process of biological binding. Uptake occurs from the liquid phase and depends on the quantity and quality of the soil biomass as well as on soil pH, redox and other parameters (see DOMSCH 1985, KABATA-PENDIAS & PENDIAS 1984, TYLER 1981).

c) Most important are the following physico-chemical processes (Mc BRIDE, 1989):

- * Adsorption and desorption by ion-exchange at the surface of humic substances, clay minerals or oxides of iron, aluminium and manganese ;
- * complexation by humic substances;
- * occlusion in oxides of iron, aluminium, manganese and others, mainly through co-precipitation;

- * structural binding in clay minerals and oxides through diffusion of heavy metals into the crystal structure;
- * precipitation and dissolution of defined compounds, such as carbonates, phosphates, sulfites and others.

Soil pH and the redox conditions are further factors controlling the fate of heavy metals in soils, which are in turn highly influenced by continuous changes in the air and water content of soils. The importance of the composition of the solid phase of the soil is exemplified in figure 5, showing the influence of organic matter on the pH-dependent solubility of Cu, Zn, Cd and Pb. This figure also shows the variation of complexation energy with this kind of heavy metals.

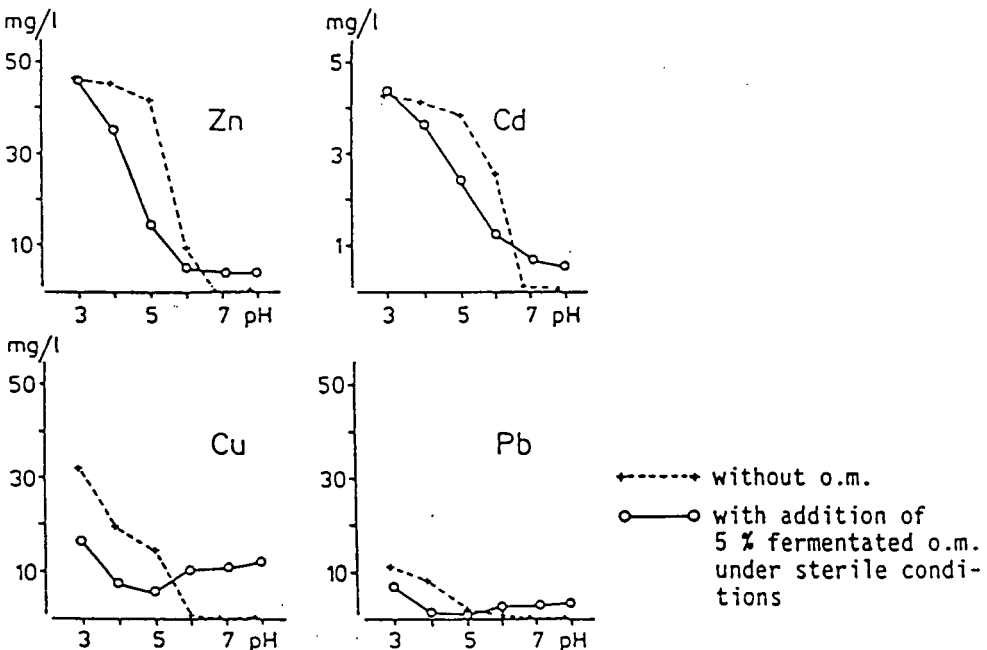


Figure 5: Influence of organic matter (o. m.) on the pH-dependent solubility of Cu, Zn, Cd and Pb in soils (HERMS & BRÜMMER, 1980)

Figure 6 shows that solubility of heavy metals is rather influenced by soil pH than by the soil type. Moreover, figure 7 indicates that redox conditions also considerably influence binding or solubility of heavy metals (compare WENZEL et al., 1992). Figure 8 illustrates the complexity of possible reactions and the actual state of knowledge about reaction kinetics in natural soil systems.

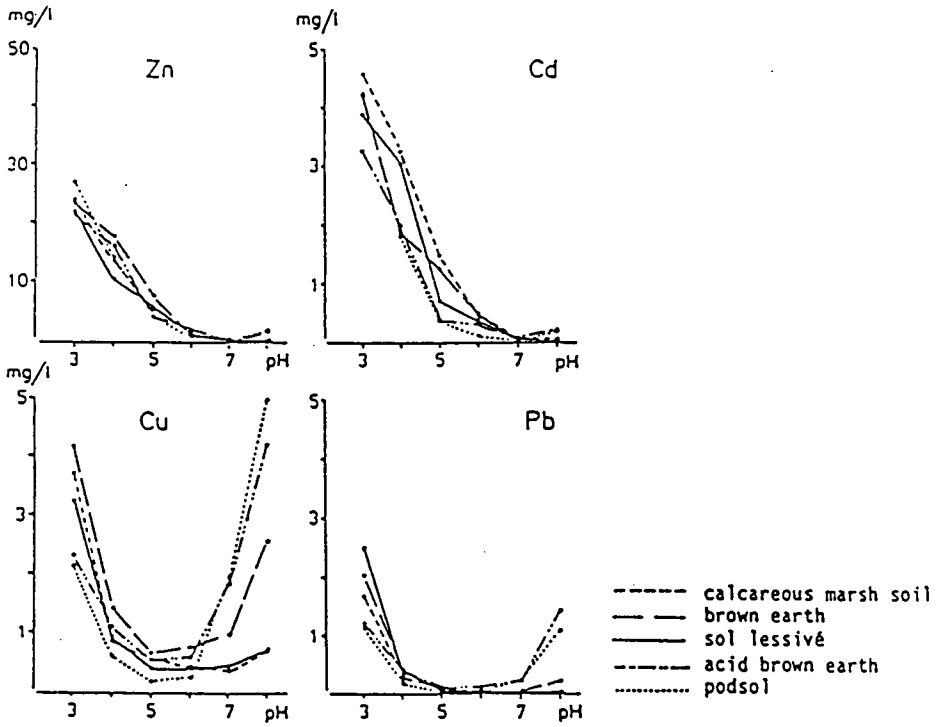


Figure 6: Content of Cu, Zn, Cd and Pb in the equilibrium soil solutions of different soil types in relation to pH (HERMS & BRÜMMER, 1980)

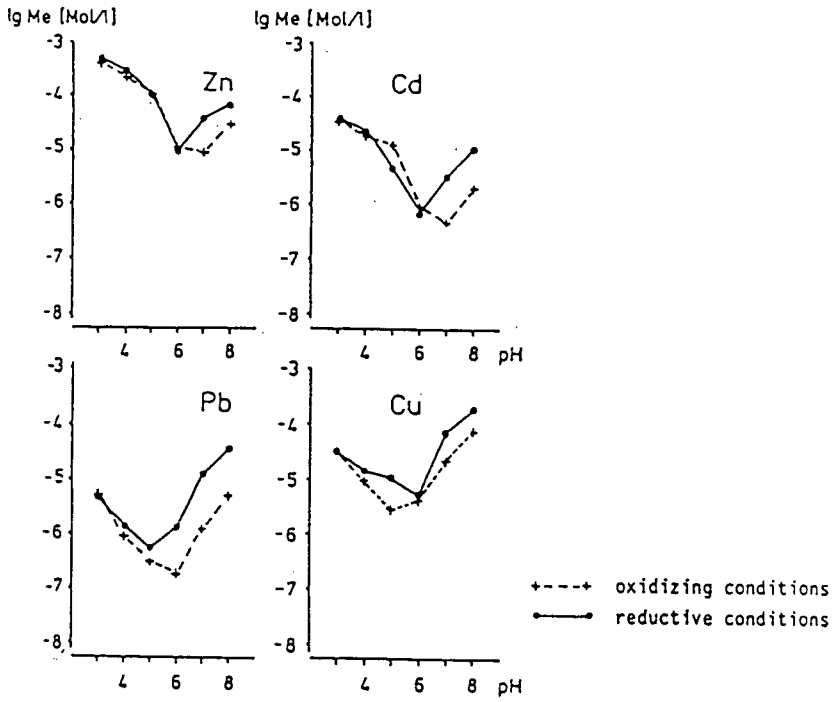


Figure 7: Influence of pH and redox conditions on the concentration of Z, Cd, Pb and Cu in the equilibrium soil solution of the Ap-horizon of an acid brown earth (HERMS & BRÜMMER, 1979)

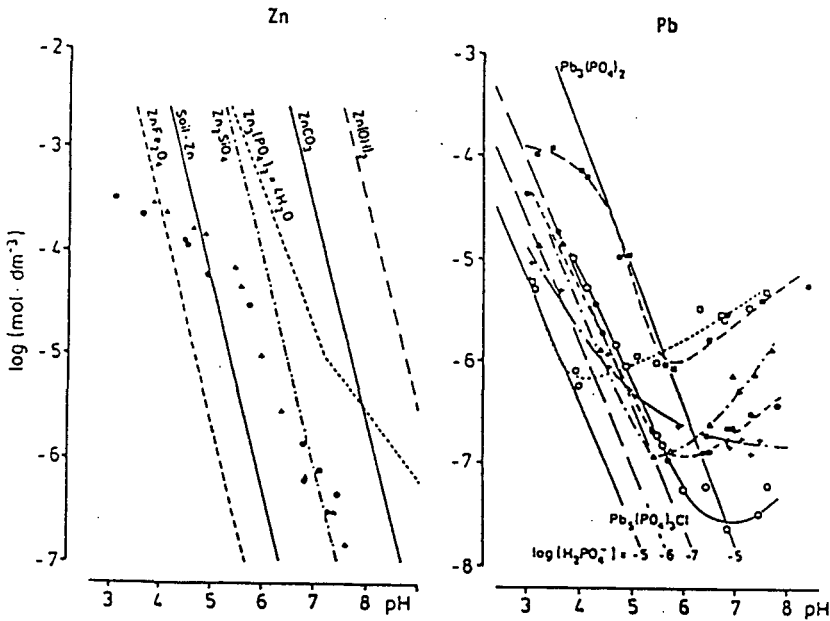


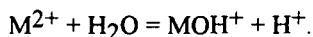
Figure 8: Solution concentration of zinc and lead of different sub surface horizons in relation to pH and calculated solubility isotherms (BRÜMMER, 1986)

Sorption and desorption kinetics of heavy metals in soils get even more complicated with competition between different metals for specific sorption sites, e.g. during heavy metal migration in the soil (MATTHESS, 1984; SCHMITT and STICHER, 1986).

From the numerous, partly contradictory publications on heavy metal sorption and mobility in soils the sorption behaviour of different soil constituents (soil minerals and humic substances) can be summarized.

The specific adsorption of heavy metals by soil minerals is mainly related to metal ion hydrolyses. The specific adsorption increases with the ability of the metal (M), to form hydroxy complexes according to the general reaction scheme:

The specific adsorption of heavy metals by soil minerals is mainly related to metal ion hydrolyses. The specific adsorption increases with the ability of the metal (M), to form hydroxy complexes according to the general reaction scheme:



Therefore, heavy metal adsorption on minerals increases in the sequence: Cd < Ni < Co < Zn << Cu < Pb << Hg. - This sequence may be modified according to the structure and crystallization of different soil minerals, but it can be generally accepted for oxides and clay minerals, BRÜMMER et al., 1986.

For humic substances, the following sequence of increasing sorption intensity can be established: Zn < Cd < Co < Ni < Cu < Sn < Hg (see KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984). The difference in the adsorption sequence between soil minerals and humic substances is caused by the specific sorption reactions of humic substances, which depend on complexation.

3.3 Reactions with soil organisms

Reactions of heavy metals with soil organisms are determined by dose - response relationships (fig. 1). Soil microorganisms are more sensitive to heavy metal pollution than plants and animals (PAOLETTI et al., 1988). However, this is not true for all heavy metals, e.g. not for Cu, Ni and Zn but for the most toxic ones like Cd, Hg, Pb and Tl (GILLER et al., 1989). According to DOMSCH (1985), high concentrations of heavy metals in soils show negative effects on litter decomposition (especially that of cellulose), on the mineralization of carbohydrates and proteins as well as on enzymatic activities in general (TYLER, 1981). table 9 shows the negative effect of some heavy metals on three different enzymatic activities in soil.

Table 9: Inhibition of soil enzymatic activities trough different heavy metals (DOMSCH, 1985)

heavy metal (valency)	phosphatase trough 10	% inhibition in the soil for arylsulfatase trough 25 μmol heavy metal/g soil	urease trough 5
Ag (I)	39	96	93
Cd (II)	6	37	54
Hg (II)	10	94	88
Cr (III)	5	41	27
W (VI)	7	25	0
Cu (II)	-	24	68

On the other hand, WILKE (1986) described positive effects of heavy metals at low concentrations on microbiological activities, compare also PRÜESS, 1994.

3.4 Soil-plant interactions and influences on the food chain

Figure 4 illustrates that the uptake of heavy metals by plants is only possible from the soil solution. The concentration of heavy metals in the soluble phase depends mainly on physico-chemical desorption and dissolution processes (see chapter 3.2). In addition, plants actively influence their uptake through physiological and microbiological processes in the soil-root interface, causing desorption of elements even from strong bonding positions.

Normally Pb, Hg, Cr and Co are strongly bound in soils and therefore not easily available for plant roots. In contrast, Cd, Tl, Zn and to a lesser extent also Cu and Ni are more mobile and more easily taken up, thus causing problems of bioaccumulation of these elements in terrestrial soil-plant systems (KLOKE et al., 1984)

Average soil-plant transfer coefficients for some heavy metals are presented in table 10, taking into consideration that plant uptake is not only dependent on metal solubility in soils but also on the plant species. Cd, Zn and Tl show the highest transfer coefficients followed by Cu and Ni. They are therefore the most problematic elements in the contamination of the food chain.

A comparison of common ranges with critical heavy metal concentrations in soils indicates that Cd, Hg and Tl are more detrimental to animals than to plant growth and plant quality (table 10). Such values are only indicative because they vary with soil and plant type. Critical concentrations also vary with plant organs and plant age (KLOKE et al., 1984).

Table 10: Soil-plant transfer coefficients and critical concentrations of heavy metals in plants (KLOKE et al., 1984)

element	transfer coefficient	concentrations in ppm/dry matter		
		common in plants	critical for plant growth	critical for animal food
Cd	1-10	<0,1-1	5 - 10	0,5 - 1
Co	0,01 - 0,1	0,01 - 0,5	10 - 20	10 - 50
Cr	0,01 - 0,1	<0,1 - 1	1 - 2	50 - 3000
Cu	0,1 - 1	3 - 15	15 - 20	30 - 100
Hg	0,01 - 0,1	<0,1 - 0,5	0,5 - 1	>1
Ni	0,1 - 1	0,1 - 5	20 - 30	50 - 60
Pb	0,01 - 0,1	1 - 5	10 - 20	10 - 30
Tl	1 - 10	<0,5 - 5	20 - 30	1 - 5
Zn	1 - 10	15 - 150	150 - 200	300 - 1000

3.5 Soil-groundwater interrelationships and influences on the groundwater quality

Solution and transport of heavy metals in soils are complex processes, see 3.2 and MATTHESS, 1984. Based on our current understanding of heavy metal reactions in soils, estimation tables were established by DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK), 1988, to assess the risk of ground water pollution by leaching of heavy metals. The most important factors affecting heavy metal binding are: soil depth, soil texture (clay content), content of organic substances, oxides of Fe, Al, Mn, soil pH reaction and type of heavy metal (see table 11 with data on relative binding capacities for heavy metals in soils).

Table 11: Binding capacity of heavy metals depending on soil constituents at a given pH limit (DVWK, 1988)

metal	pH-limit	binding capacity ¹⁾ for different soil constituents below given pH-limit ²⁾		
		humus	clay	sesquioxides ³⁾
Cd	6	4	2	3
Mn	5,5	2	3	3
Ni	5,5	3-4	2	3
Co	5,5	3	2	3
Zn	5,5	2	3	3
Cu	4,5	5	3	4
Cr (III)	4,5	5	4	5
Pb	4	5	4	5
Hg	4	5	4	5

1) binding capacity: 1=very low, 2=low, 3=medium, 4=high, 5=very high

2) above pH-limit very high by formation of oxides (Mn) and hydroxo-complexes (other elements)

3) sesquioxides = oxides of Fe, Al and Mn

These values along with climatic data allow to assess the risk of groundwater contamination by heavy metals (DVWK, 1988), compare also PRÜESS (1994).

Accordingly, the risk of groundwater contamination by heavy metals occurs mainly in heavily contaminated or shallow, coarse by textured soils of low humus content and in soils with low pH.

4. Future actions against soil contamination

Measures are needed at 4 different levels (BLUM, 1988):

- * assessment of the actual state of contamination and analyses of the causes and predictable consequences,
- * supervision and monitoring of contamination,
- * controlling of depositions through preventive actions,
- * soil remediation.

4.1 Assessment of the actual state of contamination and analysis of causes and impacts

4.1.1 Assessment of soil pollution

Assessment of soil pollution should systematically cover the total surface of states or regions and should be undertaken with methods which will later allow the comparison of data on an international, national or regional level.

Even regarding the actual efforts made by the INTERNATIONAL STANDARD ORGANISATION (ISO), generally accepted comprehensive concepts are not yet available at an international level. Therefore, as a first step, standardisation of methods is a matter of urgency.

The analysis of soil pollution can be achieved by different, direct and indirect approaches. - The direct approach is the chemical analysis of heavy metals in the soil (see ARCHER and HODGSON, 1987; BECKETT, 1989; BRÜMMER, 1986; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984). - Indirect approaches are input-output analyses (ULRICH, 1987) or analyses of impacts caused by soil contamination e.g. on soil organisms (PAOLETTI et al., 1988), plants or ground water. The indirect methods allow indications on impacts but give no data on the exact concentration levels of heavy metals in the soil at a given time.

4.1.2 Analysis of causes and impacts

Through soil analysis the causes of soil pollution can be assessed by spatial evaluation (vertical and horizontal) of pollution data and pollutive sources.

In order to assess contamination risks, additional soil data, especially physical ones, such as texture, structure, water absorption capacity etc. and biological data as well as climatic ones are needed. With time series of chemical analyses from permanent sampling networks the assesment of future impacts can be achieved (see BLUM et al., 1989).

4.2 Supervision and monitoring of contamination

Analytical data, especially when based on time series, allow for supervision, monitoring and prediction of pollution and impacts.

Supervision and monitoring are urgently needed in order to motivate or to convince public officials and decision makers as well as politicians to reduce heavy metal emissions by official regulations or laws. This is also an important field of international cooperation, e.g. through harmonisation of methods, exchange of data and the definition of common threshold values.

4.3 Controlling of depositions through preventive actions

Preventive actions should focus on the reduction or prevention of heavy metal emissions from different sources, especially of those leading to a widespread diffuse contamination at an international scale, compare 2.2.1.

For the reduction or ban of specific and locally controlled pollution e.g. in the water cycle or through mechanical transport (see 2.2.2.), national measures are needed (see BLUM and WENZEL, 1989). Due to the non reversibility of heavy metal pollution, the only way of prevention is the reduction or elimination of heavy metals at the source.

4.4 Soil remediation

Possibilities for soil remediation are very limited and treatments are extremely costly. Any large-scale decontamination is not realistic due to intensive binding of heavy metals in soils and extremely high costs. For large scale application, currently two practical alternatives exist:

- * Dilution of heavily contaminated soils by mixing with non contaminated matter with high sorption capacity, e.g. oxides and clays.
- * Adjustment of the soil pH and of the redox conditions, e.g. through liming or aeration in the case of low redox potentials, thus increasing the binding capacity for heavy metals or/and reducing their mobility in the soil.

5 References

- ADRIANO, D.C. (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment. - Springer Berlin, Heidelberg, N.Y Tokyo.
- ARCHER, F.C. & I.H. HODGSON (1987): Total and extractable trace element contents of soils in England and Wales. - J. of Soil Sci. 38, pp. 421 - 431.
- AUBERT, H. & M. PINTA (1977): Trace Elements in Soils. - Elsevier Amsterdam, Oxford, N.Y.
- BARTH, H. & P.L'HERMITE (eds.) (1987): Scientific basis for soil protection in the European community. - Elsevier Applied Science London, N.Y.
- BECKETT, P.H.T. (1989): The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges, and sludge-treated soils. In: Stewart B.A. (ed.): Advances in Soil Science Vol. 9, pp. 143 - 176. - Springer New York.
- BLUM, W.E.H. (1988): Problems of soil conservation. - Nature and Environment Series No. 39, Strasbourg.
- BLUM, W.E.H. (1990): Soil pollution by heavy metals - causes, processes, impacts and need for future actions. - Information document - 6th European Ministerial Conference of the Environment, 42 p., Brussels, 11-12 October 1990.

- BLUM, W.E.H., H. SPIEGEL & W.W. WENZEL (1989): Bodenzustandsinventur - Konzeption, Durchführung und Bewertung. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien.
- BLUM, W.E.H. & W.W. WENZEL (1989): Bodenschutzkonzeption - Bodenzustandsanalyse und Konzepte für den Bodenschutz in Österreich. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Wien.
- BRÜMMER, G.W. (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. - In: BERNHARD M., F.E. BRINCKMAN & B.J. SADLER (eds.): The Importance of Chemical "Speciation" in Environmental Processes, pp. 169 - 192. - Springer Berlin, Heidelberg, N.Y.
- BRÜMMER, G., J. GERTH & U. HERMS (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, pp. 382 - 398.
- BUNDESMINISTER DES INNERN (ed.) (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. - Kohlhammer Stuttgart.
- CRAIG, P.J. (1986): Chemical species in industrial discharges and effluents. In : BERNHARD, M., F.E. BRINCKMAN & P.J. SADLER (eds.): The Importance of chemical "speciation" in environmental processes. - Springer Berlin, Heidelberg, London, N.Y.
- DAVIES, B.E. (1980): Trace element pollution. In: DAVIES B.E.(ed.): Applied Soil Trace Elements, pp. 287 - 351. - John Wiley & Sons, Chichester, N.Y., Brisbane, Toronto.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (DVWK) (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. - DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft 212/1988. - P. Parey Hamburg, Berlin.
- DOMSCH, K.H. (1985): Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie. - Materialien zur Umweltforschung Vol. 13. - Kohlhammer Stuttgart.
- EL BASSAM, N. (1982): Kontamination von Pflanzen, Böden und Grundwasser durch Schwermetalle aus Industrie- und Siedlungsabfällen. - GWF - Wasser/ Abwasser 123, pp. 539 - 549.
- EL HINNAWI, E.E. (ed.) (1981): The environmental impacts of production and use of energy. - United Nations Environment Programme, Tycooly Press.
- FIEDLER, H.J. & H.J. RÖSLER (1988): Spurenelemente in der Umwelt. - Enke Stuttgart.

- FREEDMAN, B. & T.C. HUTCHINSON (1981): Sources of metal and elemental contamination of terrestrial environments. In: LEPP, N.W. (ed.): Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Vol. 2: Metals in the Environment pp. 35 - 94. - Applied Science Publishers London, N.Y.
- GILLER, K.W., S.P. MC.GRATH & P.R. HIRSCH (1989): Absence of nitrogen fixation in clover grown on soil subject to long-term contamination with heavy metals is due to survival of only ineffective RHIZOBIUM. - Soil Biol. Biochem. 21, pp. 841 - 848.
- HÄNI, H. & F. KLÖTZLI (1984): Schwermetalle in Klärschlamm und Müllkompost. In: MERIAN, E. (ed.): Metalle in der Umwelt, pp. 153 - 162. - Verlag Chemie Weinheim.
- HERMS, U. & G. BRÜMMER (1979): Einfluß der Redoxbedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Sedimenten. - Mitteilgn. Dtsch.Bodenkundl. Gesellsch. 29, pp. 533 - 544.
- HERMS, U. & G. BRÜMMER (1980): Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. - Landwirtsch. Forschung 33, pp. 408 - 423.
- HOLLEMAN, A.F. & E. WIBERG (1985): Lehrbuch der anorganischen Chemie. - De Gruyter & Co. Berlin.
- KABATA-PENDIAS, A. & H. PENDIAS (1984): Trace Elements in Soils and Plants. - CRC Press Boca Raton.
- KLOKE, A., D. SAUERBECK & H. VETTER (1984): The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. - In: NRIAGU, J.O.(ed.): Changing Metal Cycles and Human Health pp. 113 - 141. - Springer Berlin, N.Y., Tokyo.
- LANTZY, R.J. & F.T. MACKEZIE (1979): Atmospheric trace metals: Global cycles and assessment of man's impact. - Geochim. Cosmochim. Acta 43, pp. 511 - 526.
- MATTHESS, G. (1984): Unsaturated zone pollution by heavy metals. In: YARON, B., G. DAGAN & J. GOLDSHMID (eds.): Pollutants in porous media, pp. 79 - 93. - Springer Berlin, Heidelberg, N.Y., Tokyo.
- Mc BRIDE, N.M. (1989): Reactions controlling heavy metals solubility in soils. - Advances in Soil Science 10, pp. 1 - 56.

- NRIAGU, J.O. & J.M. PACYNA (1988): Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. - *Nature* **333**, pp. 134 - 139.
- OBERLÄNDER, H.E. (1985): Grenzwerte für die Belastung des Bodens mit Schwermetallen. - Wintertagung 1985 der Österreichischen Gesellschaft für Land- und Forstwirtschaftspolitik, pp. 156 - 168, Wien.
- PAOLETTI, M.G., E. IOVANE & M. CORTESE (1988): Pedofauna bioindicators and heavy metals in five agroecosystems in north-east Italy. - *Rev. Ecol. Biol. Sol* **25**, pp. 33 - 58.
- PHIPPS, D.A. (1981): Chemistry and Biochemistry of Trace Metals in Biological Systems. - In Lepp N.W.(ed.): Effect of heavy metal pollution on plants, Vol.1 pp.1 - 54. - Applied Science Publishers London, New Jersey.
- PRÜESS; A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: Rosenkranz, D. et al. (Eds.): Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. E. Schmidt Verlag, Berlin.
- SAUERBECK, D. (1987): Effects of agricultural practices on the physical, chemical and biological properties of soils. Part II. Use of sewage sludge and agricultural wastes. In: Barth, H. and D. L'Hermite (eds.): Scientific Basis for Soil Protection in the European Community, pp. 181 - 210 - Elsevier Applied Science London, N.Y.
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1989: Lehrbuch der Bodenkunde. - Verlag Ferdinand Ende, Stuttgart.
- SCHMITT, H.W. & H. STICHER (1986): Prediction of heavy metal contents and displacement in soils. - *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **149**, pp. 157 - 171.
- SPOSITO, G. (1983): The chemical forms of trace elements in soils. In: Applied Environmental Geochemistry. - Academic Press, N.Y..
- STEINNES, E., W. SOLBERG, H.M. PETERSEN & C.D. WREN (1989): Heavy metal pollution by long range atmospheric transport in natural soils of Southern Norway. - *Water, Air and Soil Pollution* **45**, pp. 207 - 218.
- THORNTON, I. (1981): Geochemical Aspects of the Distribution and Forms of Heavy Metals in Soils. In: LEPP, N.W.(ed.): Effect of Heavy Metal Pollution on Plants, Vol. 2. - Applied Science Publishers London.
- TYLER, G. (1981): Heavy metals in soil biology and biochemistry. In: PAUL E.A. & J.N. LADD (eds.) Soil Biochemistry, pp. 372 - 414. - Marcel Dekker N.Y.

TYLER; G. (Ed.) (1989): Effects of heavy metals in forest ecosystems. - Water, Air and Soil Pollution, 47, pp. 3 - 4 (special issue).

ULRICH, B. (1987): Impacts on soils related to industrial activities, Part IV - Effects of air pollutants on the soil. In: BARTH, H. & P. L'HERMITE (eds.): Scientific Basis for Soil Protection in the European Community. - Elsevier London, N.Y.

WENZEL W.W., M.A. POLLAK & W.E.H. BLUM (1992): Dynamics of Heavy Metals in Soils of a Reed Bed System. - Intern. J. Environ. Anal. Chem. 46, pp. 41 - 52.

WILKE, B.-M. (1986): Einfluß verschiedener potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität von Waldhumusformen unterschiedlicher Pufferkapazität.- Bayreuther Geowissenschaftliche Arbeiten 8.

A DATA CONDENSATION METHOD FOR USE IN SOIL INVENTORY SYSTEMS

Franz MUTSCH

Institute of Forest Ecology, Federal Forest Research Centre, Vienna
Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Vienna, Austria

Abstract

A method for a clearer arrangement of large amounts of data, in particular soil inventory data, is described. The method is based on the transformation of measured values into (e.g. 10) graduated classes, each of which is to contain about the same number of values. Each parameter of a complete soil profile is then assigned a number between 1 and 10 so that soils having a similar chemical composition can easily be clustered and different soil inventory systems can be compared without problems.

In this paper the data obtained from the Austrian Forest Soil Monitoring System will be used to describe the principles of such a concept and to explain and substantiate the individual steps of a data condensation method.

Two goals are to be pursued simultaneously: On the one hand, groups of sample plots characterized by maximum homogeneity, or uniformity, i.e. clusters, are to be selected from a totality of items, in this case from the totality of sample plots used in soil inventory systems. On the other hand, the position of our own results relative to other, similarly structured investigations is to be determined.

The choice of an appropriate unit of distance or similarity, the form of the data transformation as well as the selection of the parameters, or combinations of parameters, to be computed will influence the quality of the results.

The method will permit us to check sample plots or sites characterized by particular chemical properties and to present them in the form of maps. Sites which are uniform from a chemical point of view can then be compared to (individual or combined) results of other investigations (for example the mineral content of needles/leaves and/or the pollution situation). If, for instance, data specifying the concentrations of particular elements in needles have been transformed and computed in a similar manner, the soil and plant interactions should be particularly evident.

It is expected that the use of this condensation method and its intermediate steps will facilitate the investigation of ecological interaction.

Keywords: Soil inventory system, evaluation model, data transformation, clustering.

1 Introduction and objectives

Abundance of information, for instance in soil inventory systems, raises several questions: How can the enormous amount of soil-analytical results be arranged in a clear form; how can the data be made available and useable to other fields of research; and how can they be compared to the results of other soil inventory systems?

If data are to be compressed or arranged in a simpler form, the price of such simplification will always be a loss of information. The profit, on the other hand, will be that regularities become more apparent than they are in the raw data. In this paper the data obtained from the Austrian Forest Soil Monitoring System will be used to describe the principles of such a concept and to explain and substantiate the individual steps of the above-mentioned condensation method. The theoretical and statistical backgrounds as well as the processing by means of ADP will be discussed in other publications.

It is obvious that two goals are to be pursued simultaneously: On the one hand, groups of sample plots characterized by maximum homogeneity, or uniformity, i.e. clusters, are to be selected from a totality of items, in this case from the totality of sample plots used in soil inventory systems. On the other hand, the position of our own results relative to other, similarly structured investigations is to be determined.

2 Description of the methode

2.1 Selection and grouping of the parameters

First a decision must be made regarding the properties which should be taken into account for the characterization of the plots that are to be classified. At a first level (nearly) all parameters of the chemical analysis (including those computed), approximately thirty per depth layer of the mineral soil, will be included. As there are so many parameters, some of them must be subdivided into several groups which will be computed separately, for instance:

- Group 1 General parameters:
pH, C_{org} , N_{tot} , C:N ratio, cation exchange capacity (CEC), base saturation (BS)
- Group 2 Main nutrients:
P, K, Ca, Mg
- Group 3 Heavy metals:
Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb, Cd
- Group 4 Exchangeable cations:
K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺; Mn⁺⁺, Al⁺⁺⁺, Fe⁺⁺⁺, H⁺
- Group 5 Percentage of cations in the total of cations:
%K⁺, %Ca⁺⁺, %Mg⁺⁺; %Mn⁺⁺, %Al⁺⁺⁺, %Fe⁺⁺⁺, %H⁺

2.2 Transformation of the analytical data

For the Austrian Forest Soil Monitoring System, the soil samples were collected separately on the sample plots for the surface layer and for each depth layer of the mineral soil (0-10cm, 10-20cm, 20-30cm, and 30-50cm). In the following, all considerations will refer exclusively to the mineral soil and will be based on the collection of samples according to predetermined layers, the precondition of the condensation method described herein. This way of sample collection is much more appropriate for statistical purposes than the collection of samples according to genetic horizons (BLUM et al., 1989; ENGLISCH et al., 1992).

2.2.1 Definition of classes

The basic material used for the transformation are the analytical data measured in the individual depth layers. The next steps will be illustrated by the example of the heavy metal group:

The analytical data of Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb, and Cd are used to describe the heavy metal content of the individual depth layers of each plot. (These results have different scopes of variation and there is no simple or uniform way to describe the distribution of the measured data regarding the individual properties) However, apart from their descriptive value, the analytical data can also be used to determine the position of a particular depth layer of a sample plot within a larger set, i.e. its position compared to corresponding depth layers of the other plots: This means that, for example, the heavy metal content does not only characterize a particular depth layer of a sample plot, but, by means of additional information regarding, for instance, very low Cu content, low Zn content, high Pb content, etc. extends and improves the knowledge about the position relative to all other (corresponding!) depth layers.

In the present paper 10 classes (of about the same cardinality = containing about the same number of measured values; 10-percent steps) are used to classify the depth layers of sample plots. One way how these classes could read is:

- | | |
|-----------------------------|---------------------|
| 1 = extremely low (content) | 6 = average (+) |
| 2 = very low | 7 = moderately high |
| 3 = low | 8 = high |
| 4 = moderately low | 9 = very high |
| 5 = average (-) | 10 = extremely high |

In figure 1 these 10 classes, which must contain about the same number of measured values, are shown in a diagram together with an alternative system of only 5 classes (20-percent steps), the latter having the advantage of a “median class”. A general advantage of the formation of classes is that extreme values can easily be included in the computations (they go either into the highest or into the lowest class - see figure 4). Furthermore, any irregular distribution of measured values caused by the transformation into classes is eliminated (see figures 1 and 2), which is the precondition for a number of statistical evaluations.

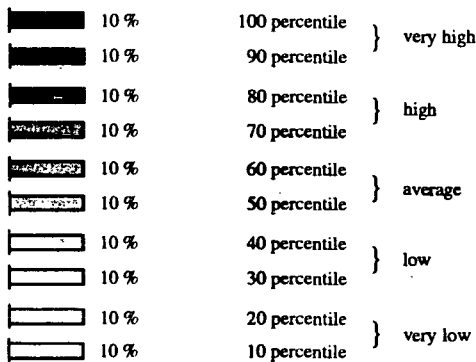


Figure 1: Model for the formation of 10 (5) classes with an approximately equal number of measured values, using 10-percent (20-percent) steps

Figure 2 illustrates another form of classification, adjusted to a gauss distribution. In this case the classes contain different amounts of data; the extreme values are stressed, while the contents of medium areas are flattened. The advantage is that extremely high and extremely low values, which are of special importance to ecological evaluations, are stressed (BLOCK et al., 1991).

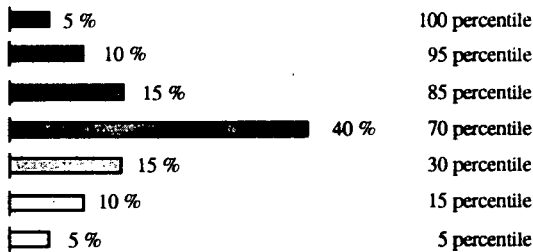


Figure 2: Model for the formation of 7 classes containing different numbers of measured values

The reduction of the measured values to 5 to 10 classes also permits some blurredness of the analytics and it flattens out analytical variations occurring within one laboratory, between different laboratories, and even between slightly different methods. In this case one aims no longer at exact (narrow) measured values, but at the (reproducible) assignment of data to a relatively large class (which will permit an ecologically relevant interpretation).

The following considerations will again be based on the above-mentioned division into 10 classes which correspond to 10-percent steps. By way of example, the limits of the classes of the individual depth layers are given for Pb (table 1). As the present example of the Austrian Forest Soil Monitoring System (soils not influenced by carbonate) includes 333 sample plots to be studied, classes usually contain 33 or 34 items. (Equal measured data are always registered in the same class, even if this leads to a slightly different number of measured values per class.)

Table 1: Limits of classes (10-percent steps) for each of the depth layers for Pb in ppm, illustrated by the example of the Austrian Forest Monitoring System (soils not influenced by carbonate).

Classes	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Depth layers										
0 - 10 cm	20	26	29	33	37	43	51	62	75	382
10 - 20 cm	14	19	22	25	27	32	37	43	60	176
20 - 30 cm	12	15	17	20	22	24	28	33	41	125
30 - 50 cm	10	13	16	18	20	22	24	29	36	112

After the transformation of the measured values into classes the data can be further condensed.

2.2.2 Condensation of the classes

For the solution of numerous problems it is important that the depth layers of a soil profile are considered separately, a procedure which represents a handicap if also a global view is desired. One could therefore suggest to compute the mean value of the four depth layers for each parameter and to use these for further steps. However, as most of the chemical parameters of a soil profile have a significant depth gradient, the calculation of mean values is not recommendable in this case. An alternative way of reducing and rearranging the data is not to calculate the means of the measured values, but the means of the classes assigned to the measured values of the respective depth layer and to group these once again into 10 classes (figure 3). The classes of the individual depth layers were presented in table 1. If a sample plot is in Class 8, this means that, on an average, 70% of the plots have a lower and approx. 20 % have a higher lead content.

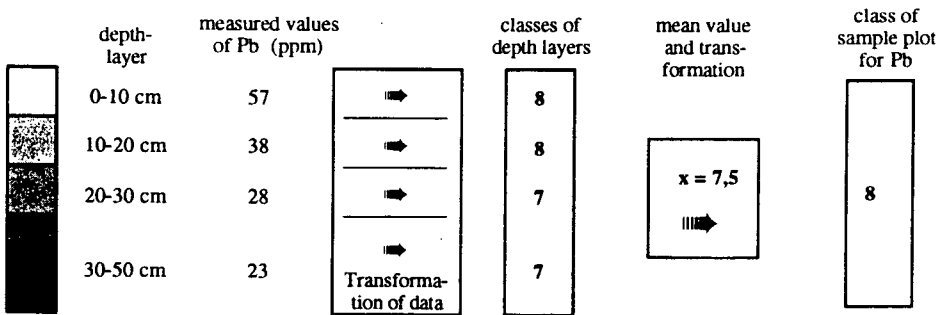


Figure 3: Procedure of transformation of analytical values measured at individual depth layers to graduated classes of the sample plots, illustrated by the example of Pb

2.2.3 Interpretation and evaluation of measured values transformation

Table 1 and figure 3 show that, despite great variations in the Pb content, there are equivalent or neighboring classes in the individual depth layers because the limits of the classes are considerably shifted in different depth layers.

The “normal” altitudinal gradient of an element usually includes equivalent or neighboring classes at corresponding depth layers. However, if the classes themselves have significant gradients, considerable accumulation can be inferred in one of the two directions compared to the other samples of the set, which, among other things, is to facilitate the detection of particularly strong effects of pollution or of marked lithogenic accumulation.

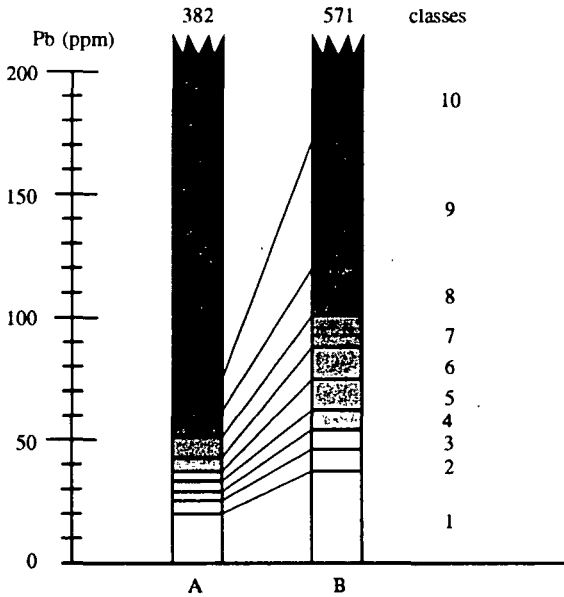


Figure 4: Different limits of classes for Pb; comparison of two sets of samples from the Austrian Forest Soil Monitoring System (Depth layer 0-10 cm)
A: Sample plots not influenced by carbonate (n = 333)
B: Sample plots influenced by carbonate (n = 178)

Figure 4 demonstrates one possible way of how to evaluate measured data that have been transformed into classes. In different sets of samples the limits of the classes are different. In the concrete case the Pb content of the sample plots of the Forest Soil Monitoring System, which are not influenced by carbonate, and the Pb content of the plots that *are* influenced by carbonate are compared. It is evident that the Pb values of soils influenced by carbonate tend to be higher and, consequently, are shifted towards higher classes. This is a way for graphical presentation of soil-chemical differences between various types of soil. Similarly, also the data from soil inventory systems of different countries can be compared if they have been prepared correspondingly.

2.3 Consideration of sample plots having a similar chemical composition

As not only the Pb content, but also the contents of the other heavy metals are transformed in the described way, one will finally obtain a "heavy metal profile" for each of the sample plots (figure 5). Each of the plots will be characterized by a descriptive number of the class in which it is included, in this case 8 (for Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb, and Cd), which is then used instead of the values measured for each element at a particular depth layer. By doing so, one can immediately provide a rough characterization of the sample plots in respect of their heavy metal concentrations. The condensation method can be used to select these types from the totality of the sample plots by the formation of clusters whose "class profile" should be as homogenous as practicable. Two items (sample plots) are considered highly similar if, for various properties, they appear frequently in the same class, or at least in neighboring classes or classes which are close to one another. With the help of this automatic classification sample plots with similar chemical properties, in this case with a similar heavy metal distribution, can be detected and described.

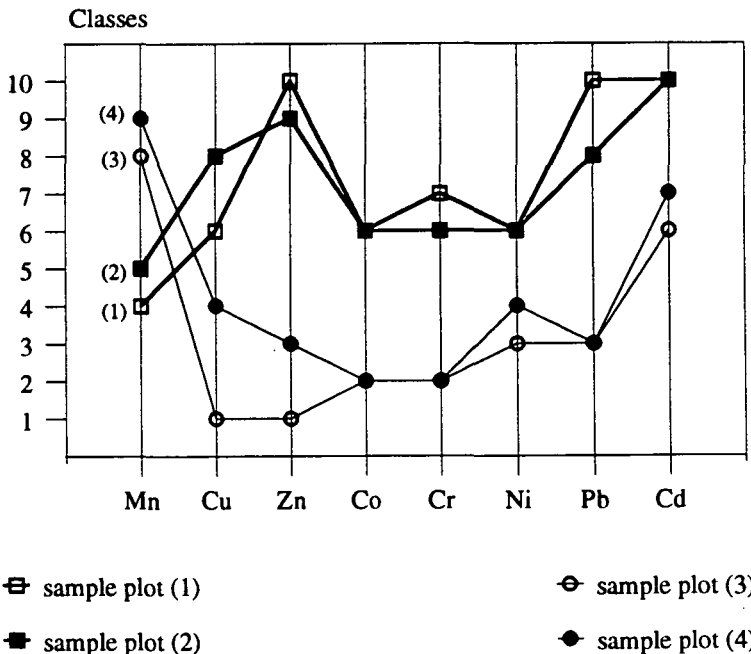


Figure 5: "Heavy metal profile" of 4 sample plots from the Austrian Forest Soil Monitoring System, representing two different "heavy metal types"

Figure 5 shows that the "heavy metal profiles" (1) and (2) as well as (3) and (4) can be used to define "types". Type (1)/(2) could be described as follows: Mn content average(-); Cu, Co, Cr, and Ni concentrations moderately high; Zn, Pb, and Cd concentrations very high to extremely high. Type (3)/(4) is characterized by a very high Mn content, extremely low to low concentrations of Cu and Zn, very low concentrations of Co and Cr, low Ni and Pb concentrations, and an average(+) Cd content.

Table 2 illustrates a complete heavy metal type, based on automatic classification. It includes 6 sample plots and, on an average, has a very high Cu content and very high to extremely high concentrations of Mn, Co, Cr, and Ni. The concentrations of Zn and Pb are average, those of Cd are low. In addition to the classification of the elements at the respective plot, the codes of the sample plots and the mean values of the classes, plus the standard deviation, are given.

Table 2: Description of a heavy metal type from the Austrian Forest Soil Monitoring System (soils influenced by carbonate) by means of classification (for details see the text).

Plot no.	Mn	Cu	Zn	Classification		Ni	Pb	Cd
				Co	Cr			
102 705	9	7	7	9	9	9	6	3
102 707	9	7	5	9	10	9	6	1
503 709	10	10	6	10	9	10	6	1
505 715	7	7	3	9	10	8	4	3
605 705	10	8	3	9	9	8	2	3
801 701	7	9	5	9	9	8	4	3
x	8,67	8,00	4,83	9,17	9,33	8,68	4,67	2,33
sx	1,37	1,26	1,60	0,4	0,52	0,82	1,63	1,03

The types defined by automatic classification are of different size (depending on the [variable] degree of homogeneity). In the case of the Austrian Forest Soil Monitoring System the heavy metal types contain between 2 and 30 sample plots. The lower the homogeneity needs to be, the more objects can be assigned to the same type and the lower is therefore the number of types. This means that for a clearer arrangement of data one has to pay the price of greater heterogeneity of the individual types.

For the other 4 groups of parameters, mentioned above, the types are defined in the same way as for heavy metals.

In a last step so-called "macro-types" can be defined, which represent a type not only for *one* group of properties, such as the heavy metals, but for *several* groups of properties. The definition of such macro types requires "matrices of relation" from the data obtained in the above-described manner. The use of the term "relation" is limited to cases where two sample plots belong to the same types in 3 or more of the 5 groups of parameters; if they belong to the same type in 4 or more groups of parameters, this is called a "close relation" (table 3).

Table 3: Example of a "relation register". The six-digit numbers are codes of the sample plots. AP = Group of general parameters; HN = Main nutrients group; SM= Heavy metal group; KAK = Group of exchangeable cations; %KAK = Group of percentage of exchangeable cations relative to cation exchange capacity. The parameters indicating a relation are given in brackets.

201 704	is closely related to	612 704	(AP, HN, SM, KAK, %KAK)
		615 706	(AP, HN, SN, KAK)
		711 702	(AP, SM, KAK, %KAK)
	is related to	203 702	(HN, SM, KAK)
		310 703	(HN, SM, KAK)

A type which has been defined in this manner can be described as follows: pH values above average; rather close C:N ratio; good supply with main nutrients, particularly Mg; average concentrations of heavy metals, except for Pb (very low content); high base saturation with average (+) concentrations of K and Mg;

3 Requirements and field of application

It is obvious from the above explanations that the choice of an appropriate unit of distance or similarity, the form of the data transformation as well as the selection of the parameters, or combinations of parameters, to be computed will influence the quality of the results. There may also be special problems which require that classes or parameters are selected in a different way on the basis of the general principle of this method.

Finally, the method will permit to check sample plots or sites characterized by particular chemical properties and to present them in the form of maps (e.g. extremely acidic sites with low base saturation; sites with high concentrations of toxic heavy metals; "unstable" vs. "stable" sites;).

Sites which are uniform from a chemical point of view can then be compared with (individual or combined) results of other investigations (for example the mineral content of needles/ leaves and/or the pollution situation). If, for instance, data specifying the concentrations of particular elements in needles have been transformed and computed in a similar manner, the soil and plant interactions should be particularly evident.

Data from other sample plots or median values of other areas of investigation can easily be presented and evaluated in respect of their positions relative to the samples of a complete soil inventory system. The soil-chemical results of the ecosystematic Achenkirch study can therefore be positioned very clearly within the Austrian Forest Soil Monitoring System (figure 6; MUTSCH, 1994).

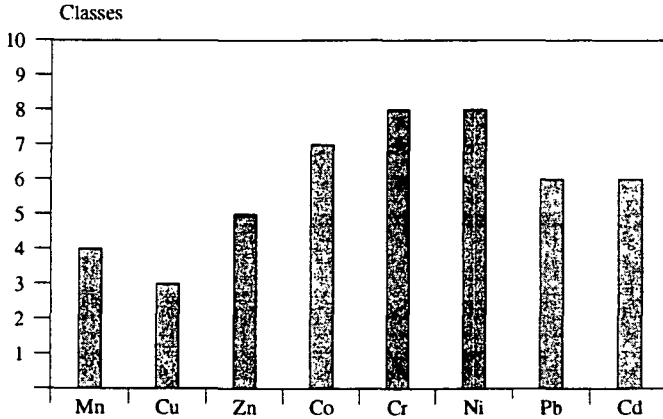


Figure 6: Relative position of sample plots of the Achenkirch project regarding the heavy metal concentrations in the depth layer of 20 - 30 cm compared to the (carbonate-influenced) sample plots of the Austrian Forest Soil Monitoring System of the same depth layer. The height of the bar indicates this relative position (Basis: Median values of the Achenkirch sample plots) by assigning classes to the measured values (Basis: Total of the carbonate-influenced sample plots of the Forest Soil Monitoring System).

It is expected that the use of this condensation method and its intermediate steps will facilitate the investigation of ecological interaction.

4 References

- BLOCK, J., O. BOPP, M. GATT, N. HEINDINGSFELD & R. ZOTH (1991): Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 17/91.
- BLUM, W.E.H., H. SPIEGEL & W.W. WENZEL (1989): Bodenzustandsinventur - Konzeption, Durchführung und Bewertung, Arbeitsgruppe Bodenzustandsinventur der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft. Editor: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- ENGLISCH, M., G. KARRER & F. MUTSCH (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Vol. I: Methodische Grundlagen. Mitt. Forstl. BVA 168, pp. 5-22.
- MUTSCH, F. (1994): Chemische Bewertung der Böden des "Höhenprofils Achenkirch" im Vergleich zu den Daten der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (in preparation).

EVALUATION OF FOREST SOIL SAMPLING PROCEDURE

Polona KALAN^a, Katarina KOŠMELJ^b

^aSlovenian Forestry Institute, Veèna pot 2, SLO - 1000 Ljubljana

^bBiotechnical Faculty - University of Ljubljana, Jamnikarjeva 101, SLO - 1000 Ljubljana

Abstract

A pilot sampling of forest soil was performed on two research plots, which differed substantially with respect to the forest site conditions. Laboratory samples were prepared for all sampling sites and pH value, as well as the total contents of: C, N, P, K, Ca, Mg, Zn and Cd, were determined. The data were statistically evaluated using a simple random sampling model and the two-stage sampling model. The efficiency of both models was compared. A new sampling procedure that accounts for the prespecified precision criteria is proposed. Finally, the expenses of the sampling procedures were evaluated for both research plots.

Key words: simple random sampling, two-stage sampling, number of sampling plots

Zusammenfassung

Auf zwei Probeflächen in Eichenbeständen wurden umfangreiche Bodenuntersuchungen durchgeführt. Die Probenahme erfolgte nach einem konventionellen Design. Von allen Bodenproben wurden der pH-Wert und die Gesamtgehalte an C, N, P, K, Ca, Mg, Zn und Cd bestimmt. Die Analysenergebnisse beider Probeflächen wurden statistisch ausgewertet. Um die Signifikanz der Analysenergebnisse zu optimieren, wurden zwei Varianten der Probenahme für die Analyse verglichen: Die Mittelbildung von Analysedaten zufällig ausgewählter Einzelproben und eine zweistufige Mittelbildung aus Teilmischproben. Zwischen beiden Varianten konnten keine signifikanten Unterschiede gefunden werden. Aus diesem Grunde

wurde im weiteren nach der Methode der einfachen Zufallsauswahl vorgegangen. Für eine nochmalige Probenahme wurde ein Konzept vorgeschlagen, welches sich an einer vorgegebenen Streuungstoleranz der Analysedaten orientiert. Zur Optimierung des gewählten Probendesigns wurden die Kosten aller Varianten für Probenahme und Analyse berechnet.

Stichworte: einfache Zufallsauswahl, Zwei-Stufen-Auswahl, Anzahl von Einzelproben

1 Introduction

Nine research plots located under oak canopies were designed for long term studies of oak forest sites in Slovenia. On two of them, Cigonca and Polom, pilot sampling of forest soil was done in 1993. These research plots differ substantially with regard to forest soil conditions (KALAN, 1996). The objective of our pilot study was to evaluate the chemical properties of the soil and to prepare a new sampling procedure that would allow detection of changes in the mean values for chemical parameters over time according to the prespecified precision criteria.

2 Materials and methods

2.1 Description of sampling methodology

Each research plot 100 m x 100 m was divided into 25 subplots of 20 m x 20 m in size. Five subplots were selected for the collection of soil samples: four corner plots and the central one. Within each selected subplot three sampling sites were chosen (figure 1) based on a professional assessment of the existence of deep soil. Surfaces with high natural heterogeneity, such as animal paths, pedestrian pads, areas surrounding wind-thrown trees, forest roads and areas surrounding tree stems were avoided. Soil samples were taken from three soil layers: 0 - 5 cm, 5 - 10 cm and 10 - 20 cm. In the laboratory, each soil sample was first dried, sieved and homogenised. Soil pH value and total C, N, P, K, Ca, Mg, Zn and Cd contents were determined with repeat measurements.

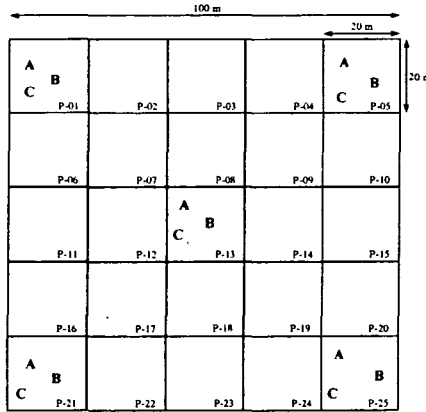


Figure 1: Sampling scheme for a research plot: P-01 to P-25 - subplots; A, B, C - sampling sites

The field work and the laboratory work were divided into several steps and the corresponding costs were evaluated (table 1).

Table 1: Steps of field work and laboratory work and the corresponding price notation for two-stage samples and the corresponding composite samples

Steps	Price Notation	Two-stage samples
		Price per
Transfer to the research plot	L	research plot
Field work		
Transfer from one subplot to another	T	subplot
Collection of field samples	C	sampling site
Laboratory work		
Preparation of laboratory sample (sieving, drying, weighing)	P	sampling site
Homogenisation of laboratory sample (mixing)	H	sampling site
Laboratory analysis for variable E_i	A_i	one replication per sampling site; k_i replications are required(*)

(*) the mean of these k_i values is taken as input for statistical analysis.

2.2 Analysis of data

The data were first analysed by descriptive statistical techniques and presented by Box plots (figure 2).

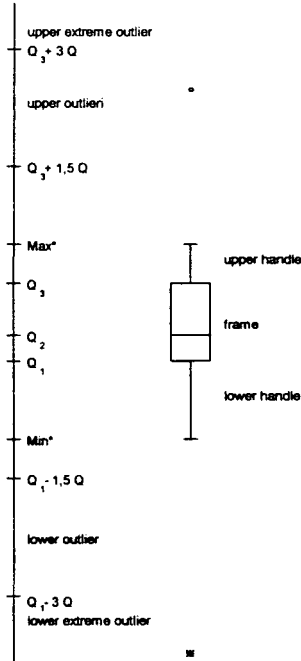


Figure 2: Description of Box Plot (KOŠMELJ, 1995): Q_1, Q_2, Q_3 - quartiles, $Q=Q_3-Q_1$ - quartile range, $x>Q_1+1,5Q$; $x< Q_1+1,5Q$ - outliers, $x>Q_1+3Q$; $x< Q_1-3Q$ - extreme outliers

2.3 Evaluation of sampling methodology

Two models were used to evaluate the sampling procedure: a simple random sampling model and a two-stage sampling model (BLEJEC, 1969), though the sampling methodology used does not correspond precisely to either of these. The variability of sampling sites (s^2) was estimated using a simple random sampling model. The sources of variability were defined

(variability between subplots (s_1^2) and variance within subplots - variability of sampling sites (s_2^2)) for the two-stage sampling model and were evaluated by nested design variance analysis (ANDERSON, 1987).

Both sampling models were compared by calculating the efficiency (E) which is based on the F-test (ANDERSON, 1987):

$$E = \frac{s_1^2}{s_2^2}$$

Results showed no significant difference between the two models. Therefore, the sampling methodology was further examined by the simple random sampling model.

For each chemical parameter under study the variability (s^2 , CV%), the relative error of average value ($D\%$) and the number of sampling sites (n) according to the prespecified accuracy were calculated. The number of sampling sites was estimated according to the equation (BLEJEC, 1969):

$$n = \left(\frac{t_{\alpha/2, n-1} CV\%}{D\%} \right)^2 = t_{\alpha/2, n-1}^2 \left(\frac{CV\%}{D\%} \right)^2,$$

which is based on the width of the confidence interval:

$$D = t_{\alpha/2, n-1} \frac{s}{\sqrt{n}} \text{ and relatively } D\% = t_{\alpha/2, n-1} \frac{CV\%}{\sqrt{n}}$$

Finally, the total expenses (S) were estimated for both research plots:

$$S = L + \left(C + P + H + \sum_{i=1}^K k_i A_i \right) nm + Tn$$

m - number of sampling sites

3 Results and discussion

Box plots gave a good visualisation of data (figure 3). Variability of the chemical parameters under study differed greatly and in most cases usually diminished with depth. Higher variability was observed in soil layers where two horizons with different chemical characteristics merge. For example, nitrogen in the Cigonca plot (depth 5 - 10 cm) is an extreme outlier. Another

extreme outlier was detected for cadmium in the Polom plot (depth 5 - 10 cm). It was supposed that the soil at that sampling plot has an extremely high content of cadmium.

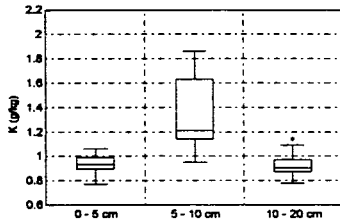
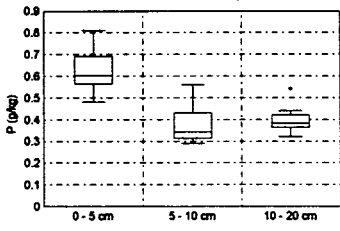
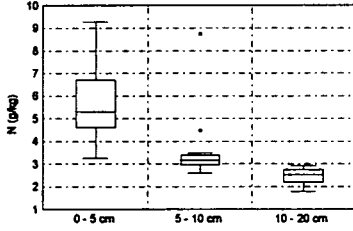
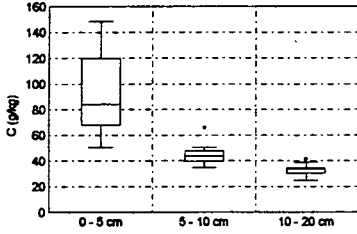
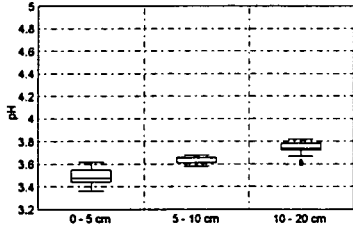
In Cigonca, the lowest variability expressed with the coefficient of variation (CV%) was detected for pH (2 %) and the highest for cadmium (CV% in range 22 - 38 %). The variability of other parameters was between 5 - 22 %, except for carbon and nitrogen in the upper two soil layers where it reached 30 - 42 %. On the whole the variability in Polom is greater than in Cigonca, though similarly distributed from pH to cadmium. An exception was observed in the case of calcium, where the coefficient of variation reaches approximately 32 %. Consequently, the relative error of average values was between 5 - 20 %, with a few exceptions.

A comparison of the simple random sampling model and the two-stage sampling model with regard to model efficiency is presented in figure 4. For most of the observed chemical parameters there is no statistically significant difference between both models. According to that the sampling methodology was further examined as the simple random sampling model which is less complicated than the two-stage sampling model from methodological point of view.

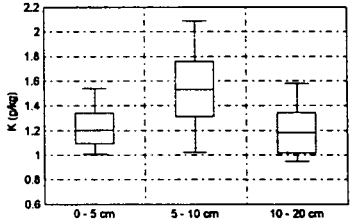
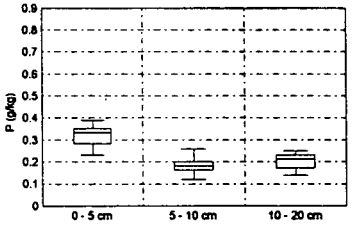
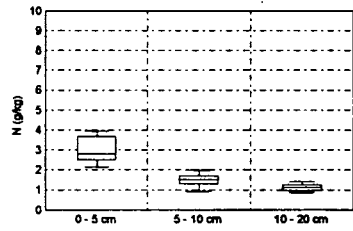
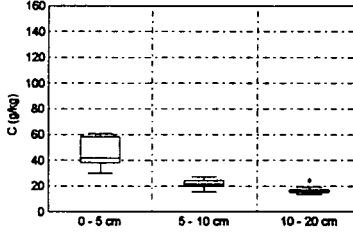
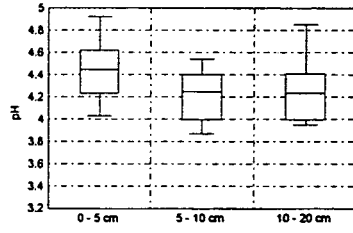
The number of sampling sites was evaluated for both plots by the precision criteria: the estimated average value should not differ from its true value by more than 5 % for pH, more than 10 % for C, N, P, K, Ca and Mg, and not more than 20 % for Zn and Cd. The criteria would enable the detection of changes in soil chemical parameters over time. These results are presented in table 3.

The required number of sampling sites differs greatly depending on the parameter used. As a compromise, the average number of sampling sites was considered: 15 sampling sites were required at Cigonca and 18 at Polom. Estimated expenses for the required number of sampling sites are presented for both research plots in table 4.

Cigonca



Polom



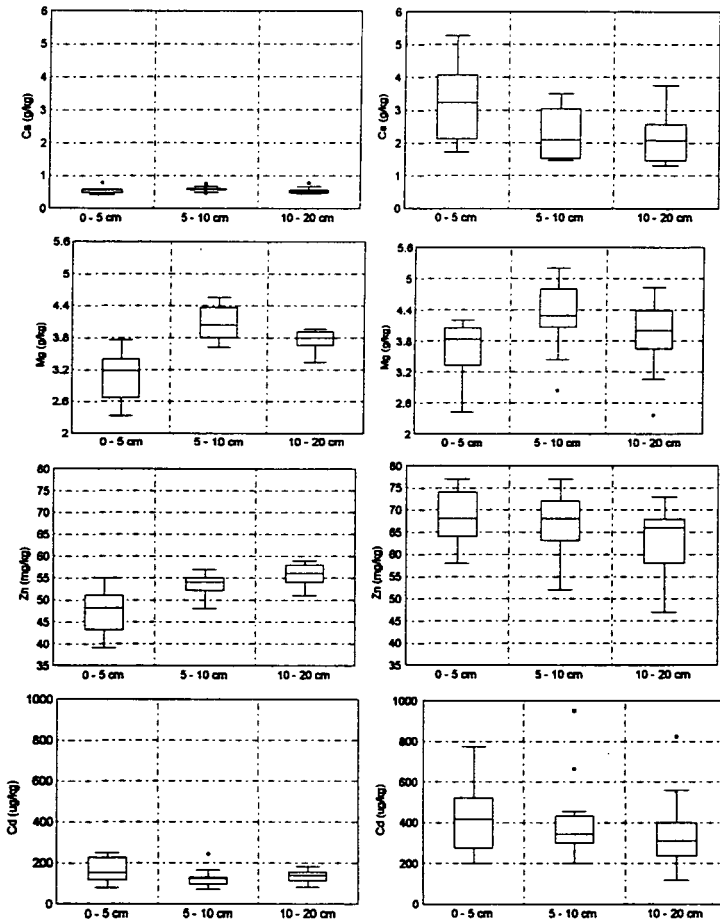


Figure 3: Presentation of data with box plots for research plots Cigonca and Polom

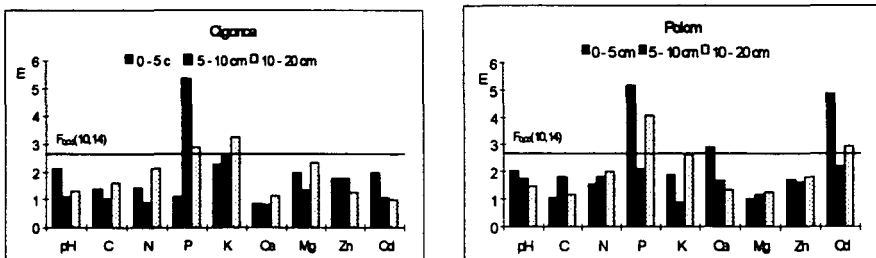


Figure 4: The efficiency (E) of compared sampling models for all observed chemical parameters at observation plots Cigonca and Polom (critical value $F_{0,05}(10,14)=2,602$)

Table 2: Simple random sampling model: coefficient of variation (*CV%*) and the estimated number of sampling sites (*n*) required to reach prespecified criteria for relative error of the mean value (*D%*)

Soil layer	Cigonca		Polom	
	CV%	n	CV%	n
pH (D%=5)				
0 - 5 cm	2,0	3	6,2	8
5 - 10 cm	0,9	3	5,1	7
10 - 20 cm	1,5	3	6,0	8
C (D%=10)				
0 - 5 cm	32,9	44	22,1	21
5 - 10 cm	16,7	13	15,1	11
10 - 20 cm	14,6	11	16,8	13
N (D%=10)				
0 - 5 cm	30,1	37	20,5	19
5 - 10 cm	31,3	71	18,8	16
10 - 20 cm	13,1	9	16,3	13
P (D%=10)				
0 - 5 cm	13,8	10	15,3	11
5 - 10 cm	21,8	21	19,5	17
10 - 20 cm	14,0	10	16,9	13
K (D%=10)				
0 - 5 cm	7,6	5	13,9	10
5 - 10 cm	21,8	21	19,9	18
10 - 20 cm	10,2	7	15,4	12
Ca (D%=10)				
0 - 5 cm	16,7	13	33,2	45
5 - 10 cm	12,4	9	31,3	40
10 - 20 cm	15,5	12	34,0	47
Mg (D%=10)				
0 - 5 cm	14,7	11	14,3	10
5 - 10 cm	7,5	5	14,3	10
10 - 20 cm	5,1	4	16,4	13
Zn (D%=20)				
0 - 5 cm	10,1	4	8,3	4
5 - 10 cm	4,7	3	9,7	4
10 - 20 cm	4,6	3	11,2	5
Cd (D%=20)				
0 - 5 cm	38,0	27	39,6	29
5 - 10 cm	34,3	23	47,7	41
10 - 20 cm	21,5	11	50,8	46
Average n		15		18

Table 3: Estimated expenses for proposed sampling procedure (in DM)

	Soil samples	
	Cigonca n=15	Polom n=18
Transfer to the researchplot	120	135
Field work expenses	332	398
Laboratory work expenses	15525	18630
Total expenses	15977	190163

4 Conclusions

A new sampling of forest soil at Cigonca and Polom plot is designed as simple random sampling. At Cigonca plot 15 sampling sites are to be selected and at Polom 18. Selection of sampling sites would be based on a professional assessment on existence of deep soil.

Expenses for the planned sampling procedure are much too high. Laboratory work presents the greatest part of total expenses (~97 %). The only way to reduce laboratory work is to reduce the number of samples to be analysed. A tentative procedure is to merge the appropriate number of soil samples m from a particular subplot into a composite soil sample that is analysed in the laboratory (PETERSON & CALVIN, 1986). Consequently, only one sample from each subplot is analysed in the laboratory, thus reducing the laboratory work by the number of subplots.

5 References

- ANDERSON, R. L. (1987): Practical Statistics for Analytical Chemists. - New York. Van Nostrand Reinhold Company, pp. 191 - 203.
- BLEJEC, M. (1969): Statistične metode v gozdarstvu in lesarstvu. - Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, 473 p.

KALAN, P. (1996): Statistical Evaluation of Forest Soil Sampling Methodology for Chemical Analyses. master of Science Thesis. University of Ljubljana, Department for Agriculture, Ljubljana, 70 p. (in Slovenian).

KOŠMELJ, K. (1995): Opisna statistika na zgledih: naloge in rešitve. - Radovljica, Didakta, pp. 138 - 139.

PETERSEN, R.G. & L.D. CALVIN (1986): Sampling. - In: KLUTE, A. (ed.) Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical Methods, Agronomy No. 9., 2. ed., Madison, American Society of Agronomy. pp. 33 - 51.

Buchbesprechungen

Biochemie des Bodens

Von Prof. Dr.rer.nat. K. Haider, Dipl.-Chem.

Ferdinand Enke Verlag Stuttgart 1996, 174 Seiten, 59 Abbildungen, 48 Tabellen, 15,5 x 23cm, kartoniert DM 58,-/öS 429,-/Sfr 58,-. ISBN 3 432 27081 X

Das Interesse der bodenkundlichen Forschung hat sich in den vergangenen Jahren immer mehr von der Produktionsfunktion des Bodens abgewandt und die ökologischen Bodenfunktionen in den Mittelpunkt gestellt. Die Erscheinung eines fundierten Buches zum Thema Biochemie des Bodens im deutschsprachigen Raum zur Ergänzung der vorhandenen Lehr- und Handbücher ist somit als sehr erfreulich zu werten. Der Autor geht dabei von umfangreicher Literatur aus, die vor allem auch die jüngsten Publikationen und Entwicklungen des Fachgebietes berücksichtigt und übersichtlich den einzelnen Fachkapiteln zugeordnet ist.

Die sieben Kapitel des Buches umfassen die Themenbereiche „Böden und Bodenleben“, „Abbau und Umwandlung der Hauptbestandteile in Pflanzenresten“, „Bedeutung, Menge, Bildung und Struktur des Humuskörpers“, „Umwandlung und Abbau niedermolekularer organischer Verbindungen“, „Toxische Metallionen: Wirkungen auf Bodenorganismen und mikrobielle Umwandlungen“, „Umsatz von Stickstoff, Phosphor und Schwefel im Boden“ und „Böden als Quelle und Senken atmosphärischer Spurengase“. Die einzelnen Themenbereiche werden für die naturwissenschaftlich vorgebildete Leserschaft leicht verständlich, aber trotzdem in die Tiefe gehend bis hin zu neueren Theorien behandelt. Beachtenswert ist dabei die Zusammenstellung zahlreicher Tabellen aus Literaturdaten, die in vielen Fällen erste Faustzahlen zu den beschriebenen Prozessen darstellen.

Das vorliegende Buch kann sowohl Bodenkundlern als auch Vertretern verwandter Fachgebiete uneingeschränkt empfohlen werden. Es eröffnet dem deutschsprachigen Fachpublikum einen eingehenden Überblick über die angelsächsische Literatur zum Thema Bodenbiochemie und sollte daher in keiner entsprechenden Bibliothek fehlen.

M.H. Gerzabek

Walter-Kubiena-Preis

1. Der Walter-Kubiena-Preis bezweckt
 - die Förderung von Studierenden für fachliche Arbeiten auf dem Gebiet der Bodenkunde
 - die Anerkennung einer geleisteten Arbeit.
2. Zu diesem Zwecke führt die ÖBG alljährlich eine Beurteilung und Prämierung von bodenkundlichen Originalarbeiten durch. In Frage kommen Diplomarbeiten, Dissertationen und gleichwertige Arbeiten.
3. Es können nur Arbeiten von Studierenden (a) an österreichischen Universitäten oder Hochschulen, (b) an Höheren Lehranstalten in unbezahlter Stellung eingereicht werden.
4. Die Geldmittel für den Fonds werden durch einen jährlichen Beitrag der ÖBG in der Höhe von S 5.000,- bereitgestellt.
5. Arbeiten müssen von den Universitäten, Hochschulen und Höheren Lehranstalten angenommen sein und sind in zweifacher Ausführung an die Beurteilungskommission der ÖBG jeweils bis zum 31. August einzureichen.
6. Zur Beurteilung der Arbeiten wird vom Vorstand der ÖBG eine Beurteilungskommission von höchstens 3 Mitgliedern bestellt.
7. Der gesamte Vorstand entscheidet auf Antrag der Beurteilungskommission über die Prämierung guter Arbeiten.
8. Für die prämierte Arbeit wird dem Verfasser eine Anerkennungsurkunde der ÖBG ausgestellt.
9. Autoren und Titel von prämierten Nachwuchsarbeiten werden in den Mitteilungen der ÖBG veröffentlicht.
10. Ein Exemplar der Arbeit verbleibt bei der ÖBG.

Mitteilungen
der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft

- Heft 1** 1955, 46 Seiten
JANIK, V.: Das Beispiel Ottensheim - ein Beitrag zur Bodenkartierung.
FRANZ, H.: Zur Kenntnis der „Steppenböden“ im pannonischen Klimagebiet Österreichs.
SCHILLER, H.: Der Einfluß gestaffelter Jauchegaben auf einem Acker- und Wiesenboden.
- Heft 2** 1956, 40 Seiten
WAGNER, H.: Die Bewertung der Wasserstufen in der Bodenschätzung des Grünlandes.
SCHMIDT, J.: Die Tonminerale burgenländischer Flugsandböden.
EHRENDORFER, K.: Schnellmethoden zur näherungsweise Bestimmung der Bodenfeuchte.
- Heft 3** 1959, 44 Seiten
FINK, J.: Leitlinien der quartärgeologischen und pedologischen Entwicklung am südöstlichen Alpenrand.
JAKLITSCH, L.: Zur Untersuchung oststeirischer Böden, insbesondere jener auf Terrassen des Ritscheintales.
LUMBE-MALLONITZ, Ch.: Untersuchungen über den Zurundungsgrad der Quarzkörner in verschiedenen Sedimenten und Böden Österreichs.
- Heft 4** 1960, 58 Seiten
REICHART, J.: Untersuchungen über die Wirkung intensiver Gülledüngung auf Dauergrünland.
JANIK, V. und H. SCHILLER: Charakterisierung typischer Bodenprofile der Gjaidalm.
FINK, J.: Bemerkungen zur Bodenkarte Niederösterreichs.
- Heft 5** 1961, 55 Seiten
BARBIER, S., H. FRANZ, J. GUSENLEITNER, K. LIEBSCHER und H. SCHILLER: Untersuchungen über die Auswirkungen langjähriger Gemüsebaues auf den Boden bei mangelnder animalischer Düngung.
NESTROY, O.: Jahreszyklische Schwankungen des Wassergehaltes in zwei niederösterreichischen Lössböden.
- Heft 6** 1961, 189 Seiten
Exkursionen durch Österreich:
FRANZ, H.: Die Böden Österreichs.
BLÜMEL, F.: Das Bundesversuchsinstitut für Kulturtechnik und technische Bodenkunde in Petzenkirchen, NÖ, und die Versuchsanlage in Purgstall.
FINK, J.: Der östliche Teil des nördlichen Alpenvorlandes.
FRANZ, H., G. HUSZ, H. KÜPPER, G. FRASL und W. LOUB: Das Neusiedlerseebecken.
FINK, J.: Die Ortsgemeinde Moosbrunn als Beispiel einer Kartierungsgemeinde.

FRANZ, H., F. SOLAR, G. FRASL und H. MAYR: Die Hochalpenexkursion.
FINK, J.: Die Südostabdachung der Alpen.
JANEKOVIC, G.: Über das Alter und den Bildungsprozeß von Pseudogley
aus pleistozänem Staublehm am südwestlichen Rand des pannonischen
Beckens.

- Heft 7** 1962, 46 Seiten
WEIDSCHACHER, K.: Die Böden am Westrande des niederösterreichischen
Weinviertels südlich Retz.
- Heft 8** 1964, 72 Seiten
SOLAR, F.: Zur Kenntnis der Böden auf dem Raxplateau.
- Heft 9** 1965, 72 Seiten
MIECZKOWSKI, Z.: Untersuchungen über die Bodenzerstörung im nieder-
österreichischen Weinviertel.
- Heft 10** 1966, 61 Seiten
GHOBADIAN, A.: Salz- und Steppenböden des Seewinkels (Burgenland,
Österreich); Charakteristik, Meliorationsergebnisse und bodenwirtschaft-
liche Aspekte.
- Heft 11** 1967, 88 Seiten
MESSINER, H.: Pflanzenbauliche Beurteilung chemischer Bodenanalysen.
MÜLLER, H.J.: Der Wasserhaushalt eines Pseudogleyes mit und ohne
künstliche Beregnung.
NESTROY, O.: Bodenphysikalische Untersuchungen an einem Tschernosem
in Wilfersdorf (NÖ).
SCHILLER, H. und E. LENGAUER: Über den Kationenbelag und den
Spurenelementgehalt in den Böden der IDV-Serie.
SOLAR, F.: Phosphatformen und Phosphatumwandlungsdynamik in Anmoor-
schwarzerden.
- Heft 12** 1968, 79 Seiten
KRAPPENBAUER, A.: Waldernährung und Problematik der Walddüngung.
GLATZEL, G.: Probleme der Beurteilung der Ernährungssituation von Fichte
auf Dolomitmöden.
Symposium über die Untersuchung von Waldböden.
- Heft 13** 1969, 95 Seiten
FINK, J.: Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs.
- Heft 14** 1970, 136 Seiten
SOLTANI-TABA, Ch.: Vergleich einiger Pararendsinprofile des Steinfeldes
im südlichen Inneralpinen Wiener Becken.
KAZAI-MOGADHAM, M.: Vergleich von Böden des Tschernosemtypus mit
Auböden im südlichen Inneralpinen Wiener Becken.
- Heft 15** 1971, 139 Seiten
Exkursion der ÖBG am 16. u. 17.10.1970 in den Raum „Kärntner Becken
nördlich und südlich der Drau“.

WILFINGER, H.: Das Klima des südöstlichen Klagenfurter Beckens.
EISENHUT, M., H. MÜLLER, E. PRIESSNITZ, H. ROTH, A. SCHROM
und F. SOLAR: Die Böden.

- Heft 16** 1972, 110 Seiten
RIEDMÜLLER, G.: Zur Anwendung von Bodenkunde und Tonmineralogie
in der baueologischen Praxis.
Exkursion der ÖBG am 8. u. 9.9.1972 in den Pasterzenraum und in den
Pinzgau.
BURGER, R. und H. FRANZ: Die Böden der Pasterzenlandschaft im
Glocknergebiet.
SOLAR, F.: Die Böden des Raumes Großglockner - Zell am See.
SCHNETZINGER, K.: Oberflächenverglebung im Raum Zell am See.
- Heft 17** 1973, 123 Seiten
GRUBER, P.: Zusammenhänge zwischen Klimaunterschieden, Boden-
chemismus und Bodenwasserhaushalt auf Lockersedimenten des Wiener
Raumes.
- Heft 18/19** 1977, 102 Seiten
Exkursion der ÖBG 1971: Böden des inneralpinen Trockengebietes in den
Räumen Oberes Inntal und Mittleres Ötztal.
SOLAR, F., W. ROTTER, H. WILFINGER und H. HEUBERGER: Böden
des inneralpinen Trockengebietes in den Räumen Oberes Inntal und
Mittleres Ötztal.
Exkursion der ÖBG 1976:
FRANZ, H., A. BERNHAUSER, H. MÜLLER und P. NELHIEBEL:
Beiträge zur Kenntnis der Bodenlandschaften des Nordburgenlandes.
- Heft 20** 1978, 86 Seiten
MRAZ, K.: Neue Erkenntnisse auf dem Gebiet der Erforschung von Wald-
humusformen unter besonderer Berücksichtigung der Grundprinzipien der
Systematik.
KLAGHOFER, E.: Stoffbewegung im Boden.
RIEDL, H.: Die Bodentemperaturverhältnisse am Südrand des Tennen-
gebirges - ein Beitrag zum UNESCO-Programm Man and Biosphere.
- Heft 21** 1979, 109 Seiten
SOLAR, F.: Die Talböden, ein allgemeiner Überblick.
BLÜMEL, F.: Regelung des Bodenwasserhaushaltes in Talungen.
HOLZER, K.: Praktische Durchführung von Meliorationen in der
Oststeiermark.
SCHROM, A.: Standortskundliche und pflanzenbauliche Probleme der
Talböden bei intensiver Ackernutzung durch Maisbau.
BLASL, S.: Probleme der Maisernährung auf dünagierten Talböden.
ORNIG, F.: Möglichkeiten der Schaden-Ersatz-Berechnung.
STEFANOVITS, O.: Umweltschutz im Spiegel der Bodenkunde.
CERNÝ, V.: Einfluß der Bodenbearbeitung auf Boden und Ertrag unter den
Standortsbedingungen in der CSSR.

- Heft 22** 1980, 112 Seiten
DUDAI, R.: Landreserven der Erde. Eine Weltbodenkarte.
BLUM, W.E.H.: System Boden - Pflanze und bodenkundliche Forschung.
KASTANEK, F. et al.: Zur Nomenklatur der Bodenphysik, Teil 1.
NESTROY, O.: Die Aktivitäten der Gesellschaft ab ihrer Gründung bis 1979.
- Heft 23** 1981, 183 Seiten
SOLAR, F.: In memoriam Julius Fink.
SOLAR, F.: In memoriam Bernhard Ramsauer.
GUSENLEITNER, J.: Würdigung von Hofrat Dipl.-Ing. Dr. Herwig Schiller.
SCHLEIFER, H.: Dir. Dipl.-Ing. Dr. Franz Blümel zum 65. Geburtstag.
GESSL, A.: Würdigung von Ministerialrat Dipl.-Ing. Adolf Stecker.
BLUM, W.E.H. und M. SALI-BAZZE: Zur Entwicklung und Altersstellung von Böden der Donau- und Marchauen.
KLUG-PÜMPEL, B.: Phytomasse und Primärprodukte alpiner Pflanzengesellschaften in den Hohen Tauern.
STELZER, F.: Bioklimatologie der Gebirge unter besonderer Berücksichtigung des Exkursionsraumes 1981.
Kurzfassungen der Vorträge.
- Heft 24** 1982, 116 Seiten
Aktuelle Probleme der landwirtschaftlichen Forschung, 8. Seminar: Stoffumsatz am Standort.
SOLAR, F.: Eröffnung.
BECK, W.: Einleitungsreferat.
ULRICH, B.: Stoffumsatz im Ökosystem - theoretische Grundlagen und praktische Schlußfolgerungen.
BENECKE, P. und F. BEESE: Bodenstruktur und Stoffumsatz - Methodik der Erfassung bodenphysikalischer Parameter.
MÜLLER, W.: Bodenbeurteilung und Bodenmelioration vor dem Hintergrund moderner physikochemischer und bodenkundlicher Erkenntnisse.
Diskussion.
- Heft 25** 1982, 173 Seiten
RIEDL, H.: Die Prägekraft des sozioökonomischen Strukturwandels auf Morpho- und Pedosphäre des subalpinen Lebensraumes.
GUSENLEITNER, J., K. AICHBERGER und W. NIMMERVOLL: Die Wirkung steigender Kaliumgaben auf das Wachstum von Italienischem Raygras (*Lolium multiflorum*) in Abhängigkeit von der Bodenart.
LICHTENEGGER, E.: Der Wärme- und Wasserhaushalt - ertragsbildende Faktoren in Abhängigkeit von der Seehöhe, dargestellt aus pflanzensoziologischer Sicht.
Kurzfassungen der Vorträge.
- Heft 26** 1983, 165 Seiten
Exkursionsführer Marchfeld; Thema: Boden und Standorte des Marchfeldes.
NESTROY, O.: Zur Geologie und Morphologie des Marchfeldes.
HARLFINGER, O.: Das Klima des Marchfeldes.
STELZER, F.: Standortsbeurteilung nach der Niederschlagswirksamkeit.
STECKER, A.: Die Böden des Marchfeldes.

MADER, K.: Die forstliche Standortskartierung der österreichischen Donauauen.
Profilbeschreibungen.
KLAGHOFER, E.: Bodenphysikalische Kenndaten.
NESTROY, O.: Vergleichende Betrachtungen über die bodenphysikalischen Kenndaten der Exkursionsprofile und Profile von Weikendorf und Schönfeld.
BLUM, W.E.H. und H.W. MÜLLER: Mineralogische und bodenchemische Kennwerte ausgewählter Böden des Marchfeldes.
BLUM, W.E.H.: Zum Nährstoffversorgungsgrad ausgewählter Böden des Marchfeldes.
LOUB, W.: Zur Mikrobiologie der Böden des Marchfeldes.
Kartenbeilagen.

Heft 27

1983, 154 Seiten
MÜCKENHAUSEN, E.: Neuere Entwicklung in der Bodensystematik der Bundesrepublik Deutschland.
VERGINIS, S. und O. NESTROY: Standortkundliche Untersuchungen auf dem Nordwest- und Zentral-Peloponnes.
LOUB, W. und G. HAYBACH: Bodenbiologische Untersuchungen an Böden aus Lockersedimenten.
Kurzfassungen der Vorträge.

Heft 28

1984, 145 Seiten
Exkursionsführer Mühlviertel; Thema: Böden des Mühlviertels.
KOHL, H.: Zur Geologie und Morphologie des Mühlviertels.
STELZER, F.: Die klimatischen Verhältnisse des westlichen Mühlviertels.
SCHNETZINGER, K.: Die Böden des oberen Mühlviertels.
GRUBHOFER, G.: Die Boden- und Nutzungsverhältnisse des Mühlviertels.
DUNZENDORFER, W.: Pflanzensoziologie des oberen Mühlviertels.
BLASL, S.: Begrenzende Ertragsfaktoren im Ackerbau des Mühl- und Waldviertels.
MAIERHOFER, E.: Die pflanzliche Produktion des Mühlviertels.
Profilbeschreibungen.
KLAGHOFER, E.: Bodenphysikalische Kenndaten der Böden im Exkursionsbereich der ÖBG-1983.
BLUM, W.E.H. und H.W. MÜLLER: Mineralogische und bodenchemische Kennwerte ausgewählter Böden des oberen Mühlviertels.
BLUM, W.E.H.: Zum Nährstoffversorgungsgrad ausgewählter Böden des oberen Mühlviertels.

Heft 29

1985, 193 Seiten
Seminar: Verwertung von Siedlungsabfällen aus der Sicht der Landwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Eignung landwirtschaftlicher Böden.
BECK, W., W.E.H. BLUM und D. KRIECHBAUM: Begrüßung und Eröffnung.
HOFFMANN, G.: Bodenkundliche und pflanzenbauliche Aspekte beim Einsatz von Siedlungsabfällen in der Landwirtschaft.
KÖCHL, A.: Nutz- und Schadwirkung von Klärschlamm.

EDER, G., M. KÖCK und G. SCHECHTNER: Klärschlammhygiene im Grünland.
AICHBERGER, K. und G. HOFER: Chemische Untersuchungen von Siedlungsabfällen.
MÜLLER, H.: Müllkompost - Gütekriterien (ÖNORM S 2022) und Anwendung.
MAYR, E.: Modell Oberösterreich - Klärschlammfall und Entsorgung.
MAIERHOFER, E.: Erwartungen der Landwirtschaft an die Qualität der Siedlungsabfälle und Forderungen an den Gesetzgeber.
NELHIEBEL, P.: Einsatzmöglichkeiten von Bodenkarten bei der Ausbringung von Siedlungsabfällen.
WIMMER, J.: Aufbau und bisherige Ergebnisse des Klärschlamm- und Müllkompostversuches St. Florian.
ÖHLINGER, R.: Bodenenzymatische Untersuchungen beim Versuch St. Florian.
Generaldiskussion.
Unterlagen zur Exkursion.

- Heft 30** 1985, 185 Seiten
BLÜMEL, F.: Sektionschef i.R. Hofrat Dipl.-Ing. Ernst Güntschl †.
GUSENLEITNER, L.: In memoriam Hofrat Dipl.-Ing. Hans Schüller.
HUBER, J.: Vergleichende Untersuchungen von Böden mit unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen hinsichtlich Wasser-, Nährstoff-, Humushaushalt und Biologie.
FOISSNER, W., T. PEER und H. ADAM: Pedologische und protozoologische Untersuchungen einiger Böden des Tullnerfeldes (NÖ).
WALTER, R.: Die Viruskontamination des Bodens und Methoden ihrer Kontrolle.
Kurzfassungen der Vorträge.
- Heft 31** 1986, 68 Seiten
Arbeitsgruppe Waldbodenuntersuchung der ÖBG.
BLUM, W.E.H., O.H. DANNEBERG, G. GLATZEL, H. GRALL, W. KILIAN, F. MUTSCH und D. STÖR: Waldbodenuntersuchungen; Geländeaufnahme - Probeaufnahme - Analyse, Empfehlungen zur Vereinheitlichung der Vorgangsweise in Österreich.
- Heft 32** 1986, 209 Seiten
Symposium am 11. u. 12.4.1985: Bodeninventur aus ökologischer Sicht.
DANNEBERG, O.H.: Kartierung landwirtschaftlich genutzter Böden in Österreich.
WITTMANN, O.: Kartierung und Bodeninventur in Bayern.
KILIAN, W.: Forstliche Standortsklassifikation und Kartierung in Österreich aus internationaler Sicht.
FOERST, K.: Forstliche Standortserkundung in Bayern.
GESSL, A.: Die österreichische Bodenschätzung.
GRÄF, W.: Der Boden in Naturraumpotentialkarten.
LAMP, J.: Neue Entwicklungen auf dem Gebiet der Boden-Informationssysteme.
NESTROY, O.: Bericht über die abschließende Podiumsdiskussion.

- Heft 33** 1986, 383 Seiten
Aktuelle Probleme der landwirtschaftlichen Forschung; Seminar am 5. und 6.6.1986; Thema: Die Anwendung enzymatischer und mikrobiologischer Methoden in der Bodenanalyse.
BECK, W. und O. NESTROY: Einleitung und Eröffnung.
SCHINNER, F.: Die Bedeutung der Mikroorganismen und Enzyme im Boden.
HOFFMANN, G.: Bodenenzyme als Charakteristika der biologischen Aktivität und von Stoffumsätzen im Boden.
BECK, Th.: Aussagekraft und Bedeutung enzymatischer und mikrobiologischer Methoden bei der Charakterisierung des Bodenlebens von landwirtschaftlichen Böden.
HOLZ, F.: Automatisierte photometrische Durchflußmethoden zur Bestimmung der Aktivität von Bodenenzymen - ihre Anwendung und einige Ergebnisse.
KANDELER, E.: Der Einsatz enzymatischer Methoden am Beispiel eines Stroh- und Klärschlammdüngungsversuches.
ÖHLINGER, R.: Der Einsatz enzymatischer Methoden am Beispiel eines Grünlanddüngungsversuches.
Postervorträge.
Diskussion.
- Heft 34** 1987, 80 Seiten
DUCHAUFOR, Ph.: Stand und Entwicklung der internationalen Bodensystematik aus französischer Sicht.
MANCINI, F.: Stand der bodenkundlichen Forschung in Italien.
Kurzfassungen der Vorträge.
- Heft 35** 1987, 80 Seiten
Bodenschutz-Symposium.
STICHER, H.: Bodenschutz als integrale nationale Aufgabe - Möglichkeiten und Grenzen.
BECK, W.: Entwicklungsstand der Bodenschutzkonzeption in Österreich.
EISENHUT, M.: Das Steiermärkische Bodenschutzgesetz.
- Heft 36** 1988, 152 Seiten
Symposium: Aktueller Stand physikalischer und chemischer Bodenuntersuchungsverfahren.
DANNEBERG, O.H.: Aktueller Stand der landwirtschaftlichen Bodenanalyse in Österreich.
KÖCHL, A.: Beziehungen zwischen bodenanalytischen Daten und Feldergebnissen.
MÜLLER, H.J.: Bodenuntersuchung aus der Sicht der Landwirtschaft.
KILIAN, W.: Die Bodenanalytik aus forstlicher Sicht.
MAJER, Ch.: Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität von Bodenparametern in Waldböden.
NEMETH, K.: Die EUF-Methode als Grundlage für die Düngeempfehlung.
KLAGHOFER, E.: Physikalische Methoden in der landwirtschaftlichen Bodenforschung.

BLUM, W.E.H.: Die Bodenanalyse im Rahmen der Bodengenetik und
-taxonomie.

Heft 37

1988, 179 Seiten

Führer zur Exkursion in das obere Mürztal; Thema: Montane Bodenentwicklung unter dem Einfluß verschiedener Nutzungsformen.

KILIAN, W.: Standortkundliche Darstellung des Exkursionsgebietes
Hönigsberg.

HARLFINGER, O.: Das Klima des Mürztales.

PINTER, J.: Forstgut Langenwang.

Profilbeschreibungen.

Analysendaten.

BLUM, W.E.H. und A. MENTLER: Chemisch-mineralogische Kennwerte
ausgewählter Böden des oberen Mürztales.

KILIAN, W.: Interpretation der Analysendaten der Forstlichen Bundes-
versuchsanstalt.

Heft 38

1989, 117 Seiten

BLUM, W.E.H.: Spezifische Probleme des Bodenschutzes in Gebirgsregionen
Zentraleuropas.

STEFANOVITS, P.: Die Karte der Bodenmineralien und ihre Verwendung in
der Landwirtschaft Ungarns.

HORN, R.: Ursachen und Auswirkungen von Strukturschäden unter
besonderer Berücksichtigung methodischer Aspekte.

HARTGE, K.H.: Aktueller Forschungsstand der Bodenphysik unter
besonderer Berücksichtigung des Bodengefüges.

Kurzfassung der Vorträge.

Heft 39

1989, 102 Seiten

MÜCKENHAUSEN, E.: Curriculum vitae von Professor Dr. W. KUBIENA.

BLÜMEL, F.: Der wissenschaftliche Nachlaß nach Walter L. KUBIENA.

MÜCKENHAUSEN, E., S. STEPHAN und K. ZIMMERMANN: Rotlehme
und Rotlehmsedimente, Tirsoide Böden und Kalkkrusten.

STOOPS, G.: Die Bedeutung der Mikro-Morphologie in der Bodenkunde.

Heft 40

1989, 94 Seiten

FRIED, G.: Bodenzustandserfassung und Boden-Dauerbeobachtungen in
Bayern.

STICHER, H.: Überwachung der Bodenqualität in der Schweiz: Methoden -
Probleme - Erste Resultate.

TIMMERMANN, F.: Aufbau eines Bodenmeßnetzes und Konzept der
Bodenbestandsaufnahmen in Baden-Württemberg.

BECK, W.: Die EG-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den mensch-
lichen Gebrauch - Konsequenzen für die österreichische Landwirtschaft.

Heft 41

1990, 116 Seiten

FOISSNER, W., K. BUCHGRABER und H. BERGER: Bodenfauna,
Vegetation und Ertrag bei ökologisch und konventionell bewirtschaftetem
Grünland. Eine Feldstudie mit randomisierten Blöcken.

MARKGRAF, G., F. ELLMER, B. GRAFE und K. KRÜGER: Intensive N-Düngung und Möglichkeiten zur Reduzierung des Nitrataustrages durch Boden- und Bestandsführung sowie Nitrifizideinsatz.

BERGLER, F.: Physikalische Bodenkennwerte bei konventioneller und organisch-biologischer Bewirtschaftung anhand von ausgewählten landwirtschaftlichen Betrieben im Erlaufal/NÖ.

Heft 42

1990, 176 Seiten

POVOLNY, I.: Hofrat Dipl.-Ing. Anton Krabichler zum 70. Geburtstag. Symposium am 4. und 5. April 1990: Boden und integrierte Landbewirtschaftung.

DAMBROTH, M.: Integrierte Landbewirtschaftung - Voraussetzung für die Stabilität agrarischer Ökosysteme.

WEISSKOPF, P. und F. SCHWENDIMANN: Beeinflussung biologischer, chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften durch unterschiedliche Bewirtschaftung - am Beispiel eines langjährigen Feldversuches in Tänikon (Nordschweiz).

FREDE, H.-G.: Gestaltung und Funktion von Porensystemen unter dem Einfluß der Landbewirtschaftung.

SOMMER, C.: Konservierende Bodenbearbeitung - ein Baustein integrierter Landbewirtschaftung.

MÜLLER, H.J.: Leistungen und Beschränkungen gegenwärtiger Bewirtschaftungsverfahren sowie Standortwirkungen im Pflanzenbau.

RUCKENBAUER, P.: Ziele und Aufgaben der Pflanzenzüchtung für eine integrierte Landbewirtschaftung.

OTTOW, J.C.G.: Einfluß der Landbewirtschaftung auf Bodenbiologie und bodenbiologische Prozesse.

HOFMEESTER, Y. und F.G. WIJNANDS: Integrierter Ackerbau in den Niederlanden, Versuchsorganisation und Forschungsergebnisse.

Heft 43

1991, 130 Seiten

Führer zur Exkursion in das Innviertel; Thema: Bodenentwicklung auf unterschiedlichen Sedimenten in Abhängigkeit von Geländeform und Bodennutzung - Auswirkungen von Fluor-Immissionen auf Böden und Pflanzen.

BLUM, W.E.H.: Vorwort.

Exkursionsprogramm.

NESTROY, O.: Geologische, morphologische und pedologische Aspekte im Bereich der Exkursionsroute von der Stadt Salzburg über Oberndorf und Eggelsberg nach Braunau.

REITNER, L.: Geologie und Geomorphologie des westlichen Innviertels.

ALGE, G., A. BRANDSTETTER, M. KUDERNA, A. MENTLER, M.A.

POLLAK, E.M. UNGER und W. WENZEL.: Morphologische, physikalische und mineralogische Kennzeichnung der Exkursionsprofile.

WENZEL, W., G. ALGE und M.A. POLLAK: Bodenentwicklung auf quartären Sedimenten des westlichen Innviertels.

WENZEL, W.: Flourindizierte Bodenveränderungen.

ÖHLINGER, R., H. DÖBERL und R. MAYR: Flourimmissionserhebungen mithilfe standardisierter Weidegraskulturen im Gebiet um das Aluminium-Werk Ranshofen.

KÜHNERT, M. und G. HALBWACHS: Die Wirkung flourhaltiger Immissionen auf die Vegetation im Rauchschaengebiet Ranshofen.

Heft 44

1991, 162 Seiten

STRITAR, A.: Pedoökologische Kartierung als Grundlage für die Raumplanung.

SCHNEIDER, W. und O.H. DANNEBERG: Zum Chemismus einiger Böden des Marchfeldes und zur Streuung einiger bodenchemischer Parameter.

NESTROY, O.: Mountainbiking - eine neue Bedrohung unserer alpinen Landschaft.

Kurzfassungen der Vorträge.

Heft 45

1992, 144 Seiten

FEICHTINGER, F. und E. STENITZER: Simulation des Wasser- und Stofftransports im Boden.

EISENHUT, M., J. FANK und P. RAMSPACHER: Einfluß der Bodenbewirtschaftung auf die Temperaturverhältnisse in der ungesättigten Zone am Beispiel der Lysimeteranlage Wagna (Steiermark, Österreich).

Führer zur Exkursion durch die Westslowakei. Thema: Böden und Standorte in der Westslowakei.

CURLIK, J.: Geologie und Relief der Slowakei.

DZATKO, M.: Kurzer Abriß über die Vegetation der Slowakei.

DZATKO, M.: Die klimatische Situation in der Slowakei.

HRAŠKO, J. und B. ŠURINA: Böden der Slowakei.

JAMBOR, P.: Kurze Darstellung der slowakischen Landwirtschaft.

Exkursionsroute.

Landschaften und Bodenprofile.

NESTROY, O.: Bratislava/Preßburg/Pozsony - eine Stadt stellt sich vor.

Buchbesprechung.

Heft 46

1993, 76 Seiten

BLÜMEL, F.: Wirkl. Hofrat i.R. Dipl.-Ing. Dr. Herwig Schiller - 80 Jahre.

HOFER, G.F.: Eine einfache Bestimmungsmethode für Quecksilber, Arsen und Selen in Böden.

EISENHUT, M. und A. KAPFENBERGER-POCK: Auswertung der Österreichischen Bodenkarte 1:25.000 für die Ermittlung der Nitrat- austragsgefährdung von Böden.

Kurzfassungen der Vorträge.

Heft 47

1993, 128 Seiten

Role of invertebrate and microorganisms in decomposition and soils organic matter formation.

KLAGHOFER, E.: Othmar Nestroy - Ehrenmitglied der ÖBG.

INSAM, H.: Vorwort.

BERG, G., C. McCCLAUGHERT, A.V. de SANTO, M.B. JOHANSSON and G. EKBOHM: Decomposition of litter and soil organic matter - can we distinguish a mechanism for soil organic matter buildup?

COUTEAUX, M.M.: Decomposition and soil fauna.

JOERGENSEN, R.G.: The C:N ratio of the soil microbial biomass in soils of deciduous forests.

- KJØLLER, A. and S. STRUWE: Decomposition of organic matter in terrestrial ecosystems. Microbial communities in soil.
- MERCKX, R., S. KACHAKA, M. VAN GESTEL and B. ANLAUWE: Decomposition of organic residues in soils: Litter quality and spatial distribution of decomposition products and microbial components.
- SMITH, J.U.: Calculating the amount of carbon returned to the soil each year from measurement of soil organic matter.
- VALLEJO, R.: Evaluation of C:N ratio as a parameter of N-mineralization.
- VERHOEF, H.A., F.G. DOREL, H.R. ZOOMER and S. MEINTSER: Effects of anthropogenic N-deposition on soil fauna-microbe interactions and the impact on decomposition pathways.
- ZSOLNAY, A.: The relationship between resolved organic carbon and basal metabolism in soil.
- CHEN, P. and L. LI: Sulphur deposition distribution and sulphur balance in Sichuan Basin, China.
- Kurzfassungen der Vorträge.

Heft 48/49

- 1994, 442 Seiten
- Bodenbiologie in Österreich.
- SCHINNER, F.: Bodenmikrobiologie in Österreich.
- SCHALLER, F.: Bodenzologie in Österreich.
- OTTOW, J.C.G.: Bodenmikrobiologie in Deutschland.
- DUNGER, W.: Bodenzologie in Deutschland.
- ILLMER, P.: Mikrobielle, nicht enzymatische Phosphormobilisierung aus unlöslichen Calciumphosphaten.
- KOPESZKI, H.: Auswirkungen von Düngungsmaßnahmen auf die Bodenmesofauna verschiedener Waldstandorte in Österreich.
- BÖHM, K., E. KANDELER, W.E.H. BLUM: Jahreszeitlicher Verlauf mikrobiologischer Aktivitäten einer Schwarzerde mit unterschiedlicher Bodenbearbeitung.
- AESCHT, E.: Freilanduntersuchungen zum bioindikativen Potential von Bodenprotozoen: Erfahrungen aus Österreich.
- MEYER, E.: Bodenzologische Bestandenserhebungen in Agrarlandschaften Österreichs (Oberösterreich, Burgenland).
- PÖDER, R., B. PERNFUSS: Monitoring von Ektomykorrhizen.
- PHILLIP, B., F. MUTSCH, E. KANDELER, R. MAIER: Enzymaktivitätsuntersuchungen bei der österreichischen Waldbodenzustandsinventur - Arylsulfatase.
- ÖHLINGER, R.: Oberösterreichische Bodenzustandsinventur - Mikrobielle Biomasse, N-Mineralisation, Phosphatase.
- INSAM, H.: Waldsanierung im Kalkalpin: Die Verwendung von intakten Bodensäulen zur Abschätzung des Durchbruchverhaltens von Nitrat und Ammonium.
- BAUER, E., C. PENNERSTORFER, E. KANDELER, R. BRAUN: Biologische Bodenreinigung.
- LUMMERSTORFER, E., E. KANDELER, O. HORAK: Einfluß leicht mobilisierter Schwermetalle auf die Aktivität von Bodenmikroorganismen.
- PALZENBERGER, M., H. POHLA: Verfügbarkeit von Spurenmetallen für Bodentiere (Regenwürmer) am Beispiel eines Industriestandortes.

- BERTHOLD, A.: Freilandökologische Untersuchung der Ciliaten (Protozoa) in schwermetallbelasteten Böden.
- KAMPICHLER, C., A. BRUCKNER, R. BAUER, E. KANDELER: Interaktionen zwischen Bodenmesofauna und Mikroflora in Freiland-Mesokosmen. II. Wiederbesiedlung von tierfrei gemachten Mesokosmen durch Oribatiden, Collembolen und Enchytraeiden.
- KANDELER, E., B. WINTER, C. KAMPICHLER, A. BRUCKNER, R. BAUER: Interaktionen zwischen Bodenmesofauna und Mikroflora in Freiland-Mesokosmen. III. Biomasse und Nährstoffumsatz von Bodenmikroorganismen.
- Posterbeiträge:
- AICHINGER, S., E. KANDELER: Die mikrobiologische Aktivität von unterschiedlich stabilen Bodenaggregaten.
- BACHMANN, G., M. MÜLLEBNER: Bodenbiologische Aktivitäten in Gemüsemischkulturen.
- BAUERNFEIND, G., F. SCHINNER: Einfluß von Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre auf bodenmikrobiologische Prozesse in Waldböden.
- BERRECK, M., K. HASELWANDTER: Die Auswirkungen von organischen Düngern in Kombination mit Magnesit auf bodenmikrobiologischen Parameter in einem Fichtenbestand in Oberösterreich.
- CHRISTIAN, E.: Die Dipluren Wiens (Kurzfassung).
- GEMEINHARDT, G.: Bodenbiochemische Analysen eines ammonitratgedüngten Bodens.
- GIRSCHICK, B., S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN: Einfluß von Magnesit, organischem Dünger und Mineraldünger auf bodenenzymatische Umsetzung in einem Fichtenwald.
- GÖBL, F.: Forstliche Mykorrhizaforschung in Österreich.
- HENRICH, M., K. HASELWANDTER: N₂O Freisetzung durch Denitrifikation in einem sauren Waldökosystem.
- INSAM, H., A. PALOJÄRVI: A microcosm experiment on the effects of forest fertilization on nitrogen leaching and soil microbial properties.
- KAMPICHLER, C.: Voruntersuchungen zur Analyse einer epigäischen Collembolenstratocoenose (Kurzfassung).
- KAMPICHLER, C., M. HAUSER: Die Rauheit von Bodenporen-Oberflächen und ihr Einfluß auf den verfügbaren Lebensraum für Mikroarthropoden (Kurzfassung).
- KOPESZKI, H.: Collembolen als aktive Bioindikatoren für Schadstoffbelastungen von Böden.
- KUHNERT-FINERNAGEL, R., W. v. MERSI, F. SCHINNER: Verwendbarkeit von Gesteinsmehlen zur Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit in verschiedenen Waldböden (Langzeituntersuchungen).
- MEYER, E., K.H. STEINBERGER: Über die Fauna in Waldböden Vorarlbergs (Österreich) - Auswirkungen von Gesteinsmehlapplikationen.
- RANGGER, A. H. INSAM, K. HASELWANDTER: Mikrobielle Aktivitäten und Biomasse entlang eines Höhengradienten in den nördlichen Kalkalpen.
- RESCHENHOFER, J., W. STROBL: Unterschiedliche Stickstoffdynamik von Acker- und Grünlandböden (Kurzfassung).
- SMEJKAL, G.: Bodentyp, Bewirtschaftungsweise und bodenbiologische Parameter: Ursprung-Elixhausen.

- STANA, J., T. SEVCIK, S. MALY: Bodenbiologische Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen in der Tschechischen Republik (Kurzfassung).
- v. MERSI, W., F. SCHINNER: Bakterielle Kalium-Mobilisierung aus illitischen Tonmineralien.
- v. MERSI, W., F. SCHINNER: Pilzliche Kalium-Mobilisierung aus illitischen Tonmineralien.
- WIESHOFFER, I.: Bodenmikrobiologische Parameter zur begleitenden Untersuchung des Umstellungsbetriebes Lobau.
- ZEHNER, R., A. MENTLER, M., PFEFFER, W.E.H. BLUM: Bodenbiologische Aktivitätsmessungen im Stammablaufbereich eines immissionsbelasteten Buchenbestandes im Wienerwald (Kurzfassung).

Heft 50

1994, 190 Seiten

- Symposium: State of the ecological research on soil science and land use in Slovak Republic and in Austria.
- AICHBERGER, K, G. HOFER and U. GRUBER: Heavy metals in soil - an aspect of the Upper Austrian soil monitoring program.
- BIELEK, P.: Soil science in Slovak Republic, present state and perspectives.
- BIZÍK, J.: Plant nutrition ecological aspects.
- DUBLINEC, E. and J. KUKLA: Natural edaphic-ecological conditions and influence of polluted air on state of forest soils.
- CURLÍK, J and L. MATÚSKOVÁ: Natural and man-induced factors of soil pollution (and hygiene).
- DANNEBERG, O.H., I. POVOLNY, H. GOTTSCHLING and O. NESTROY: Soil Units and their Distribution in the Agricultural Area of Lower Austria.
- DZATKO, M. and J. VILCEK: Pedo-ecological aspects of the land evaluation and land use planning.
- FULAJTÁR, E.: Assessment of soil water regime.
- FULAJTÁR, E.: Soil monitoring on the territory influenced by construction of the hydro-system Gabčíkovo.
- JAMBOR, P.: To the relationships between Austrian and Slovakian soil scientists.
- LINKEŠ, V.: Slovak Republic soils monitoring system.
- NESTROY, O.: The position of soil ecology in the scope of the ecology.
- RAMPAZZO, N., W.E.H. BLUM and J. CURLÍK: Soil structure assessment - the importance of mineralogical and micromorphological investigations.
- ŠURINA, B.: Water regime of the soils with deep ground water level (upper Zitný Ostrov) soil unit: Calcaric Fluvisol.

Heft 51

1995, 175 Seiten

- NESTROY, O.: Ergebnisse bodenökologischer Studien im Raume Obertauern (Radstädter Tauernpaß, Land Salzburg).
- BRÖCKER, F. und O. NESTROY: Bodenkundliche Untersuchungen in der subalpinen und alpinen Stufe im Bereich der Kärntner Nockberge. Berichte.

Heft 52

1995, 110 Seiten

- SCHNEIDER, W.: Dr. Maximilian Eisenhut †
- BLUM, W.E.H.: Internationale Bodenforschung - Versuch einer Bestands-

aufnahme

DANNEBERG, O.H.: Chemische und physikalische Eigenschaften von Bodeneinheiten der landwirtschaftlich genutzten Fläche Niederösterreichs. Berichte.

Heft 53

1996, 310 Seiten

DESMET, G.: Overview of EC coordinated radioecological research after the Chernobyl accident.

SCHIMMACK, W. und K. BUNZL: Mobility of Chernobyl-derived radiocesium in the soil.

MURITH, C. und A. GURTNER: In situ spectrometry to follow the behaviour of the Chernobyl radionuclides in the soil.

SHAW, G. und X. WANG: Caesium & plutonium migration in forest soils of the Chernobyl 30km zone.

STAUNTON, S. und P.R. DARRAH: Applications and limitations of mathematical models in radioecology with particular emphasis in radiocaesium in soil.

KIRCHNER, G. und G. NAGELDINGER: Sorption/desorption processes of cesium and strontium in soil: Is the K_d -concept adequate?

LEWYCKYJ, N., C.M. VANDECASTEELE und A. CREMERS: Laboratory study of the caesium migration in a podsollic sandy soil as a function of the ionic composition of the soil solution.

KONOPLEV, A. und A. BULGAKOV: Kinetics of radionuclide leaching from fuel particles in the soil around the Chernobyl nuclear power plant.

HIRD, A.B., D.L. RIMMER und F.R. LIVENS: Factors affecting caesium fixation in upland organic soils.

STREBL, F., M. GERZABEK und V. KARG: Time dependent vertical distribution of ^{137}Cs in an acid forest soil.

VALCKE, E., C.M. VANDECASTEELE, M. VIDAL und A. CREMERS: The use of mineral and organic adsorbents as countermeasures in contaminated soils: A soil chemical approach.

THIRY, Y., C.M. VANDECASTEELE und B. DELVAUX: Ability of specimen vermiculitic minerals to fix radiocaesium: Effect of the chemical environment.

ROSEN, K., A. ERIKSSON und E. HAAK: Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments 1986 - 1994 after the Chernobyl fallout in Sweden.

GERZABEK, M.: Soil-to-plant transfer of Cs and Sr in Austria after the Chernobyl accident.

LÖNSJÖ, H. und E. HAAK: Soil factors influencing the long-term transfer of ^{90}Sr and ^{137}Cs to arable crops.

HAAK, E. und H. LÖNSJÖ: Long-term transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr to grass on contrasting types of swedish pastures.

SALT, C.A., J.W. JAMES und K.E. JARVIS: Seasonal changes in the distribution of ^{137}Cs , ^{133}Cs and K in bent-grass (*Agrostis capillaris*).

VANDENHOVE, H., M. VAN HEES, S. DE BROUWER und C.M. VANDECASTEELE: Effect of AFCF on the soil-plant transfer of ^{134}Cs .

ZEHNDER, H.-J., P. KROPP, J. EIKENBERG, U. FELLER und J.J.

OERTLI: Uptake and transport of radioactive cesium and strontium into strawberry plants and grapevines after leaf contamination.

- CARINI, F., I. ANGUSSOLA SCOTTI, M. MONTRUCCOLI und S. SILVA: ^{134}Cs foliar contamination of vine: Translocation to grapes and transfer to wine.
- BOSSEW, P.: Analytical models of the vertical distribution of radionuclides in soil.
- BOSSEW, P., H. LETTNER und A.K. HUBMER: Spatial variability of fallout ^{137}Cs .
- KIENZL, K., E. HENRICH, P. BOSSEW und T. FALKNER: Contamination of Austrian soil by caesium-137.
- LETTNER, H., P. BOSSEW, A. HUBMER und M. GASTBERGER: Variability of the depth-profiles of ^{137}Cs in soils of the province of Salzburg.
- MÜCK, K. und M.H. GERZABEK: Long-term reduction of root uptake of Cs-isotopes after nuclear fallout.
- MURAMATSU, Y. und S. YOSHIDA: Behaviour of iodine-129 in the soil-plant system.
- SCHULLER, P. und A. ELLIES: Influence of soil properties and climatic conditions on ^{137}Cs vertical distribution in some Chilean soils.
- STREBL, F., E. HENRICH, K. KIENZL und M. GERZABEK: Assessment of radiocaesium behaviour in an Austrian forest ecosystem.
- TSCHURLOVITS, M.: Radioecology: Development and objectives.
- WENISCH, A., G. MRAZ, E. HIESEL und P. BOSSEW: Radiocaesium in an agricultural ecosystem results of a field study in the Waldviertel, Austria.
- HEINRICH, G. und K. REMELE: ^{137}Cs , ^{90}Sr , K^+ , and Ca^{++} in lichens, mosses, and vascular plants of a mountain area in Styria, Austria.
- YOSHIDA, S., Y. MURAMATSU und T. BAN-NAI: Accumulation of radiocaesium and trace elements in mushrooms collected from Japanese forests.
- JOHANSON, K.J. und I. NIKOLOVA: The role of fungi in the transfer of ^{137}Cs in the forest ecosystem.
- KLEMT, E., J. DRISSNER, V. FLÜGEL, S. KAMINSKI, G. LINDNER, M. WALSER und G. ZIBOLD: Bioavailability of cesium radionuclides in prealpine forests and lakes.
- EL-FAWARIS, B.H. und K.J. JOHANSON: Monitoring of Chernobyl fallout ^{137}Cs in seminatural coniferous forest of central Sweden.
- TATARUCH, F., F. SCHÖNHOFER und E. KLANSEK: Radiocaesium levels in roe deer and wild boar in two large forest areas in Austria.

1. Sonderheft der Mitteilungen der ÖBG (1978, 92 Seiten)
Exkursionsführer südöstliches Alpenvorland;
Thema: Landformung und Bodenbildung auf Talböden des südöstlichen Alpenvorlandes (Standorts- und Meliorationsprobleme).
2. Sonderheft (1979, 126 Seiten)
Exkursionsführer Ost- und Weststeiermark;
Thema: Obstbau in der Steiermark - Standorte und Probleme.
3. Sonderheft (1981, 199 Seiten)
Exkursionsführer durch das Glocknergebiet und die Karnischen Alpen in Kärnten;
Thema: Böden und Standorte in den Zentral- und Südalpen - Nutzungsprobleme des montanen und subalpinen Grünlandes.

Die Hefte können über die Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Gregor-Mendel-
Straße 33, 1180 Wien, bezogen werden.

Der Autor trägt für den Inhalt seines Beitrages die Verantwortung.

Hinweise für Autoren

Titel (in Großbuchstaben; Fett, 14 Punkt)

(Eine Leerzeile)

Martin GERZABEK^a, Eduard KLAGHOFER^b und Andreas BAUMGARTNER^c

(Eine Leerzeile)

^a Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, A-2444 Seibersdorf

^b Bundesamt für Wasserwirtschaft, Pollnbergstraße 1, A-3252 Petzenkirchen

^c Höhere Bundeslehr- und Versuchsanstalt für Gartenbau, Grünbergstraße 24, A-1131 Wien

(Drei Leerzeilen)

Bitte lesen Sie vor Abfassung Ihres Manuskripts die folgenden Hinweise:

Das verwendete Papier muß A4-Format haben (210x297 mm), oberer und unterer Rand betragen je 35 mm, linker und rechter Rand je 25 mm. Das Manuskript kann in Deutsch oder Englisch abgefaßt sein.

Der Text soll folgendes Format haben: 1,5zeilig, Blocksatz, Schriftart: 12 Punkt Times Roman. Tabellen und Graphiken müssen in Schwarz-Weiß gehalten sein. Beachten Sie die Größe der Abbildung, speziell von Symbolen und Beschriftungen (Das Manuskript wird um etwa ein Drittel verkleinert!). Verwenden Sie „letter quality“ Drucker. Da das Manuskript in der eingesandten Form veröffentlicht wird, ist es besonders wichtig, daß Sie sich an die Vorgaben halten. Vermeiden Sie Schmutzspuren, Fehler und Tippfehler. Auf dem Manuskript dürfen keine Korrekturen vorgenommen werden. Kopien und Fernkopien und Photos können nicht akzeptiert werden. Das Manuskript darf nicht gefaltet werden.

Verwenden Sie für den Titel als Schriftgröße 14 Punkt. Lassen Sie sowohl zwischen dem Titel und den Namen der Autoren als auch zwischen den Namen der Autoren und den Adressen je eine Leerzeile. Die Namen (ohne Titel) und Adressen der Autoren sollen vollständig angegeben werden. Die Namen der Autoren sollen fett gedruckt sein. Lassen Sie zwischen Adressen und Textbeginn drei Leerzeilen.

Die Zusammenfassung (Deutsch und Englisch) steht am Beginn des Textes. Sie sollte eine Länge von 20 Zeilen nicht überschreiten. Der Text muß in nummerierte Abschnitte unterteilt werden, z.B.:

1 Einleitung

1.1 Material und Methoden

Literaturhinweise im fortlaufenden Text:

NAME (Jahr) oder

NAME und NAME (Jahr) oder

NAME et al. (Jahr)

Am Ende des Manuskripts ist eine Literaturliste der verwendeten Zitate in alphabetischer Reihenfolge anzuschließen, z.B.

NAME, P. (1994): Titel der Veröffentlichung, Zeitschrift 1, 1 - 10

NAME, P. und R. NAME (1994): Buchtitel. Verlag, Ort, p. 1 - 10

NAME, P., R. NAME und Z. NAME (1994): Titel des Beitrages. In: S. NAME (Hrsg.): Buchtitel. Verlag, Ort, p. 1 - 10

Tabellen: Titel oberhalb, nummeriert, z.B.: Tabelle 1: Beschreibung des Tabelleninhalts

Abbildungen: Titel unterhalb, nummeriert, z.B.: Abbildung 1: Titel der Abbildung