

# Cadmium, Blei und Zink im Boden dreier Buchenwälder des Eggegebirges

Ulrich Rüter und Hartmut Greven

Mit 2 Tabellen und 3 Abbildungen

(Manuskripteingang: 13. 6. 1990)

## Kurzfassung

Im Boden von drei Buchenwäldern (I, Luzulo-Fagetum; II, Melico-Fagetum; III, Melico-Fagetum) im Eggegebirge entlang eines Höhen- und Niederschlagsgradienten wurden von April 1986 bis April 1987 die Gesamtgehalte von Cd, Pb und Zn in zweimonatlichen Abständen bestimmt. Die Gehalte von Cd und Pb waren in den  $O_L$ - und  $O_F$ -Schichten signifikant höher als im  $A_H$ -Horizont; Zn war relativ gleichmäßig verteilt. Auf dem Eggekamm (Probefläche III) waren die Cd-Gehalte der  $O_L$ -Schicht höher als in Probefläche II und die des  $A_H$ -Horizontes höher als in den Probeflächen I und II. Die Pb-Gehalte von Probefläche III überstiegen die der Probefläche II, die der  $O_F$ -Schicht und des  $A_H$ -Horizontes die der Probefläche I.

## Abstract

From April 1986 to April 1987 the total amount of Cd, Pb and Zn was determined bimonthly in the  $O_L$ - and  $O_F$ -layer and the  $A_H$ -horizon of three beech forests (I, Luzulo-Fagetum; II, Melico-Fagetum; III, Melico-Fagetum) along a height and deposition gradient in the Egge mountains. The total amount of Cd and Pb in the  $O_L$ - and  $O_F$ -layers was significantly higher than in the  $A_H$ -horizon; Zn was distributed homogeneously. In area III (400 m above sea level) the amount of Cd in the  $O_L$ -layer was significantly higher than in area II, and in the  $A_H$ -horizon higher than in areas I and II. Pb-content of all three horizons was higher than in area II, in the  $O_F$ -layer and the  $A_H$ -horizon higher than in area I.

## 1. Einleitung

Waldböden sind, bedingt durch den atmosphärischen Ferntransport und die Filterwirkung des Kronendaches der Bäume, inzwischen zu den wichtigsten Senken von Schwermetallen geworden (u. a. LÖLF 1985). GLAVAC (1986) spricht ihnen sogar „Monitoreigenschaften“ zur Abschätzung des Schwermetalleintrages zu. In Kombination mit Schwermetalleinträgen werden meist auch andere Stoffe (z. B.  $SO_2$ ,  $NO_x$ ), die zu einer Versauerung des Bodens führen, eingetragen. Im Hinblick auf die hohe Löslichkeit vieler Schwermetalle bei niedrigen pH-Werten (MALMER 1976, BRÜMMER & HERMS 1985) könnten daher die in vielen Waldökosystemen anthropogen erhöhten Schwermetallkonzentrationen in Kombination mit der Versauerung der Böden zur Beeinträchtigung der Flora und Fauna führen (ULRICH et al. 1984).

Da der Eintrag namentlich von Pb durch trockene und feuchte Deposition höher ist als die Verluste durch Auswaschung ins Grundwasser (ZÖTTL 1985) und die Bindung einiger Schwermetalle an die organische Substanz relativ stark ist (FISCHER 1987), kommt es zu ihrer Anreicherung vor allem im Oberboden.

Das Eggegebirge in Nordrhein-Westfalen ist aufgrund seiner geographischen Lage östlich des Ballungszentrums an Rhein und Ruhr besonders immissionsbelastet (GENSSLER 1984; BLOCK & BARTELS 1984). Im Vergleich zu dem umfangreichen Datenmaterial über den Eintrag von  $SO_4^{2-}$  und  $NH_4^+$  (u. a. LÖLF 1985; NEIKES 1988; GEHRMANN 1987) gibt es allerdings nur wenige Angaben über die Depositionsraten von Schwermetallen in diesem Gebiet (SCHULTZ 1987).

Im Rahmen eines Projektes zur Wirkung von Immissionen auf verschiedene Bodenorganismen (vgl. BALLACH et al. 1985, 1986) haben wir in den Jahren 1986 und 1987 entlang eines Höhen- und Niederschlagsgradienten im Eggegebirge den Gesamtgehalt der Schwermetalle Cd, Pb und Zn in der organischen Auflage ( $O_L$ ,  $O_F$ ) und im Mineralboden ( $A_H$ ) dreier Probeflächen bestimmt und mit seiner Hilfe deren Akkumulation durch verschiedene Vertreter der Bodenmeso- und -makrofauna abgeschätzt (in Vorber.).

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Die Probeflächen

Die drei Probeflächen liegen entlang eines Höhengradienten am westlichen Hang des Eggebirges nordöstlich von Schwaney im Forstbetriebsbezirk Paderborn. Diese Flächen sind wiederholt beschrieben worden (BALLACH et al. 1985; GERDSMEIER & GREVEN 1991), so daß sie hier nur kurz charakterisiert zu werden brauchen.

Probefläche I: Forstabteilung 175 (Forstbetriebsbezirk Schwaney); Luzulo-Fagetum; 320 m ü. NN; N-O Exposition; Hangneigung 6°; saure Braunerde mit sandigem bis sandig-tonigem Lehm oder schwach-sandigem Ton; Moder bis rohumusartiger Moder mit hellen Pilzhypen.

Probefläche II: Forstabteilung 181 (Forstbetriebsbezirk Schwaney); Melico-Fagetum; 360 m ü. NN; N-W bis W Exposition; Hangneigung 2°; Rendzina-Braunerde mit sandig-tonigem bis tonigem Lehm oder tonigem Schluff; mullartiger Moder.

Probefläche III: Forstabteilung 200 (Forstbetriebsbezirk Buke); Melico-Fagetum; 400 m ü. NN; W Exposition; Hangneigung 2°; unterschiedlich, vielfach Rendzina-Braunerde mit schwach sandigem bis sandig-tonigem Lehm oder tonigem Schluff; mullartiger Moder.

### 2.2. Probennahme

Von April 1986 bis April 1987 wurden von jeder Probefläche an drei Stellen in Abständen von zwei Monaten je drei (insgesamt neun) Proben aus der  $O_L$ - und  $O_F$ -Schichten und dem  $A_H$ -Horizont entweder mit einem Metallrahmen (10 x 10 cm) ( $O_L$ ,  $O_F$ ) oder mit einem Bodenstecher (Durchmesser 3,5 cm) ( $A_H$ ) entnommen. Im Januar und Februar 1987 war aufgrund der Schneeschicht und des Dauerfrostes keine Probennahme möglich.

### 2.3. Analyse und Auswertung

Zur Bestimmung des Gesamtgehaltes von Cd, Pb und Zn wurden 100 bis 200 mg fein gemahlene und getrocknete Bodenproben (Oberboden wurde auf 2 mm abgeseibt) in Druckaufschlußbomben (Parr) mit konzentrierten Säuren aufgeschlossen. Proben des  $O_L$ - und des  $O_F$ -Horizontes wurden mit 3 ml  $HNO_3$ , Proben des  $A_H$ -Horizontes mit 3 ml Königswasser versetzt. Der  $HNO_3$ -Druckaufschluß liefert für einige Elemente, u. a. auch Zink, höhere Gehalte als der Aufschluß mit Königswasser (SCHRADER & HEIN 1983).

Die Konzentration der Schwermetalle wurden an einem Atomabsorptions-Spektralphotometer (AAS) (Perkin-Elmer PE 400) mit Graphitofen (Perkin-Elmer HGA 76) ermittelt. Die Aufzeichnung der Meßsignale erfolgte mittels eines Datenverarbeitungsprogrammes auf Apple IIe und eines analog geschalteten Schreibers (Servogor 210). Die Auswertung der Signale wurde je nach Matrix entweder über die Peakhöhe oder Peakfläche vorgenommen (WELZ 1983).

Die organische Substanz sämtlicher Bodenproben wurde durch die Bestimmung des Glühverlustes nach 3stündiger Veraschung in einem Muffelofen bei 600 bis 800 °C ermittelt. Der Glühverlust ergibt sich aus der Oxidation von organisch gebundenem C, N, S zur gasförmigen Verbindungen wie  $CO_2$ ,  $NO_x$  und  $SO_2$  (THÖLE & KRÖGER 198).

Signifikanzen wurden nach dem verteilungsunabhängigen U-Test nach WILCOXON, MANN und WHITNEY (SACHS 1984) berechnet.

## 3. Ergebnisse

Schwankungsbreite, Mittelwerte und Standardabweichungen der Gesamtgehalte von Cd, Pb und Zn in den drei Bodenhorizonten der einzelnen Probeflächen innerhalb des gesamten Untersuchungszeitraumes sind Tab. 1, Mittelwerte und Standardabweichungen für die einzelnen Zeitpunkte der Probennahme den Abbildungen 1 bis 3 zu entnehmen.

### 3.1. Unterschiede zwischen den Probeflächen

Der mittlere Cd-Gehalt der  $O_L$ -Schicht der Probefläche III war signifikant höher als der der  $O_L$ -Schicht der Probefläche II ( $p < 0,05$ ), nicht jedoch im Vergleich zu dem der Probefläche

Tabelle 1. Schwankungsbreite, Mittelwerte und Standardabweichungen der Gesamtgehalte (mg/kg TG) von Cd, Pb und Zn in den O<sub>L</sub>, O<sub>F</sub>-Schichten und den A<sub>H</sub>-Horizonten der Probeflächen (I, II, III) während des Untersuchungszeitraumes.

Probe- fläche	Boden- horizont	Cadmium	Blei	Zink
I	O <sub>L</sub>	0,81 - 4,11 (1,68 ± 0,81)	139,1 - 255,9 (182,9 ± 30,1)	156,2 - 256,6 (201,0 ± 28,4)
II	O <sub>L</sub>	0,80 - 3,64 (1,58 ± 0,72)	125,9 - 205,0 (163,3 ± 31,8)	169,5 - 305,6 (202,2 ± 33,7)
III	O <sub>L</sub>	0,67 - 3,78 (1,80 ± 0,91)	155,4 - 288,5 (193,0 ± 31,8)	166,9 - 253,5 (196,8 ± 21,4)
I	O <sub>F</sub>	0,47 - 2,04 (0,91 ± 0,37)	144,9 - 203,1 (169,6 ± 15,5)	181,3 - 219,5 (194,2 ± 12,6)
II	O <sub>F</sub>	0,54 - 2,12 (1,04 ± 0,44)	134,1 - 241,1 (168,5 ± 25,6)	161,9 - 251,4 (196,6 ± 23,5)
III	O <sub>F</sub>	0,60 - 2,27 (1,00 ± 0,40)	122,0 - 231,8 (181,6 ± 25,0)	163,1 - 311,1 (197,5 ± 37,8)
I	A <sub>H</sub>	0,27 - 0,67 (0,44 ± 0,11)	119,5 - 171,4 (145,1 ± 15,3)	166,9 - 238,2 (197,6 ± 16,8)
II	A <sub>H</sub>	0,30 - 1,05 (0,53 ± 0,17)	114,9 - 177,3 (139,7 ± 17,3)	169,9 - 251,7 (195,8 ± 15,2)
III	A <sub>H</sub>	0,45 - 1,05 (0,67 ± 0,16)	129,5 - 195,7 (168,6 ± 17,7)	171,9 - 244,6 (195,5 ± 22,5)

I. Die in der O<sub>F</sub>-Schicht der einzelnen Probeflächen gemessenen Konzentrationen unterschieden sich nicht signifikant voneinander. Die Gehalte des A<sub>H</sub>-Horizontes der Probefläche III waren höher ( $p < 0,05$ ) als die der Probeflächen I und II.

Die Pb-Gehalte in der O<sub>L</sub>- und der O<sub>F</sub>-Schicht sowie im A<sub>H</sub>-Horizont der Probefläche III waren signifikant ( $p < 0,05$ ) höher als die entsprechender Schichten in Probefläche II. Im Vergleich zur Probefläche I sind sie in der O<sub>F</sub>-Schicht und im O<sub>H</sub>-Horizont erhöht ( $p < 0,05$ ), in der O<sub>L</sub>-Schicht jedoch nicht.

Die Zn-Gehalte der organischen Auflage und der A<sub>H</sub>-Horizonte der Probeflächen unterscheiden sich nicht signifikant.

### 3.2. Unterschiede zwischen den einzelnen Bodenschichten

In den O<sub>L</sub>- und O<sub>F</sub>-Schichten aller drei Probeflächen waren die Cd-Gehalte gegenüber dem A<sub>H</sub>-Horizont signifikant erhöht ( $p < 0,01$ ).

Das gleiche gilt für Pb (O<sub>L</sub>:  $p < 0,025$ ; O<sub>F</sub>:  $p < 0,05$ ). Unterschiede zwischen den O<sub>L</sub>- und O<sub>F</sub>-Schichten bestanden nicht.

Ein signifikanter Unterschied im Zn-Gehalt aller drei Bodenschichten war nicht nachzuweisen.

Tabelle 2. Mittelwert und Standardabweichung des C-Gehaltes (in %) der  $O_L$ - und  $O_F$ -Schicht sowie des  $A_H$ -Horizontes der Probeflächen (I, II, III) von April 1986 bis April 1987. n = Anzahl der Proben.

Bodenhorizont	n	Fläche I	Fläche II	Fläche III
$O_L$	42	89,0 ± 5,2	92,4 ± 2,6	93,6 ± 2,2
$O_F$	40	74,8 ± 4,9	65,1 ± 4,1	70,3 ± 3,7
$A_H$	45	11,9 ± 2,1	14,0 ± 2,8	18,3 ± 2,0

### 3.3. Organische Substanz

Die Gehalte an organischer Substanz in den  $O_L$ -Schichten der drei Probeflächen wiesen keine deutlichen Unterschiede auf; ihr Anteil in der  $O_F$ -Schicht von Probefläche I war jedoch signifikant höher als der in Probefläche II ( $p < 0,01$ ) und III ( $p < 0,05$ ). Im  $A_H$ -Horizont der Probefläche III war der Gehalt an organischer Substanz signifikant gegenüber Probefläche I und II erhöht ( $p < 0,01$ ).

Schwankungen im Untersuchungszeitraum waren relativ gering (Tab. 2).

### 4. Diskussion

In den Jahren 1986 und 1987 schwankten die Cd-Konzentrationen im Freilandniederschlag auf dem Eggekamm von 0,73 bis 3,4 g/ha/a und die Pb-Konzentrationen von 63 bis 163 g/ha/a; die jeweils höchsten Konzentrationen wurden Ende Juni bis Anfang August, die niedrigsten Ende Dezember bis Anfang Januar gemessen (WESSLING, unpubl.). Auch unter Berücksichtigung unterschiedlicher Meßmethoden scheint sich im Vergleich zu den Jahren 1982/83 (LÖLF 1985) der Cd-Gehalt des Niederschlags verringert zu haben. Der Pb-Gehalt ist jedoch nahezu konstant geblieben (LÖLF 1985); über die Konzentrationen von Zn im Niederschlag liegen keine Daten vor.

Die Höhe des Eintrages von Cd und Pb in das Eggegebirge ist mit dem in das ca. 150 km nördlich gelegene Leinebergland (Cd: 1,6 g/ha/a; Pb: 74 g/ha/a, berechnet nach SCHULTZ 1986) vergleichbar. Der Schwermetalleintrag in der Egge ist jedoch geringfügig niedriger als in der Haardt, die etwa 400 km westlich liegt (Cd: 6,2 g/ha/a; Pb: 165 g/ha/a), und im Solling, etwa 100 km östlich der Egge gelegen (LÖLF 1985).

Cd wird als Folge trockener Deposition an Blätter des Kronenraums gebunden und gelangt mit dem herbstlichen Blattfall in die Auflage, wo es offenbar temporär in der organischen Substanz festgelegt wird (MAYER 1981). Die natürlichen Cd-Gehalte von Böden schwanken je nach Ausgangsgestein zwischen 0,18 bis 0,5 mg/kg TG (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). ERNST et al. (1974) fanden im Teutoburger Wald auf Gault-Sandstein mit 1,3 mg Cd/kg TG und auf Cenoman-Kalk mit 2,1 mg Cd/kg TG bereits erheblich höhere Gehalte. In einem Kalkbuchenwald im Solling wurden, wie in der Egge, in der  $O_L$ -Schicht Cd-Gesamtgehalte von 1,7 mg/kg, im  $O_F/A_H$ -Horizont jedoch 1,4 mg/kg bestimmt (HEINRICHS & MAYER 1980).

Pb wird ebenfalls durch trockene Deposition auf Blattoberflächen und Oberboden eingebracht (KOENIES 1985); seine Bindung an die organische Substanz ist sehr stark (BRÜMMER & HERMS 1985). Die natürlichen Gehalte für Gesamt-Pb liegen in unbelasteten Böden zwischen 10 und 20 mg/kg TG (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). ERNST et al. (1974) ermittelten im Teutoburger Wald auf Cenoman-Kalk Pb-Gehalte von 104 mg/kg TG, auf Gault-Sandstein sogar 218 mg/kg TG. Die Pb-Gesamtgehalte des  $O_H$ -Horizontes in den Probeflächen liegen niedriger als in den Buchenwäldern des Solling ( $O_L$ : 340 mg/kg,  $O_F/A_H$ : 410 mg/kg TG, HEINRICHS & MAYER 1980). Auf dem Kamm des Teutoburger Waldes bei

Bad Iburg wurden in der Streuauflage 194 mg/kg Pb und im Mineralboden 28 mg/kg Pb gefunden (VETTER & ULKEN 1986).

Zn wird in Waldökosysteme im Gegensatz zu Cd und Pb hauptsächlich in gelöster Form eingebracht (RUPPERT 1975). Nur 16% des gesamten Zn werden z. B. im Solling über Trok-kendeposition eingetragen. Davon gelangen 50% über Blattauswaschung und 25% durch Streufall im Herbst wieder in den Boden. Die natürlichen Zn-Gehalte von Böden

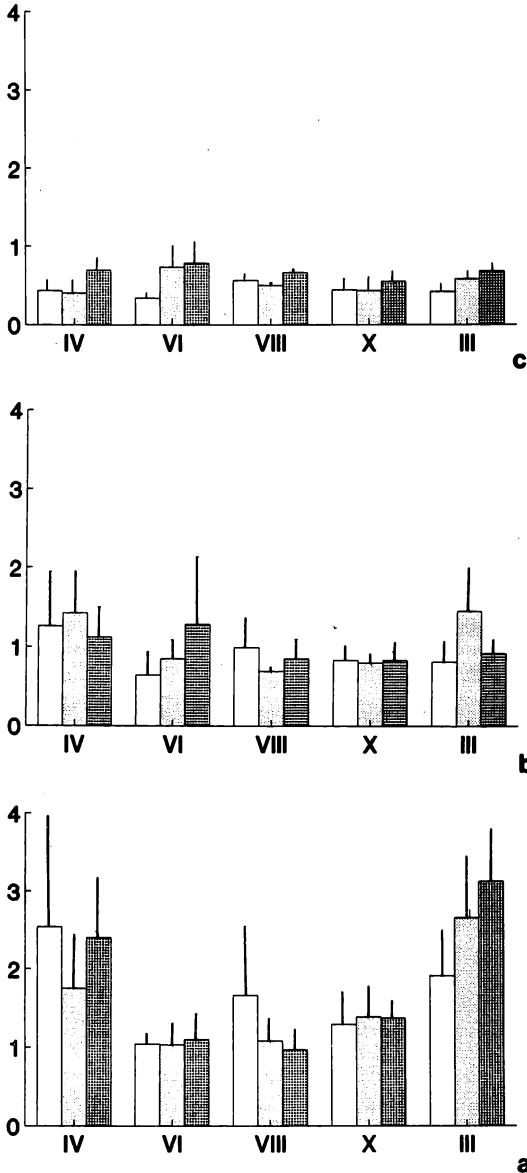


Abbildung 1. a–c: Cd-Gesamtgehalte (Mittelwerte und Standardabweichungen) der  $O_L$ - (a) und  $O_F$ -Schicht (b) sowie des  $A_H$ -Horizontes (c) der Probestellen I (weiß), II (fein gepunktet) und III (grob gepunktet). Abszisse: Untersuchungsmonate 1986/87; Ordinate: mg/kg TG.

schwanken mit 10 bis 300 mg/kg TG sehr stark (MAYER 1981; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). Im Teutoburger Wald fanden sich auf Gault-Sandstein 210 mg/kg, auf Cenoman-Kalk 167 mg/kg TG (ERNST et al. 1974). Die von uns ermittelten Zn-Gesamtgehalte sind mit denen des Sollings vergleichbar. Hier finden sich in der O<sub>L</sub>-Schicht 220 mg/kg und in der O<sub>F</sub>-Schicht 190 mg/kg. Die von uns bestimmten Gehalte des A<sub>H</sub>-Horizontes liegen allerdings darüber (38 mg/kg, MAYER & HEINRICHS 1980), möglicherweise eine Folge verstärker Auswaschung aus den oberen Schichten oder der höheren geogenen Zn-Gehalte des Ausgangsgesteins in der Egge.

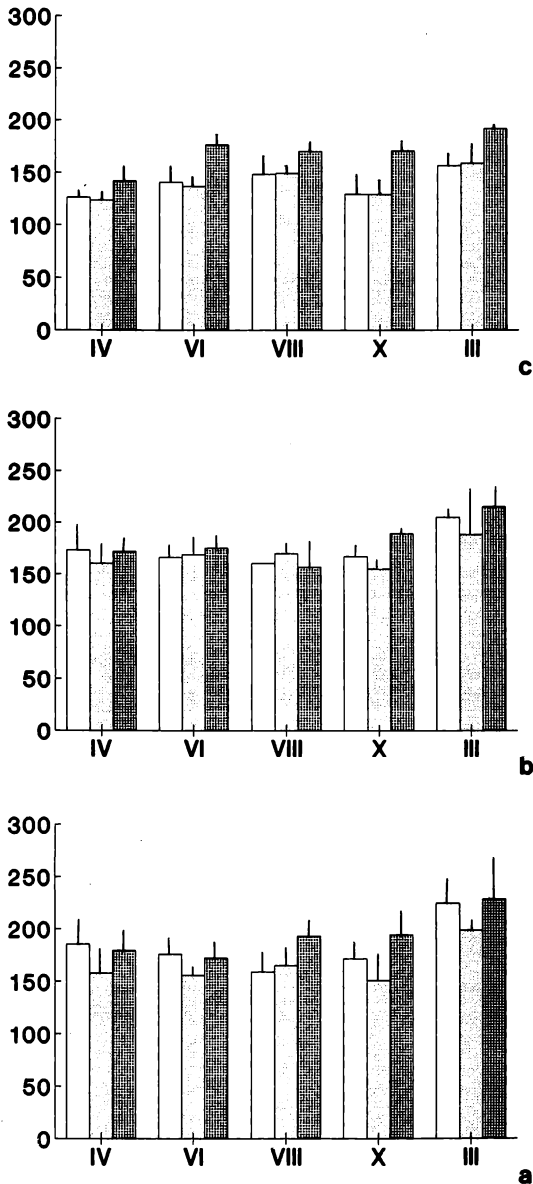


Abbildung 2. a–c: Pb-Gesamtgehalte. Erläuterungen s. Abb. 1.

Unsere Ergebnisse zeigen, daß im  $A_H$ -Horizont der am höchsten gelegenen Probefläche III der Cd-Gehalt im Vergleich zu den übrigen Probeflächen signifikant erhöht ist. Für Pb läßt sich ähnliches feststellen. Hier ist der Gehalt des Oberbodens und des  $A_H$ -Horizontes signifikant höher als die entsprechenden Werte der Probefläche II. Bedingt durch den größeren Luftmassendurchsatz und die Zunahme der Depositionsraten in höheren Berglagen (GLAVAC 1986) sowie durch die höhere Niederschlagsmenge auf dem Eggekamm nimmt sehr wahrscheinlich der Schwermetallgehalt in den Bodenhorizonten zu. Für Zn läßt sich eine solche Abhängigkeit von der Meereshöhe nicht aufzeigen; dies hängt möglicherweise mit

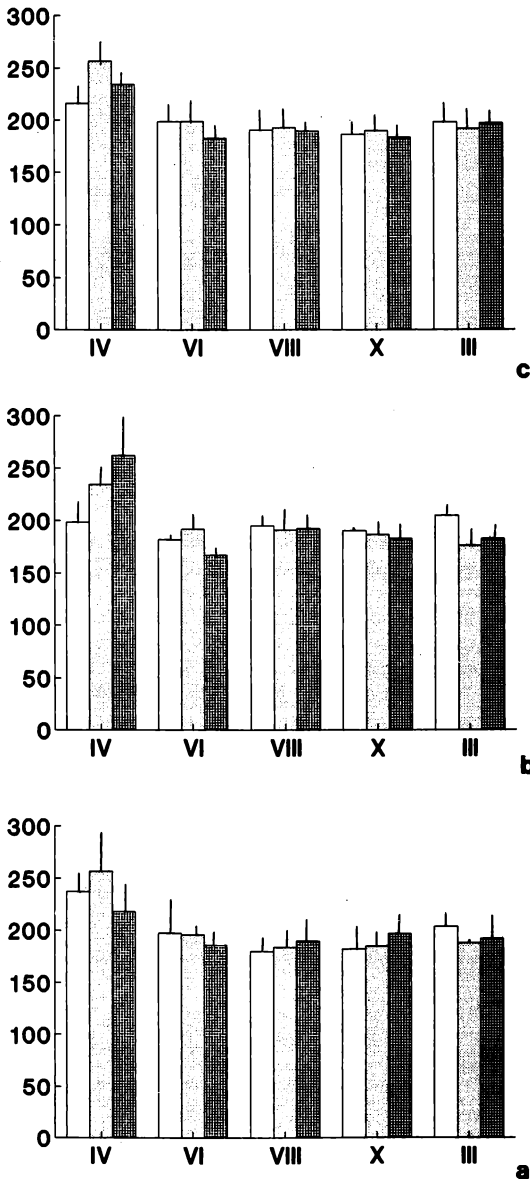


Abbildung 3. a–c: Zn-Gesamtgehalte. Erläuterungen s. Abb. 1.

seiner Auswaschung in tiefere Bodenschichten zusammen, wie diesbezügliche Messungen an Tiefenprofilen in den Probeflächen im Jahre 1986 gezeigt haben (unpubl.).

In der organischen Substanz des Bodens (u. a. abgestorbene Blätter, Wurzeln, Sprosse, Mikroorganismen und Bodentiere) befinden sich große Mengen an Fulvo- und Huminsäuren, die als Komplexbildner fungieren und eine besondere Bindungsfähigkeit für zwei- und dreiwertige Kationen besitzen (ULRICH 1980; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984); hier können Schermetalle wirksamer fixiert werden als durch mineralische Bestandteile des Bodens (KUNTZE & HERMS 1986; FISCHER 1987). Die Gehalte an organischer Substanz zeigen in den Probeflächen im Jahresgang sehr geringe Schwankungen; das deutet auf mehr oder weniger kontinuierliche Umsetzung hin. Die Bindung eines Teils des Cd an die organische Substanz des Bodens wird in den höheren Cd-Gehalten der O<sub>L</sub>- und O<sub>F</sub>-Schichten deutlich. In Buchenwäldern des Solling fand KOENIES (1985) in der organischen Auflage des Bodens 10 bis 30mal höhere Cd-Gesamtgehalte als im Mineralboden. Auch Pb wird in den Probeflächen stark an die organische Substanz gebunden. Sein Gesamtgehalt war im O<sub>L</sub>- und O<sub>F</sub>-Horizont signifikant höher als im A<sub>H</sub>-Horizont. Im Solling ist der Gesamtgehalt an Pb in der organischen Auflage um den Faktor 6 (Egge etwa 3 bis 5) höher als im Mineralboden (HEINRICHS & MAYER 1980). Zn bildet in den Böden der Probeflächen weder immobile Verbindungen mit der organischen Substanz des Bodens, noch wird es angereichert. Trotz der beträchtlichen Schwankungsbreite der pH (KCl)-Werte, z. T. bedingt durch den heterogenen Untergrund der Probeflächen (O<sub>L</sub>: > 80% der Werte zwischen 4,25 und 6,24, O<sub>F</sub>: > 70% der Werte zwischen 4,1 und 6,5, A<sub>H</sub>: > 80% der Werte zwischen 3,01 und 5,00), kann man den A<sub>H</sub>-Horizont der Probefläche I bereits dem Al-Pufferbereich, den der Flächen II und III dem Austauschpufferbereich zuordnen (Einteilung und Terminologie nach ULRICH 1980). Da die Bindungsstärke von Schwermetallen an Tonminerale bei pH-Werten zwischen 3 und 6 in der Reihenfolge Pb, Cu, Zn, Cd abnimmt (HERMS 1982), wird Zn und sehr wahrscheinlich auch Cd unter den vorherrschenden pH-Bedingungen vermutlich in allen drei Probeflächen ausgewaschen (vgl. auch GLATZEL et al. 1986).

### Danksagung

Wir danken dem Gesamtverband des Deutschen Steinkohlenbergbaus, Essen, für finanzielle Unterstützung und Herrn Dr. H. NEITE, Universität Düsseldorf, für kritische Anmerkungen.

### Literatur

- BALLACH, H.-J., GREVEN, H. & WITTIG, R. (1985): Biomonitoring in Waldgebieten Nordrhein-Westfalens. – Staub Reinh. Luft **45**, 567–573.
- BALLACH, H.-J., ELLING, W., GREVEN, H. & WITTIG, R. (1986): Studies of biocoenoses, individual organisms and deposition rates in the Egge mountains, an area heavily affected by forest decline, p. 235–246. – In: H. W. GEORGH (ed.): Deposition and interception of atmospheric substances in forest areas. – Amsterdam (D. Reidel).
- BLOCK, L. & BARTELS, U. (1984): Hohe Konzentrationen von Luftverunreinigungen in den Waldniedererschlägen. – LÖLF-Mitt. **3**, 44–45.
- BRÜMMER, G. & HERMS, U. (1985): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit, -bindung und -verfügbarkeit in Böden. – Bielefeld, Ökol. Beitr. **1**, 117–139.
- ERNST, W. H. O., MATHYS, W., SALASKE, J. & JANIESCH, P. (1974): Aspekte von Schwermetallbelastungen in Westfalen. – Abh. Westf. Museum Naturkde. **36**, 1–27.
- FISCHER, W. R. (1987): Das Verhalten von Spurenelementen im Boden. – Naturwissenschaften **774**, 63–70.
- GENSSLER, H. (1984): Sorgenvolle Bilanz: Das Siechtum geht weiter – Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1984 in Nordrhein-Westfalen. – LÖLF-Mitt. **9**, 4–13.
- GERDSMEIER, J. & GREVEN, H. (1991): Abundanzen und Dominanzen einiger Kleinarthropoden in Buchenwäldern des Egge-Gebirges, Nordrhein-Westfalen. – Acta Biol. Benrodis **3**, 1–26.
- GEHRMANN, J. (1987): Derzeitiger Stand der Belastung von Waldökosystemen in Nordrhein-Westfalen durch Deposition von Luftverunreinigungen. – Der Forst- und Holzwirt **42**, 141–145.
- GLATZEL, G., KAZDA, M. & LINDBNER, L. (1986): Die Belastung von Buchenökosystemen durch Schadstoffdeposition im Nahbereich städtischer Ballungsgebiete: Untersuchungen im Wienerwald. – Düsseldorfer Geobot. Kolloqu. **3**, 15–32.
- GLAVAC, V. (1986): Die Abhängigkeit der Schwermetalleposition in Waldbeständen von der Höhenlage. – Natur und Landschaft **61**, 43–47.



- HEINRICHS, H. & MAYER, R. (1980): The role of forest vegetation in the biochemical cycle of heavy metals. – *J. Environ. Qual.* **9**, 111–118.
- HERMS, U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. – Dissertation Kiel 1982.
- KOENIGS, H. (1985): Über die Eigenart der Mikrostandorte im Fußbereich der Altbuchen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und im Oberboden. – *Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme/-Waldsterben* **9**, 1–288.
- KUNTZE, H. & HERMS, U. (1986): Bedeutung geogener und pedogener Faktoren für die weitere Belastung der Böden mit Schwermetallen. – *Naturwissenschaften* **73**, 195–204.
- LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung) (ed.) (1985): Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83. *Forschung und Beratung Reihe C, Heft 39*. – Münster (Landwirtschaftsverlag).
- MALMER, N. (1976): Acid precipitation: Chemical changes in the soil. – *Ambio* **5**, 231–234.
- MAYER, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushaltes von Waldökosystemen. – *Gött. Bodenkd. Ber.* **70**, 1–292.
- MAYER, R. & HEINRICHS, H. (1980): Flüßebilanzen und aktuelle Änderungsraten der Schwermetallvorräte in Waldökosystemen des Sollings. – *Z. Pflanzenern. Bodenkd.* **143**, 232–246.
- NEIKES, N. (1988): Vergleichende Untersuchungen zum Ionen-Eintrag und -Austrag in benachbarten Melico- und Luzulo-Fageten. – Diplomarbeit Universität Düsseldorf.
- RUPPERT, H. (1975): Geochemical investigations on atmospheric precipitation in a medium-sized city (Göttingen, F.R.G.). – *Water, Air, Soil Pollution* **4**, 447–460.
- SACHS, L. (1984): *Angewandte Statistik*. – Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): *Lehrbuch der Bodenkunde*. – Stuttgart (Enke).
- SCHRADER, W. & HEIN, H. (1983): ICP-AES-Analyse für Klärschlamm und Böden. – *Labor Praxis* **7**, 1–10.
- SCHULTZ, R. (1986): Schwermetalleinträge und ihre Kronenraumpassage in verschiedenen Waldökosystemen in Norddeutschland. – *Verh. Ges. Ökol.* **14**, 287–292.
- (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushaltes verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. – *Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme/-Waldsterben* **32**, 1–217.
- THÖLE, R. & KRÖGER, A. (1987): Leitfaden zum bodenkundlichen Praktikum. – Lehrstuhl Landschaftsökologie, Institut für Geographie, Münster.
- ULRICH, B. (1980): Die Wälder in Mitteleuropa: Meßergebnisse ihrer Umweltbelastung, Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung. – *Allg. Forstz.* **44**, 1198–1202.
- ULRICH, B., MEIWES, K. J., KÖNIG, N. & KHANNA, P. K. (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. – *Der Forst- und Holzwirt* **39**, 278–286.
- VETTER, H. & ULKEN, R. (1986): Bleiakкумуляtion in exponierten Weidelgraskulturen im Wald. IMA-Querschnittsseminar zur Waldschadensforschung „Bioindikation“ 28.–29. 11. 1985, Berlin. – *Texte des UBA* **18**, 202–211.
- WELZ, B. (1983): *Atomabsorptionsspektrometrie*. – Weinheim (Verlag Chemie).
- ZÖTTL, H. W. (1985): Heavy metal levels and cycling in forest ecosystems. – *Experientia* **41**, 1104–1113.

Anschrift der Verfasser: Dr. U. Rüther, Prof. Dr. H. Grevén, Zoologisches Institut der Universität Düsseldorf (Zoologie II), Universitätsstr. 1, D-4000 Düsseldorf 1.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Decheniana](#)

Jahr/Year: 1992

Band/Volume: [145](#)

Autor(en)/Author(s): Rüter Ulrich, Greven Hartmut

Artikel/Article: [Cadmium, Blei und Zink im Boden dreier Buchenwälder des Eggegebirges 341-349](#)