

BIOMONITORING DER SCHWERMETALLDEPOSITIONEN MITTELS MOOSEN IN ÖSTERREICH

Harald ZECHMEISTER

**MONOGRAPHIEN
BAND 42**

Wien, April 1994

Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie



Autor: Mag. Dr. Harald Zechmeister

Mitarbeiter: Mag. Alarich Riss (Umweltbundesamt Wien)
Univ. Doz. Dr. Othmar Horak (Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf)
Dr. Christian Smoliner (Koordination im Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung)

Analytik: Mag. Edmund Benetka,
Ing. Rudolf Rebler (alle Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf)

Klimadaten: Institut für Meteorologie und Geodynamik, Hohe Warte Wien

Übersetzung: Irmgard Zach

**Editorische Betreuung,
Graphik und Layout:** Dr. Maria Deweis, Manuela Kaitna (alle Umweltbundesamt Wien)

Manuskript eingegangen im März 1993

Titelfoto: Harald Zechmeister, Höhenprofil Mauskarkopf (Gasteinertal, Salzburg)

*Eine Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes
und des Bundesministeriums für Wissenschaft und Forschung*

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5
Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt, Wien, April 1994
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-140-2

VORWORT

Die Methode der Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition unter Verwendung von Moosen als Biomonitoren wird seit den frühen 70er Jahren in den nordeuropäischen Staaten mit Erfolg angewendet.

Einer Initiative dieser Staaten folgend, wurde das Untersuchungsprogramm im Jahr 1990 und 1991 auf Europa ausgedehnt. Im Rahmen der "Convention on Long Range Transboundary Air Pollution" der United Nations - Economic Commission for Europe (UN-ECE) beteiligte sich der Großteil der europäischen Staaten an dem Untersuchungsprogramm.

In Österreich wurde das Projekt durch das Umweltbundesamt und das Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung organisiert und am Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Wien in Zusammenarbeit mit dem Forschungszentrum Seibersdorf durchgeführt.

Wie in anderen neu teilnehmenden europäischen Staaten auch, wurden die Aufsammlungen und Feldarbeiten in der Saison 1991 durchgeführt, wobei im Sommer 1992 vertiefende Untersuchungen vorgenommen wurden.

Der vorliegende Bericht stellt in ausführlicher Form die Ergebnisse des Biomonitorings von Schwermetalldepositionen mittels Moosen in Österreich dar, wobei der besonderen topographischen und klimatischen Situation Österreichs durch vertiefende Zusatzuntersuchungen Rechnung getragen wurde. Die Daten von Standorten, die den Kriterien für das europaweite Untersuchungsprogramm entsprechen, werden in einem europäischen Gesamtbericht Verwendung finden.

Die Entstehung und Realisierung dieses Projektes war nur durch die Mithilfe von Fachleuten möglich, welchen der Autor auf diesem Wege danken möchte:

Herrn Dr. Åke Rühling, Dept. Plant Ecology, Universität Lund, Schweden für die Gesamtkoordination des europaweiten Projektes und wertvolle fachliche Unterstützung, Herrn Univ. Prof. D.-I. Dr. Werner Timischl, Inst. f. Mathematik, Technische Universität Wien für die Beratung in der statistischen Auswertung des Datenmaterials, Frau Dr. Lotti Thöni, Forschungsstelle f. Umweltbeobachtung, Egg, Schweiz und Herrn Univ. Doz. Bernd Markert, Inst. f. Binnengewässerforschung, Magdeburg für wertvolle Fachdiskussionen, Herrn Dr. Gert Bachmann, Abt. Chem. Physiologie, Inst. f. Pflanzenphysiologie Univ. Wien, für die Unterstützung in der PC-gestützten Auswertung, Herrn Univ. Prof. Dr. Georg Grabherr, Abt. f. Vegetationsökologie und Angewandte Naturschutzforschung, Universität Wien für die Erlaubnis zur Benutzung apparativer Einrichtungen und Räumlichkeiten seiner Abteilung sowie Herrn Univ. Prof. D.-I. Dr. Gerhard Glatzel, Inst. f. Forstökologie, Univ. f. Bodenkultur, Wien für die Initialisierung des Projektes.

VORWORT	i
KURZFASSUNG	viii
SUMMARY	viii

ALLGEMEINER TEIL

1	THEORETISCHE GRUNDLAGEN ZUR VERWENDUNG VON MOOSEN ALS BIOINDIKATOREN	3
1.1	BIOINDIKATOREN/BIOMONITOREN	3
1.1.1	Begriffsbestimmung	3
1.1.2	Zwecke des Biomonitorings	3
1.1.3	Nahziele des Biomonitorings	4
1.1.4	Allgemeine Kriterien für Biomonitororen	4
1.2	DER EINSATZ VON BRYOPHYTEN FÜR MONITORINGZWECKE	5
1.2.1	Vorraussetzungen	5
1.2.2	Überprüfbare Substanzen	6
1.3	DIE ERFASSUNG DER ATMOSPHÄRISCHEN SCHWERMETALLDEPOSITION MITTELS MOOSEN	7
1.3.1	Moose als Akkumulationsindikatoren	7
1.3.1.1	Methoden	7
1.3.1.2	Anatomische und morphologische Voraussetzungen zur Verwendung von Moosen als Akkumulationsindikatoren	9
1.3.1.3	Physiologische und biochemische Grundlagen der Schwermetallaufnahme	9
1.3.1.4	Deposition von Staubteilchen und Niederschlägen	11
1.3.1.5	Auswaschung von Ionen	13
1.3.1.6	Quantitative Erfassung der Deposition	13
1.3.1.7	Eichungsreihen bei Verwendung unterschiedlicher Arten	15
1.3.2	Moose als Reaktionsindikatoren	16

DIE ERFASSUNG DER ATMOSPHÄRISCHEN SCHWERMETALLDEPOSITION IN ÖSTERREICH

2	ZIELSETZUNGEN UND METHODEN	19
2.1	DAS PLANUNGSVORHABEN	19
2.2	METHODIK	19
2.2.1	Aufsammlung und Aufbereitung	19
2.2.2	Analyse	20
2.2.3	Wachstumsmessungen an Moosen	21
2.2.4	Niederschlagsdaten	22
2.2.5	Auswertung der Daten	22
2.2.6	Nomenklatur	22
2.2.7	Verzeichnis der Standorte und der gesammelten Moose	22

	Inhalt	Seite
3	DIE UNTERSUCHTEN MOOSARTEN	31
3.1	HYLOCOMIUM SPLENDENS (Hedw.) B.S.G. (Fam. <i>Hylocomiaceae</i>)	32
3.1.1	Morphologische Kennzeichnung	32
3.1.2	Ökologie und Soziologie	32
3.1.3	Wachstumsmessungen	32
3.1.3.1	Längenwachstum und Verzweigung	33
3.1.3.2	Biomasseproduktion	34
3.2	PLEUROZIUM SCHREBERI (Brid) MITT. (Fam. <i>Hylocomiaceae</i>)	40
3.2.1	Morphologische Kennzeichnung	40
3.2.2	Ökologie und Soziologie	40
3.2.3	Wachstumsmessungen	40
3.2.3.1	Längenwachstum und Verzweigung	40
3.2.3.2	Biomasseproduktion	41
3.3	HYPNUM CUPRESSIFORME AGG. (Fam. <i>Hypnaceae</i>)	44
3.3.1	Morphologische Kennzeichnung	44
3.3.2	Ökologie und Soziologie	44
3.3.3	Wachstumsmessungen	45
3.3.3.1	Längenwachstum	45
3.3.3.2	Biomasseproduktion	46
3.4	RHYTIDIUM RUGOSUM (Hedw.) KINDB. (Fam. <i>Rhytidiaceae</i>)	49
3.4.1	Morphologische Kennzeichnung	49
3.4.2	Ökologie und Soziologie	49
3.4.3	Wachstumsmessungen	49
3.4.3.1	Längenwachstum und Verzweigung	50
3.4.3.2	Biomasseproduktion	50
3.5	CTENIDIUM MOLLUSCUM (Hedw.) MITT (Fam.: <i>Hypnaceae</i>)	52
3.5.1	Morphologische Kennzeichnung	52
3.5.2	Ökologie und Soziologie	52
3.5.3	Wachstumsmessungen	52
3.5.3.1	Längenwachstum	53
3.5.3.2	Biomasseproduktion	53
4	VERGLEICHBARKEIT DER MESSERGEBNISSE UNTERSCHIEDLICHER MONITORINGARTEN	55
4.1	AUSGANGSSITUATION	55
4.2	METHODIK ZUR ERSTELLUNG DER UMRECHNUNGSFAKTOREN	55
4.3	ERGEBNISSE	56
4.4	DISKUSSION	59
4.5	EINFLUSS DER POTENTIELLEN VERUNREINIGUNG VON PROBEN MIT DETRITUS AUF DIE MESSERGEBNISSE (Restprobenanalyse)	60

	Inhalt	Seite
5	HÖHENPROFILE.....	79
5.1	HÖHENPROFIL SCHWENDBERG-ARBISKOPF (Zillertal) (S34)	80
5.1.1	Standort	80
5.1.2	Schwermetalldeposition	81
5.2	HÖHENPROFIL SCHULTERBERG (Achenkirch) (S17).....	82
5.2.1	Standort	82
5.2.2	Schwermetalldeposition	83
5.3	HÖHENPROFIL MAUSKARKOPF (Gasteinertal) (S35).....	85
5.3.1	Standort	85
5.3.2	Schwermetalldeposition	85
5.4	HÖHENPROFIL SCHOBERSTEIN (Reichraming) (S12)	86
5.4.1	Standort	86
5.4.2	Schwermetalldeposition	87
5.5	HÖHENPROFIL STUHLECK (Mürzzuschlag) (S21)	88
5.5.1	Standort	88
5.5.2	Schwermetalldeposition	88
5.6	ALLGEMEINE SCHLUSSFOLGERUNGEN	89
5.6.1	Höhenabhängige Depositionsmuster	89
5.6.2	Korrelation der Schwermetalldeposition mit den Niederschlägen.....	90
5.6.3	Vergleichende Beurteilung der Eintragssituation an den Standorten	91
5.6.4	Konsequenzen für zukünftige Aufsammlung	91
6	DARSTELLUNG UND INTERPRETATION DER SCHWERMETALLDEPOSITION IN ÖSTERREICH	125
6.1	AUSWERTUNG NACH REGIONEN.....	126
6.1.1	Methodik der Auswertung	126
6.1.2	Kristallines Mittelgebirge (Region 1).....	127
6.1.3	Nordosten Österreichs (Region 2)	128
6.1.4	Südostabdachung (Region 3).....	128
6.1.5	Nördliches Alpenvorland (Region 4).....	128
6.1.6	Flysch- und Kalkalpen (Region 5)	129
6.1.7	Westliche Kristallinzone (Region 6).....	129
6.1.8	Östliche Kristallinzone (Region 7)	129
6.1.9	Südalpen (Region 8)	129
6.2	ÖSTERREICHWEITE IMMISSIONSSITUATION.....	130
6.2.1	Methodik der Auswertung und Darstellung.....	130
6.2.2	Gliederung nach Schwermetallen	130
6.2.3	Flächendeposition	132
6.2.4	Grenzwerterstellung.....	133

	Inhalt	Seite
6.3	DIE ÖSTERREICHISCHEN DEPOSITIONSWERTE IM INTERNATIONALEN VERGLEICH.....	134
7	DIE INTERNATIONALE STUDIE: "EUROPEAN SURVEY OF HEAVY METAL DEPOSITION IN EUROPE"	153
7.1	HISTORISCHES	153
7.2	PROBEPUNKTE IN ÖSTERREICH.....	154
7.3	ISOLINIENKARTEN	154
8	DISKUSSION UND AUSBLICKE.....	157
	LITERATUR	159
	ANHANG.....	165

KURZFASSUNG

1 AUSGANGSSITUATION

Seit den frühen 70er Jahren wird in den nordeuropäischen Ländern die flächendeckende Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition durch Moose als Biomonitoren erfolgreich angewendet.

Aufgrund bedeutender Unterschiede in der Topographie, dem Klima und arealkundlichen Faktoren zwischen Skandinavien und Österreich, blieben in der Umsetzung der Methodik in Österreich viele Fragen offen. Die Zielsetzungen dieses Projekts waren daher in mehrere Bereiche gegliedert. Hauptziel war demnach neben einer flächendeckenden Analyse der Depositionsraten vor allem die Abklärung österreichspezifischer Problemkreise (welche z. T. auch in anderen Alpenländern auftreten, dort aber nur ungenügend oder gar nicht behandelt wurden). Die Untersuchungen betrafen vor allem die Artenauswahl, das Wachstumsverhalten der zu verwendenden Monitoringarten, Umrechnungswerte für unterschiedliche Arten sowie Höhen- und Niederschlagsabhängigkeit der Depositionsraten. Für die flächendeckende Darstellung der Schwermetalldeposition war es daher notwendig, für die naturräumliche Situation in Österreich repräsentative Standorte auszuwählen.

Für eine europaweite Darstellung, wie sie im Rahmen des "Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe" (EMEP) wurden die Daten von 38 Standorten, an denen die oben genannten Probleme nicht im größeren Maßstab zum Tragen kamen, weitergeleitet.

Weiters wurde eine breite Literaturrecherche durchgeführt, welche die biochemischen, physiologischen und andere Grundlagen der Moosmethode zum Inhalt hatte und auch offene Problemkreise aufzeigen sollte.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie sollen eine flächendeckende Aufsammlung in Österreich im Jahre 1995 (nächste Phase des EMEP-Projektes) ermöglichen.

2 METHODIK

- **Aufsammlung:** Die Richtlinien zur Aufsammlung entsprechen der langjährigen skandinavischen Erfahrung und nehmen Bezug auf Mindestabstände zur nächsten Straße oder Siedlung (300 m), zu den nächsten Einzelhäusern (100 m), oder zu den nächsten Bäumen und Gehölzen (5 m). Der Sammelpunkt sollte außerhalb des Abfluß- oder Tropfgebietes Höherer Pflanzen liegen, also nach oben hin frei sein. Bevorzugt werden Freiflächen innerhalb von Waldstandorten, aber auch Heiden, Moore oder natürliche Rasen sind als Probepunkte gestattet. Mehrere Teilproben pro Sammelpunkt sind erwünscht, die Probenfläche sollte nicht größer als 50 x 50 m sein. Die benötigte Menge beträgt ca. 2 Liter. Gesammelt wird in Plastik- oder Papiersäcken, rasche Trocknung oder Tieffrieren der Proben ist erwünscht.

Die Proben werden gereinigt, auf drei Jahrestriebe zurückgekürzt und dann analysiert. In Österreich wurden an 43 Standorten 156 Proben gesammelt.

- **Analyse:** Nach weiterer Trocknung und Vermahlung (Retsch-Titanmühle) wurden die Proben aufgeschlossen (5+1 Teile Salpetersäure und Perchlorsäure). Der Aufschluß erfolgte in 2 Varianten, mittels Meßkolben mit aufgesetzter Rückflußvorrichtung (Hg und S)

und offenem Kjeldahl (alle übrigen Elemente). Hg und As wurden mittels Atomabsorption unter Verwendung des Mercury-Hydride-Systems MHS200 gemessen, S, Fe, Zn, Cu, Pb und V auf einem Plasmaemissionsspektrometer, Cr, Ni, Cd und Co mittels Atomabsorption in der heizbaren Graphitrohrküvette.

Die Analysen wurden im ÖFZ Seibersdorf durchgeführt.

- **Bestimmung der Jahreszuwächse:** Mittels Färbemethoden bzw. experimenteller Freilandmethoden nach RINCON & GRIME (1989) wurden mehrere Parallelmessungen durchgeführt, insgesamt wurden ca. 500 Stämmchen vermessen.
- **Auswertung der Daten:** In der beschreibenden Statistik wurden vorwiegend Mittelwerte, Mediane, Standardabweichungen und Perzentil berechnet und mittels Blockdiagrammen und "Notched Box and Whisker Plots" dargestellt. Darüber hinaus wurden einfache lineare Regressionen bzw. interaktive Regressionen errechnet und graphisch dargestellt, unter zusätzlicher Bestimmung des Bestimmtheitsmaßes und eines Korrelationskoeffizienten. Von den multivariaten Methoden fand die Hauptkomponentenanalyse Anwendung. An Signifikanztests wurden je nach Anwendbarkeit der Vorzeichentest, die Signifikanzprüfung des Maßkorrelationskoeffizienten, der Mann-Whitney Test sowie Varianzanalysen durchgeführt.

3 DIE MONITORINGARTEN

Aufgrund von Literatur- und umfangreichen Geländearbeiten wurden die Moosarten *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme*, *Rhytidium rugosum* und *Ctenidium molluscum* als potentielle Monitoringarten ausgewählt.

An diesen Moosen wurden folgende Arbeiten durchgeführt:

- Beschreibung der Morphologie, Ökologie und Soziologie
- Feststellung der Jahreszuwächse aufgrund morphologischer Kriterien und Wachstumsmessungen. Die Möglichkeit der zeitlichen Zuordnung von Depositionsraten mittels Jahrestrieben, welche mit Ausnahme von *Hylocomium* bislang nur spärlich untersucht waren, stellt einen der großen Vorteile der Moosmethode dar.
- Messungen der Biomassezuwächse sowie Längen- und Breitenmessungen zur Überprüfung regionaler oder höhenabhängiger Wachstumsmuster.

***Hylocomium splendens*,**

ein typisches Waldmoos der nördlichen Hemisphäre, bildet jährlich einen Jahrestrieb aus, in einzelnen Fällen kommt es zur Bildung von mehreren Verzweigungen (vor allem in der Ebenen- und Bergstufe). *Hylocomium* ist der bedeutendste Biomasseproduzent unter den Monitoringarten (durchschnittlich 15 mg TG/Jahr). Im Wachstumsverhalten unterscheiden sich nur die alpinen Bestände signifikant von denen tieferer Lagen. Alpine Individuen zeigen deutlich geringere Biomasse und Länge, die Polster als Gesamtheit zeichnen sich aber durch dichten Wuchs und dementsprechend hohe Biomasse aus. Wenn man aber die Flächendeckung der einzelnen Jahrestriebe miteinbezieht, ergibt sich daraus nicht die Notwendigkeit eines speziellen Umrechnungsfaktors für alpine Formen.

***Pleurozium schreberi*,**

eine acidophile (= säureliebende) Art mit relativ weitem Verbreitungsspektrum ist in vielen Ländern die am meisten verwendete Art. Die morphologische Kennzeichnung der Jahrestriebe ist wenig deutlich ausgeprägt. Dichte und Länge der Verzweigungen, eine

Anhäufung von Stammblättern in rosettenartiger Form sowie eine "programmierte Bruchstelle" (als Aspekt der vegetativen Vermehrung) lassen die Jahrestriebe am besten unterscheiden. Das Alter der grünen Teile schwankt bisweilen beträchtlich und beträgt zu meist 1,5 Jahre. Zum Teil sind die drei Jahre alten Triebe bereits verwittert. Der Zuwachs an Biomasse beträgt im Mittel 7,8 mg/TG Jahr, nur Hochlagenpolster unterscheiden sich signifikant von denen der Waldgebiete. Die standortsinternen Schwankungen im Gewicht sind gering.

Hypnum cupressiforme

liegt in vielen Variationen und Subspezies vor. In Österreich sollten nur *H.c.* im engeren Sinn und im pannonisch getönten Osten *H. lacunosum* zum Einsatz kommen. Ein Wechsel in der Dichte der Verzweigung und Beblätterung sind gute Kriterien zur Jahresunterscheidung. Vollgrüne Triebe sind meist nur 1 Jahr alt, in 30 % 2 Jahre, die dreijährigen Stämmchenteile sind nicht selten dunkelbraun, bei *H. lacunosum* immer entblättert. Im Osten Österreichs tritt bei *H. lacunosum* meist eine Sommerstagnation ein, das Wachstum erfolgt während des Winterhalbjahres. Die mittlere Biomasseproduktion ist mit 2,8 mg/TG/Jahr sehr gering.

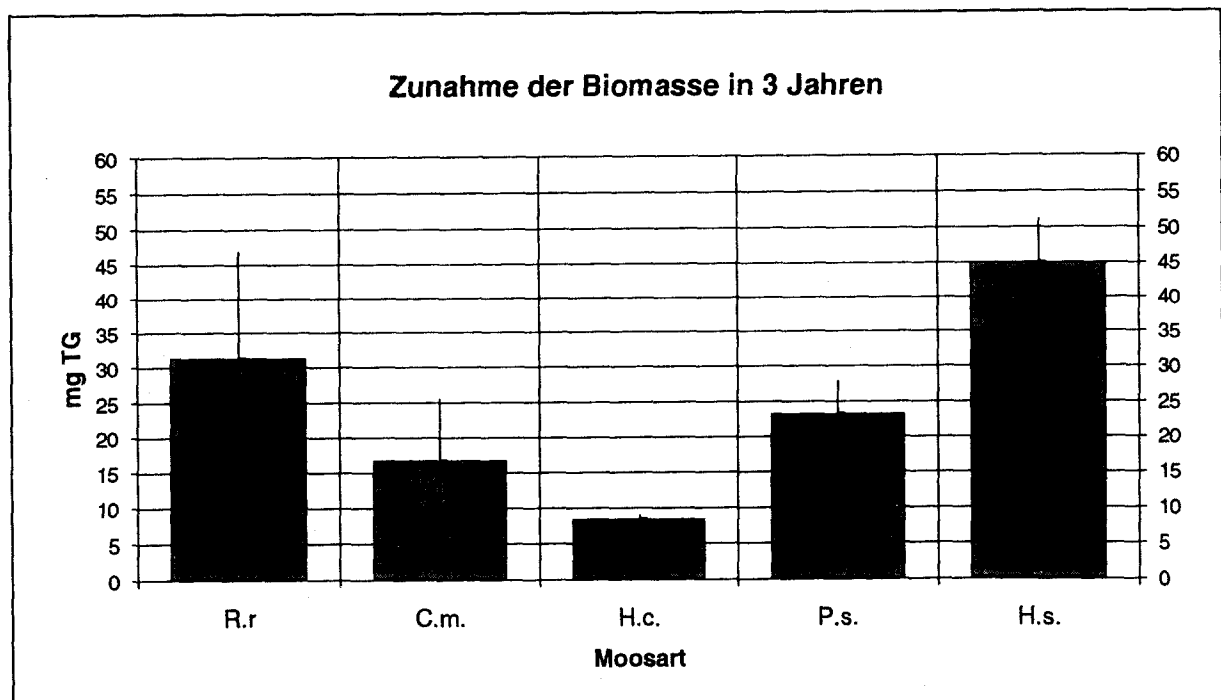
Rhytidium rugosum

kommt vor allem in den kontinental getönten Trockenrasen vor, welche in den Agrarsteppen Ostösterreichs häufig die einzigen adäquaten Monitoringstandorte darstellen. Die bei *Hypnum* genannten Kriterien zur Unterscheidung der Jahrestriebe treten in verstärktem Maß auch bei *Rhytidium* auf, zusätzlich gibt es auch Bruchstellen. Grün sind nur die letztjährigen Zuwächse. Die mittlere Jahreszuwachsrate an Biomasse ist mit 10,3 mg/TG beträchtlich.

***Ctenidium molluscum*,**

ein deutlich basiphiles (= kalktolerantes) Moos, kann als Ausweichart in den Kalkalpen Verwendung finden. Die Jahrestriebe sind durch den Wechsel in der Dichte der Fiedern markant unterscheidbar, die Bildung von dichten Filzen birgt Probleme (s. u.). Die Schwankungen in der Biomasseproduktion sind groß und standortspezifisch.

Abb. 01: Durchschnittl. Biomasseproduktion incl. Standardabweichung d. Monitoringarten in 3 Jahren



4 VERGLEICHBARKEIT DER MESSERGEBNISSE UNTERSCHIEDLICHER MONITORINGARTEN

Verschiedene Moosarten zeigen aufgrund unterschiedlicher Aufnahmekapazitäten und Wuchsformen am selben Standort divergierende Schwermetallkonzentrationen. Sollten daher Regionen verglichen werden, welche nicht mit einer, sondern mehreren Arten beprobt wurden, mußten Umrechnungsfaktoren gefunden werden. Über Parallelproben an gleichen Sammelpunkten wurden Meßreihen durchgeführt.

Es wurden zwei Möglichkeiten erprobt:

- Bildung des Quotienten der Mittelwerte der Parallelproben
- Ermittlung der Regressionsgleichung von einfachen linearen Regressionen. Es erfolgte die Überprüfung der Angepaßtheit und Signifikanz mittels Bestimmtheitsmaß sowie Varianzanalyse.

Jede Monitoringart wurde mit mindestens einer weiteren Art verknüpft, *Hylocomium* mit allen anderen Moosen. Jedes Schwermetall mußte einzeln berechnet werden.

Die Verwendbarkeit der Umrechnungsfaktoren steht in starker Abhängigkeit von der Anzahl der Vergleichspaare und der Güte der Regressionsfunktion. Nur für die Beziehungen der Konzentrationen in *Hylocomium* und *Pleurozium* gibt es gesicherte Umrechnungswerte. Für den Vergleich von *Ctenidium* und *Hylocomium* sowie *Hypnum* und *Rhytidium* zeichnen sich ebenfalls einigermaßen zufriedenstellende Ergebnisse ab.

5 HÖHENPROFILE

An 5 Höhenprofilen entlang des Alpenbogens wurden höhenabhängige Depositionsmuster untersucht. Die Standorte waren: Arbiskopf-Schwendberg (Zillertal), Schulterberg (Achenkirch), Mauskarkopf (Gasteinertal), Schoberstein (Reichraming), Stuhleck (Mürzzuschlag).

Es lassen sich in Talräumen vorwiegend zwei Typen von Depositionsmustern erkennen:

- Talschaften mit geringen lokalen Einträgen, welche einen markanten Anstieg der Deposition mit zunehmender Höhe aufweisen. Dies ist neben einem geringfügig höheren Anteil an geogenem Eintrag vorwiegend auf den Ferntransport zurückzuführen.

Aufgrund von Inversionswetterlagen und kleineren lokalen Emittenten findet man vielfach auch in den unteren Tallagen größere Konzentrationen, dadurch tritt immer wieder das in Abb. 02 dargestellte Depositionsmuster auf. Durch die Interaktive Regression (Abb. 03) läßt sich dieses Problem veranschaulichen bzw. beweisen.

- Täler mit lokaler oder regionaler Belastungsquelle. In unmittelbarer Abhängigkeit von der Stärke der Emittenten, der Höhe der Schornsteine, lokalen Witterungsbedingungen, der Weite des Talkessels etc. wirken die Schadstoffe in unterschiedlichen Höhenlagen. Häufig ist eine Abnahme mit der Höhe (= Entfernung) zu verzeichnen.

Abb. 02: Abhängigkeit der Depositionsraten von lokalen Emittenten des Talraumes sowie dem Ferntransport über die Niederschläge; A = lokale Emittenten des Talraumes; B = lineare Zunahme der SM-Deposition mit den Niederschlägen; C = Konzentrationswerte in den Moosen; D = Topographisches Profil.

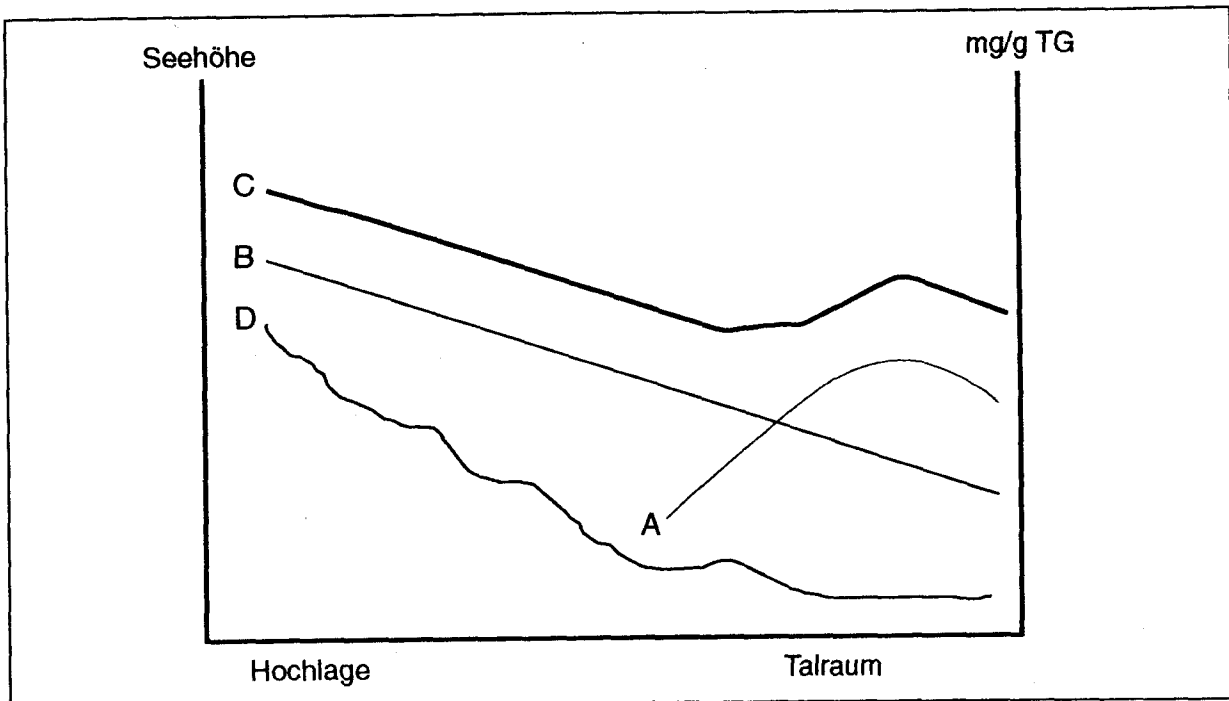
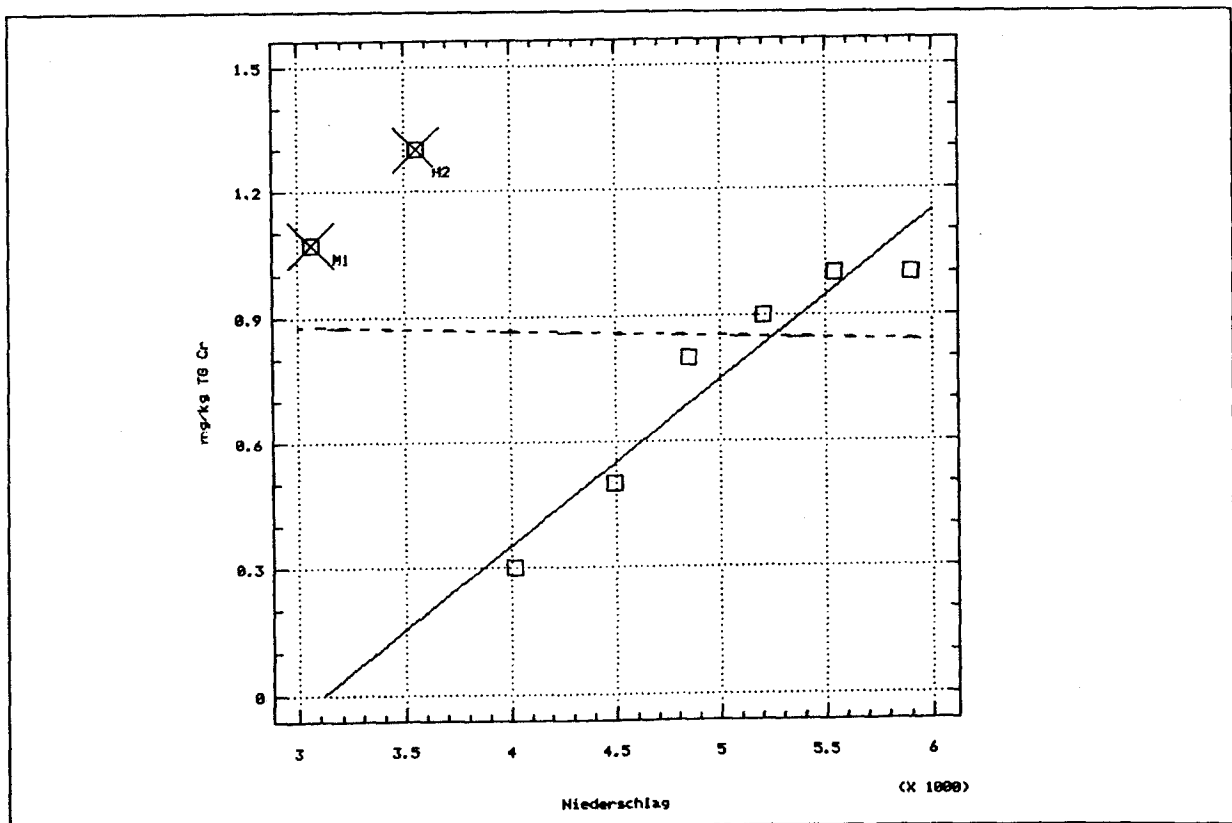


Abb. 03: Interaktive Regression; Bsp. Zillertal; Schwermetall Chrom; NS in mm (Dreijahressumme); strichlierte Linie: Regressionsgerade unter Einbeziehung aller Standorte des Höhenprofils; ausgezogene Gerade: Regressionsgerade unter Ausschluß der Standorte des Talraumes.



Die Depositionswerte an den einzelnen Höhenprofilen sind in absteigender Folge: Schoberstein > Stuhleck > Zillertal > Achenkirch > Gasteinertal. Die erhöhten Werte an den ersten beiden Standorten sind vorwiegend auf die lokale Eisen- und Stahlindustrie zurückzuführen, Achenkirch ist fast ausschließlich vom Ferntransport betroffen.

Viele Schwermetalle zeigen eine starke Korrelation mit den Niederschlägen. An allen Standorten hat sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen Niederschlagssumme und Konzentration bei Pb, Cd, Zn und S gezeigt. Etwas weniger deutlich, aber immer noch signifikant bei As, Ni und Fe.

Aufsammlungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten am Standort Achenkirch weisen deutliche Unterschiede auf. Die Juli-Beprobungen zeigen gegenüber den Herbstaufsammlungen deutlich höhere Konzentrationswerte. Die Ursachen dafür sind wahrscheinlich in einer Verdünnung durch den Wachstumseffekt zu finden, aber auch auf die Schneedeckung und die Mobilisierung der Schwermetalle durch das Schmelzwasser sowie einen verstärkten Energiebedarf während des Winterhalbjahres zurückzuführen.

6 DARSTELLUNG UND INTERPRETATION DER EINTRAGSSITUATION IN ÖSTERREICH

Zur Darstellung der regionalen Depositionen wurde Österreich in 8 Regionen aufgeteilt. Die Gliederung entspricht weitgehend der von NOWAK (1990).

Allgemein kann gesagt werden, daß eine Abnahme der Schwermetalldepositionen von Ost nach West, bzw. von Nord nach Süd erfolgt. Die Schwermetallkonzentrationen im Osten Österreichs (Weinviertel, Großraum Wien, Burgenland, Südoststeiermark) sind deutlich höher als in den übrigen Regionen. Die geringsten Depositionsraten findet man in den Südalpen und in den westlichen Zentralalpen.

Die Darstellung der Daten erfolgte über die aktuell gemessenen Konzentrationen in den einzelnen Arten bzw. vergleichsweise über die Umrechnung aller Werte auf eine Referenzart (*Hylocomium splendens*).

Im internationalen Vergleich sind die Depositionsraten in Österreich höher als in der Schweiz und in Schweden, aber geringer als in Dänemark oder dem Baltikum. Vor allem die bei Cd gefundenen Werte liegen deutlich über dem internationalen Durchschnitt. Zu einer Überschreitung der von MARKERT (1991) vorgeschlagenen Grenzwerte kommt es bei den österreichweiten Mittelwerten von Cd, Pb und Fe.

Die Hauptkomponentenanalyse zeigt Zusammenhänge zwischen den Schwermetallen Fe, Cr, Ni, Co und As, zweifelsohne als Resultat der gemeinsamen Emission aus der Metallindustrie. Fe, Cr und V sind aber auch jene Metalle, welche verstärkt geogenen Ursprung haben und als solche zur Identifizierung der Verunreinigung von Proben mit Bodengraus in Betracht gezogen werden können. Zur dritten Gruppe mit hoher Korrelation gehören Cd, Pb und S. Sie stammen vorwiegend aus der Verbrennung fossiler Energieträger und werden verstärkt über die Niederschläge verbreitet. Cu und Zn zeigen ebenfalls schwache Gemeinsamkeiten und vermitteln zwischen den Gruppen eins und drei.

Die Umrechnung von Konzentrationswerten ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\text{TG}$) auf Depositionswerte ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$), welche theoretisch möglich ist, wurde versuchsweise durchgeführt, von einer standardmäßigen Verwendung wird vorerst aber noch abgeraten.

7 DISKUSSION UND AUSBLICK

Moose sind Akkumulationsindikatoren und als solche registrieren sie den Eintrag in ein System. Aufgrund der physiologischen Voraussetzungen sind sie in besonders hohem Maß zur Überwachung der Schwermetalldeposition geeignet. Mittels Moosen können die Einträge zeitlich zugeordnet und quantifiziert werden. Die verwendeten Moose sind aber keine Reaktionsindikatoren und geben nicht Auskunft über den Schädigungsgrad des Systems. Die für lebende Organismen typischen Schwankungen treten auch bei Moosen auf. Der Grad der internen Variabilität muß in engem Zusammenhang mit der Genauigkeit der Interpretation des Datenmaterials gesehen werden. Flächendeckende Depositionsmessungen lassen sich kostengünstig, bei relativ großer Aussagekraft, durchführen. Einzelpunktbewertung sollte aber nur mittels Mehrfachbeprobung und dementsprechend guter statistischer Absicherung erfolgen.

Einer flächendeckenden Aufsammlung im Jahre 1995, wie sie europaweit vorgesehen ist, stehen in Österreich keine grundlegenden Probleme mehr entgegen.

SUMMARY

1 INTRODUCTION

Large-scale surveys on atmospheric heavy metal deposition with mosses serving as bio-monitors have been carried out successfully in northern Europe since the early 1970s.

Due to considerable differences between Scandinavia and Austria as regards topography, climate and area-specific factors the use of the moss technique in Austria has still left many questions to be answered. Hence, this project was organized following several objectives. Besides the nation-wide analysis of the rates of deposition major emphasis was laid on clarifying the problems encountered in Austria (they may in part also occur in other alpine countries but have not yet been resolved). In the course of this study the following parameters were investigated: the choice of adequate species, the growth characteristics of the monitoring species to be used, the conversion values for different species as well as the influence of altitude and precipitation on the deposition rates. In order to achieve a nation-wide representation of the heavy metal deposition it was necessary to choose selected sites representative of the climatic and geological situation in Austria.

Aiming at a European-wide representation in the course of the "Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of Long Range Transmission of Air Pollutants in Europe" (EMEP) the dates of 38 sites less confronted with the above mentioned problems were passed on.

Furthermore, an extensive literature research concerning the biochemical, physiological and other fundamentals of the moss technique was carried out, which, at the same time, was to reveal problems still unknown in this respect.

The results of the present study are to pave the way for a nation-wide sampling in Austria in 1995 (the next stage of the EMEP project).

2 MATERIAL AND METHODS

- **Sampling:** the guidelines for sampling are based on the years of experience made in this field in the Scandinavian countries. The sampling sites must be located at least 300 m away from main roads or populated areas and at least 100 m from single houses or 5 m from trees and copses. Furthermore, they should not be directly exposed to throughfall precipitation. Preference is given to clearings within woodlands but also heath and moorland or natural grassland are accepted as sampling sites. The collection of several subsamples per site is welcome but the actual sampling area should not exceed 50 x 50 m. The amount of mosses required is about two litres. The samples should be collected in plastic or paper bags, immediate drying or deep-freezing is desirable. The samples are cleaned, cut back to the shoots of three years and then analyzed. In Austria 156 samples were taken from 43 sampling sites.
- **Analysis:** after further drying and milling (Retsch-Titan mill) the samples were digested (5+1 parts nitric acid and perchloric acid). This was done in 2 ways, either with the help of a volumetric flask with an attached reflux system (Hg and S) or by using an open Kjeldahl flask (all other elements). Hg and As were measured by means of atomic absorption with the Mercury-Hydride System MHS200. For S, Fe, Zn, Cu, Pb and V a plas-

ma emission spectrometer was used. Cr, Ni, Cd and Co were determined by atomic absorption with a graphite furnace.

The analyses were carried out in the Austrian Research Centre Seibersdorf.

- **Determination of annual growth:** by using dyeing methods or field study according to RINCON & GRIME (1989) several parallel samplings were made with about 500 stems measured altogether.
- **Evaluation of data:** for drawing up the present statistics mainly mean values, medians, standard deviations and percentile were determined and represented graphically in block diagrams and "Notched Box and Whisker Plots". In addition, simple linear regressions and interactive regressions were calculated and graphically displayed with determination of R-squared and the correlation coefficient. The multivariate method used was the principle component analysis. The tests of significance carried out in line with their applicability were the sign test, the Mann-Whitney test as well as variance analyses.

3 MOSS SPECIES USED FOR MONITORING

With the help of extensive literature research and field studies the following moss species were determined as potential biomonitors: *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme*, *Rhytidium rugosum* and *Ctenidium molluscum*.

These mosses were subjected to the following procedures:

- description of morphology, ecology and sociology;
- determination of the annual growth rates based on morphological criteria and growth measurements. One of the great advantages of the moss method lies in the fact that the time of deposition can be determined using the annual shoots so far scarcely examined except for *Hylocomium*;
- measurements of the increase in biomass as well as of the growth in length and width in order to check regional or altitudinal dependent growth patterns.

Hylocomium splendens

is primarily found in the woodlands of the northern hemisphere and forms a distinctive annual shoot, sometimes the stems are branched (mainly in shoots in the lowlands or on slopes up to 1,000 m). *Hylocomium* is the most important producer of biomass among the monitoring species (15 mg dry weight/year on average). Significant differences as regards growth only occur between alpine forms and those found below 1,000 m. Alpine individuals clearly show less biomass and length, the cushions, however, are characterized by dense growth and, consequently, a high amount of biomass. Thus, the area covered by shoots of one year taken into consideration, no need for calibration arises when using alpine forms.

***Pleurozium schreberi*,**

an acidophilic and relatively common species, is the moss used most frequently in many countries. The annual shoots are morphologically less discernible. Density and length of branching, a rosette-like accumulation of leaves on the stems and a "programmed point of fracture" (as an aspect of vegetative reproduction) form the ideal basis for determining the annual shoots. The age of the green parts may differ greatly and can on average be estimated to be 1.5 years. To some extent the three-year-old shoots are already weatherworn. The average increase in biomass amounts to 7.8 mg dry weight/year, only

cushions in higher altitudes show a significant difference to those in the woodlands. Weight differences within one sampling site are neglectable.

Hypnum cupressiforme

is found in many varieties and subspecies. In Austria only the form *H.c. s.str.* and in the Pannonian region *H. lacunosum* ought to be used. The changes observed in the density of the branching and the leaves are good criteria to determine the annual growth. Shoots in a rich green are mostly only 1 year old, in 30% 2 years, and 3-year-old stems frequently show a dark-brown colour, with *H. lacunosum* always being without leaves. In the east of Austria the growth of *H. lacunosum* tends to stagnate during summer while it is not unusual during winter. The mean rate of biomass production lies at the very low level of 2.8 mg dry weight/year.

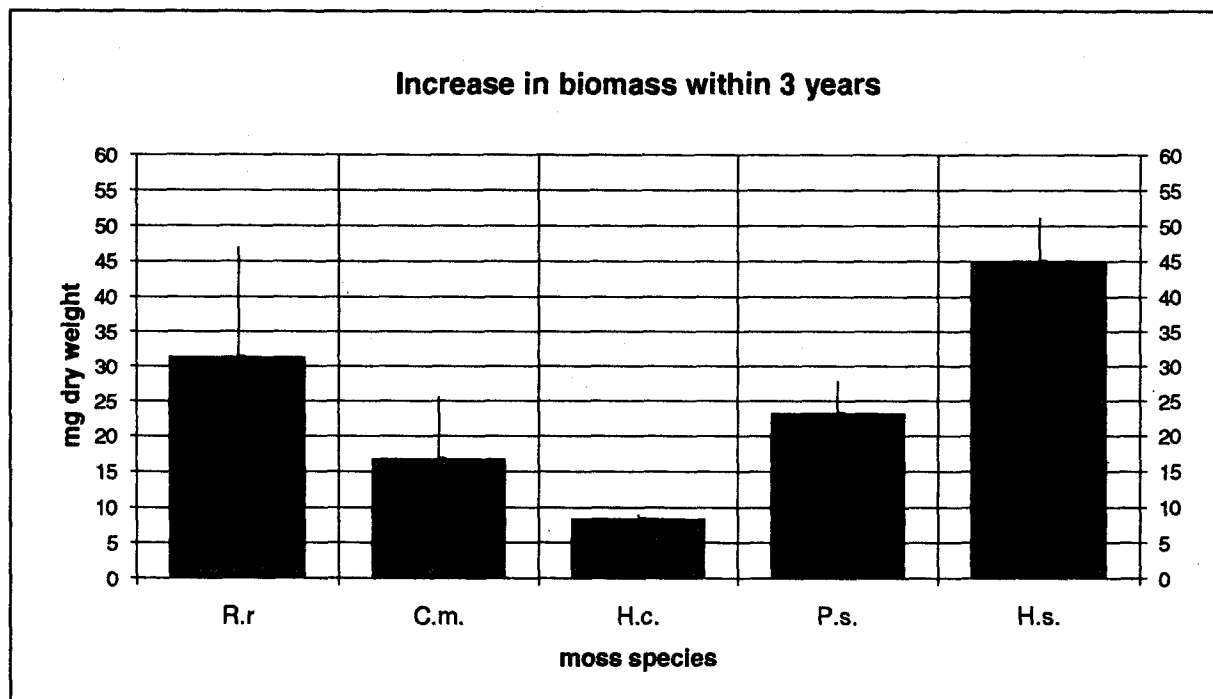
Rhytidium rugosum

mainly occurs in the dry continental grasslands frequently representing the only adequate monitoring sites in the agricultural lowlands of eastern Austria. The criteria applied when determining the annual shoots of *Hypnum* are particularly applicable to *Rhytidium*, which, in addition, also shows lines of fracture. Only the growth of the recent year is of green colour. The mean annual growth rate of biomass reaches a level as high as 10.3 mg dry weight.

Ctenidium molluscum

is a clearly basiphilic moss (mainly growing on calcareous soils) and can be used as alternative species in the Limestone Alps. The annual shoots are clearly marked by the change in the density of the pinnae. The formation of dense wefts (see below), however, may cause problems. The fluctuations in the production of biomass are high and site-specific.

Fig. 01: Average biomass production incl. standard deviation of the monitoring species within 3 years



4 INTERSPECIES CALIBRATION OF HEAVY METAL CONCENTRATIONS IN MOSSES

Due to their varying retention capacities and growth patterns the individual moss species show different heavy metal concentrations within the same site. Thus, it was required to determine calibration factors for comparing the data of all those regions where not only one but several monitoring species had been sampled. By means of parallel sampling within the same sampling sites a measurement series was carried out.

Two possibilities were investigated:

- to form a quotient of the mean values of the parallel samples
- to state a regression equation of simple linear regressions. Adaptation and significance were checked by means of R-squared as well as variance analysis.

Each monitoring species was compared with at least one other species, *Hylocomium* with all other mosses. Each heavy metal had to be calculated separately.

The applicability of interspecies calibration factors highly depends on the number of comparable pairs and the quality of the regression function. Reliable calibration data only exist for the relationship between the concentrations in *Hylocomium* and *Pleurozium*. When comparing *Ctenidium* and *Hylocomium* as well as *Hypnum* and *Rhytidium* the results are fairly satisfactory, too.

5 TRANSECTS ALONG ALTITUDINAL GRADIENTS

In 5 transects along altitudinal gradients in the Austrian Alps deposition patterns were investigated. The sites were as follows: Arbiskopf-Schwendberg (Zillertal), Schulterberg (Achenkirch), Mauskarkopf (Gasteinertal), Schoberstein (Reichraming), Stuhleck (Mürzzuschlag).

In valleys mainly two types of deposition patterns can be found:

- valleys with low local deposition markedly increasing with altitude. Besides a slightly elevated geogenic input, this may primarily be attributed to long-range transport.

Due to inversion weather conditions and minor local emitters, high concentrations may also be found at the valley bottom causing a deposition pattern as depicted in fig. 02. Interactive regression (fig. 03) provides illustration and proof of this phenomenon.

- valleys with local or regional source of pollution. The concentration of heavy metal pollutants in different altitudes is directly related to the intensity of emission, the height of the chimneys, the local weather conditions, the shape of the valley etc. Frequently pollution decreases with increasing altitude (= distance).

Fig. 02: The relation between deposition rates and local emitters in the valleys and long-range transport through precipitation; A = local emitters of the respective valley; B = linear increase in the heavy metal deposition through precipitation; C = concentration values in the mosses; D = topographical profile.

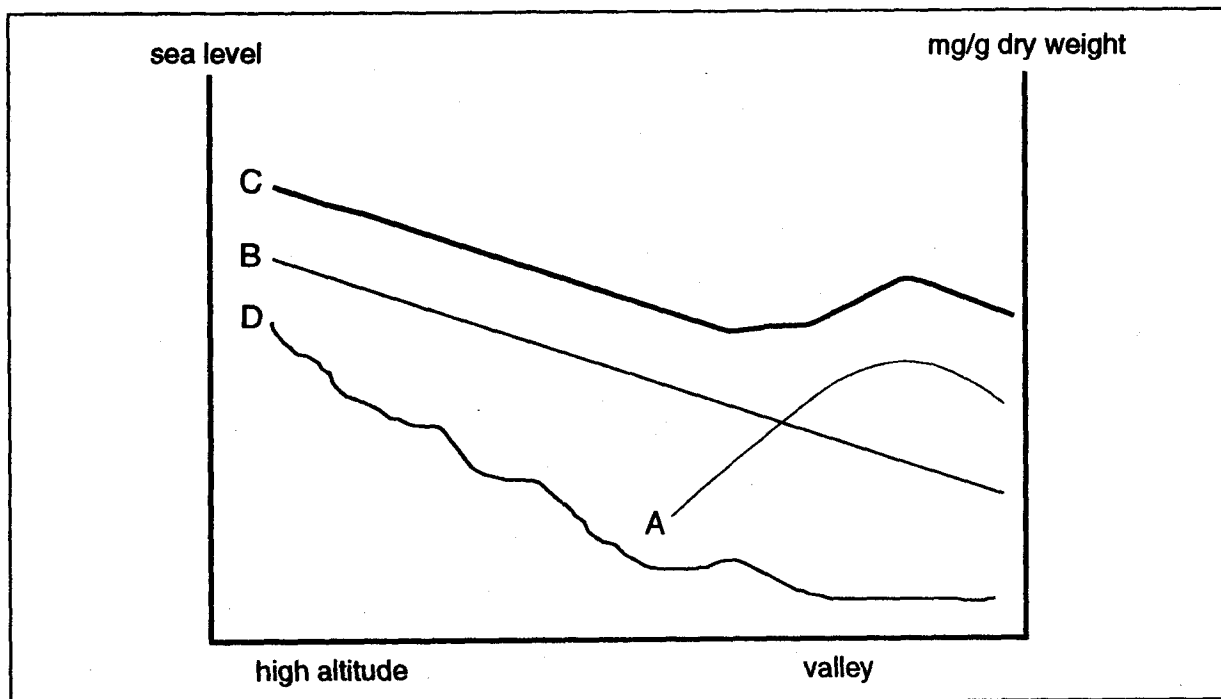
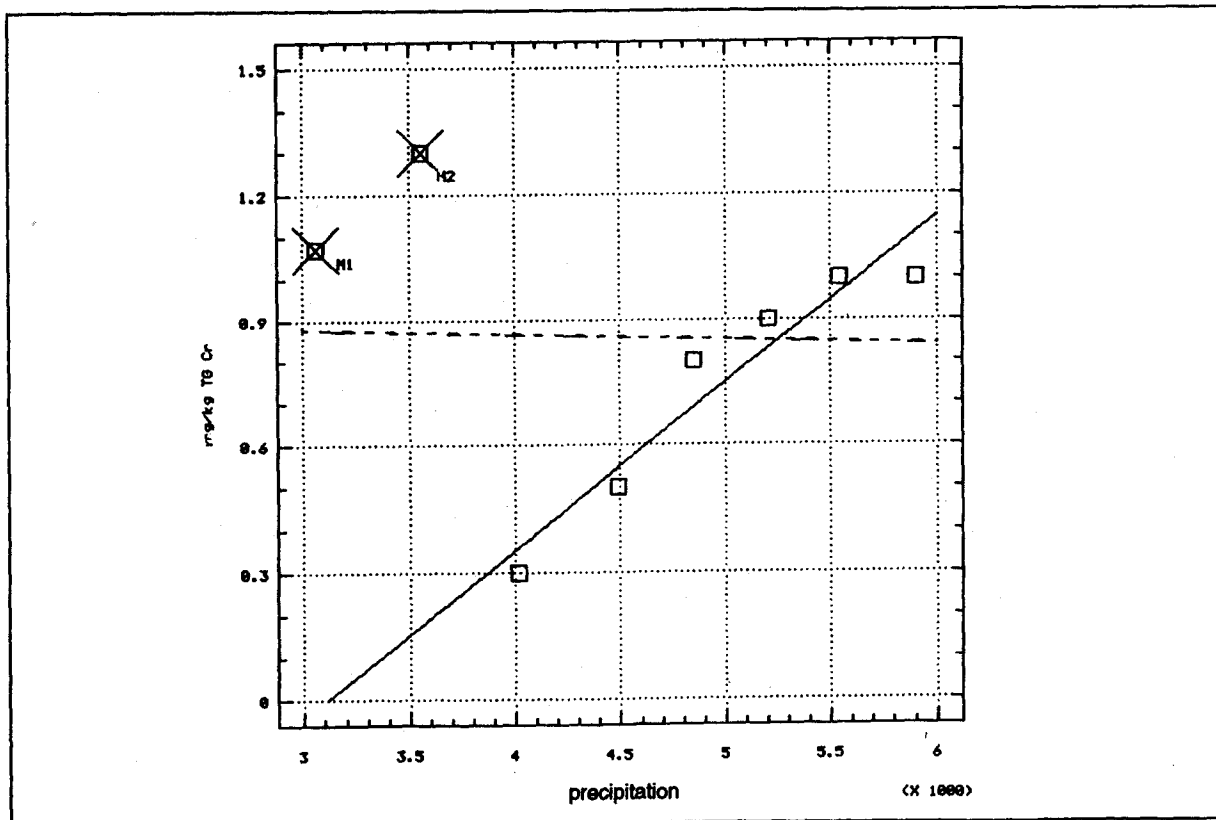


Fig. 03: Interactive regression; example Zillertal; heavy metal chromium; precipitation in mm (three years' sum); broken line: regression line comprising all sites of the transects along altitudinal gradients; solid line: regression line not containing the valley sites.



The deposition values measured in the individual alpine sites are in descending order: Schoberstein > Stuhleck > Zillertal > Achenkirch > Gasteinertal. The elevated values of the first two sites can mainly be ascribed to the emissions of the local iron and steel works, Achenkirch is almost exclusively hit by long-range transport.

Many heavy metals correlate strongly with precipitation. In all sites a clear relationship between the amount of precipitation and the final concentrations of Pb, Cd, Zn and S was found. This correlation was less marked but still significant for As, Ni and Fe.

The samples from the site Achenkirch taken at different seasons clearly reveal considerable differences. The samples taken in July show markedly higher concentrations than the ones dating back to the autumn of the same year. This may be attributed to a thinning caused by an increase in the growth rate but also to the deposition of snow and the mobilization of the heavy metals through melting water as well as to an increased energy need during the winter season.

6 REPRESENTATION AND INTERPRETATION OF DEPOSITIONS IN AUSTRIA

In order to show the regional heavy metal depositions Austria was subdivided into 8 regions. This division mainly corresponds to the one used by NOWAK (1990).

In general, it can be stated that there is a decrease in the heavy metal deposition level from east to west and from north to south, respectively. The heavy metal concentrations are markedly higher in the east of Austria (Weinviertel, Vienna area, Burgenland, south-east Styria) than in any other region. The lowest deposition rates are to be found in the southern Alps and in the western part of the Central Alps.

All data were represented by using the concentrations measured in the individual species or by converting all values with regard to one reference species (*Hylocomium splendens*).

On an international level the rates of deposition in Austria are higher than in Switzerland and Sweden, but lower than in Denmark or in the Baltic. Mainly the values determined for Cd clearly surpass the international average and the Austrian mean values of Cd, Pb and Fe exceed the limit values proposed by MARKERT (1991).

The principle component analysis reveals a correlation between the heavy metals Fe, Cr, Ni, Co and As, which is undoubtedly resulting from the fact that they are all emitted by the metal industry. Fe, Cr and V also belong to the group of metals with geogenic origin and can thus be used to identify the pollution of samples with soil dust. Cd, Pb and S belong to the third group of heavy metals showing a high correlation. They are mainly produced when burning fossil fuels and, for the most part, are spread via precipitation. Likewise, Cu and Zn show some similarities and link groups one and three.

An attempt to convert the concentration values ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) into deposition values ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{yr}^{-1}$) was made. This is possible in theory, at the moment, however, standardized use is not yet advisable.

7 DISCUSSION AND OUTLOOK

Mosses are accumulation indicators and provide information on the input into a system. Due to their physiological properties they are highly suitable for monitoring the deposition of heavy metals. They help to classify the input according to time and quantity of deposition. The mosses used, however, do not inform on the degree of damage of a system. The variability typical of living organisms also occurs in mosses. The degree of internal variability must be seen in close connection with the accurate interpretation of the data provided. Large-scale deposition surveys can be carried out at low cost and can provide fairly reliable information. The evaluation of individual sites, however, should include multiple sampling and an adequate statistical method.

In conclusion, Austria is ready for the nation-wide sampling within a European project (EMEP) planned for the year 1995.

ALLGEMEINER TEIL

1 THEORETISCHE GRUNDLAGEN ZUR VERWENDUNG VON MOOSEN ALS BIOINDIKATOREN

1.1 BIOINDIKATOREN/BIOMONITOREN

1.1.1 Begriffsbestimmung

Der Terminus Bioindikator (indicator) wird vor allem im englischsprachigen Raum vom Begriff Biomonitor (monitor) getrennt. Ein Bioindikator ist nach MARTIN & COUGHTREY (1982) jede Pflanze, da sie Zeiger für die Bedingungen ist, unter denen sie wächst. Sie spiegelt unterschiedliche Parameter wie z. B. Boden und Klima wider und gibt auch Auskunft über die Biozönose, ein Teil derer sie ist.

Unter dem Einfluß von Streßfaktoren (natürlich oder anthropogen bedingt) wird man den Begriff eher anwenden, als in den Fällen wo Pflanzen als "Zeigerpflanzen" verwendet werden. Als Biomonitoren werden hingegen jene Pflanzen betrachtet, mittels derer eine quantitative und qualitative Erfassung eines zu untersuchenden Stoffes möglich ist, und woraus Rückschlüsse über die Verteilung des Stoffes im Ökosystem gezogen werden können.

Der Begriff Bioindikator wird im deutschsprachigen Raum aber kaum von dem des Biomonitor getrennt.

1.1.2 Zwecke des Biomonitorings

Biomonitoren sind im allgemeinen Organismen, welche an einem natürlichen oder anthropogen veränderten Standort mit allen ihren Lebensfunktionen auf Umwelteinflüsse reagieren. Sie sind Teile der Nahrungskette und somit Zeiger einer Momentaufnahme des Istzustandes des Gesamtsystems.

In standardisierten physikalischen, chemischen oder physiologischen Untersuchungen werden zumeist Einzelfaktoren untersucht. Die Interpretation der so gewonnenen Werte erweist sich vielfach als nicht relevant, weil die Reaktionsnormen von Lebewesen häufig über eine simple Addition von Einzelwerten hinausgehen. Multidimensionale Lösungsansätze lassen sich nur am betroffenen Organismus selbst erforschen, wenngleich bei diesen Untersuchungen Rückschlüsse auf Einzelfaktoren nur bedingt gezogen werden können.

Im folgenden sollen kurz Vor- und Nachteile von Biomonitoren erläutert werden: (nach MARTIN & COUGHTREY 1982 bzw. MANNING & FEDER 1980).

Vorteile:

- Durch biologische Materialien läßt sich ein besserer Einblick in die tatsächliche Deposition von Schadstoffen in den Lebensräumen gewinnen.
- Dies ermöglicht eine bessere quantitative Erfassung in den anschließenden physikalischen oder chemischen Analysen.
- Ortsunabhängige Einsatzmöglichkeit durch die Unabhängigkeit von Elektrizität oder anderen Energiequellen sowie sonstige Infrastruktureinrichtungen;

- Sowohl für flächendeckende Hintergrunduntersuchungen als auch für punktuelle Schwerpunkterfassung verwendbar;
- Geringerer Aufwand in der Betreuung;
- Kostengünstig;
- Wenig auffällig, daher weniger anfällig gegenüber Vandalismus;

Nachteile:

- Die Resultate sind oft abhängig von den eingesetzten Arten und nicht immer leicht zu standardisieren.
- Methodik und Untersuchungsflächen sind an das Vorkommen und die Areale bestimmter Pflanzen gebunden.
- Besonders verschmutzte Gebiete können oft nicht mehr besiedelt werden.
- Einzelne Schadstoffe sind in ihrer Wirkung nicht immer klar zu trennen, reine additive Wirkung von Umweltgiften muß meist einer multiplikativen Wirkung weichen.
- Eine Trennung der Quellen der Verschmutzung ist nicht bei allen Methoden immer klar durchführbar (Boden-, Luftverschmutzung etc).
- Kurzzeitige Schwankungen bedingt durch physiologische Ursachen können vorkommen.
- Die Gefahr von ungewünschten natürlichen Einflüssen wie Krankheiten, Tierfraß, klimatische Schwankungen ist nicht auszuschließen.

1.1.3 Nahziele des Biomonitorings

- Erfassung der Art und Menge von Schadstoffen
- Erfassung ihres Weges von der Emissionsquelle über den Nah- und Ferntransport bis zu ihrer Deposition (Immission).
- Unterstützung der Emissionskontrolle z. B. in der Umgebung industrieller Emittenten.
- Erfassung der Veränderung der Umweltqualitäten in historischer Sicht, z. B. RÜHLING & TYLER (1969)
- Erfassung von Schadstoffauswirkungen auf Pflanzen und in weiterer Folge auf Tier und Mensch.

Die so gewonnenen Daten werden heute zum Teil als Richtlinien für technische Überwachungszwecke verwendet. Einige Bundesländer der BRD besitzen bereits ein fixes Biomonitoringmeßnetz (BAU 1991). Gesetzliche Grundlagen, daß die über Biomonitoren gewonnenen Daten auch als Grenzwerte herangezogen werden können gibt es derzeit noch nicht, es sei denn, es besteht ein direkter Bezug zur Nahrungsmittelkette des Menschen, z. B. Grenzwerte in der Milch (OFFERMANN-CLAS 1991).

1.1.4 Allgemeine Kriterien für Biomonitoren

- Quantifizierbarkeit der zu untersuchenden Stoffe. Dies setzt eine über den Untersuchungszeitraum gleichmäßige Anreicherung voraus, die in Proportion zum Eintrag des Stoffes steht.

- Der Weg des Eintrages muß geklärt sein;
- Der Untersuchungsorganismus muß in ausreichendem Maße vorhanden und im Untersuchungsgebiet weit verbreitet sein;
- Genetische Übereinstimmung der Untersuchungsindividuen;
- Verfügbarkeit mindestens über die Dauer der Untersuchung (auch mehrjährig);
- Die stoffwechselphysiologische Voraussetzung für eine reguläre Überwachung muß gewährleistet sein (z. B.: keine gezielte Anreicherung einzelner Substanzen);
- Die Funktion des Bioindikators im Nahrungsnetz sollte bekannt sein;

Bioindikation kann auf verschiedenen Ebenen betrieben werden. Sie beginnt im subzellulären Bereich und führt über die zelluläre und Gewebe- bzw. Organebene bis hin zum Einzelorganismus und den damit verbundenen Population und Biozönosen (STEUBING 1982, ZONNEVELD 1982).

In den letzten Jahren hat sich eine Reihe von Pflanzen in der Verwendung für Monitoringzwecke durchgesetzt, welche ihre Tauglichkeit schon vielfach bewiesen haben. Dies sind einerseits unter Standardbedingungen gezogene höhere Pflanzen (wie z. B. Gräser oder Gemüsesorten; u. a. NOBEL et al. 1991), welche anschließend exponiert werden. Andererseits finden Kryptogamen aufgrund ihrer ernährungs- und zellphysiologischen Eigenheiten als Indikatororganismen eine weite Verbreitung. Darüberhinaus sind sie in ihrem Wachstum zumeist nicht an bestimmte Vegetationsperioden gebunden und somit z. T. ganzjährig einsetzbar.

Neben den Flechten, deren Bioindikationswirkung schon allseits bekannt ist, sind in den letzten Jahren (eigentlich Jahrzehnten) Bryophyten (= Moose) für Überwachungs- und Untersuchungszwecke verstärkt herangezogen worden (z. B. TYLER 1970).

1.2 DER EINSATZ VON BRYOPHYTEN FÜR MONITORINGZWECKE

1.2.1 Voraussetzungen

Das Fehlen bzw. die starke Reduktion der Cuticula der Bryophyten ermöglicht eine direkte Aufnahme von Ionen über die Ionenaustauschkapazitäten der Zellwand. Da die Blätter häufig nur eine Zellschicht dick sind, erfolgt der Großteil der Nährstoff- und Wasserversorgung, aber auch das Eindringen von toxischen Substanzen über den atmosphärischen Eintrag. Die Aufnahme von Stoffen aus dem Untergrund ist vielfach gering und kann bei einzelnen Arten ausgeschlossen werden. Durch die Dichte der Beblätterung wird die Luft effizient gefiltert.

Da sich die Moospolster der Monitoringarten kontinuierlich über einen längeren Zeitraum aufbauen, geben sie die Depositionsraten in diesem Zeitraum wieder. Das heißt, daß eine einzige Analyse jahrelanges Sammeln und Analysieren ersetzen kann. Ein weiterer Vorteil gründet sich auf der Tatsache, daß die Analysen der Moose relativ einfach und wenig fehlerträchtig sind, da die zu untersuchenden Stoffe durch die Anreicherung in bedeutend höheren Konzentrationen vorliegen als z. B. bei direkten Luftschadstoffmessungen (RÜHLING et al. 1987).

Zusätzlich ist es ihre Anfälligkeit, andererseits aber auch ihre Resistenz gegenüber bestimmten Substanzen, welche den Moosen eine bedeutende Stellung im Biomonitoringnetz zuordnet.

Im folgenden seien nur die wichtigsten jener Substanzen genannt, welche bekanntermaßen negative Auswirkungen in den ökologischen Kreisläufen haben, und mittels Moosen bereits erfolgreich überprüft werden.

1.2.2 Überprüfbare Substanzen

Schwermetalle

Die Resistenz gegenüber diesen Stoffen sowie das besondere Anreicherungsvermögen dieser Substanzen zeichnet die Moose als Untersuchungsorganismen aus (s. Kapitel 1.3).

Schwefeldioxid und Derivate

Praktisch alle Moose reagieren besonders empfindlich auf Schwefeldioxid. SO_2 und seine wässrigen Derivate (z. B. HSO_3^-) zerstören in hohem Maße das Chlorophyll a der Moosgametophyten durch die Freisetzung von H^+ -Ionen, welche die Mg^{2+} -Ionen aus dem Chlorophyll herauslösen und funktionsunfähig machen (RAO 1982). Die Empfindlichkeit von Moosen liegt dabei im allgemeinen über der von Flechten (TÜRK & WIRTH 1975). Die Sensibilität von Moosen steigt mit zunehmender Luftfeuchtigkeit (RICHARDSON 1981). GILBERT (1970) weist auf die Vielfältigkeit von Faktoren hin, welche die SO_2 -Belastung verringern oder vergrößern.

MANNING & FEDER (1980) geben unterschiedliche Kriterien und Methoden zur Feststellung der SO_2 -Belastung an, wie z. B. Spektralphotometrie, Biomassebestimmungen, Frequenzanalysen u. s. w.

Fluoride

In mehreren Untersuchungen haben COMEAU & LEBLANC (z. B. 1971) bzw. GILBERT (z.B. 1971) das Verhalten von einzelnen Moosen gegenüber diesen Substanzen untersucht und Empfindlichkeitsreihen aufgestellt.

Organische Substanzen

Ausgehend von den Versuchen von THOMAS (1983, 1984) und THOMAS & HERRMANN (1980) werden seit den frühen 80er Jahren auch organische Substanzen wie PCB (polychlorierte Biphenyle), HCH, Benzpyren, Fluoranthen, DDT u. a. mittels Moosen erfaßt. Die Methoden der Probenahme sind dieselben wie bei Schwermetallen. THOMAS (1983, 1984) verwendet vor allem epiphytisches *Hypnum cupressiforme*, STRACHAN & GLOOSCHENKO (1988) benutzen, allerdings mit weniger Erfolg, in Plastik-Säckchen exponierte Sphagnum (= Torfmoose).

Die benötigten Probemengen variieren stark in Abhängigkeit von der zu untersuchenden Substanz. THOMAS (1983, 1984) kommt bei seinen Messungen zumeist mit 5 g Trockengewicht aus. Die benötigten Mengen für Dioxin z. B. liegen aber bei 30 g Trockengewicht. Manche Substanzen liegen auch unter der Nachweisgrenze. Die Standardisierung von Werten ist aufgrund unterschiedlicher Arbeitsmöglichkeiten und Aufschlußgenauigkeiten bei verschiedenen Labors noch nicht möglich (HÖPKER 1991). THOMAS (1984) verweist hingegen auf eine Fehlerquelle von < 20 % für PCB, Benzpyrene und Fluoranthen. Aus Vergleichsdaten von technischen Überwachungsgeräten lassen sich auch Korrelationsfaktoren für Flächendepositionen errechnen.

Es haben sich zwei Methoden für den Einsatz von Moosen als Bioindikatoren durchgesetzt. Dies ist zum einen die Feststellung eines allgemeinen Artenrückganges als Folge eines direkten Emittenten oder einer globalen Verschmutzung (Reaktionsindikatoren). Es hat sich aber in jüngerer Zeit in zahlreichen Gebieten jene Methode bewährt und dementsprechende Bedeutung erlangt, bei der Moose als Akkumulationsindikatoren für anschließende analytische Untersuchungen herangezogen werden. Dabei treten Bryophyten häufig an Stelle komplizierter und finanziell aufwendiger technischer Überwachungsgeräte (z. B. Bergerhoff-Geräte).

1.3 DIE ERFASSUNG DER ATMOSPHERISCHEN SCHWERMETALLDEPOSITION MITTELS MOOSEN

Für den sprachlich so geläufigen Begriff "Schwermetall" gibt es eine Vielzahl unterschiedlicher Interpretationen. Eine der am meisten verwendeten Definitionen ist jene, welche besagt, daß hierher die Elemente gezählt werden, welche eine größere Dichte als 5 gcm^{-3} haben. 69 Elemente fallen in diese Kategorie, darunter 16 synthetische. Diese einfache Definition stößt nicht zuletzt deshalb auf Schwierigkeiten, weil dazu auch die Lanthaniden und Actiniden gezählt werden, beides Stoffgruppen, auf welche der Terminus nicht unbedingt zutrifft. Außerdem ist die Gruppe dieser Elemente nach obiger Definition vom chemischen Verhalten her gesehen sehr inhomogen.

Hier setzt die Definition von NIEBOER & RICHARDSON (1980) an. Sie teilen die Elemente nach Bindungspräferenzen ein und erhalten so 27 Elemente, welche sie als Schwermetalle definieren.

Über die Art der Freisetzung von Schwermetallen und deren Toxizität in den ökologischen Kreisläufen sei auf die diesbezüglich reiche Literatur verwiesen (ADRIANO 1986, VERNET 1991 u. a.).

1.3.1 Moose als Akkumulationsindikatoren

1.3.1.1 Methoden

1.3.1.1.1 Passives Monitoring

In den letzten zwei Jahrzehnten gab es zahlreiche Untersuchungen, welche mit Moosen durchgeführt wurden, die an ihrem natürlichen Standort gesammelt wurden.

Dabei erfahren die Moose vor ihrer Entnahme keinerlei Vorbehandlung. Die gemessenen Werte entsprechen den Depositionswerten am Standort im untersuchten Zeitraum. Diese Methode wird zumeist für längerfristige Untersuchungen angewandt. Der untersuchte Zeitraum beträgt dabei zumeist mehr als ein Jahr.

Terrestrische Moose

Dabei werden ausschließlich Bodenmoose gesammelt, welche an Standorten wachsen, die nach oben hin nicht abgeschirmt sind. Somit können Einflüsse wie Stammbau oder die Auswaschung von Kronen umliegender Gehölze ausgeschlossen werden. Die aktuelle Studie kann in diese Gruppe eingereiht werden. Diese Methode hat den großen Vorteil, daß sie theoretisch Umrechnungswerte auf Flächendeposition ermöglicht.

Epiphytische Moose

Epiphyten (Borkenbesiedler) erweisen sich als besonders sensible Monitoren, weil sie zu meist empfindlicher als Bodenmoose reagieren, was zum Teil mit der Anreicherung von Schadstoffen über den Stammbau, bzw. mit der geringen Pufferkapazität der Borke in Zusammenhang steht (SAUER 1990).

Wenngleich die Unterlage (Trägerbaum) kaum einen Einfluß auf den Elementgehalt der Moose hat (RASMUSSEN & JOHNSEN 1976), so variiert doch die Schwermetallkonzentration deutlich mit der Lage der Pflanze am Trägerbaum. Die Versorgung mit Oberflächenwasser, Staub, Nebel etc. ist an unterschiedlichen Baumteilen (Außenäste, Kroneninneres, Stamm) doch deutlich verschieden. Dazu kommen noch Unterschiede in der Kronenform und dem damit verbundenen Abflußregime (RASMUSSEN 1978, THÖNI & HERTZ 1992). Um diese Divergenzen auszuschließen, schlägt RASMUSSEN vor, für Monitoringzwecke nur eine Art, in ähnlicher Wuchslage, von nur einer Trägerbaumart zu verwenden.

1.3.1.1.2 Aktives Monitoring (Transplantationsmethode)

In den ersten Versuchen dieser Art wurden die Biomonitoren (Flechten bzw. Moose) aus Reinluftgebieten in belastete Zonen versetzt, ohne sie von ihrer natürlichen Unterlage zu entfernen (z. B. PILEGAARD 1979). Davon ausgehend bot sich an, die Monitoren von ihrer Unterlage zu trennen und sie in Nylonsäcken zu exponieren.

Dazu werden die gewaschenen Moosproben (ca. 3 g Trockengewicht) in zumeist 10 x 10 cm große Nylonsäckchen verpackt und 1,5 bis 2 m über dem Boden exponiert. Die vor allem in frühen Studien verwendeten, abgeflachten Moosbeutel haben den Nachteil, daß sie in ihrer Exposition stark von der Windrichtung abhängig sind. Umgekehrt lassen sie bessere Rückschlüsse bei der Berechnung der absoluten Flächendeposition zu.

Die bei dieser Methode verwendeten Netze haben vielfach eine Maschenweite von 2 mm. Dabei wurde festgestellt (MARTIN & COUGHTREY 1982), daß das Nylonnetz selbst eine Auffangkapazität zwischen 7 % und 26 % des Gesamtwertes hat.

Bei der von LITTLE & MARTIN (1974) modifizierten Variante werden Haarnetze größerer Maschenweite verwendet, welche zu einer Kugel (Durchmesser meist 5 cm) geformt werden. Dabei werden 0,6 bis 1 g Moos (Trockengewicht) verwendet.

Als Biomonitoren werden zumeist Arten der Gattung *Sphagnum* bzw. *Hypnum cupressiforme* verwendet. Diese Arten zeichnen sich durch hohe Aufnahmekapazitäten aus, wobei die von *Sphagnum* überwiegen. Die Aufnahmekapazität von *Hypnum* liegt bei ca 66 % im Vergleich zu *Sphagnum* (RATCLIFFE 1975). Eine Austrocknung hindert in keinem Fall die Aufnahme, die Auswaschung durch Regen ist gleichfalls minimal.

Die Expositionszeit ist von der Fragestellung abhängig. Kurzzeituntersuchungen an Standorten mit höheren Belastungen überwiegen. Zumeist liegen die Untersuchungszeiträume zwischen einem Tag und maximal 6 Wochen. Bei längerer Exposition wären zwar die Austauschkapazitäten noch lange nicht erschöpft, es kann aber zu Austauschreaktionen zwischen den untersuchten Ionen kommen. Außerdem können die Moose an den nicht natürlichen und somit zumeist lebensfeindlichen Standorten absterben, was zu veränderten und somit oftmals nicht direkt vergleichbaren Meßwerten führen würde.

Nachteile dieser Methode liegen vor allem in der Abhängigkeit der Ergebnisse von der Lage der Exposition der Proben. So bestehen enge Zusammenhänge zwischen der Windrichtung und der Größe der aufgefangenen Partikel (BROWN 1984, MARTIN & COUGHTREY 1982). Dieses Problem trifft allerdings auch für technische Geräte zu, wobei bei letzteren obwohl als allgemeingültig angenommen, noch viele Fragen offen sind (siehe auch MARTIN & COUGHTREY 1982, THÖNI, SCHMID-GROSS & HERTZ 1991).

1.3.1.2 Anatomische und morphologische Voraussetzungen zur Verwendung von Moosen als Akkumulationsindikatoren

Moosarten, welche für analytische Zwecke herangezogen werden sollen, müssen eine Reihe von Voraussetzungen erfüllen.

Diese sind im wesentlichen:

- Ectohydrische Wasser- und Nährstoffversorgung; d.h. die Versorgung erfolgt über die Blatt- und Stammoberfläche, da kein funktionsfähiges inneres Leitsystem ausgebildet ist. Wasser und Nährsalze werden demnach fast ausschließlich aus dem Regen bzw. über aus der Atmosphäre sedimentierte Staubpartikel aufgenommen. Durch die fehlende Cuticula können die einfliegenden Ionen direkt von den Austauschkapazitäten in den Zellwänden aufgefangen werden.
- Die Wuchsform soll deckenbildend (MÄGDEFRAU 1982) sein. Dieser Habitus wird von einzelnen pleurokarpen Arten gebildet. Dadurch wird pro Flächeneinheit eine relativ gleichbleibende Aufnahmekapazität gewährleistet. Darüberhinaus verhindert die Deckenbildung den Kontakt der jüngeren Triebe mit der Unterlage, womit eine Kontamination mit Stoffen aus dem Untergrund weitgehend vermieden wird.
- Die Beblätterung soll relativ gleichmäßig und eng sein, um eine effiziente Filterung der Luft zu gewährleisten.
- Eine Erfassung und Trennung der einzelnen Jahreszuwächse sollte möglich sein.
- Relativ geringe Anfälligkeit gegenüber den zu untersuchenden Schadstoffen.
- Daneben gelten die in Kapitel 1.1.4 genannten allgemeinen Kriterien für Biomonitoring.

Zusammenfassend können daher *Hypnum cupressiforme*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Sphagnum* div. spec., *Bryum argenteum*, *Polytrichum* sp., *Funaria hygrometrica* und *Brachythecium rutabulum* als jene Moose genannt werden, welche bislang am meisten Verwendung fanden, wenngleich nur die ersten drei Arten alle der oben genannten Bedingungen erfüllen. Diese drei Arten wurden auch von den Initiatoren der EMEP-Studie als Untersuchungsobjekte vorgeschlagen.

1.3.1.3 Physiologische und biochemische Grundlagen der Schwermetallaufnahme

1.3.1.3.1 Ionenaufnahme

Sobald gelöste Ionen in Kontakt mit der Mooszellwand kommen, können diese auf zwei Arten gebunden werden. Einerseits erfolgt weitgehend passive, externe Anlagerung über Ionentauscher, welche in der Zellmembran lokalisiert sind. Dieser Mechanismus überwiegt bei weitem. Andererseits tritt intrazelluläre Aufnahme über aktive Prozesse auf, welche von den Lipoproteinen der Zellmembranen kontrolliert wird.

Extrazelluläre Aufnahme:

Aufbau der Ionentauscher:

Die zur Ionenaufnahme befähigten Strukturen sind am besten untersucht innerhalb der Gattung *Sphagnum*. Dabei hat sich gezeigt, daß der Grad der Aufnahmefähigkeit von Kationen in engem Zusammenhang steht mit dem Gehalt an Polyuronsäuremolekülen. Dies sind pectinähnliche Substanzen, welche an Zellulosen und Hemizellulosen der Zellwand gebunden sind. Daneben treten noch in geringerem Maße andere Säuren auf (z. B. Galakturon-

säure) (CLYMO 1963). Mannuronsäure kommt verstärkt bei Lebermoosen vor (BROWN 1984). Welche Rolle Proteine bei der Ionenaufnahme spielen, ist nicht geklärt. Extrazellulär dürften sie kaum in Erscheinung treten.

Über die Austauschkapazität von Anionen ist mangels der Kenntnis von positiv geladenen Tauschern nichts bekannt.

Aufnahmemechanismus:

Die extrazelluläre Aufnahme von Kationen erfolgt in zwei Stufen:

- Rasche Ionenaufnahmen in einer ersten, sehr kurzen Anfangsphase. 90 % der Metallionen in der Lösung werden in den ersten 5 Minuten aufgenommen (GJENGEDAL & STEINNES 1990).
- In der zweiten Phase, welche ca. 90 Minuten dauert, kommt es zu einem Eindringen der Ionen in den äußeren Protoplasten. Die extrazelluläre Sättigung mit Ionen ist von der Konzentration in der Lösung abhängig, wird aber bei Konzentrationen im μmol -Bereich nach ca. 30 Minuten erreicht (WELLS & BROWN 1987).

Die Absorption in den Phasen eins und zwei ist weitgehend unabhängig von Faktoren wie Licht und Dunkelheit, CO_2 -Verfügbarkeit sowie von Stoffwechselprozessen (BROWN 1984). Von Bedeutung ist der Säuregrad der Lösung. Bei $\text{pH} < 4$ sinkt die Aufnahmefähigkeit für einzelne Ionen, wie z. B. für Zn und Cd (GJENGEDAL & STEINNES 1990).

Vorwiegend in älteren Arbeiten (aber auch z. B. TYLER 1990) wird die Temperaturunabhängigkeit der ersten Phase beschrieben. GJENGEDAL & STEINNES (1990) geben hingegen an, daß mit steigender Temperatur die Aufnahmefähigkeit zunimmt.

Totes Material unterscheidet sich von lebendem Pflanzenmaterial dadurch, daß es mehr Kationen aufzunehmen vermag, wohl aufgrund der Tatsache, daß nach dem Absterben Ionenaustauschplätze im Zellinneren frei werden, welche vorher durch die Plasmamembran geschützt waren (NIEBOER et al. 1976).

Der Aufnahmeprozess ist eine einfache Substitutionsreaktion. Dabei wird ein lose gebundenes Kation, welches an einer negativ geladenen, in der Zellwand lokalisierten Austauschgruppe (zumeist Carboxylgruppe) sitzt, durch ein anderes Kation ersetzt. Dabei haben polyvalente Ionen eine höhere Affinität zu den negativ geladenen Austauschplätzen als monovalente Ionen, und werden dadurch in einem höheren Maße aufgenommen (BROWN 1984). Schwermetalle haben eine besonders hohe Affinität. Selbst bei hohem Überschuß an Nährsalzen wie Ca, Mg, Na und K werden sie noch ungehindert aufgenommen bzw. ersetzen diese an den Austauschplätzen (RÜHLING & TYLER 1970). Letzteres ist vor allem für den Einsatz von Moosen als Schwermetallmonitoren von Bedeutung. Besonders hohes Aufnahmevermögen besteht gegenüber Cu und Pb sowie (schwächer) für Ni, Zn, Co u. a. (BROWN & BROWN 1990).

Intrazelluläre Aufnahme

Sie stellt die dritte Phase der Ionenaufnahme dar, welche mehrere Tage dauert. Dabei kommt es zu einer aktiven, energieaufwendigen Ionenaufnahme in die Vakuole. Dieser Prozess ist von stoffwechselrelevanten Parametern abhängig.

Dabei bildet die Zell- und Kernmembran eine starke, wenn auch nicht undurchdringbare Barriere gegen eine Überflutung des Plasmas und des Kernes mit toxischen Ionen (SKAAR, OPHUS & GULLVAG 1973, BROWN 1984).

Junge Pflanzenteile vermögen die Aufnahmen besser zu steuern. Ältere Pflanzen neigen zu einer hyperexponentiellen Aufnahme der gebotenen Ionen (LÜTTGE & BAUER 1968). Die Aufnahmekapazitäten von Populationen an verschiedenen Standorten oder unterschiedlichen Morphotypen sind oft nicht direkt miteinander vergleichbar (WELLS & BROWN 1987).

Das Verhältnis zwischen intra- und extrazellulärer Bindung läßt sich nicht verallgemeinern. Der Großteil der Ionen wird aber extrazellulär gebunden. Die experimentelle Variationsbreite ist sehr hoch und schwankt z. B. bei WELLS & BROWN (1987) zwischen den Verhältnissen 1:5 bis 1:200 (intrazellulär: extrazellulär). Der Durchschnitt wird bei etwa 1% intrazellulärer Anteil angenommen.

BROWN & BROWN (1990) betonen die Notwendigkeit von Forschungen zur genauen Lokalisierung der gebundenen Ionen, da nur dann exakte Voraussagen in bezug auf ihre Mobilisierung bei veränderten Umweltbedingungen gemacht werden können.

Da extrazellulär gebundene Substanzen in sehr geringem Maße auf den Stoffwechselmetabolismus der Zelle einwirken, erklärt dies auch die erhöhte Resistenz von Moosen gegenüber vielen Schadstoffen (Schwermetalle, radioaktive Substanzen). SHIMWELL & LAURIE (1972) berichten noch über aktive Exkretionsmechanismen bei *Dicranella varia*, die allerdings Sonderformen darstellen. Dabei wurden in den Krustenüberzügen der Pflanzen Werte von 60.000 ppm Pb gemessen.

1.3.1.3.2 Einlagerung der Ionen

Während monovalente Nährsalze vorwiegend in den jüngeren Pflanzenteilen zu finden sind, ist ein deutlich erhöhtes Auftreten von zweiwertigen Kationen und Schwermetallen in älteren Pflanzenteilen festzustellen. Mn ist z. B. nach RÜHLING & TYLER (1970) in den 7jährigen Ästen 7 mal so hoch wie in den jüngsten Trieben; bei Cd, Cr und Ni sind die Unterschiede teilweise doppelt so hoch. Für *Hylocomium* und *Pleurozium* finden PAKARINEN & RINNE (1979) bei Pb und Zn um 30 bis 160 % mehr Substanzen in den braunen Teilen als in den grünen Anteilen. Auch bei Fe sind die Werte in den älteren Pflanzenteilen mehr als doppelt so hoch. Zum Teil werden die Metallkonzentrationen aber durch Verluste über die Zersetzung der Pflanzen ausgeglichen (RÜHLING et al. 1987). Die Differenzen bei unterschiedlich alten Teilen sind auf den Verlust an Protoplasma in älteren Pflanzenteilen, und somit auf einen höheren Anteil an Zellwandelementen im Gesamttrockengewicht zurückzuführen. Darüberhinaus werden durch das Absterben des Cytoplasmas weitere Austauschplätze an der Innenseite der Zellwand frei (BROWN 1984).

Im Sporophyten können nur deutlich geringere Konzentrationen an Schwermetallen gefunden werden. Über die Verlagerungen von Schadstoffen aus dem Gametophyten in den Sporophyten gibt es kontroversielle Meinungen (BROWN & BATES 1972, LÖTSCHERT 1975). Nicht zuletzt deshalb sollen in der aktuellen Studie nur Moose ohne Sporophyten verwendet werden.

1.3.1.4 Deposition von Staubteilchen und Niederschlägen

Für viele Spurenelemente, welche über weite Strecken verfrachtet werden, ist die Deposition über Niederschläge von großer Bedeutung. Dennoch dürfte auch die trockene Deposition von nicht zu unterschätzender Bedeutung sein. GALLOWAY et al. (1982) geben als mittlere Rate für die Trockendeposition 50 % der Gesamtdeposition an. SVENSSON & LIDEN (1965) vermuten im Falle radioaktiver Spaltprodukte einen Trockeneintrag von 33 %, ROSS (1990) gibt für die meisten Elemente eine Größenordnung von 20 %-30 % an. Für 20 % Trockeneintrag sprechen sich auch GJENGEDAL & STEINNES (1990) aus. BOURCIER et al. (1980) sehen überhaupt keinen Zusammenhang zwischen Niederschlägen und Deposition, sie beschränken sich in ihren Aussagen aber auf bestimmte Gebiete innerhalb der Rocky Mountains.

Der Anteil an nasser und trockener Deposition dürfte demnach nicht für alle Elemente, aber auch nicht für alle Regionen gleich sein (siehe auch 5.6.2).

1.3.1.4.1 Trockeneintrag

Die physikalischen Grundlagen zur Erfassung der Trockendeposition sind komplex, die wichtigsten Parameter sind: Brown'sche Bewegung, Sedimentation, Oberflächenturbulenzen und Aufpralldruck. Diese theoretischen Hintergrundparameter werden am Standort von den Faktoren Partikelgröße, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit, Oberflächengröße und Oberflächenrauheit maßgeblich modifiziert.

Partikelgröße:

Messungen zur Feststellung der Depositionsrate in Abhängigkeit von der Partikelgröße stammen vor allem von CLOUGH (1975)

Die kleinsten Teilchen (z. B. Pb aus KFZ-Abgasen $0.004-0.3\mu\text{m}$) unterliegen am wenigsten äußeren Parametern. Für sie gelten die Gesetzmäßigkeiten der Brown'schen Bewegung.

Partikel mit $0.3\mu\text{m}$ haben die geringste Sedimentationsrate. Sehr kleine Teile werden bei der Trockendeposition nur sehr ineffektiv aus der Luft gefiltert. Mit steigender Partikelgröße steigt die Depositionsrate an. Ab $50\mu\text{m}$ kommt fast ausschließlich der Einfluß der Schwerkraft und anderer äußerer Faktoren (s. u.) zu tragen.

Windgeschwindigkeit:

Mit steigender Windgeschwindigkeit nimmt die Depositionsrate zu. Vor allem auf der windexponierten Seite der Monitorpflanze kommt es zu deutlich vermehrter Deposition. Dies unterstreicht die Wichtigkeit des Mikroreliefs bei der Auswahl von Probeflächen zu Monitoringzwecken. Allerdings besteht auch ein enger Zusammenhang zwischen Windgeschwindigkeit und Partikelgröße (siehe dort).

Feuchtigkeit:

Von feuchten Oberflächen werden grundsätzlich mehr Partikel aufgefangen als von trockenen. Dies liegt vor allem im geringeren Anteil an abprallenden Teilchen begründet. Dementsprechend fangen Pflanzenteile oder Moose mit besserer Hydratation mehr Teilchen auf als trockene oder tote. Letztere haben allerdings bessere Bindungskapazitäten auf zellulärem Niveau für die auftreffenden Teilchen (s. o.).

Oberfläche:

Je strukturierter eine Oberfläche ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, daß Teilchen aufgefangen werden. Durch Turbulenzen an rauen Oberflächenstrukturen wird der Grenzschichtwiderstand der Lamina deutlich herabgesetzt. Hagel fangen die Teilchen direkt auf. Zylindrische Strukturen wie Stämmchen nehmen eher Teilchen auf als laminare (z. B. Blättchen).

1.3.1.4.2 Nasse Deposition

Feldstudien zur Erfassung des Anteils der ausschließlich nassen Deposition erweisen sich grundsätzlich als kompliziert. Eine Ursache liegt darin, daß keine exakte Erfassung der ausgewaschenen Anteile der trockenen Deposition möglich ist. Darüberhinaus kommt es während des Regens auch zu trockener Deposition.

Die Form der Niederschläge beeinflusst ebenfalls die Deposition. Starkniederschläge deponieren im Verhältnis weniger Schadstoffe, als jene Niederschläge, welche die gleiche Regenmenge über mehrere Tage verteilen (GROET 1976).

Über das Verhältnis zwischen Höhenlage und Depositionsraten gibt es widersprechende Literaturangaben. GROET (1976) findet keinen Zusammenhang, RÜHLING & TYLER (1971) sowie STEINNES (1977) sehen mit zunehmenden Höhengiederschlägen eine Zunahme in der Schwermetallkonzentration, PILEGAARD (1979) genau den umgekehrten Effekt. Hier setzen auch eigene Untersuchungen an (siehe Kapitel 5).

1.3.1.5 Auswaschung von Ionen

Niederschläge sorgen einerseits für einen gesteigerten Eintrag von Ionen, andererseits sind sie auch für die Ausschwemmung von Partikeln verantwortlich, welche bereits angelagert wurden. TAYLOR & WITHERSPOON (1972) geben an, daß bis zu 20% der bereits vorhandenen Schwermetallmenge wieder ausgewaschen werden kann. Danach tritt in ihren Untersuchungen eine gewisse Stabilisierung ein. Regenmenge und ausgewaschene Stoffe verhalten sich nicht proportional. Mit zunehmender Regenrate sinkt der Verhältnisanteil an ausgeschwemmten Teilen (MARTIN & COUGHTREY 1982).

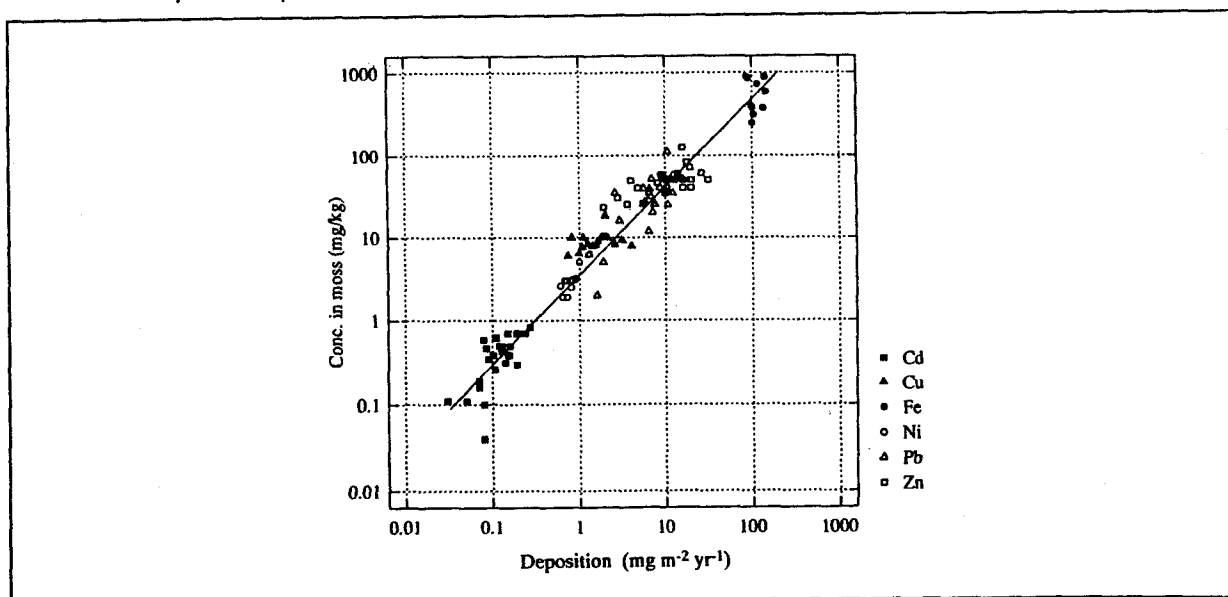
Die einzelnen Schwermetalle zeigen außerdem ein unterschiedliches Verhalten in bezug auf ihre Bindungskraft. Während Cu, Fe und Ni gegenüber Auswaschung relativ stabil sind, wird Mn relativ leicht ausgewaschen. Pb geht vor allem bei Anwesenheit von größeren Mengen an Ca verloren.

1.3.1.6 Quantitative Erfassung der Deposition

Nicht alle Moose vermögen im gleichen Umfang die einzelnen Schwermetalle aufzunehmen. RÜHLING & TYLER (1970) haben das Sorptionsvermögen von *Hylocomium* wie folgt angegeben: Cu, Pb > Ni > Co > Zn.

Bei Vergleichsuntersuchungen, die an 15 Meßstationen in Schweden, Norwegen und Dänemark durchgeführt wurden, konnten die im Moos *Hylocomium splendens* gemessenen Schwermetallkonzentrationen mit Werten verglichen werden, die über Sammelgefäße ermittelt wurden. Die untersuchten Elemente waren Cd, Cu, Fe, Pb, Ni, Zn. Dabei konnten vorerst bei niederen Depositionsraten keinerlei Unterschiede in der Aufnahmekapazität gemessen werden (RÜHLING et al. 1987). Die Meßkurven zeigen, unabhängig vom untersuchten Element, eine klare lineare Funktion zwischen Depositions- u. Konzentrationsrate.

Abb. 1.1: Schwermetallkonzentration in Moosen als logarithmische Funktion der atmosphärischen Deposition (nach RÜHLING et al. 1992)



ROSS (1990) verwendete bei ähnlichen Untersuchungen sowohl *Hylocomium splendens* als auch *Pleurozium schreberi*. Er unterstreicht die Ergebnisse von RÜHLING et al. (1987) für Cd, Fe, Pb und V. Keinen klaren Zusammenhang zwischen nasser Deposition und Konzentrationswerten sieht er hingegen bei Mn, Cr und Ni und stellt ihre Einbeziehung in Biomonitoringmethoden mittels Moosen in Frage. PILEGAARD, RASMUSSEN & GYDESEN (1979) sehen bei *Hypnum cupressiforme* keinen Zusammenhang für Mn und Fe, sehr wohl aber bei Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V und Zn.

Die durchschnittliche Aufnahmekapazität des Moores wird bisweilen auf 60% geschätzt. Daten aus Norwegen (STEINNES 1985, RÜHLING et al. 1987) ergeben letzten Endes folgende Werte: As 32%; Cd 65%; Cr 84%; V 54%; Zn 41%; Pb 100%. ROSS (1990) gibt dagegen für Cd 40%-50% und für Zn 50%-70% an. Er findet in *Hylocomium splendens* bei den Elementen Pb und V deutlich höhere Konzentration als in *Pleurozium schreberi* (um 14%-25% mehr).

THOMAS (1986 a) stellt Korrelationsfaktoren zwischen den aus Meßgefäßen gewonnenen Werten und den im Moos *Hypnum cupressiforme* gewonnenen Konzentrationen für Zn, Cd und Pb auf.

GROET (1976) führte in den USA Untersuchungen mit ähnlichen Ergebnissen durch, unter überwiegender Verwendung von *Leucobryum glaucum*. ANDERSEN, HOVMAND & JOHNSEN (1978) stellen ebenfalls lineare Beziehungen zwischen Niederschlagsmessungen und Mooskonzentrationen fest. Sie verwendeten vor allem die Art *Brachythecium rutabulum*. Bemerkenswert ist dabei die Steigerung der Aufnahmekapazität mit sinkenden Schwermetallkonzentrationen in stadtfernen Bereichen.

Als vereinfachte Folgerung dieser Untersuchungen kann die Gleichung:

$$\begin{aligned} &\text{Konzentration im Moos (ppm Trockengewicht)} \\ &= 4 \times \text{Konzentration des atmosphärischen Fallouts} \end{aligned}$$

aufgestellt werden (RÜHLING et al. 1987).

Für Metalle mit geringerer Bindungsfähigkeit müßte ein zusätzlicher Faktor miteinbezogen werden.

Daraus ergibt sich die Formel:

$$D = \frac{C \times A}{E}$$

D = Atmosphärische Deposition ($\text{mg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$)

C = Konzentration des Metalls im Bioindikator (mg kg^{-1} Trockengewicht)

A = Wachstumsfaktor des Moores

E = Effizienzfaktor für die Aufnahmefähigkeit eines bestimmten Metalls

(Siehe auch Kapitel 6.2.3)

In die Berechnungen muß demnach auch der Zuwachs an Pflanzenmaterial im Untersuchungszeitraum mit einberechnet werden. Für Skandinavien gibt es Meßwerte, die bei einem Jahreszuwachs von $116 \pm 14 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ liegen. Da aber die Jahrestriebe maximal 75% der Beobachtungsfläche bedecken, wird auf die Flächeneinheit ein Wert von $150 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ eingerechnet (RÜHLING 1985). RÜHLING & TYLER (1971) finden für Nord- und Südschweden keine Wachstumsunterschiede, und müssen daher auch für unterschiedliche klimatische Zonen keinen Korrelationsfaktor aufstellen (siehe auch Kapitel 3).

1.3.1.7 Eichungsreihen bei Verwendung unterschiedlicher Arten

Wie schon im letzten Kapitel ersichtlich, zeigen verschiedene Arten unterschiedliches Verhalten in bezug auf ihre Aufnahmekapazität. Dies liegt vor allem in den unterschiedlichen Austauschkapazitäten begründet.

Zum Teil spielen auch Unterschiede in der Lage der Kleinstandorte eine Rolle. Gute Vergleiche sind nur bei mikroklimatisch und mikrotopographisch identen Standorten möglich. So sind z. B. Werte von *Hypnum cupressiforme*, welches epiphytisch wächst, nicht mit jenen von terrestrischen Populationen zu vergleichen. Nicht zuletzt kommen auch unterschiedliche Wuchsformen und Wachstumsraten zum Tragen.

Von den meisten Autoren, die sich mit dem Moosmonitoring beschäftigen, werden daher Vergleichsmessungen verlangt, mittels welcher Korrelationsfaktoren aufgestellt werden können (z. B. FOLKESON 1978, STEUBING 1982, SCHMID-GROB, THÖNI & HERTZ 1992).

Die Erstellung solcher Vergleichswerte gestaltet sich oft schwierig, weil vielfach die unterschiedlichen Arten nicht in ausreichendem Maße am selben Standort vorkommen, bzw. Vergleichswerterstellung mit technischen Meßstationen aufgrund von Kostengründen vielfach nicht möglich sind.

Eine der früheren und bedeutenderen Arbeiten auf diesem Gebiet stammt von FOLKESON (1978). Er vergleicht 5 Moose und 4 Flechten miteinander und findet zum Teil stark abweichende Aufnahmekapazitäten. Das Problem verkompliziert sich weiters dadurch, daß zusätzliche Differenzen bei unterschiedlichen Metallen auftreten. Das bedeutet, daß für jede Moosart bzw. jedes gemessene Schwermetall ein eigener Korrelationsfaktor erstellt werden müßte, falls in einer Untersuchung mehrere Arten verwendet werden sollen oder aus geographischen Gründen verwendet werden müssen (siehe auch Kapitel 4).

SCHMID-GROB, THÖNI & HERTZ (1992) gelangen über ihre Untersuchungen zu dem Schluß, daß die Erstellung von Korrelationsfaktoren nicht sinnvoll ist, da die Schwankungen um die Mittelwerte zu groß sind. Die Werte von unterschiedlichen Arten lassen sich ihrer Meinung nach nur größenordnungsmäßig miteinander vergleichen.

Allgemein und als grober Richtfaktor kann angenommen werden, daß die Aufnahmekapazität der meistverwendeten Moose folgende ist: *Hypnum cupressiforme* > *Hylocomium splendens* > *Pleurozium schreberi* (nach FOLKESON 1978, ROSS 1990, siehe auch Kap. 3 u. a.). RÜHLING & TYLER (1971) stellen *Sphagnum magellanicum* mit *Hylocomium splendens* gleich. ARNDT (1987) gibt für die Gattung *Sphagnum* die höchste Aufnahmekapazität an, stützt sich allerdings auf Werte, welche durch die Transplantationstechnik ermittelt wurden.

Sollen aus dem Moosmonitoring gewonnene Daten miteinander verglichen werden, so ist auf folgende Punkte zu achten:

- Nach Möglichkeit sollen nur Daten derselben Art miteinander verglichen werden.
- Verschiedene Arten sollen über Korrelationsfaktoren, oder falls dies nicht möglich ist oder sinnvoll erscheint, nur größenordnungsmäßig miteinander verglichen werden.
- Es sollen nur Daten von Pflanzen desselben Alters zu Vergleichszwecken benutzt werden.
- Mikroklimatische und topographische Standortsunterschiede müssen vermieden werden.
- Die Aufsammlungsphase sollte eine möglichst kurze Zeitspanne umfassen.

1.3.2 Moose als Reaktionsindikatoren

Biomonitoren (im konkreten Fall Moose) reagieren auf Veränderungen in ihrer Umwelt unterschiedlich und unterschiedlich rasch. Im schwerwiegendsten Fall ist eine Veränderung der Umgebungsbedingungen mit dem Verschwinden einer Art verbunden. Es können aber auch nur Wechsel in der Frequenz oder der Vitalität eintreten. Moose reagieren bisweilen auch mit einer Umstellung ihrer dominierenden Fortpflanzungsstrategie (RAO 1982).

Derartige Veränderungen müssen aber sowohl in einem räumlichen, als auch in einem zeitlichen Kontext gesehen werden (ZONNEVELD 1982). Darüberhinaus gelten bestimmte Reaktionsnormen häufig nur für ein begrenztes Areal.

Zur Feststellung dieser Veränderungen werden in vielen Fällen Dauerquadranten eingerichtet (z. B. NORDHORN-RICHTER & DÜLL 1982, de WITT 1982). Die Auswahl der Probeflächen kann nach bestimmten Kriterien erfolgen, oder einfach einem unstratifizierten random-sampling unterworfen werden (FOLKESON 1984, FOLKESON & ANDERSSON-BRINGMARK 1988). Wichtig für klare Aussagen sind aber gleichbleibende Untersuchungsflächenparameter in allen Belastungsbereichen.

Bevorzugt werden epiphytische Moose als Biomonitoren genommen.

Die Untersuchungen erfolgen zumeist über Transekte entlang eines Belastungsgradienten. Solche Untersuchungen waren auch die Basis für die Erstellung des IAP (Index for Atmospheric Purity), der vor allem auf den Faktoren Artenzahl, Frequenz und Vitalität begründet wird (LEBLANC & de SLOOVER 1970). Die so für jede Art erstellten Q-Werte geben Auskunft über die "Resistenz" einer Art gegenüber toxischen Substanzen in einem bestimmten Raum. RAO (1982) gibt dazu eine breite Literaturübersicht.

Fehlerquellen können bei dieser Untersuchungsmethode z. T. auf divergierende mikroklimatische Verhältnisse zurückgeführt werden, welche anthropogene Einflüsse abpuffern oder verstärken. GILBERT (1970) gibt insgesamt 16 Standortparameter an, welche den Einfluß des Luftschadstoffes SO₂ verändern können (u. a. pH und Pufferkapazität des Substrates, Nährstoffgehalt, Wasserversorgung, Alter, Wuchsform).

Im städtischen Bereich liegt eine Abnahme der Artenzahl primär in der Abnahme der Kleinstandorte begründet, und erst in zweiter Linie besteht eine Verbindung mit anthropogenen Verunreinigungen. Dies beeinträchtigt aber keinesfalls die Aussagekraft über die Qualität eines Standortes.

*Hier schärfe, Leser, deinen Blick zum Wahren
Da jetzt der Schleier ist so dicht nicht mehr,
Daß es nicht leicht darunter zu gewahren!*

(DANTE 1312)

**DIE ERFASSUNG DER ATMOSPHERISCHEN
SCHWERMETALLDEPOSITION IN ÖSTERREICH**
(österreichbezogener Teil der Studie)

2 ZIELSETZUNGEN UND METHODEN

2.1 DAS PLANUNGSVORHABEN

Die vielfältigen geologischen Verhältnisse innerhalb Österreichs und die daraus resultierenden unterschiedlichen topographischen, klimatischen und bodenkundlichen Gegebenheiten stellten einen schwerwiegenden Grund dafür dar, daß die in Skandinavien erprobte Methode nicht in allen Gebieten Österreichs direkt anwendbar war.

Der Aufgabenbereich der durchgeführten Zusatzuntersuchungen lag größtenteils darin, an für Österreich repräsentativen Standorten, die schwerwiegendsten Differenzen in der Methodik abzuklären.

Ein Hindernis für eine direkte Übernahme der skandinavischen Methode stellte die Auswahl der für Monitor-Zwecke verwendeten Moose dar. Aus geologischen und klimatischen Gründen kommen die in Skandinavien verwendeten Arten in Österreich an vielen Standorten nicht vor. Es mußten daher Spezies gefunden werden, deren Verbreitung in ganz Österreich gegeben ist, und welche die für Monitoring-Arten notwendigen Voraussetzungen (Kap.1) erfüllen.

Die in Skandinavien verwendeten Moose sind in bezug auf die Möglichkeit der Feststellung von Jahreszuwächsen nur teilweise untersucht (z. B. PAKARINEN & RINNE 1979). Für andere Arten (z. B. *Hypnum cupressiforme*) sowie für die in Österreich zusätzlich zu verwendenden Moose gibt es nur wenige adäquate Untersuchungen. Eine weitere Aufgabe war demgemäß die Klärung dieser Frage.

Wie die Erfahrungen der letzten Jahre gezeigt haben, vermögen die einzelnen Moose in sehr unterschiedlichem Ausmaß Schwermetalle aufzunehmen. Dadurch sind die bei verschiedenen Arten gewonnenen Ergebnisse nicht direkt miteinander vergleichbar. Es war daher notwendig eine möglichst große Anzahl an Vergleichsdaten zu eruieren, bei gleichzeitiger Beachtung der finanziellen Möglichkeiten. Dabei wurden unter Einhaltung der internationalen Regeln Parallelproben genommen, um Eichungsreihen durchführen zu können.

Das starke Höhenrelief Österreichs verlangte zusätzlich eine Klärung der Frage, inwieweit sich eine Höhenzonierung und die damit in Zusammenhang stehenden veränderten klimatischen Bedingungen (Niederschläge, Temperatur) auf die Depositions- und Konzentrationswerte auswirken. Bisherige Untersuchungen gaben kein klares Bild (z. B. GROET 1976; SCHMID-GROB, THÖNI & HERTZ 1992). Daher wurden an mehreren, für die Untersuchung geeigneten Gebirgszügen, Höhengradienten ermittelt.

2.2 METHODIK

2.2.1 Aufsammlung und Aufbereitung

An allen Probepunkten wurde unter strenger Einhaltung der Empfehlungen der Kommission von Göteborg (1989) gesammelt:

Flächenwahl:

Jeder Sammelpunkt hatte folgende Bedingungen zu erfüllen:

- Mindestabstand von Hauptstraßen und Siedlungen: 300 m.
- Mindestabstand von kleineren Straßen und Einzelhäusern: 100 m.
- Bevorzugt wurde an offenen Stellen innerhalb von Wäldern gesammelt, mit 5 m Mindestabstand vom nächsten Baum oder Strauch; der Punkt mußte in jedem Fall außerhalb des direkten oder indirekten Abfluß- oder Tropfbereiches diverser Gehölze liegen.
- Falls geeignete Waldgebiete nicht zur Verfügung standen, wurde auf offene Moorflächen, Heiden, Trockenrasen o. ä. ausgewichen.
- Abschirmung durch Zwergsträucher oder andere höhere Pflanzen (z. B. Gräser) sollte in allen Fällen vermieden werden.
- Die Flächengröße des Sammelpunktes sollte 50 x 50 m umfassen.

Probenahme:

Am Sammelort wurden 5-10 Teilproben einer Art genommen (soweit möglich). Die benötigte Menge beträgt ca. 2 Liter, zum Teil mußte mit bedeutend weniger Material das Auslangen gefunden werden.

Die Moose wurden in Papiersäcken gesammelt und möglichst bald getrocknet (z. T. im Trockenschrank bei max. 40° C).

Sammelzeit:

Gesammelt sollte laut Kommission zwischen dem 15. Mai und dem 15. September werden. In Österreich wurden mit Ausnahme des Standorts Achenkirch (dreimalige Beprobung) von Mitte August bis Mitte September die Proben entnommen.

Aufbereitung der Proben:

Die Proben wurden im Labor von allen Verunreinigungen (Erde, Detritus, Pflanzenreste) gesäubert und auf die Zuwächse der letzten drei Jahre eingekürzt.

Es wurden insgesamt 156 Moosproben an 43 Einzelstandorten aufgesammelt, aufbereitet und analysiert.

2.2.2 Analyse

Als zu analysierende Schwermetalle wurden Arsen (As), Cadmium (Cd), Kobalt (Co), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Blei (Pb), Vanadium (V) und Zink (Zn) ausgewählt, zusätzlich wurde der Schwefelgehalt (S) bestimmt.

Die für die Analyse aufbereiteten und gereinigten Proben wurden im ÖFZ Seibersdorf nochmals bei 70°C über Nacht in einem Trockenschrank getrocknet und mit einer Retsch-Titanmühle auf Analysenfeinheit vermahlen. Je 2 g der Trockensubstanz wurden mit 20 ml eines Gemisches aus 5 + 1 Volumsteilen Salpetersäure und Perchlorsäure aufgeschlossen. Der Aufschluß wurde in 2 Varianten durchgeführt:

- a) in offenen Kjeldahlkolben
- b) in Meßkolben mit aufgesetzter Rückflußvorrichtung

Beide Varianten wurden auf ein Volumen von 100 ml verdünnt. Die Variante b) wurde zur Messung der leichtflüchtigen Elemente Quecksilber und Schwefel verwendet. Alle übrigen Elemente wurden in den Aufschlüssen nach Variante a) gemessen.

Die Messung von S, Fe, Zn, Cu, Pb, V erfolgte auf einem Plasmaemissions-Spektrometer (Plasma II, Perkin-Elmer), Cr, Ni, Cd und Co wurden mittels Atomabsorption in der heizbaren Graphitrohrküvette (Perkin-Elmer 5100 Zeeman-PC) bestimmt.

Die Elemente Hg und As wurden mittels Atomabsorption (Perkin-Elmer 5000) unter Verwendung des Mercury-Hydride-Systems MHS 20 gemessen.

2.2.3 Wachstumsmessungen an Moosen

Bei den Moosarten *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme*, *Rhytidium rugosum* und *Ctenidium molluscum* wurden Jahreszuwächse in bezug auf Gewicht, Länge u. Breite festgestellt. Diese Mehrfachuntersuchungen waren notwendig, weil die Biomasseproduktion nicht mit dem Längen- oder Breitenwachstum korrelieren muß. RINCON (1988) schlägt demgemäß für derartige Untersuchungen beide Messungen vor. Pro Untersuchungsstandort (durchschnittlich 10) wurden 10 Stämmchen jeweils einer Art vermessen.

Für die Messung der Jahreszuwächse wurden im wesentlichen zwei Methoden verwendet.

Färbemethode:

Die Moosstämmchen wurden knapp unterhalb ihrer Scheitelsprosse bzw. an den Hauptverzweigungen mit nichtwasserlöslichen Färbemitteln markiert. Diese Methode, wenngleich mühsam, hat gute Erfolge gebracht, die Ausfallsquote war gering. Ein negativer, wachstumshemmender Effekt des Färbemittels auf die Pflanze konnte nicht beobachtet werden. Am ehesten wird noch die Seitensproßbildung gestört.

Gefäßmethode nach RINCON & GRIME (1989):

Dafür wurden Petrischalen mit 50 mm Durchmesser und einer zentralen Bohrung von 30 mm an Deckel und Boden angefertigt. Die Öffnungen wurden mit einem feinmaschigen Netz abgedeckt.

Anschließend wurden je Schale 5 Stämmchenfragmente mit einer genau definierten und vermessenen Länge (abhängig von der Art) exponiert.

Das Mikroklima in den Gefäßen entspricht weitgehend dem Standortsklima (RINCON & GRIME 1989).

Die Methode hat sich in einigen Fällen ausgezeichnet bewährt. Die Ausfallsquote war aber relativ hoch. Dies liegt zum Teil im Schneedruck höherer Lagen begründet, welcher die Gefäße vom Standort löste, andererseits in einer offensichtlich hohen Attraktivität für Mensch und Tier. Viele Gefäße (> 50 %) wurden trotz (wegen?) genauer Markierung nicht mehr oder zerstört wiedergefunden.

Insgesamt wurden ca. 500 Moosstämmchen in bezug auf Gewicht, Länge und Breite vermessen. Aufgrund der Feststellung der letztjährigen Zuwächse sowie daraus ableitbaren morphologischen Kriterien wurden auch die zwei und drei Jahre alten Triebe abgewogen und gemessen, und so die Gewichts- und Längenzunahme im Untersuchungszeitraum festgestellt.

2.2.4 Niederschlagsdaten

Die Niederschlagsdaten wurden von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik in Wien zur Verfügung gestellt. Sie stammen von jenen Klimastationen, welche den Untersuchungsstandorten zunächst liegen. Dabei wurden die Monatsdaten zu Jahressummen addiert. Es wurden die Niederschlagsmengen der Jahre 1989 - 1991 ausgewertet.

Die Höhenzunahme der Niederschläge, welche bei den Höhenprofilen Verwendung fand, wurde ausgehend von den Daten der nächstgelegenen Meßstation, aus der Niederschlagskarte 1: 500.000 des Hydrographischen Zentralbüros des BM für Land- und Forstwirtschaft berechnet. In den Diagrammen (siehe Kap.5) wird die Niederschlagsgesamtsumme von drei Jahren aufgetragen.

2.2.5 Auswertung der Daten

Die Auswertung erfolgte in verschiedenen Schritten und mittels einer Vielzahl von Methoden, welche im Detail im Anwendungsbereich beschrieben werden.

In der beschreibenden Statistik wurden u. a. Mittelwerte, Standardabweichungen und Mediane berechnet (z. B. für Gewichtsmessungen und zur Beurteilung der regionalen Schwermetalldepositionen), als Darstellungsform wurden Blockdiagramme sowie "Notched Box and Whisker Plots" verwendet. Einfache lineare Regressionen und interaktive Regressionen wurden vorwiegend für die Darstellung und Interpretation der Zusammenhänge zwischen Niederschlägen und Schwermetalldeposition sowie der zur Vergleichbarkeit der Aufnahmekapazität unterschiedlichen Moosarten verwendet. Für die meisten dieser Wertegruppen wurden auch das Bestimmtheitsmaß sowie ein Korrelationskoeffizient berechnet.

An multivariaten Methoden wurden Hauptkomponentenanalysen in zwei Darstellungsformen (Faktorenplot, Biplot) durchgeführt.

An Signifikanztests wurden je nach Anwendbarkeit der Vorzeichentest, die Signifikanzprüfung für den Maßkorrelationskoeffizienten, der t-Test, der MANN-WHITNEY Test sowie die Varianzanalyse zur Überprüfung des Regressionskoeffizienten verwendet. Das Signifikanzniveau ist, sofern nicht anders angegeben 0.05.

2.2.6 Nomenklatur

Die Nomenklatur der Bryophyten richtet sich nach FRAHM & FREY (1987).

2.2.7 Verzeichnis der Standorte und der gesammelten Moose

Das Verzeichnis ist nach folgendem Schema aufgebaut:

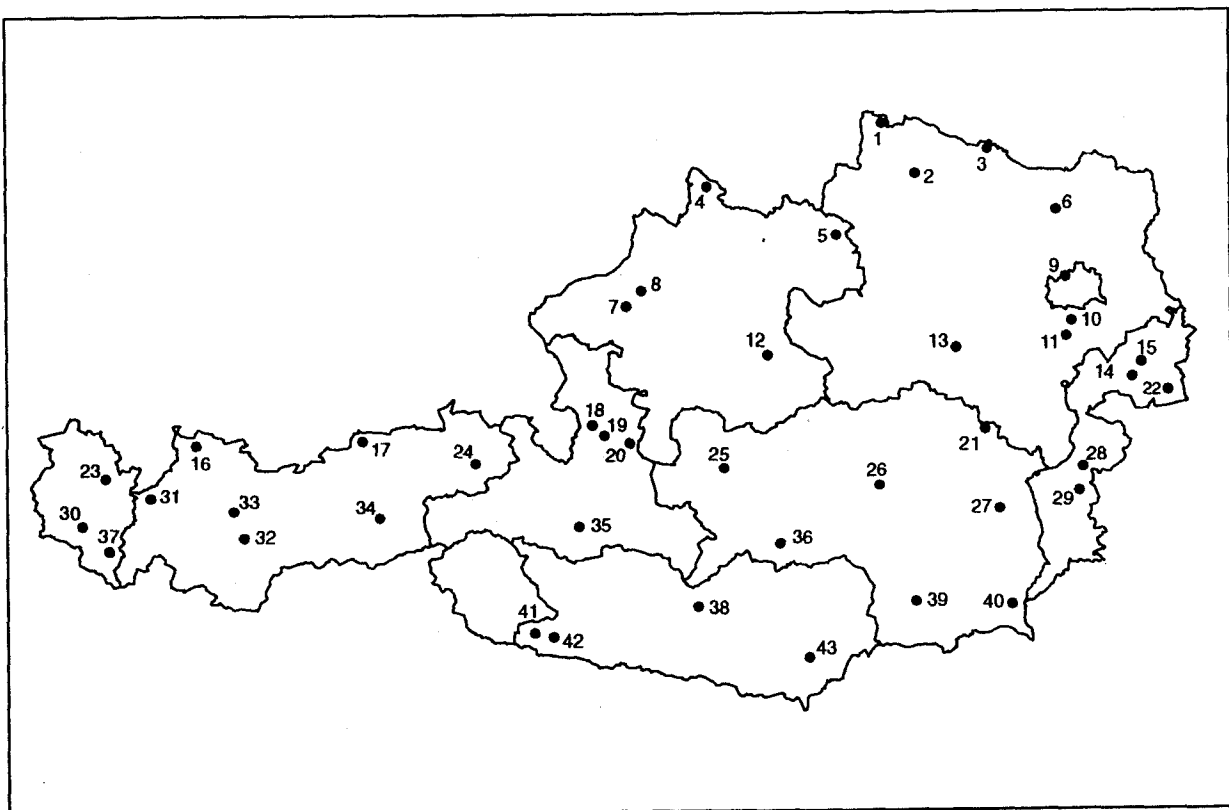
A/B:	C:	(D1/D2)	S
N:	ST	X1/X2/X3//X _{ges} *	
E	F	M	G H [V]

- A: Nr. der Österreich-Karte 1:50.000 des Österreichischen BA für Eich- und Vermessungswesen.
- B: Name der ÖK.
- C: Name des dem Sammelpunkt nächstgelegenen Ortes.
- D: Koordinaten des Standortes [geographische Breite (D1) und geographische Länge (D2)].

- S: Nummer des Standortes
 N: Niederschlagsdaten
 ST: Standort der Niederschlagsmeßstation
 X1: Niederschlagssumme 1989 in mm
 X2: Niederschlagssumme 1990 in mm
 X3: Niederschlagssumme 1991 in mm
 X_{ges}: Summe der Niederschläge im Untersuchungszeitraum 1989-1991.
 *: Niederschlagswerte aufgrund fehlender einzelner Monatsdaten gemittelt.
 E: Interne Numerierung, welche eine Zuordnung der Probe im gesamten Text ermöglicht.
 F: Höhenangabe des Standortes.
 M: Meßpunkt; nur bei Standorten mit Höhenprofil (unter Angabe der Höhe).
 G: ÖK-abhängige Nummer, welche nur im Zuge der Probenaufbereitung verwendet wurde; ermöglicht eine Zuordnung der in Seibersdorf verbliebenen Analysenreste.
 H: Name der analysierten Moosart bzw. des Probenrestes.
 V: Vegetation und Wuchsart des Moores am Sammelpunkt nach dem Schema: [Pos1,Pos2,Pos3]

- | | |
|--------------------------------------|-------------------------------------|
| Pos 1: Bodenmoos (B) | Pos 2: Waldrand (W) |
| Epiphytisch auf Holzstrunk (E) | Lichtung (L) |
| Epilithisch auf Kalkfels (EIK) | Trockenrasen, Halbtrockenrasen (TR) |
| Epilithisch auf Silikatsfels (EIS) | Alpiner Rasen (AR) |
| Pos 3: Zusatzinformation zu W, L, ZW | Zwergstrauchheiden (ZW) |
| oder EIK (fakultativ) | Niedermoor (NM) |
| Laubwald (L) | Hochmoor (HM) |
| Mischwald (M) | Extensiv genutzte Wiesen (Wi) |
| Nadelwald (N) | |

Abb. 2.1: Verzeichnis der Standorte



ÖK 6/WAIDHOFEN: Reinggers: (48°58'/15°09') S1

Niederschläge: Litschau 574/598/634//1806 mm

- | | | | |
|---|--------|-----|---|
| 1 | SH 600 | 1 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,W,N] |
| 2 | | 1aR | Restprobe von 1 |
| 3 | | 2 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> [B,W,N] |
| 4 | | 2aR | Restprobe von 2 |

Kl. Göpfritz: (48°52'/15°14') S2

Niederschläge: Allentsteig 621/510/638//1769 mm

- | | | | |
|---|--------|---|-------------------------------------|
| 5 | SH 520 | 3 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,W,N] |
|---|--------|---|-------------------------------------|

ÖK 9/RETZ: Hardegg (48°51'/15°51') S3

Niederschläge: Retz 442/456/483//1381 mm

- | | | | |
|---|--------|---|-------------------------------------|
| 6 | SH 360 | 1 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,L,M] |
| 7 | SH 420 | 2 | <i>Rhytidium rugosum</i> [B,TR] |
| 8 | | 3 | <i>Abietinella abietina</i> [B,TR] |

ÖK 14/ROHRBACH: Schöneben (48°42'/13°57') S4

Niederschläge: Kollerschlag 996/1074/774//2844 mm

- | | | | |
|----|--------|---|--------------------------------------|
| 9 | SH 960 | 1 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,ZW,N] |
| 10 | | 3 | Restprobe von 1 |
| 11 | SH 880 | 2 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,NM] |

ÖK 18/WEITRA: Tanner Moor (48°31'/14°52') S5

Niederschläge: Karlstift 1989-1991: (2440 mm) *

- | | | | |
|----|--------|---|-------------------------------------|
| 12 | SH 930 | 1 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,W,N] |
|----|--------|---|-------------------------------------|

ÖK 24/MISTELBACH: Ernstbrunn (48°32'/16°21') S6

Niederschläge: Mistelbach 424/415/461//1300 mm

- | | | | |
|----|--------|---|--|
| 13 | SH 360 | 1 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>lacunosum</i> [B,TR] |
| 14 | | 2 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> [B,TR] |

ÖK 46/MATTIGHOFEN: Kobernaußerwald (48°05'/13°19') S7

Niederschläge: Ried 920/1000/889//2809 mm

- | | | | |
|----|--------|---|---|
| 15 | SH 700 | 1 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,L,M] |
| 16 | | 2 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> [E,L,M] |

ÖK 47/RIED: Kobernaußerwald-Schwarzmoosbach (48°03'/13°21') S8

Niederschläge: Irrsdorf 1148/1201/1119//3468 mm

- | | | | |
|----|--------|---|-------------------------------------|
| 17 | SH 600 | 1 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,L,N] |
|----|--------|---|-------------------------------------|

ÖK 58/BADEN: Exelberg (48°15'/16°15') S9

Niederschläge: Hohe Warte 634/570/637//1841 mm

- | | | | |
|----|-----------|---|---|
| 18 | SH 480 M3 | 1 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> [E,L,L] |
| 19 | M4 | 2 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> [E,L,L] |

Hinterbrühl (48°05'/16°16') S10

Niederschläge: Hohe Warte 634/570/637//1841 mm

- | | | | |
|----|--------|---|----------------------------------|
| 20 | SH 270 | 3 | <i>Rhytidium rugosum</i> [B,L,N] |
|----|--------|---|----------------------------------|

Gumpoldskirchen (48°03'/16°16') S11

Niederschläge: Gumpoldskirchen 1989-1991 (2334 mm) *

- | | | | |
|----|--------|---|---------------------------------|
| 21 | SH 340 | 4 | <i>Rhytidium rugosum</i> [B,TR] |
|----|--------|---|---------------------------------|

ÖK 68+69/KIRCHDORF+GROSSRAMING: Schoberstein (47°55'/14°20') S12

Niederschläge: Großraming 1512/1281/1470//4263 mm

- 23 M1 SH 350 1 *Hylocomium splendens* [B,Wi]
 24 M2 SH 550 2 *Hylocomium splendens* [B,Wi]
 25 M3 SH 750 3 *Hylocomium splendens* [B,Wi]
 26 M4 SH 1100 4 *Pleurozium schreberi* [B,W,L]
 27 M5 SH 1250 5 *Hylocomium splendens* [B,L,M]

ÖK 73/TÜRNITZ: Piellachleitegengend (47°59'/15°22') S13

Niederschläge: Eschenau 1119/874/982//2975 mm

- 28 SH 580 1 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [E,W,L]

ÖK 78/RUST: St.Margarethen ((47°47'/16°37') S14

Niederschläge Eisenstadt 543/472/845//1860 mm

- 29 SH 180 1 *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* [B,TR]
 30 2 *Rhytidium rugosum* [B,TR]
 31 3 *Abietinella abietina* [B,TR]

Hölzlstein (47°51'/16°40') S15

Niederschläge: Eisenstadt 543/472/845//1860 mm

- 32 SH 150 4 *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* [B;TR]

ÖK 85/VILS: Musau (47°32'/10°40') S16

Niederschläge: Reutte 1148/1290/1151//3589 mm

- 33 SH 850 1 *Pleurozium schreberi* [B,HM]

ÖK 88/ACHENKIRCH: Schulterberg (47°35'/11°38' = M1 bis 47°33'/11°38' = M4) S17

Niederschläge: Achenkirch 1228/1383/1244//3855 mm

- 34 M1: SH 900: 1 *Hylocomium splendens* [E,L,M] Juli 91
 35 2 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [E,L,M]
 36 3 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [E,L,M]
 37 4 *Hylocomium splendens* [E,L,M]
 38 5 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [E,L,M]
 39 M2: SH 1100 6 *Hylocomium splendens* [B,L,M]
 40 7 *Pleurozium schreberi* [B+E,L,M]
 41 8 *Ctenidium molluscum* [EIK,L,M]
 42 M3a: SH 1400 9 *Ctenidium molluscum* [EIK,L,M]
 43 10 *Pleurozium schreberi* [B,L,M]
 59 M3b SH 1550 26 *Hylocomium splendens* [B,L,N]
 60 27 *Pleurozium schreberi* [B,L,N]
 61 28 *Ctenidium molluscum* [EIK,L,N]
 44 M4: SH 1660 11 *Hylocomium splendens* [B,L,N]
 45 12 *Pleurozium schreberi* [B,L,N]
 46 13 *Ctenidium molluscum* [EIK,L,N]
 47 14 *Pleurozium schreberi* [B,L,N]
 48 15 *Ctenidium molluscum* [EIK,L,N]
 49 M1: SH 900 16 *Hylocomium splendens* [E,L,M] August 91
 50 17 *Hypnum cupressiforme* [E,L,M]
 51 M2: SH 1100 18 *Hylocomium splendens* [B,L,M]
 52 19 *Pleurozium schreberi* [E,L,M]
 53 20 *Ctenidium molluscum* [EIK,L,M]
 54 M3: SH 1400 21 *Ctenidium molluscum* [EIK,L,N]
 55 22 *Hypnum cupressiforme* [B,L,N]

56	M4: SH 1660	23	<i>Hylocomium splendens</i> [B,L,N]	
57		24	<i>Pleurozium schreberi</i> [B,L,N]	
58		25	<i>Ctenidium molluscum</i> [Elk,L,N]	
148	M1: SH 900	26	<i>Hypnum cupressiforme</i> [E,L,M]	Juli 92
149		27	<i>Hylocomium splendens</i> [E,L,M]	
150	M2: SH 1100	28	<i>Pleurozium schreberi</i> [E,L,M]	
151		29	<i>Hylocomium splendens</i> [B,L,M]	
152		30	<i>Ctenidium molluscum</i> [Elk,L,M]	
153	M3: SH 1400	31	<i>Ctenidium molluscum</i> [Elk,L,N]	
154	M4: SH 1660	32	<i>Pleurozium schreberi</i> [B,L,N]	
155		33	<i>Hylocomium splendens</i> [B,L,N]	
156		34	<i>Ctenidium molluscum</i> [Elk,L,N]	

ÖK 94/HALLEIN: St. Koloman/Taugl-Buchner (47°39'/13°12') S18

Niederschläge: Hallein 1239/1381/1423//4043 mm

62 SH 840 1 *Pleurozium schreberi* [B,HM]

St. Koloman/ Taugl-Untergraben (47°40'/13°10') S19

Niederschläge: Hallein 1239/1381/1423//4043 mm

63 SH 650 2 *Hylocomium splendens* [B,W,M]

64 3 *Pleurozium schreberi* [B,W,M]

ÖK 95/St. WOLFGANG: Paß Gschütt (47°35'/13°31') S20

Niederschläge: Abtenau 1625/1428/1441//4494 mm

65 SH 950 1 *Pleurozium schreberi* [B,L,N]

ÖK 104/MÜRZZUSCHLAG: Stuhleck (47°34'/15°48' = M1 bis (47°36'/15°44' = M6) S21

Niederschläge: Semmering 893/864*/924 // 2681mm

66 M1 SH 1760 1 *Hylocomium splendens* [B,AR]

67 2 *Hylocomium splendens* [B,AR]

76 11 *Hylocomium splendens* [B,AR]

75 10 *Hylocomium splendens* [B,AR]

68 M2 SH 1600 3 *Hylocomium splendens* [B,ZW]

69 4 *Pleurozium schreberi* [B,ZW]

70 M3 SH 1440 5 *Pleurozium schreberi* [B,W,N]

71 M4 SH 1300 6 *Hylocomium splendens* [B,W,N]

72 M5 SH 1200 7 *Hylocomium splendens* [B,ZW,]

73 M6 SH 1000 8 *Pleurozium schreberi* [B,W,N]

74 9 *Pleurozium schreberi* [B,ZW,N]

77 12 *Hylocomium splendens* [B,ZW,N]

ÖK 109/PAMHAGEN: Apetlon-Pannonia (47°45'/16°53') S22

Niederschläge: Neusiedl 467/435/706//1608 mm

78 SH 110 1 *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* [B,TR]

ÖK 112/BEZAU: Schoppemau/Riessen (47°17'/10°03') S23

Niederschläge: Schoppemau 1790/1894/1510//5194 mm

79 SH 1000 1 *Hylocomium splendens* [B,ZW]

80 2 *Ctenidium molluscum* [Elk,L,L]

ÖK 122/KITZBÜHEL: Fieberbrunn (47°30'/12°32') S24

Niederschläge: Kitzbühel 1077/1343/1318//3738 mm

81 SH 800 1 *Hylocomium splendens* [B,ZW,N]

ÖK 129/DONNERSBACH: Donnersbach (47°27'/14°07') S25

Niederschläge: Irdning 1066/1026/1003//3095 mm

82 SH 800 1 *Hylocomium splendens* [B,ZW]83 2 *Pleurozium schreberi* [B,ZW]84 3 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [B,ZW]

ÖK 132/TROFAIACH: Rötzgraben (47°29'/15°02') S26

Niederschläge: Bruck/Mur 978/707/955//2640 mm

85 SH 900 1 *Hylocomium splendens* [B,L,L]86 2 *Pleurozium schreberi* [B,L,L]87 3 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [B,L,L]

ÖK 135/BIRKFELD: Birkfeld (47°20'/15°43') S27

Niederschläge: Birkfeld 947*/879*/1069*//2895 mm

88 SH 550 1 *Hylocomium splendens* [B,W,L]

ÖK 138/RECHNITZ: Lockenhaus (47°24'/16°25') S28

Niederschläge: Kleinzicken 638/762/749//2749 mm

89 SH 520 1 *Pleurozium schreberi* [B,L,N]

Rechnitz (47°18'/16°25') S29

Niederschläge: Kleinzicken 638/762/749 // 2749mm

90 SH 350 2 *Rhytidium rugosum* [B,TR]

91 2R Restprobe von 2

92 3 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [B,TR]

ÖK 142/SCHRUNS:St.Anton/Montafon (47°07'/9°51') S30

93 SH 610 1 *Hylocomium splendens* [B,L,M]94 2 *Pleurozium schreberi* [B,L,M]95 3 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [B,L,M]96 4 *Ctenidium molluscum* [B,L,M]

ÖK 143/ST.ANTON: Lechschlucht bei Steeg (47°14'/10°11') S31

Niederschläge: Holzgau 1041/1362/1144//3547 mm

97 SH 1200 1 *Hylocomium splendens* [B,L,N]98 2 *Ctenidium molluscum* [EIK,L,N]

ÖK 146/ÖTZ: Umhausen (47°07'/10°56') S32

Niederschläge: Umhausen 565/635/582//1782 mm

99 SH 1050 1 *Hylocomium splendens* [B,L,N]100 2 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [B,L,N]

Ötzbrücke (47°14'/10°50') S33

Niederschläge: Umhausen 565/635/582//1782 mm

- | | | | |
|-----|--------|---|---|
| 101 | SH 740 | 3 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,L,N] |
| 102 | | 4 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,L,N] |
| 103 | | 5 | <i>Rhytidium rugosum</i> [B,L,N] |
| 104 | | 6 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> [B,L,N] |

ÖK 149+150/LANNERSBACH+MAYERHOFEN:

Schwendberg (47°14'/11°49' = M1 bis 47°13'/11°52') S34

Niederschläge: Mayerhofen 961/1057/1042//3060 mm

- | | | | |
|-----|------------|----|---|
| 105 | M1 SH 2260 | 1 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,AR] |
| 106 | | 10 | Restprobe von 1 |
| 107 | M2 SH 2130 | 2 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,ZW] |
| 108 | | 11 | Restprobe von 2 |
| 109 | | 3 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,ZW] |
| 110 | M3 SH 1950 | 4 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,ZW] |
| 111 | M4 SH 1750 | 5 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,Wi] |
| 112 | M5 SH 1550 | 6 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,W,M] |
| 113 | M6 SH 1250 | 7 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,Wi] |
| 114 | M7 SH 1000 | 8 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> [EIS,L,N] |
| 115 | M8 SH 650 | 9 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> [EIS,Wi] |

ÖK 154+155/RAURIS+GASTEIN:

Mauerkopf (47°09'/13°03' = M1 bis 47°10'/13°05' = M9) S35

Niederschläge: Bad Hofgastein 1157/1204/1194//3555 mm

- | | | | |
|-----|------------|----|-------------------------------------|
| 116 | M1 SH 2300 | 1 | <i>Ctenidium molluscum</i> [EIS,AR] |
| 117 | M2 SH 2150 | 2 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,ZW] |
| 118 | M3 SH 2050 | 3 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,ZW] |
| 119 | M4 SH 2100 | 4 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,ZW] |
| 120 | M5 SH 1850 | 5 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,ZW] |
| 121 | | 6 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,ZW] |
| 122 | M6 SH 1650 | 7 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,ZW] |
| 123 | M7 SH 1450 | 8 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,L,N] |
| 124 | SH 1550 | 12 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,L,N] |
| 125 | M8 SH 1250 | 9 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,L,N] |
| 126 | | 10 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,L,N] |
| 127 | M9 SH 1000 | 11 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,Wi] |

ÖK 160/NEUMARKT: Aich (47°02'/14°29') S36

Niederschläge: Oberwölz 857/837/903//2597 mm

- | | | | |
|-----|---------|---|---|
| 128 | SH 1000 | 1 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,L,M] |
| 129 | | 2 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,L,M] |
| 130 | | 3 | <i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>cupressiforme</i> [B,L,M] |

ÖK 169/GASCHURN: Silvretta (46°55'/10°04') S37

Niederschläge: Galtür 831/1068/96 //2860 mm

- | | | | |
|-----|---------|---|------------------------------------|
| 131 | SH 1850 | 1 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,ZW] |
|-----|---------|---|------------------------------------|

ÖK 184/EBENE Reichenau: Patergassen (46°49'/13°52') S38

Niederschläge: Radenthein 935/993/1012//2940 mm

- | | | | |
|-----|---------|---|-------------------------------------|
| 132 | SH 1020 | 1 | <i>Hylocomium splendens</i> [B,W,M] |
| 133 | | 2 | <i>Pleurozium schreberi</i> [B,W,M] |
| 134 | | 3 | <i>Rhytidium rugosum</i> [B,W,M] |

ÖK 189/DEUTSCHLANDSBERG: Trahütten (46°48'/15°11') S39

Niederschläge: Deutschlandsberg 1328/1352/1250//3931 mm

135 SH 970 1 *Hylocomium splendens* [B,ZW,M]136 2 *Pleurozium schreberi* [B,ZW,M]

137 2R Restprobe von 2

ÖK 192/FELDBACH: Straden (46°49'/15°52') S40

Niederschläge: Bad Gleichenberg 834/821/936//2591 mm

138 SH 300 1 *Pleurozium schreberi* [B,W,L]139 2 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [E,W,L]

ÖK 197/KÖTSCHACH: St. Jakob/Lesachtal Kalvarienberg (46°41'/12°55') S41

Niederschläge: Kornat 1495/1345/1350//4190 mm

140 SH 950 1 *Hylocomium splendens* [B,L,M]141 2 *Pleurozium schreberi* [B,L,M]142 3 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [B,L,M]

St. Jakob (46°41'/12°54') S42

Niederschläge: Kornat 1495/1345/1350//4190 mm

143 4 *Pleurozium schreberi* [B,L,N]144 5 *Rhytidium rugosum* [B,L,N]145 6 *Hypnum cupressiforme* var. *cupressiforme* [B,L,M]

ÖK 203/MARIA SAAL: Goritschach (46°32'/14°33') S43

Niederschläge: Tainach 921/928/989//2838mm

146 SH 470 1 *Hylocomium splendens* [B,L,N]147 2 *Pleurozium schreberi* [B,L,N]

Gesamt: 156 Proben

davon: *Hylocomium splendens* 47*Pleurozium schreberi* 48*Hypnum cupressiforme* 27
(var. *cupressiforme* 23, var. *lacunosum* 4)*Ctenidium molluscum* 15*Rhytidium rugosum* 8*Abietinella abietina* 2

Restproben 7

Die Probenahmen erfolgten, wenn nicht anders verzeichnet, von Mitte August bis Mitte September 1991.

3 DIE UNTERSUCHTEN MOOSARTEN

Die Zahl der bislang bei Schwermetalluntersuchungen verwendeten Moosarten ist groß. MASCHKE (1981), RAO (1982), MARTIN & COUGHTREY (1982) oder ARNDT (1987) geben Übersichten über jene Moose, welche zur Feststellung der Schwermetallimmission verwendet wurden. Mit *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme*, *Sphagnum* div. sp., *Brachythecium rutabulum*, *Leuco Bryum glaucum*, *Polytrichum* sp. oder *Bryum argenteum* seien nur die meistverwendeten Arten aufgezählt. Nicht alle Arten entsprechen aber den für Monitoringzwecke vorgeschlagenen Kriterien.

Aufgrund ihrer weiten Verbreitung, der prinzipiellen Eignung für Monitoringzwecke, ihrer zum Teil gut bekannten Ökologie sowie der Möglichkeit zur Altersbestimmung wurden im Zuge des EMEP-Projekts, ausgehend von den skandinavischen Untersuchungen, vorerst *Hylocomium splendens* sowie *Pleurozium schreberi* ausgewählt. Aufgrund der mangelnden Verbreitung außerhalb Skandinaviens war man gezwungen, auch auf andere Arten auszuweichen. Als zusätzliche Art wurde *Hypnum cupressiforme* agg. vorgeschlagen. In den einzelnen am Projekt teilnehmenden Ländern ist man aber zum Teil aufgrund arealkundlicher sowie klimatischer Gegebenheiten gezwungen, auf weitere Arten auszuweichen. In Deutschland ist dies zum Beispiel *Scleropodium purum*, in Österreich *Rhytidium rugosum* und unter Umständen *Ctenidium molluscum*.

Im folgenden werden die für die Pilotstudie analysierten Arten besprochen, welche bei einer flächendeckenden Untersuchung im Sinne der EMEP-Studie 1995 in Österreich Verwendung finden würden.

Die Schwerpunkte der Untersuchungen zu diesem Themenkreis waren wie folgt:

- Beschreibung der Morphologie, Ökologie und allgemeine Soziologie sowie die Überprüfung des Vorkommens der Moosarten an geeigneten Sammelstellen in Österreich. Ein Beispiel: *Hylocomium* ist zwar in österreichischen Waldgebieten weit verbreitet, an geeigneten Sammelstellen (außerhalb des Einflusses der Krone) aber bedeutend seltener zu finden.
- Feststellung der Alterszuwächse bei allen verwendeten Arten. Diese Fragestellung wurde mittels mehrerer Ansätze (siehe Kapitel 2) bearbeitet.
- Messung der Biomassezuwächse und Längenmessungen zur Überprüfung regionaler oder höhenabhängiger Wachstumsmuster, welche die Depositionsraten beeinflussen könnten.
- Die ersten beiden Punkte sind nicht zuletzt auch als Anleitungen für die Mitarbeiter einer künftigen Studie zu verstehen.

3.1 *HYLOCOMIUM SPLENDENS* (HEDW.) B.S.G. (Fam.: *Hylocomiaceae*)

3.1.1 Morphologische Kennzeichnung

Dieses grüne bis gelbgrüne Moos bildet stockwerkartig übereinander stehende Jahrestriebe aus. Jene abgeflachten "Etagen" mit rötlichem Stengel sind zwei- bis dreifach gefiedert. Die Blätter sind eilänglich, schwach längsfaltig, mit kurz abgesetzter Spitze und kurzer Doppelrippe (FRAHM & FREY 1987). Die Art entspricht der Wuchsform der Filze (nach MÄGDE-FRAU 1982).

Eine Verwechslungsmöglichkeit besteht am ehesten mit *Thuidium tamariscinum* (bildet ebenfalls Etagen), welches sich makroskopisch durch einen dichten, filzigen Paraphyllienbesatz, zumeist dunkelgrüner Färbung und einem nicht glänzenden Habitus unterscheidet (DÜLL 1987).

Die Altersfeststellung bereitet aufgrund der jährlich ausgebildeten Stockwerke kaum Probleme. Das Wachstum findet in Etappen statt. Nach orthotropem Wachstum der Innovationsknospe im Frühjahr, bilden sich im Sommer die Fiedern aus, die neue Knospe des nächstjährigen Triebes ist meist ab August zu beobachten (JENDRALSKI 1955, RÜHLING 1985). Nur in seltenen Ausnahmen bilden sich aus älteren als den letztjährigen Etagen neue Jungtriebe (BENGTSON & FOLKESON & GÖRANSSON 1982), deren Zuordnung dann schwierig ist. Zumeist sind zwei Jahrestriebe grün oder braungrün, die 3jährigen bräunlich, jedoch voll beblättert.

3.1.2 Ökologie und Soziologie

Im ökologisch orientierten Lebensformspektrum nach DURING (1979) gilt die Art als "perennial stayer". Dies bedeutet, daß das Individuum ein hohes Lebensalter erreichen kann (bis 80 Jahre) und zumeist in ausgedehnten Filzen auf langlebigen Standorten vorkommt; demgegenüber ist aber z. B. die sexuelle Fortpflanzung stark reduziert.

Das Moos entwickelt vor allem in feuchtschattigen Waldbereichen üppige, lockere Polster. In Wiesenbeständen ist es nur vereinzelt zu finden. Besonders in höheren Lagen werden kurzstengelige kompakte Polster gebildet (siehe auch 3.1.3).

Die Ökologie des Moores wird eingehend bei TAMM (1953) behandelt.

Hylocomium splendens ist ein schwach saures bis neutrophiles Moos, welches bevorzugt in Waldbeständen vorkommt. Es kann als panboreales Moos angesprochen werden (HERZOG 1926). *Hylocomium splendens* gilt als Charakterart der Vaccinio-Piceetea (WALLNÖFER 1993), bzw. der Vaccinio-Picetalia (ORBAN & VAJDA 1983). In der *forma alpina* besiedelt es auch alpine Rasen.

3.1.3 Wachstumsmessungen

Wie schon angedeutet, weist *Hylocomium splendens* unter verschiedenen mikroklimatischen Bedingungen und in unterschiedlichen Höhenlagen divergierende Wachstumsformen auf.

RÜHLING & TYLER (1971) stellen allerdings für geographisch und somit klimatisch stärker getrennte Räume in Süd- und Nordschweden keine signifikanten Wachstumsunterschiede fest. Wachstumsmessungen von *Hylocomium* liegen auch von TAMM (1953), CALLAGHAN

et al. (1978, in PAKARINEN 1979), PAKARINEN & RINNE (1979) sowie BENGTON, FOLKESON & GÖRANSON (1982) vor.

Eigene Untersuchungen zeigen, daß zwischen Tieflandformen und alpinen Polstern bisweilen auffällige Unterschiede im Wachstum bestehen, vor allem in bezug auf die Biomasseproduktion, weniger stark im Hinblick auf das Längenwachstum.

Von allen Moosen hat *Hylocomium* sowohl das stärkste Längenwachstum, als auch die größten jährlichen Gewichtszunahmen. Es ist unter den potentiellen Monitoringarten der bedeutendste Biomasseproduzent. (siehe auch Abb.3.1 und Abb.3.2)

Bei 170 Stämmchen wurden die Jahrestriebe von 1989 bis 1991 vermessen.

3.1.3.1 Längenwachstum und Verzweigung (Abb. 3.3 u. Tab. 3.1)

Die Längenzuwachsraten liegen zwischen 8,7 mm (Durchschnitt von 10 Proben/Standort/Jahr) und 50 mm. Die Extremwerte der Einzelmessungen liegen zwischen 4 und 62 mm. Weitere Daten sind in Tab.3.1 ersichtlich.

Tab. 3.1: Längenzuwachs bei *Hylocomium splendens*, Seehöhe in m, Längenmessungen in mm; MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung.

<i>Hylocomium splendens</i> Längenmessungen							
Int.Nr.	Seehöhe	1989	1990	1991	Ges.lg.	MW 1J.	SD 1 J.
23	350	35,0	33,5	37,0	105,5	35,2	1,76
147	470	25,0	30,0	33,3	88,3	29,4	4,18
82	800	46,5	42,5	32,5	121,5	40,5	7,21
149	900	37,0	50,0	25,0	112,0	37,3	12,50
140	950	20,0	26,7	25,0	71,7	23,9	3,48
151	1100	40,0	15,0	20,0	75,0	25,0	13,23
28	1250	17,5	17,5	27,5	62,5	20,8	5,77
125	1250	27,0	26,6	13,3	66,9	22,3	7,80
70	1440	33,0	35,0	32,5	100,5	33,5	1,32
999	1550	37,0	28,3	26,6	91,9	30,6	5,58
122	1650	23,0	32,5	21,5	77,0	25,7	5,97
154	1660	41,0	31,0	12,7	84,7	28,2	14,35
66	1760	32,0	30,0	8,7	70,7	23,6	12,91
120	1850	27,0	21,7	21,0	69,7	23,2	3,28
118	2050	18,0	13,0	10,0	41,0	13,7	4,04
107	2130	22,0	17,7	15,7	55,4	18,5	3,22
117	2150	40,0	35,0	12,0	87,0	29,0	14,93

Eine Korrelation der Längenzunahme mit der Seehöhe ist aus dem Datenmaterial nur bedingt ersichtlich. Der Signifikanztest für den Rangkorrelationskoeffizienten (nach Spearman) fällt negativ aus. Der Vorzeichentest weist jedoch einen signifikanten Unterschied ($p = 0.05$) zwischen den Bereichen bis 1000 m und jenen über 1800 m auf. Mikroklimatische Standorteigenschaften überdecken zum Teil stark eine potentielle Abhängigkeit von der Höhenlage.

Ein Beispiel dafür sei Probe 117 (aus einer Seehöhe von 2150 m), welche sich durch ein überproportionales Längenwachstum auszeichnet. Die durch das Bodenrelief und die Vegetation höherer Pflanzen bedingten Standortbedingungen sind allerdings untypisch für alpine Regionen (windgeschützt, halbschattig).

Demgegenüber müssen die Proben 118 und 107 (Höhe 2130 m u. 2050 m) als typisch alpine Wuchsformen angesprochen werden. Sie entsprechen der *forma alpina* der Art *Hylocomium splendens* und sind im Gelände deutlich häufiger zu finden, als dies durch das Probenmaterial belegt ist.

Für das Längenwachstum der Moose in Waldbeständen hat auch der Anteil des Falllaubes gewisse Bedeutung (RINCON 1990).

Veränderungen des Wachstums, welche in Zusammenhang mit der Schwermetallimmission stehen (wie z. B. bei WEHR & WHITTON 1986, oder BENGTON et al. 1982) konnten bei den untersuchten Proben nicht festgestellt werden. Dies liegt an den überwiegend geringen Einträgen an den Untersuchungspunkten.

Die durchschnittliche Breite der Astfiedern beträgt 18,8 mm. Die Schwankungen um diesen Wert sind generell gering. Größere Abweichungen treten nur bei den Proben 118 und 107 auf (Mittelwert 10,7 mm) und der Probe 82 (Mittelwert 30 mm). Bei den ersten beiden der genannten Proben handelt es sich wieder um die alpinen Formen, die Probe 82 zeichnet sich generell durch sehr hohe Wachstumsleistungen aus.

Während die Verzweigungshäufigkeit über einer Seehöhe von 1000 m im Durchschnitt bei 5 % bis 10 % liegt, und die Anzahl von zwei neuen Segmenten pro Ausgangsast selten überschritten wird, zeigen Moose der tieferen Lagen eine größere Häufigkeit in der Anzahl von Tochtertrieben. Dabei können bis zu 4 Tochteräste auftreten (z. B. Probe 88 am Standort Achenkirch).

3.1.3.2 Biomasseproduktion (Abb.3.4 und Tab.3.3)

Die Gewichtszunahme verteilt sich nicht gleichmäßig auf die einzelnen Jahrestriebe. Durchschnittlich beträgt sie: 23% (1991), 36% (1990), 41% (1989). Die niedrigen Werte des Triebes 1991 lassen sich zum Teil auf unterschiedliche Entwicklungsstadien während der Aufsammlung zurückführen. Während die Formen höherer Lagen im Herbst einen Großteil ihres Wachstums bereits abgeschlossen haben, wird ein Teil der Biomasse der Moose mit längerer Vegetationsperiode erst im Spätherbst gebildet. Dadurch ist der Anteil der jüngsten Zuwächse an der Gesamtbiomasse etwas geringer. Unklar ist auch, mit welcher Regelmäßigkeit Vorjahrestriebe im nächsten Jahr noch Zuwächse zeigen.

Die mittlere Gewichtszunahme pro Jahr (unabhängig vom Standort) beträgt 15 mg TG.

Bestände aus der Collin- und Submontanstufe (bis 1000 m) und der Montan- und Subalpinstufe (bis 1800 m) weisen eine signifikant größere Gewichtszunahme (Vorzeichentest, $p = 0.05$) im Jahresgang auf als die Populationen der subalpinen und alpinen Stufe. Die Bestände bis 1800 m unterscheiden sich nicht signifikant von denen bis 1000 m. Sie schwanken in ihrem Wachstumsverhalten. Auch in diesen Höhenlagen wird die Biomasseproduktion durch die mikroklimatischen Standortbedingungen bestimmt, aber in deutlich geringerem Ausmaß als es beim Längenwachstum der Fall ist.

Der Unterschied zwischen den Polstern der Montanstufe und dem kompakten und dichten Wuchs der *fo. alpina* wird vor allem durch Tabelle 3.2 deutlich. Dabei wurde volumsbezogen gesammelt und später auf Flächendeckung hochgerechnet.

Tab. 3.2: Volums- und flächenbezogene Messungen in verschiedenen Höhenstufen; (n/Probe = 10).

Probe 118	Seehöhe 2050 m	7,64 g/dm ³	128 g m ⁻² yr ⁻¹
Probe 149	Seehöhe 900 m	5,20 g/dm ³	100 g m ⁻² yr ⁻¹
Probe 23	Seehöhe 350 m	4,20 g/dm ³	87 g m ⁻² yr ⁻¹

Die Dekompostierrate ist in alpinen Lagen deutlich geringer als in den wärmeren Tieflagen. Sechs und mehr Jahrestriebe treten in den tieferen Schichten der kompakten alpinen Polster regelmäßig auf. Dies erklärt auch die hohe Biomasse pro Volumseinheit. Die schnellwüchsigen Triebe der tieferen Lagen bilden hingegen zumeist lockere Polster. Ausnahmen bilden hier nur sehr alte Polster, welche ebenfalls kompakter sein können. Die Gründe dafür sind nicht genauer bekannt, die abgegrenzte Nischenbildung in stabilen Ökosystemen dürfte jedoch ein wichtiger Faktor sein.

Literaturvergleiche zeigen, daß die durchschnittlichen Wachstumsleistungen der mitteleuropäischen Pflanzen deutlich von denen aus Skandinavien abweichen. Nur die Messungen aus großen Höhenlagen (*fo. alpina*) korrelieren gut mit denen aus Skandinavien (z. B. BENGTON, FOLKESON & GÖRANSON 1982). Ansonst zeigen die skandinavischen Populationen geringere Gewichtszunahmen der Einzeltriebe. Die Angaben von RÜHLING (1985) liegen z. B. zumeist unter den eigenen Werten. RÜHLING findet einen Mittelwert von 10,6 mg/Segment/Jahr, die eigenen Werte zeigen einen durchschnittlichen Wert von 14,5 mg/Segment/Jahr. Auffällig ist, daß bei den Angaben von RÜHLING (1985) kein Standort einen Mittelwert von über 20 mg/Segment/Jahr zeigt, was bei den österreichischen Standorten mehrfach der Fall ist.

Tab. 3.3: Gewichtszunahme bei *Hylocomium splendens*, Seehöhe in m, alle Gewichtsangaben (incl. Standardabweichung) in mg Trockensubstanz.
MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung.

Gewichtsmessungen <i>Hylocomium splendens</i>							
Int.Nr.	Seehöhe	1989	1990	1991	Ges.gew.	MW 1J.	SD 1J.
23	350	28,5	23,68	21,71	71,9	23,97	11,1
147	470	9,03	12,13	8,16	29,32	9,77	4,53
82	800	41,99	28,62	10,91	81,5	27,17	7,67
149	900	20,17	28,61	6,59	55,37	18,46	4,93
140	950	26,15	33,78	6,41	66,33	22,11	10,7
79	1000	15,53	15,17	24,43	55,12	18,37	16,23
151	1100	26,3	14,4	1,37	42	14,00	7,31
28	1250	22,76	19,59	2,43	20,4	6,80	4,03
125	1250	7,08	6,69	6,63	44,78	14,93	3,33
70	1440	32,15	28,88	29,64	90,6	30,20	8,6
122	1650	10,91	12,26	4,51	27,68	9,23	3,04
154	1660	18,97	13,78	2,27	35	11,67	3,30
66	1760	17,93	9,52	2,28	29,73	9,91	2,03
998	1800	31,06	16,5	3,95	51,5	17,17	4,17
120	1850	12,14	7,93	3,00	23	7,67	1,90
118	2050	8,08	7,89	2,19	18,1	6,03	2,37
107	2130	5,85	6,18	3,89	15,92	5,31	2,43
117	2150	9,83	7,89	6,08	23,8	7,93	2,70

Der Bezug auf die Flächeneinheit, welcher für die Depositionsraten von Bedeutung ist, zeigt mit Ausnahme der dichtgepackten Hochlagenpolster keine gravierenden höhenabhängigen Unterschiede.

Während in den höheren Bereichen viele dichtgepackte aber kleinere Individuen pro Flächeneinheit zu finden sind, sind es in tieferen Lagen einige wenige Exemplare, welche großteils breiter gefiedert sind. Dieser lockere Wuchs scheint auch die Ursache dafür zu sein, daß trotz geringerer Wachstumsleistung der Einzelpflanzen die Biomasse pro Flächeneinheit in Skandinavien durchschnittlich höher ist als bei heimischen Beständen. RÜHLING (1985) beobachtet im übrigen das gleiche Phänomen, daß mit zunehmendem Gewicht der Einzeltriebe die Polsterdichte abnimmt.

Die reelle Flächenabdeckung einer Sammelstelle durch die letztjährigen Triebe des Polsters liegt laut RÜHLING & TYLER (1971) meist bei 75 %. RÜHLING (1985) schlägt deshalb für Flächenberechnungen einen Korrekturfaktor von 1,3 vor.

Abb. 3.1: Zunahme der Biomasse im Untersuchungszeitraum;
Gewichtsangaben in mg TG; Moosarten: R.r. = *Rhytidium rugosum* (n=50) (1989 - 1991);
C.m. = *Ctenidium molluscum* (n=50) (1990-1991); H.c. = *Hypnum cupressiforme* (n=100)
(1989 - 1991); P.s. = *Pleurozium schreberi* (n=100) (1989 - 1991);
H.s. = *Hylocomium splendens* (n=170) (1989 - 1991).

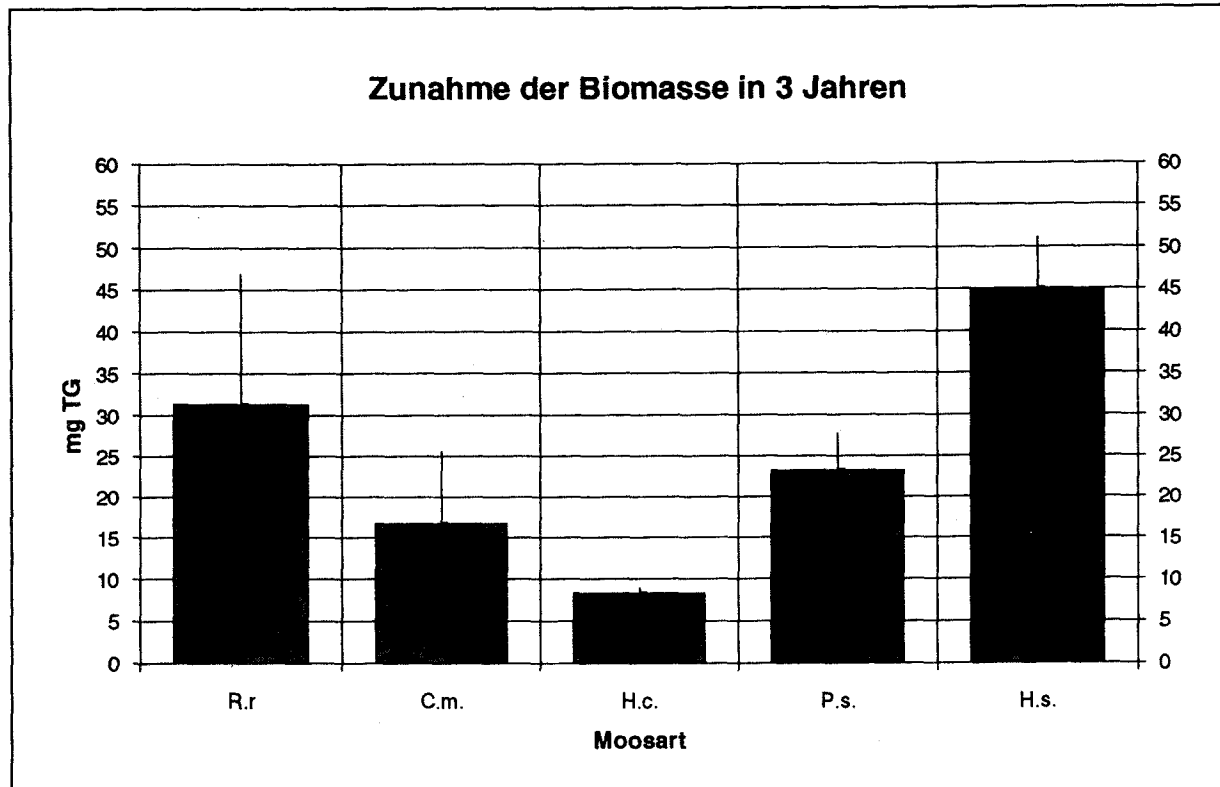


Abb. 3.2: Längenzuwächse im Untersuchungszeitraum
Längenzuwächse in mm; Arten: R.r. = *Rhytidium rugosum* (n=50),
C.m. = *Ctenidium molluscum* (n=50), H.c. = *Hypnum cupressiforme* (n=100);
P.s. = *Pleurozium schreberi* (n=100); H.s. = *Hylocomium splendens* (n=170).

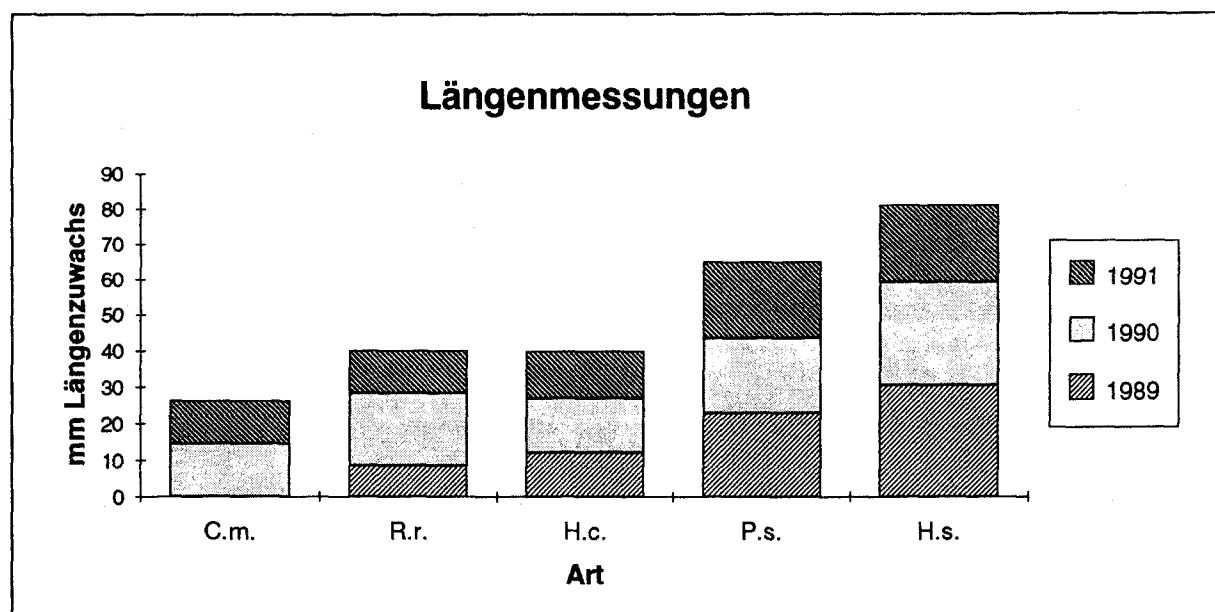


Abb. 3.3: Messungen des Längenwachstums bei *Hylocomium splendens* in den Jahren 1989-1991 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m, Längenzuwachs in mm, Zahl der Proben pro Standort und Jahr, $n = 10$.

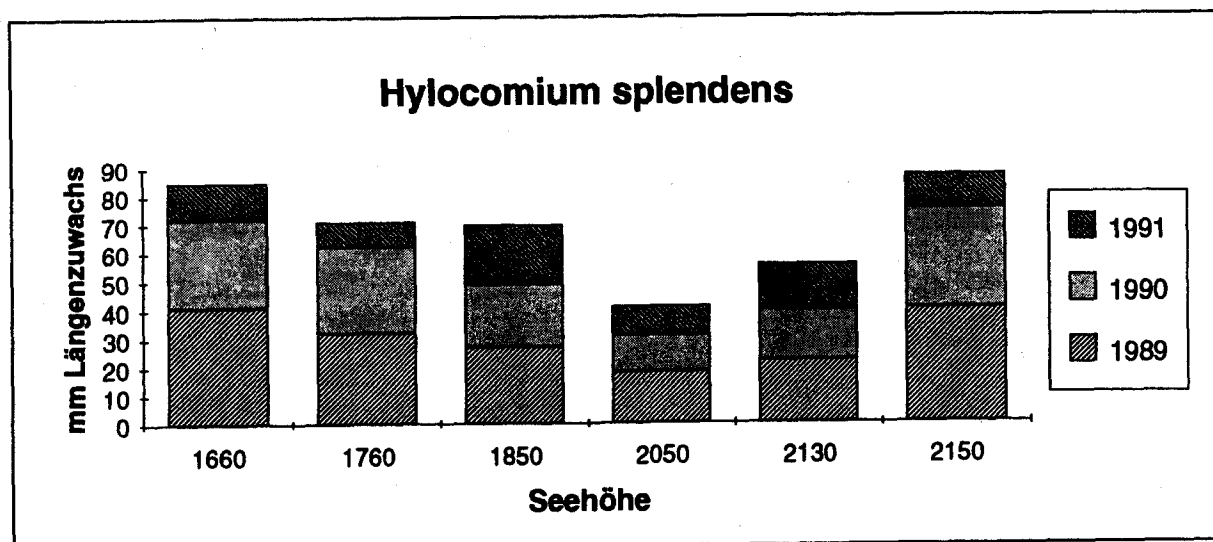
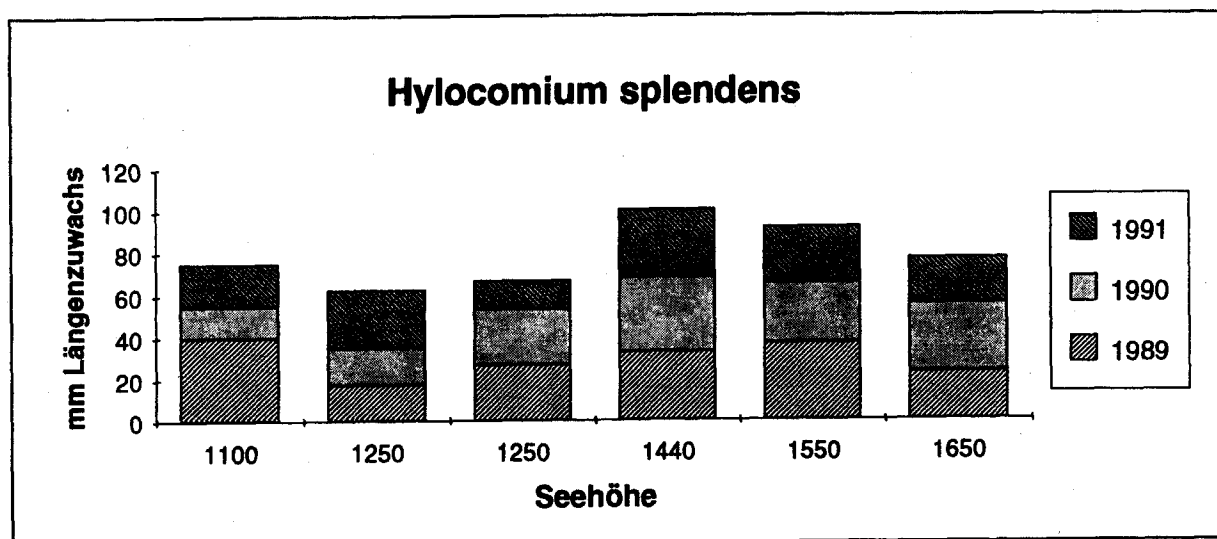
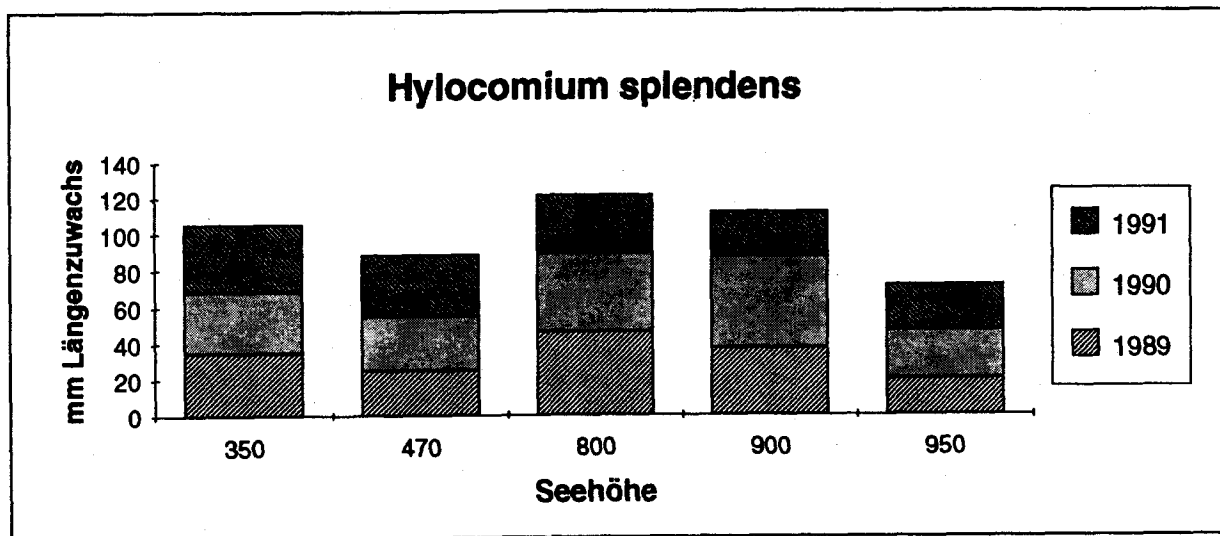
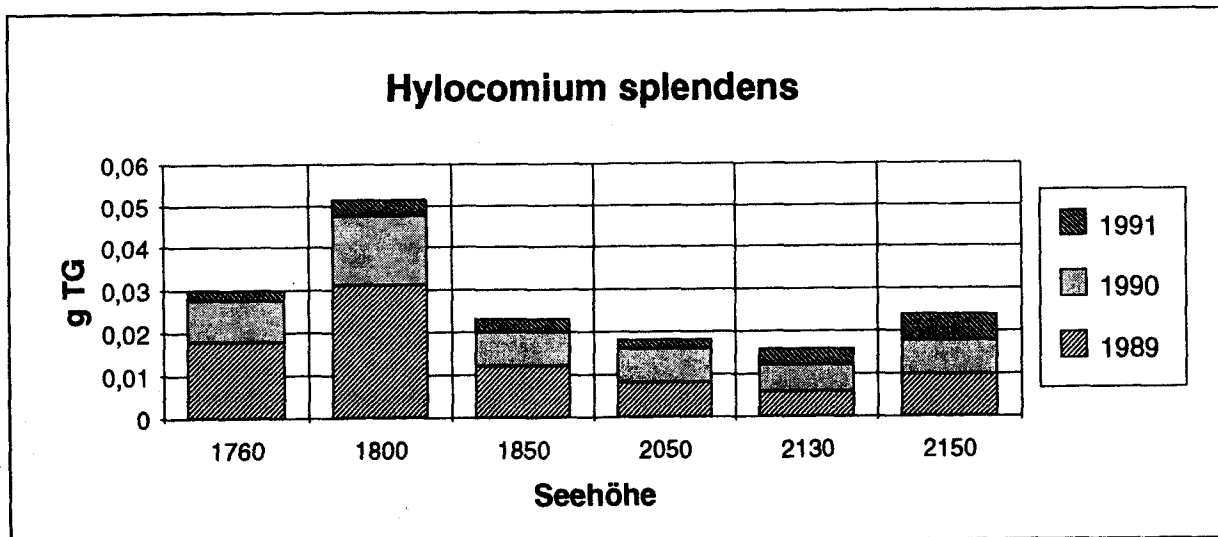
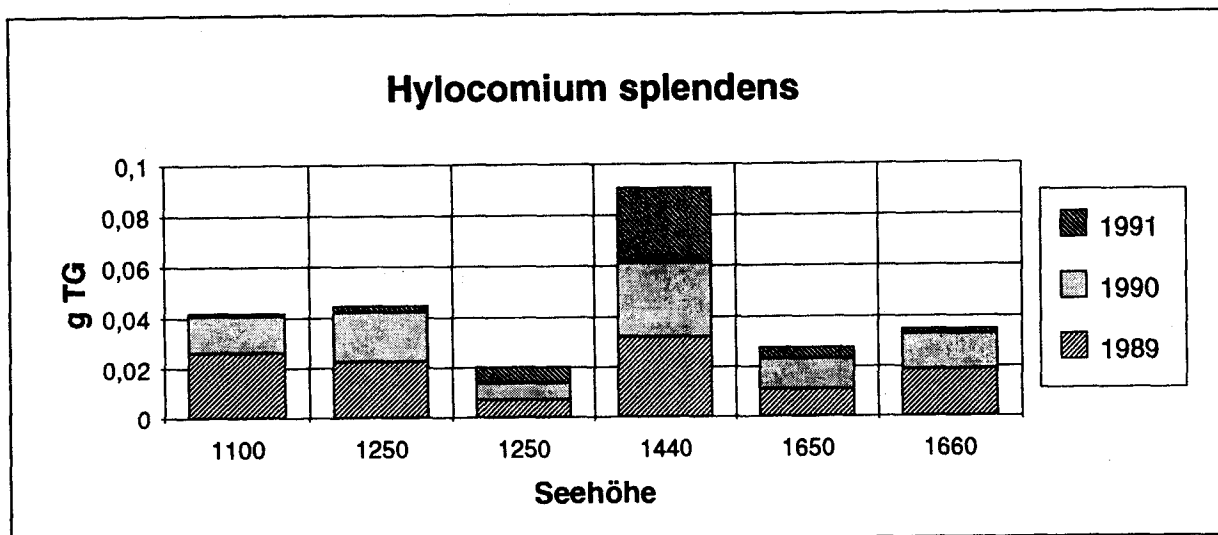
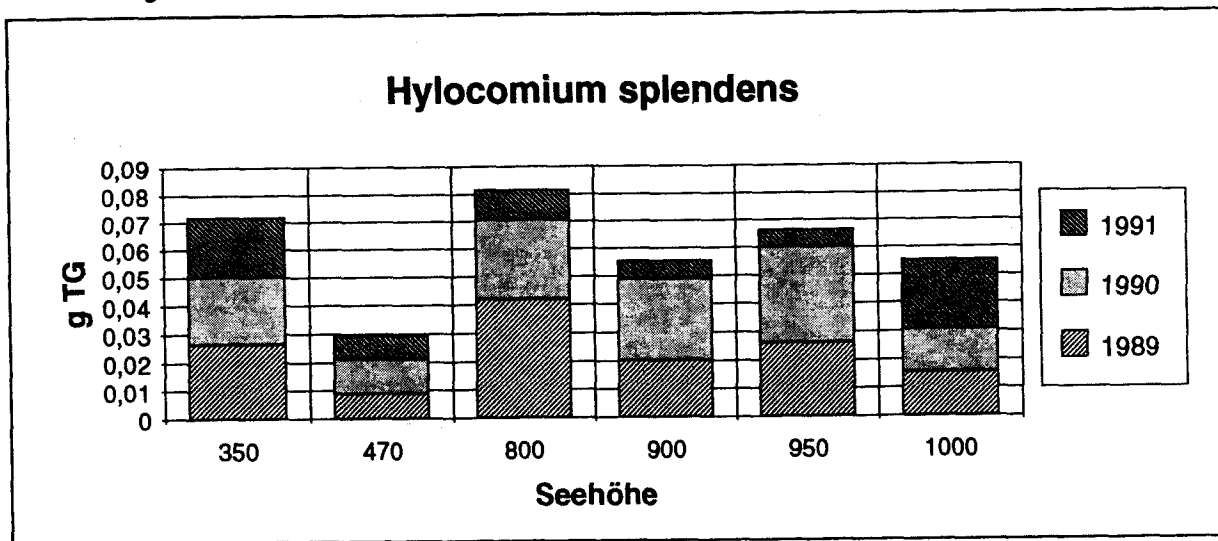


Abb. 3.4: Messungen des Zuwachses an Biomasse bei *Hylocomium splendens* in den Jahren 1989-1991 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m; Gewichtszunahme in g Trockengewicht; Zahl der Proben/Standort und Jahr $n = 10$.



3.2 **PLEUROZIUM SCHREBERI (BRID) MITT.** (Fam. *Hylocomiaceae*)

3.2.1 Morphologische Kennzeichnung

Das Moos bildet gelb- bis dunkelgrüne, glänzende Decken. Die Stengel älterer Triebe sind auffallend dunkelrot gefärbt. Dies ist ein gutes Differenzierungsmerkmal gegenüber ähnlichen Arten (z. B. *Scleropodium purum*, *Entodon schleicheri*).

Die morphologische Kennzeichnung der einzelnen Jahrestriebe ist nicht deutlich ausgeprägt. LONGTON & GREEN (1969) geben die Lage der Gametangien als ein Kriterium zur Jahresbestimmung an. Da in unseren Breiten *Pleurozium* sehr selten fruchtet, scheidet dieses Kriterium in der Praxis der Aufarbeitung aus. Jahrestriebe sind in dieser Untersuchung wie auch bei PAKARINEN & RINNE (1979) vor allem aufgrund der Dichte und Länge der Verzweigungen unterschieden worden. Am Ende einer Wachstumsperiode ist zudem eine größere Häufung an Stammblättchen, in rosettenartiger Anordnung, zu finden. Ebenso dürften Gewebeveränderungen eine "programmierte Bruchstelle" bilden. Dieses Phänomen, welches einen Aspekt der vegetativen Verbreitung darstellt, kann bei der Aufarbeitung besonders vorteilhaft sein. Die grünen Teile sind zumeist 1,5 Jahre alt, d. h. daß für den Untersuchungszeitraum auch gelbgrüne bzw. gelbbraune Teile verarbeitet und analysiert werden müssen. Zum Teil sind die drei Jahre alten Triebe schon stärker verwittert und in wenigen Fällen für eine Analyse nicht mehr zu verwenden.

Auch bei *Pleurozium* zeichnen sich die Decken aus alpinen Beständen durch einen kompakten Wuchs aus.

3.2.2 Ökologie und Soziologie

Die Lebensform von *Pleurozium* entspricht der eines "perennial stayers" (nach DURING 1979). Bevorzugt wächst es auf saurem Untergrund. Hauptlebensräume sind Nadelwälder, Heide und Hochmoore. In kalkreichen Gebieten wächst es nur über dicken Rohhumuslagen. Außerhalb der Kalkgebiete ist es weit verbreitet.

Pleurozium schreberi hat holoarktische, bipolare Verbreitung. In den Alpen kommt es auch weit über der Baumgrenze vor (DÜLL 1991).

3.2.3 Wachstumsmessungen

Die Wachstumsleistungen von *Pleurozium* liegen z. T. beträchtlich unter denen von *Hylocomium splendens*. Vor allem aufgrund einer geringeren Verzweigungsdichte von *Pleurozium* ist der Biomassezuwachs nur etwa halb so groß wie der bei *Hylocomium*. Die Gewichtszunahme entspricht etwa der von *Ctenidium molluscum*. (siehe auch Abb. 3.1 und Abb. 3.2) Für diese Untersuchungen wurden 100 Stämmchen von 10 Standorten vermessen.

3.2.3.1 Längenwachstum (Abb. 3.5 und Tab. 3.4) und Verzweigung

Die jährlichen Längenwachstumsraten sind aus Tabelle 3.4 ersichtlich und liegen in Abhängigkeit von Standort und Jahr zwischen 7 mm und 45 mm. Das Längenwachstum von 1989 und 1991 liegt deutlich über dem von 1990. Es besteht aber diesbezüglich kein direkter Zusammenhang zur Biomasseverteilung ! (siehe dort).

Stämmchen aus dem Inneren eines dichten Polsters haben oft kürzere Jahrestriebe als die Randpflanzen. Die Längenzuwächse sind mit denen von PAKARINEN & RINNE (1979) vergleichbar. Die Regressionsanalyse zeigt keine signifikante Korrelation zwischen der Höhen-

zunahme und dem Längenwachstum. Die Proben über 1600 m unterscheiden sich jedoch signifikant ($p = 0.05$) von denen tieferer Lagen.

Die durchschnittliche Breite der Pflanzen liegt bei 14,4 mm, woraus sich eine durchschnittl. Länge der Verzweigungen von ca. 7 mm ergibt. Größere Abweichungen von der Verzweigungslänge gibt es wieder nur bei den Hochlagenpolstern (Probe 105/2260 m Seehöhe).

Tab. 3.4: Längenzuwachs bei *Pleurozium schreberi*;
Seehöhe in m, Längenmessungen in mm. MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung.

Pleurozium schreberi Längenmessungen							
Int.Nr.	Seehöhe	1989	1990	1991	Ges.lg.	MW 1J.	SD 1J.
147	470	35	22,5	25	82,5	27,5	6,61
141	950	17,5	17,5	22,5	57,5	19,2	2,89
9	960	32,5	30	30,7	93,2	31,1	1,29
113	1250	25	22,3	21,7	69	23	1,76
70	1440	25	27,6	30	82,6	27,5	2,5
112	1550	30	30	25	85	28,3	2,89
69	1600	18,5	13,5	20	52	17,3	3,4
111	1750	15	13,3	11,7	40	13,3	1,65
110	1950	18	16,7	20	54,7	18,2	1,66
105	2260	12,5	12,5	9	34	11,3	2,02

3.2.3.2 Biomasseproduktion (Abb 3.6 u. Tab. 3.5))

Die Gewichtsmessungen zeigen Dreijahresmittelwerte zwischen 9,9 mg TG (hochalpiner Standort) und 33,9 mg TG (Hochmontanstufe). Die mittlere Jahreszunahme ist 7,8 mg TG. Die Standardabweichungen an einem Standort sind im Mittel gering. (Siehe auch Tab. 3.5) Die Verteilung der Biomasse auf die einzelnen Jahrgänge bringt folgende Ergebnisse: 35,6% (1991), 34,5% (1990), 30% (1989). Die geringere Biomasse des Jahres 1989 läßt sich dadurch erklären, daß dieser Jahrestrieb bereits fast ausschließlich aus gelbbraunen Trieben besteht, bei welchen teilweise bereits Zersetzungs Vorgänge eingesetzt haben.

Tab. 3.5: Gewichtszunahme bei *Pleurozium schreberi*;
Seehöhe in m, alle Gewichtsangaben (incl. Standardabweichung) in mg Trockensubstanz;
MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung.

Gewichtsmessungen Pleurozium							
Int.Nr.	Seehöhe	1989	1990	1991	Ges.gew.	MW 1J.	SD 1J.
147	470	11,07	9,27	5,98	33,93	11,31	2,04
141	950	6,11	8,21	9,19	23,50	7,83	3,15
9	960	6,96	8,92	8,95	24,80	8,27	2,98
113	1250	7,04	12,65	14,24	33,93	11,31	1,90
70	1440	7,45	8,06	7,16	22,67	7,56	2,10
112	1550	7,00	10,56	6,70	24,25	8,08	0,40
69	1600	8,84	8,84	10,93	28,60	9,53	1,57
111	1750	4,69	5,30	7,26	17,20	5,73	1,77
110	1950	6,03	6,44	8,21	20,68	6,89	2,53
105	2260	3,41	2,91	3,59	9,91	3,30	1,02

Abb. 3.5: Messungen des Längenwachstums bei *Pleurozium schreberi* in den Jahren 1989-1991 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m, Längenzuwachs in mm, Zahl der Proben pro Standort und Jahr, $n = 10$.

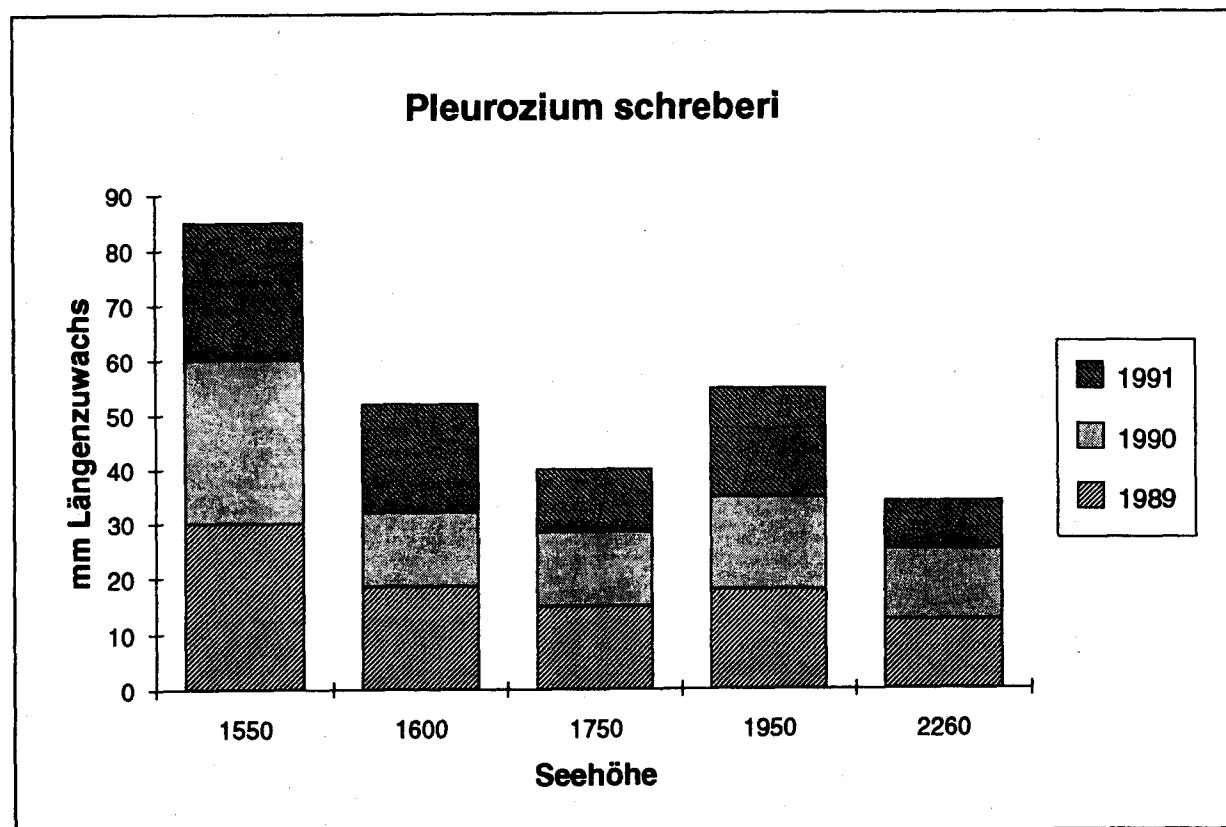
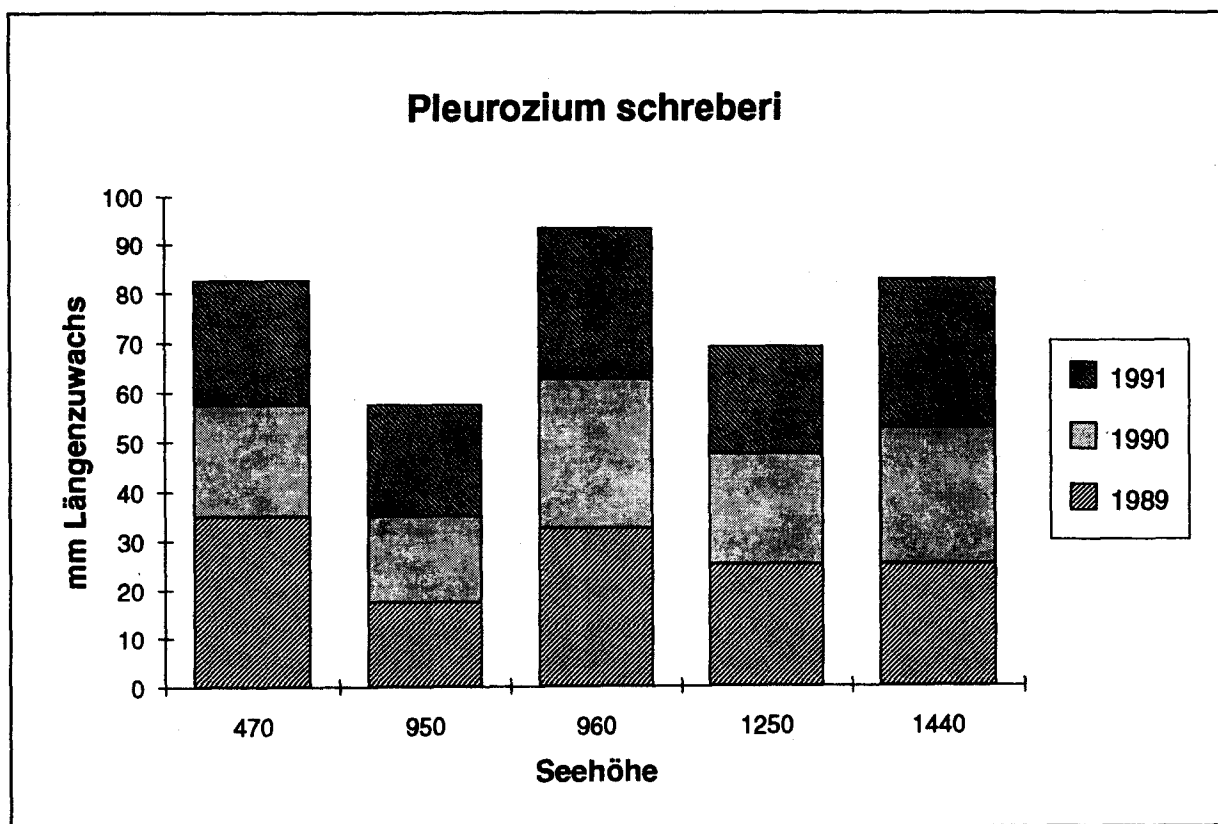
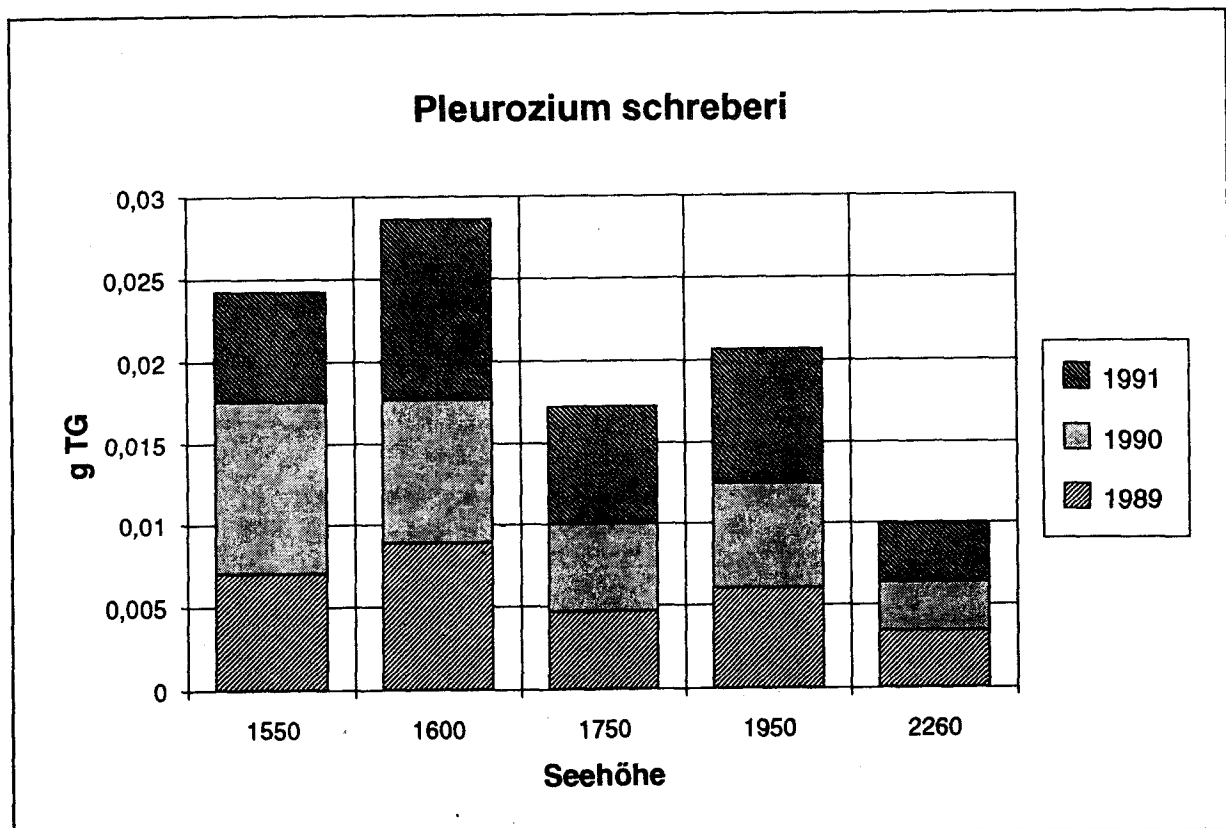
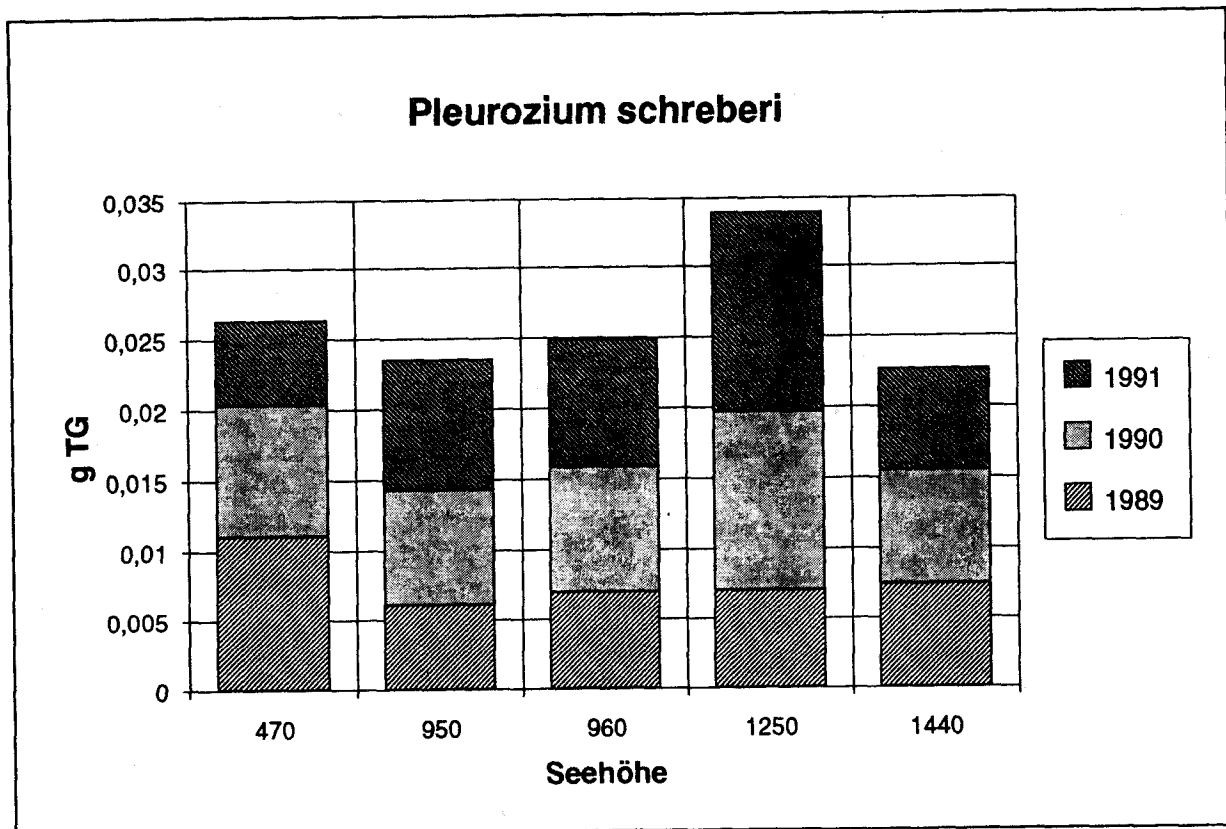


Abb. 3.6: Messungen des Zuwachses an Biomasse bei *Pleurozium schreberi* in den Jahren 1989-91 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m; Gewichtszunahme in g Trockengewicht; Zahl der Proben/Standort und Jahr $n = 10$.



3.3 *Hypnum cupressiforme* agg. (Fam. Hypnaceae)

Hypnum cupressiforme stellt ein morphologisch und ökologisch weitgefächertes Aggregat dar. Für die laufenden Untersuchungen wurde überwiegend die Art *Hypnum cupressiforme* Hedw. s.str. verwendet. Im pannonisch getönten Osten Österreichs wächst an geeigneten Sammelpunkten vor allem die Unterart *Hypnum lacunosum* (Brid.) Hoffm. (syn. *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*).

3.3.1 Morphologische Kennzeichnung

Hypnum cupressiforme s. str. bildet zumeist glänzende, grüne Decken (MÄGDEFRAU 1982), von oft mehreren dm² Größe. Die Stämmchen sind unregelmäßig verzweigt. Ein gutes makroskopisches Erkennungsmerkmal ist die oberseits abgeflachte, einseitswendige, sichelförmige Beblätterung. Die Art fruchtet relativ häufig.

Die Sippe *H. lacunosum* zeichnet sich durch gelbgrüne bis goldbraune Beblätterung aus. Die Äste sind feucht kätzchenartig angeschwollen (FRAHM & FREY 1987). Die Verwechslung mit der Monitoringart *Rhytidium rugosum*, welche auf ähnlichen Standorten wächst, ist leicht möglich (zur Unterscheidung siehe dort).

Die Feststellung der Jahreszuwächse gestaltet sich bei *Hypnum cupressiforme* bisweilen sehr schwierig (siehe auch Kap. Längenwachstum).

Die Gliederung der Jahrestriebe kann bei *H. cupressiforme* s.str. am besten über den Wechsel in der Dichte der Beblätterung des Hauptstammes (JENDRALSKI 1955, LACKNER 1939), der Änderung der Hauptwuchsrichtung bzw. einen Wechsel in der Dichte der Verzweigung erfolgen. Der Anteil der vollgrünen Sprosse beschränkt sich zumeist auf das letzte Jahr, in 30 % der untersuchten Pflanzen auf 2 Jahre, wobei dann die unteren Abschnitte häufig gelbgrün sind. Überwiegend ist der zweite Jahrestrieb aber gelb bis gelbbraun, der dritte Jahrestrieb nicht selten dunkelbraun. Mit wenigen Ausnahmen, in denen der drei Jahre alte Anteil bereits stark zersetzt ist (z. B. Probe 95 und 115), geht die Beblätterung erst im darauffolgenden Jahr oder später verloren. Manchmal bilden die älteren Stämmchen einen kompakten, dichten Filz, welcher sich gemeinsam mit den daran haftenden jüngeren Abschnitten leicht als Ganzes von der Unterlage lösen läßt.

Bei der Unterart "*lacunosum*" besteht eine mehr oder weniger deutliche Trennung zwischen den Herbst- und den Frühjahrszuwächsen, deren Ursache vorwiegend in der sommerlichen Trockenheit der Standorte zu suchen ist (siehe unten). Bei der Unterart "*lacunosum*" sind in den meisten Fällen nur die letztjährigen Zuwächse grün. Die 2 Jahre alten Triebe liegen häufig als wenig verzweigte Einzelstämmchen dicht nebeneinander (die alten Verzweigungen haben sich abgelöst und bilden selbständige Pflanzen). 3jährige Triebe sind fast immer entblättert (z. B. Probe 29 und 78) und nur mehr in Einzelfällen vorhanden.

3.3.2 Ökologie und Soziologie

Hypnum cupressiforme ist ein ausgesprochen euryökes Moos und kann deshalb als Ubiquist angesprochen werden. Es kommt auf Gestein (breite pH-Amplitude), Lebend- und Totholz sowie Böden vor. Es besiedelt schattige und vollsonnige Standorte. *Hypnum cupressiforme* ist besonders konkurrenzkräftig (DÜLL 1987).

Die Unterart *lacunosum* wächst vorwiegend auf kalkhaltigen, sonnigen Trockenrasen und Halbtrockenrasen. Es meidet die Beschattung durch Gräser (*Festuca* sp. u.a.). Häufig ist es in beweideten oder extensiv genutzten Halbtrockenrasen zu finden.

Als Lebensformtyp entspricht *Hypnum* am ehesten den "perennial shuttle species", welche gegenüber den "perennial stayers" eine erhöhte Vermehrungsrate zeigen.

Hypnum cupressiforme ist in temperaten Klimaten kosmopolitisch verbreitet (DÜLL 1991). Die Sippe "*lacunosum*" hat in Österreich einen Schwerpunkt in kontinental getönten Bereichen.

3.3.3 Wachstumsmessungen

Hypnum cupressiforme ist innerhalb der Monitoringarten das am wenigsten produktive Moos (u.a. FURNESS & GRIME 1982). Die jährlichen Zuwächse sind nicht nur an der Sproßspitze und den neuen Verzweigungen, sondern auch an den vorjährigen Fiedern zu finden. Vergleichbare Wachstumsuntersuchungen zu *Hypnum* liegen nur in geringem Umfang vor (z. B. PITKIN 1975, SIMON 1987).

Hauptwachstumsperioden des Moores sind Zeiten mit erhöhten Niederschlägen und geringer Evaporation (PITKIN 1975). Demgegenüber treten Temperaturunterschiede nicht so deutlich hervor (FURNESS & GRIME 1982). Standortbedingt kommt es daher bei der Unterart "*lacunosum*" zu keiner "Winterpause", da bei zumeist fehlender Schneebedeckung selbst bei Temperaturen um den Nullpunkt noch positive Photosyntheseleistungen erbracht werden (ATANASIU 1971). Dafür tritt eine Sommerstagnation ein (siehe oben). Die Unterart "s.str." wächst vorwiegend im Frühsommer und im Herbst, in Gebieten mit höherer Schneebedeckung kommt es zu einer längeren Winterpause.

Insgesamt bestehen daher keine größeren Unterschiede in der Wuchsleistung zwischen den Tieflandformen des Ostens ("*lacunosum*") und den Arten der subatlantischen Montanstufe ("s.str.").

Von 10 Standorten wurden 100 Stämmchen vermessen.

3.3.3.1 Längenwachstum (siehe Abb. 3.7, Tab. 3.6)

Die Extremwerte der jährlichen Zuwachsraten betragen 6 mm und 20 mm, das über alle Stämmchen und Jahre errechnete Mittel liegt bei 13,3 mm ($x \pm 4,8$ mm). Die Länge der jährlichen Neuzuwächse an den Verzweigungen ist gering, sie liegt im Minimum bei 2 mm und im Maximum bei 12 mm. Der extrapolierte Durchschnitt liegt bei 5 mm. Die Anzahl der Seitenäste beträgt zwischen 2 und 6 pro Jahr. In einzelnen Fällen lag sie aber bei 11 Ästen pro Jahr! Dieses Phänomen trat bei stoloniforem Wuchs auf. SIMON (1987) kommt bei flächenbezogenen Längenmessungen auf 33 cm (!) Astlänge pro cm².

Eine Korrelation zwischen der Seehöhe des Standortes und der Wuchsleistung konnte bei den untersuchten Proben nicht festgestellt werden.

Tab. 3.6: Längenzuwachs bei *Hypnum cupressiforme*; Seehöhe in m; Längenmessungen in mm.
MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung.

<i>Hypnum cupressiforme</i> Längenmessungen							
Int.Nr.	Seehöhe	1989	1990	1991	Ges.lg.	MW 1J.	SD 1J.
78	110	0	16	12	28	14	2,83
29	180	0	16	17	33	16,5	0,71
95	610	16	21,7	13,7	51,3	17,1	4,11
115	650	15	17,3	14,3	46,6	15,5	1,57
104	740	18	15	15,7	48,7	16,2	1,58
142	950	12,5	8,3	8,3	29,1	9,7	2,42
50	900	18	19	18	55	18,3	0,58
55	1400	17,5	13,3	8,7	39,5	13,2	4,42
55,1	1400	12	10,6	11	33,6	11,2	0,72
55,2	1400	13,5	11,6	9	34,1	11,4	2,26

3.3.3.2 Biomasseproduktion (Abb. 3.8, Tab. 3.7)

Die Gewichtszuwächse von drei Jahren liegen zwischen 5,1 mg und 12,6 mg. Der mittlere Zuwachs aller Proben beträgt 2,8 mg Trockensubstanz pro Jahr.

Die Verteilung der Biomasse ist bei den Pflanzen mit drei Jahrestrieben: 31 % (1991), 36,9 % (1990) und 32,1 % (1989). Bei nur 2 analysierbaren Jahrestrieben ist die Aufteilung mit 51,9 % (1991) und 48,1 % (1990) fast gleichmäßig.

Tab. 3.7: Gewichtszunahme bei *Hypnum cupressiforme*; Seehöhe in m; alle Gewichtsangaben (incl. Standardabweichung) in mg Trockensubstanz.
MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung.

Gewichtsmessungen <i>Hypnum</i>							
Int.Nr.	Seehöhe	1989	1990	1991	Ges.gew.	MW 1J.	SD 1J.
78	110	0	2,71	2,85	5,56	2,21	0,63
29	180	0	2,76	4,69	7,45	2,76	1,07
139	300	1,55	2,3	1,29	5,14	1,71	0,87
95	610	0	2,16	2,25	4,41	3,58	0,6
115	650	0	3,16	2,35	5,51	4,43	0,53
104	740	2,31	2,38	4,34	9,03	3,01	1,23
50	900	2,63	2,74	1,79	7,16	2,39	0,7
142	950	3,03	2,99	2,83	8,85	2,95	0,77
997	1100	2,1	2,21	1,09	5,39	1,8	0,43
55	1400	3,24	4,64	4,72	12,59	4,2	1,43

Abb. 3.7: Messungen des Längenwachstums bei *Hypnum cupressiforme* in den Jahren 1989-1991 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m, Längenzuwachs in mm, Zahl der Proben pro Standort und Jahr, $n = 10$.

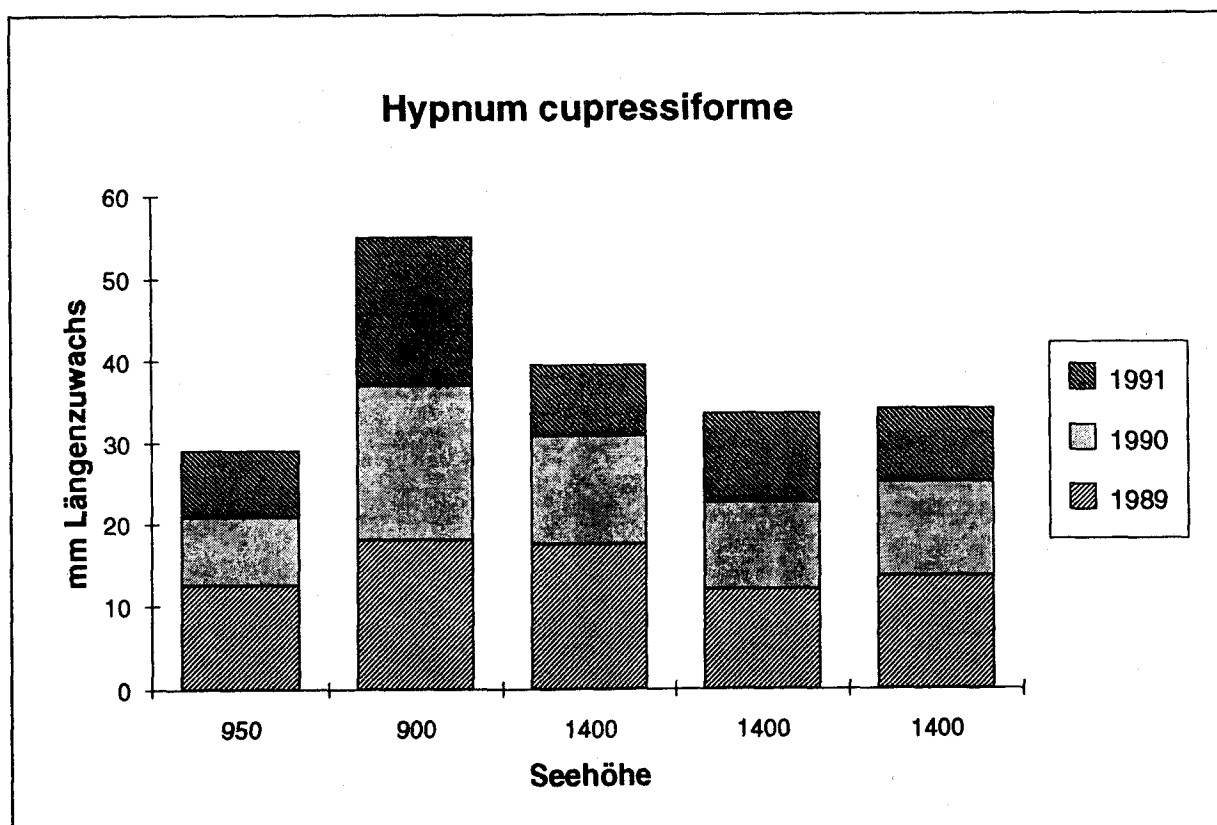
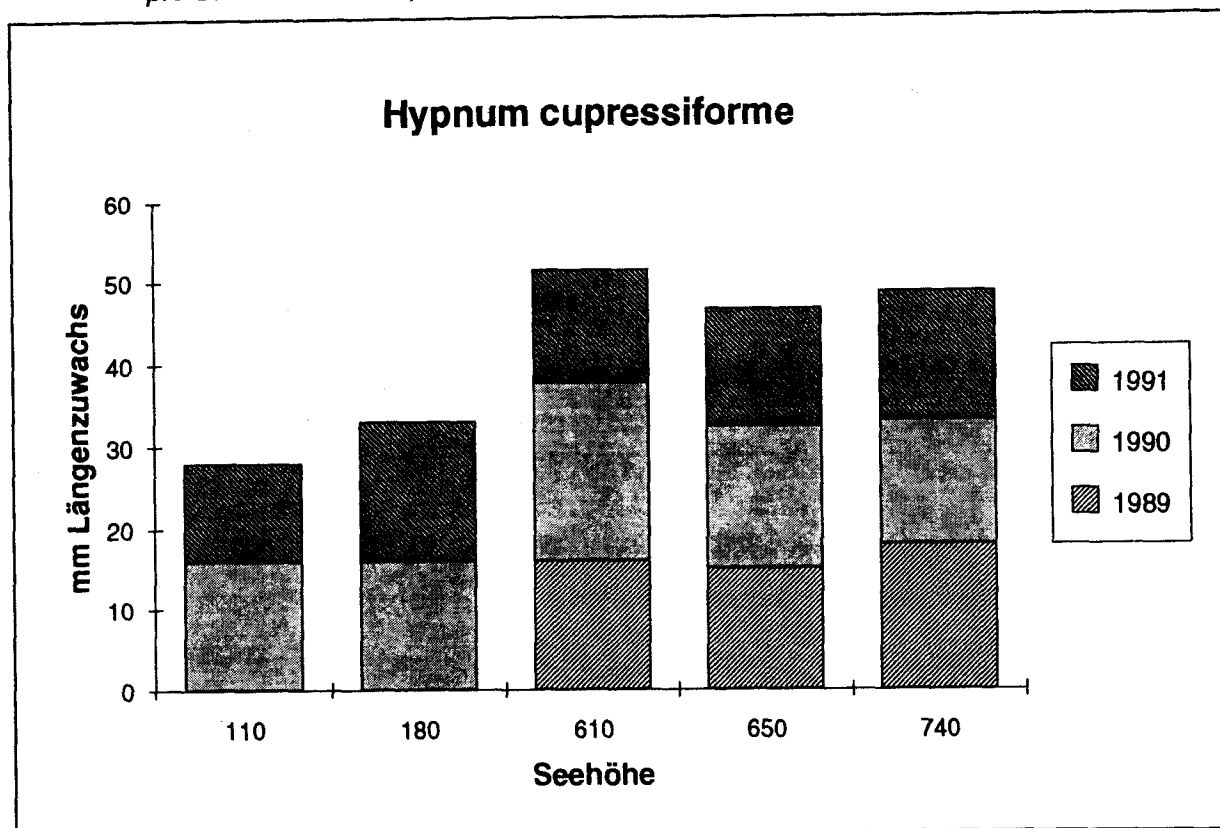
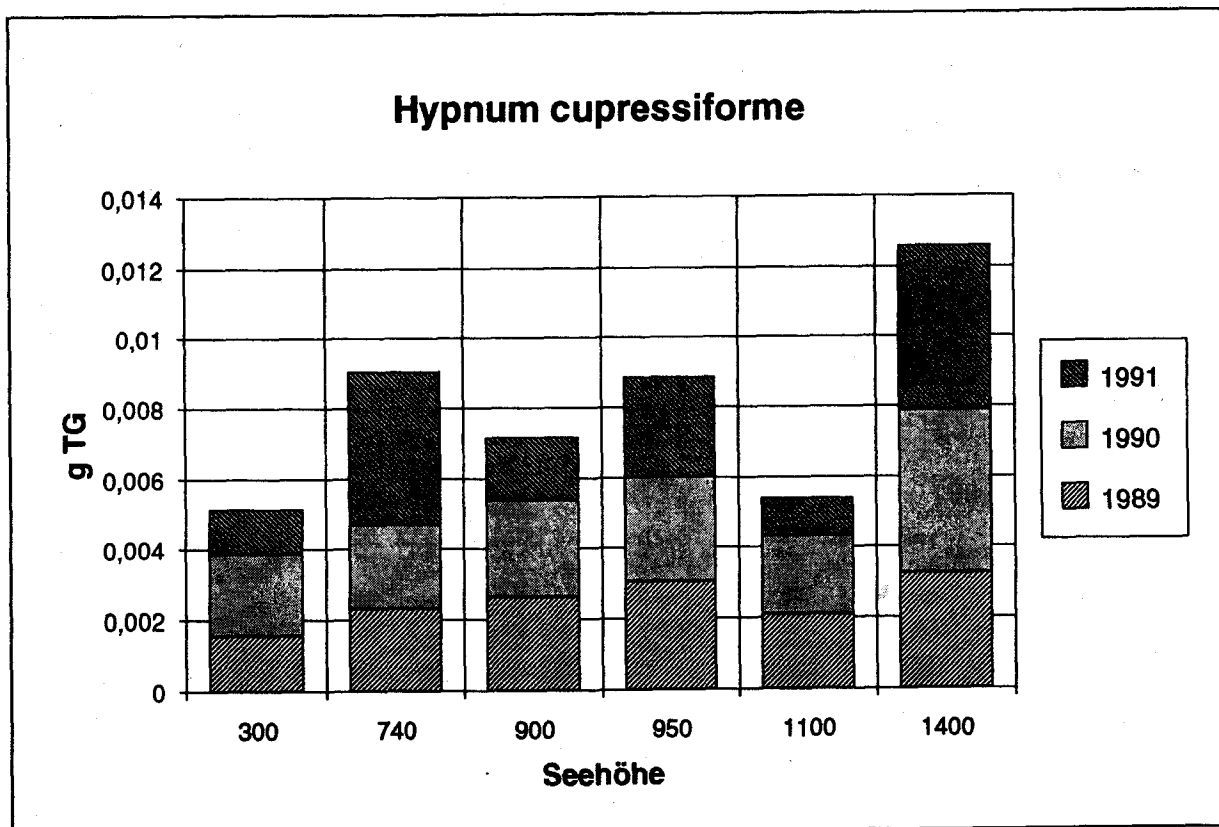
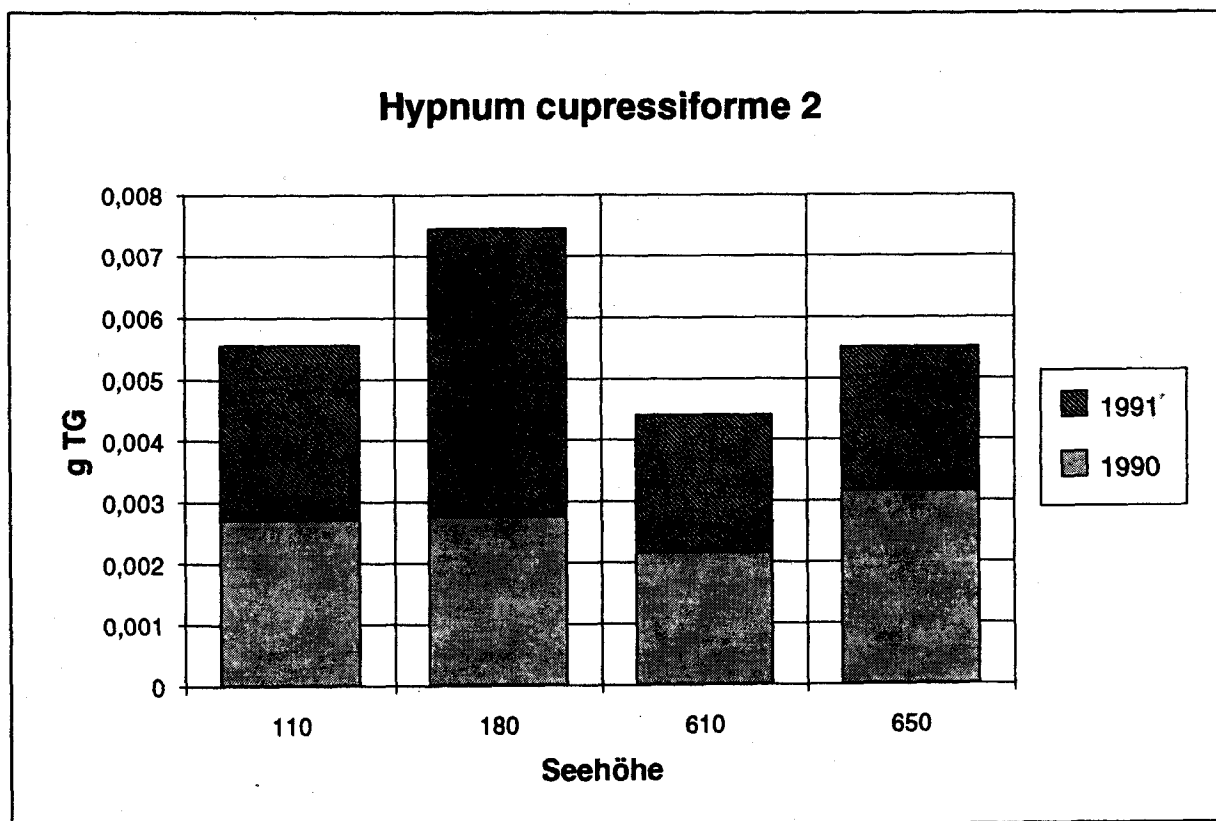


Abb. 3.8: Zunahme der Biomasse bei *Hypnum cupressiforme* in den Jahren 1989-1991 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m; Gewichtszunahme in g Trockengewicht; Zahl der Proben pro Standort und Jahr $n = 10$.



3.4 *Rhytidium rugosum* (HEDW.) KINDB. (Fam. *Rhytidiaceae*)

3.4.1 Morphologische Kennzeichnung

Rhytidium mit seinen grünen bis goldgelben, kräftigen Trieben bildet oft metergroße Decken bzw. Hochrasen aus, welche dem Substrat nur locker aufliegen. Die Stämmchen tragen einseitswendige, sichelförmige Blätter, die teils hohl und zumeist wellig-faltig sind (DÜLL 1987). Verwechslungsgefahr besteht höchstens mit *Hypnum lacunosum* (einer oben beschriebenen Monitoringart), von welchem sich *Rhytidium* durch die nicht glänzenden, faltigen Blätter und der bis zur Blattmitte reichenden Rippe im Gelände gut unterscheiden läßt. Die Verzweigungen treten unregelmäßig auf, sind zum Teil aber dicht fiederförmig.

Die Trennung der Jahrestriebe ist nicht allzu schwierig, die bei *Hypnum* genannten Kriterien sind ähnlich denen bei *Rhytidium*, nur daß sie hier deutlicher ausgeprägt sind. Die Änderung der Wuchsrichtung des Haupttriebes sowie der Wechsel in der Dichte der Verzweigungen spielt eine größere Rolle. Ähnlich wie bei *Pleurozium* treten auch bei *Rhytidium* Bruchstellen an den Enden der Wachstumsperioden auf. Diese für die Fortpflanzungsstrategie wichtige Eigenschaft kann man sich bei der Aufarbeitung der Proben zunutze machen. Die photosynthetisch aktiven Anteile (grün, gelbgrün, goldgelb) beschränken sich fast ausnahmslos auf die Zuwächse des letzten Jahres. Bei Aufsammlungen im Frühherbst sind selbst diese oft stark verbräunt. Die zweijährigen Anteile der Pflanzen sind durchwegs braun. In den pannonischen Trockenrasen sind die dreijährigen Äste, falls noch vorhanden, bereits stark entblättert. In gemäßigteren Klimaten sind mehrere Jahrestriebe noch von braunen Blättern bedeckt. Das bei *Hypnum lacunosum* geschilderte Phänomen des Abbrechens von Seitenästen und der daraus bedingten Neubildung von eigenständigen Individuen tritt auch hier auf.

3.4.2 Ökologie und Soziologie

Hauptvorkommen der Art sind offene Stellen in sonnigen Halbtrocken- oder Trockenrasen über kalkreichen Böden (DÜLL 1987). Ein weiterer Schwerpunkt ist das Vorkommen in wärmeliebenden, lichten Rot- oder Schwarzföhrenwäldern, wie sie in den inneralpinen Trockentälern oder im Osten Österreichs weit verbreitet sind.

Die Lebensform dieses Mooses entspricht den "annual shuttle species" (DURING 1979) mit deutlichem Schwerpunkt in der vegetativen Vermehrung.

Rhytidium ist holoarktisch verbreitet und entspricht dem subborealen Arealtyp (DÜLL 1991).

3.4.3 Wachstumsmessungen

In schneearmen Gebieten liegt die Hauptwachstumsphase zweifelsohne im Winterhalbjahr. Optimale Temperaturanpassungen lassen das Moos selbst an den zumeist wenig bryophilen Standorten Ostösterreichs erstaunliche Zuwachsraten aufweisen. Die Art dürfte im Sommer auch die Feuchtigkeit des morgendlichen Taus erfolgreich für Photosynthesezwecke nutzen (DÜLL 1987).

Die Längenzuwächse am Hauptstamm sind zugunsten der Dichte und Länge der Verzweigungen verringert.

3.4.3.1 Längenwachstum und Verzweigung (Abb. 3.9 Tab. 3.8)

Die jährliche Längenzunahme liegt bei 15,7 mm (Durchschnitt aller Proben), wobei die Abweichungen aber beträchtlich schwanken (Max. Wert 30 mm, Min. 7 mm).

Die Verzweigungen setzen häufig an den vorjährigen Trieben an. Ihre Anzahl ist beträchtlich, selten weniger als 6.

3.4.3.2 Biomasseproduktion (Abb. 3.10, Tab. 3.8)

Der mittlere Jahreszuwachs an Biomasse beträgt 10,3 mg. Das bedeutet nach *Hylocomium* die größte Produktivität innerhalb der Monitoringarten. Die Abweichungen vom Mittelwert sind an den unterschiedlichen Standorten beträchtlich, innerhalb eines Standortes aber relativ gering.

Die Biomasseverteilung ist an den Standorten mit 2 vorhandenen Jahrestrieben 55,2 % (1991) zu 44,8 % (1990), an denen mit drei analysierbaren Trieben 23,2 % (1991) zu 43,2 % (1990) zu 33,6 % (1989). Diese ungleiche Verteilung dürfte auf die zum Zeitpunkt der Aufsammlung noch nicht abgeschlossene Wachstumsperiode zurückzuführen sein.

Die Biomasseproduktion der klimatisch gemäßigten Standorte liegt deutlich über der von den Trockenrasen des Pannonikums.

Tab. 3.8: Längen- und Gewichtszunahme bei *Rhytidium rugosum*; Seehöhe in m; Längenzunahme in mm; Gewichtsangaben in mg Trockensubstanz.
MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung.

Gewichtsmessungen <i>Rhytidium</i>							
Int.Nr.	Seehöhe	1989	1990	1991	Ges.gew.	MW 1J.	SD 1J.
30	180	2,31	7,07	3,94	13,32	4,44	0,38
20	270	0,00	5,11	6,15	11,27	6,66	0,47
7	420	0,00	18,96	23,80	42,77	5,63	1,49
103	740	17,27	11,53	5,79	34,59	11,53	2,01
Längenmessungen <i>Rhytidium</i>							
Int.Nr.	Seehöhe	1989	1990	1991	Ges.lg.	MW 1J.	SD 1J.
30	180	9,5	14,5	7,5	31,5	10,5	3,61
20	270	5,0	15,0	10,0	30,0	10,0	5,00
7	420	0,0	25,0	20,0	45,0	22,5	3,54
103	740	20,0	25,0	9,0	54,0	18,0	8,19

Abb. 3.9: Messungen des Längenwachstums bei *Rhytidium rugosum* in den Jahren 1989-1991 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m, Längenzuwachs in mm, Zahl der Proben pro Standort und Jahr, $n = 10$.

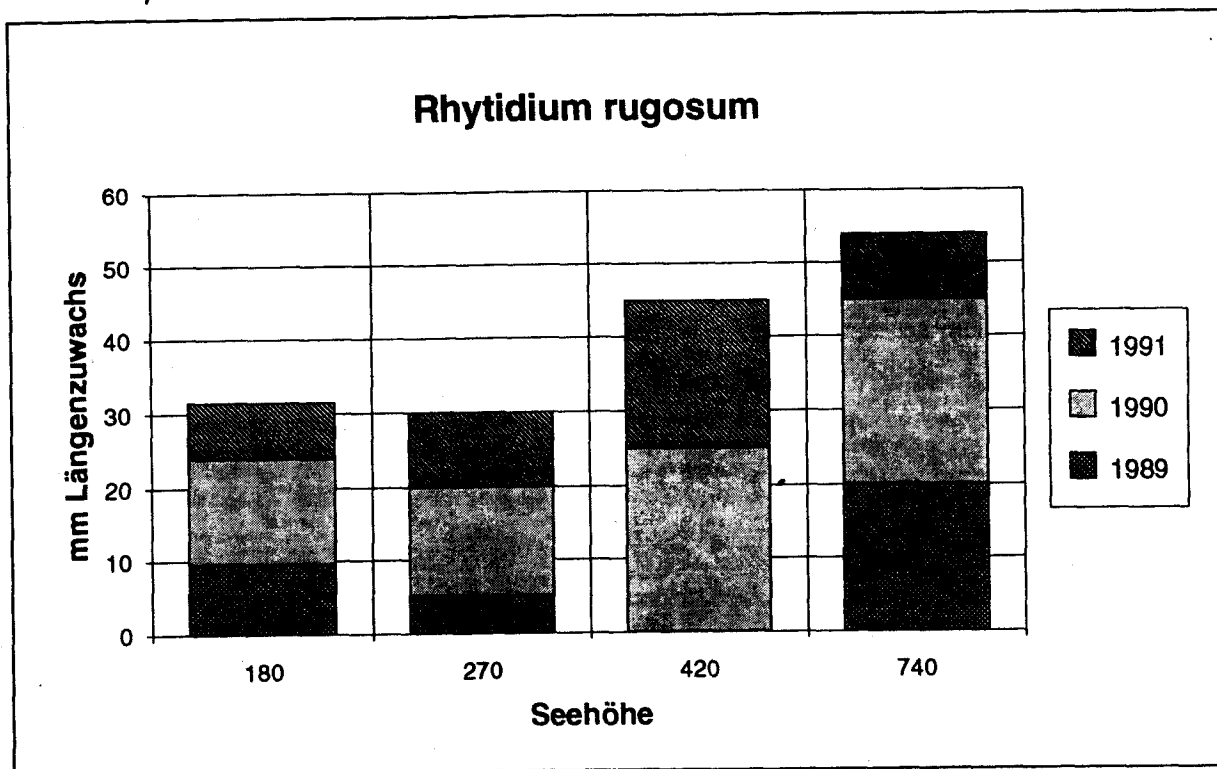
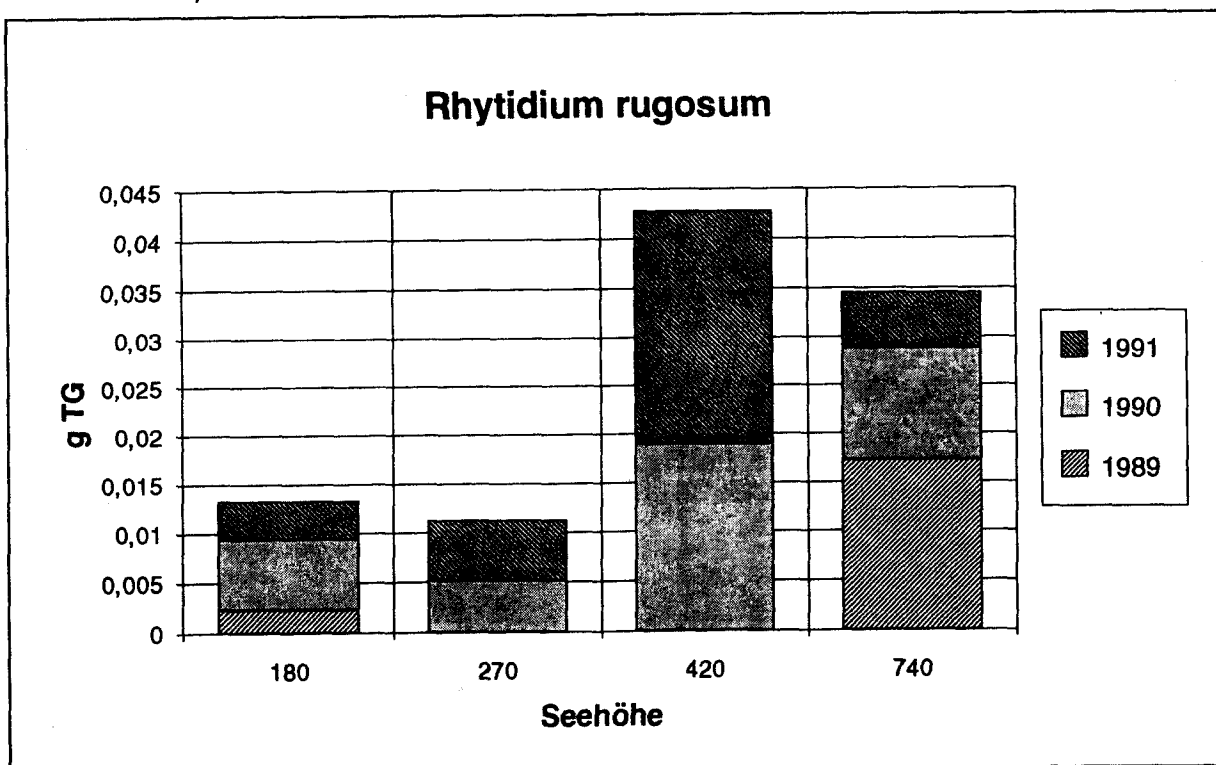


Abb. 3.10: Zunahme der Biomasse bei *Rhytidium rugosum* in den Jahren 1989-1991 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m; Gewichtszunahme in g Trockengewicht; Zahl der Proben pro Standort und Jahr $n = 10$.



3.5 *Ctenidium molluscum* (HEDW.) MITT (Fam.: Hypnaceae)

3.5.1 Morphologische Kennzeichnung

Ctenidium molluscum bildet kleine, grüne bis goldbraune, sichelförmige Blättchen, welche entlang von gleichmäßig und dicht gefiederten Stämmchen wachsen. Diese fügen sich zu dicht filzigen Beständen von mehreren dm Länge zusammen (FRAHM & FREY 1987, DÜLL 1987). Die Wuchsform entspricht jener der Filze (MÄGDEFRAU 1982). Die Verwechslungsmöglichkeit mit anderen Moosen ist an geeigneten Sammelpunkten für den einigermaßen geschulten Bryologen gering. Sonderformen untypischer Standorte können u. U. mit *Brachythecium velutinum* oder *Hypnum* verwechselt werden.

Die Unterscheidung der einzelnen Jahreszuwächse ist verhältnismäßig einfach und kann am besten über den markanten Wechsel in der Dichte der Astfiedern erfolgen. Dies dürfte mit einem Wachstumsmuster in Zusammenhang stehen, wie es TALLIS (1964) für *Racomitrium lanuginosum* beobachtet hat. Dabei überwiegt in der ersten Wachstumsphase die Stammverlängerung, und in der zweiten Phase die Ausbildung der Fiedern. Längenzuwächse sind auch an den obersten Fiedern des Vorjahres zu beobachten! Häufig kommt es zu Beginn einer neuen Wachstumsperiode zu Verzweigungen bzw. zu Änderungen in der Wuchsrichtung. Auffällig sind die Farbunterschiede der verschieden alten Triebe. Die letztjährigen Zuwächse (vor allem die des Sommers) zeichnen sich durch frisches Grün aus (s. a. JENDRALSKI 1955). Die Beblätterung des zweiten Jahres ist überwiegend verbräunt. Die drei Jahre alten Stämmchenteile sind (in Abhängigkeit vom Standort) häufig entblättert bzw. zu dichten Filzen verbunden. Die Kontaminierung dieses Abschnittes mit Bestandteilen des Untergrundes (Kalkstaub, Bodenkrümel) ist hoch. Ob diese Abschnitte für Analysen verwendet werden können, muß bei jeder Probe extra entschieden werden.

3.5.2 Ökologie und Soziologie

Ctenidium molluscum ist das am deutlichsten basiphile Moos aller verwendeten Monitoringarten. Es wächst vorwiegend an mäßig schattigen Kalkfelsen, in sonnigen und sehr schattigen Lagen zeigt es Kümmerformen. In Kalkgebirgen weit verbreitet, ist es auch als Bodenmoos bzw. an Baumbasen zu finden. Es gilt als Charakterart der Tortulo-Homalothecietea sericei (Klasse der Kalkfelsesmoose), und im besonderen der *Ctenidietalia mollusci* (halbschattige Kalkmoose) (HÜBSCHMANN 1986).

Die Lebensform (DURING 1979) entspricht jener der "perennial stayers". *Ctenidium molluscum* hat disjunkt holoarktische Verbreitung (DÜLL 1991).

3.5.3 Wachstumsmessungen

Lithophyten, wie *Ctenidium*, gehören nach FURNESS & GRIME (1982) zu den am wenigsten produktiven Moosen. Sie begründen dies mit einer experimentell erhobenen, relativ geringen Temperaturamplitude, bei welcher positive Photosyntheseraten erbracht werden.

Dies kann nur bedingt bestätigt werden. An sonnigen Standorten mit höheren Tageserwärmungen entsprechen die eigenen Daten den Untersuchungen von FURNESS & GRIME (1982). An schattigen Standorten weisen die für diese Untersuchung gesammelten Moose jedoch beträchtliche Zuwächse auf, die durchaus im Bereich der Waldbodenmoose liegen. Es wurden 50 Stämmchen von 5 Standorten untersucht.

3.5.3.1 Längenwachstum (siehe Abb. 3.11 und Tab. 3.9)

Die Längenzuwächse liegen in Abhängigkeit vom Standort (s.o.) zwischen 6 mm und 25 mm. Die Mittelwerte der einzelnen Standorte zeigen durchwegs geringe Standardabweichungen. Der durchschnittliche Längenzuwachs beträgt 13,2 mm/Jahr. Die durchschnittliche Breite der Pflanzen beträgt 7,2 mm.

3.5.3.2 Biomasseproduktion (siehe Abb. 3.12 und Tab. 3.9)

Da die Schwankungen der einzelnen Populationen z.T. beträchtlich sind, müssen die angeführten Gesamtmittelwerte kritisch betrachtet werden. In Abb. 3.12 werden zudem nur die real gemessenen Zuwächse von 2 Jahren angegeben. Der vergleichbare, hochgerechnete Dreijahreswert würde 25,1 mg betragen (bei einem mittleren Zuwachs von 8,4 mg/Jahr).

Die Verteilung des Gewichts auf die beiden Jahrestriebe ist 42,9 % (1991) zu 57,1 % (1990). Dieses Ungleichgewicht ist auf die noch nicht abgeschlossene Wachstumsperiode im Sammeljahr zurückzuführen.

Tab. 3.9: Längenmessungen und Gewichtszunahme bei *Ctenidium molluscum*; Seehöhe in m; Längenmessungen in mm; alle Gewichtsangaben in mg Trockensubstanz; MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung.

Gewichtsmessungen <i>Ctenidium</i>						
Int.Nr.	Seehöhe	1990	1991	Ges.gew.	MW 1J.	SD 1J.
93	610	11,70	12,30	24,00	8,00	3,17
80	1000	8,38	8,45	16,83	5,61	1,17
41	1100	4,40	4,46	8,86	2,95	1,07
61	1550	4,10	3,50	7,60	2,53	0,35
46	1660	22,49	7,62	30,11	10,04	13,97
Längenmessungen <i>Ctenidium</i>						
Int.Nr.	Seehöhe	1990	1991	Ges.lg.	MW 1J.	SD 1J.
80	1000	16,5	14,5	31	15,5	1,41
41	1100	12,7	10,1	22,8	11,4	1,81
61	1550	11,8	9,1	20,9	10,4	1,96
46	1660	17,1	13,8	30,9	15,4	2,39

Abb. 3.11: Messungen des Längenwachstums bei *Ctenidium molluscum* in den Jahren 1989-1991 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m, Längenzuwachs in mm, Zahl der Proben pro Standort und Jahr, $n = 10$.

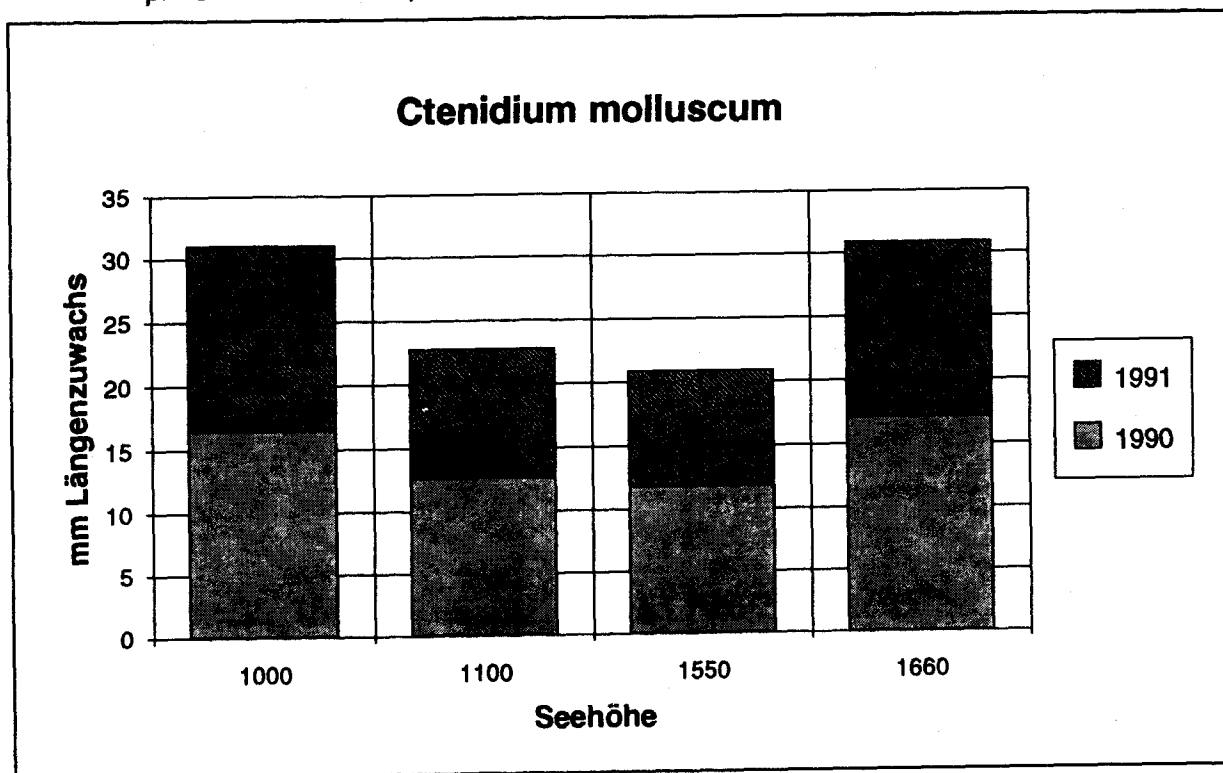
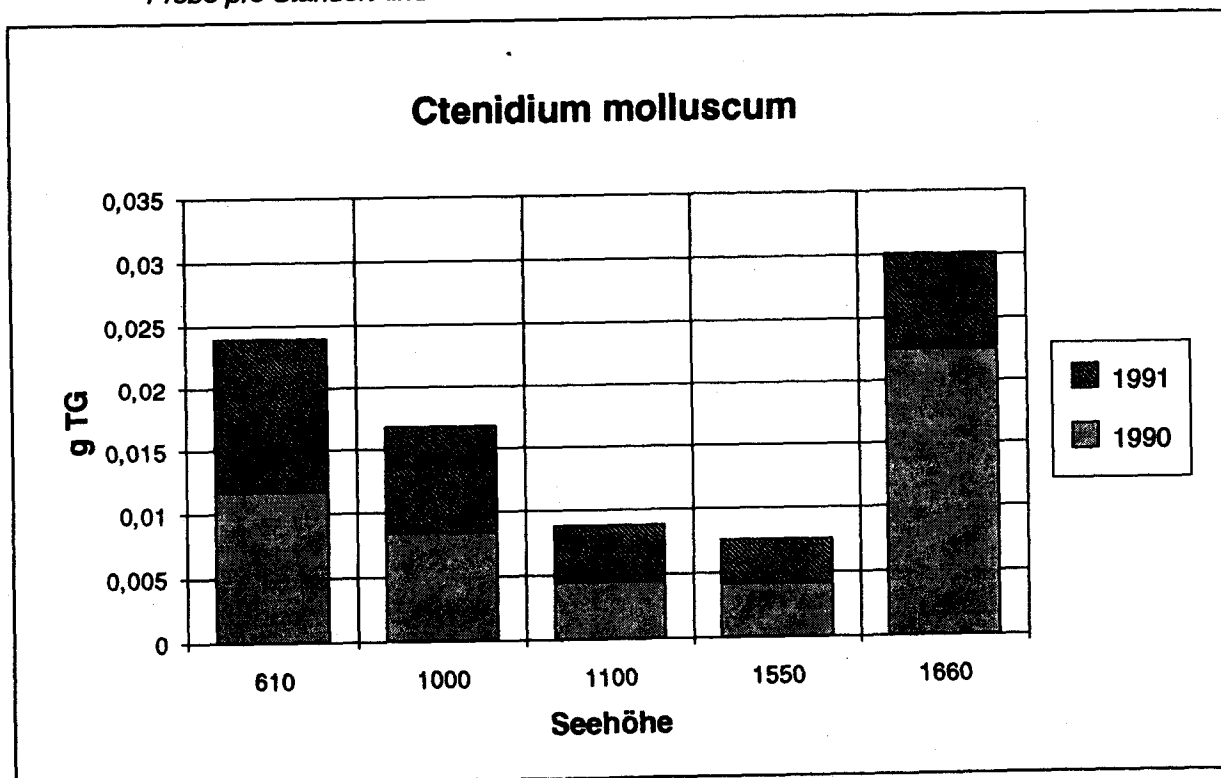


Abb. 3.12: Zunahme der Biomasse bei *Ctenidium molluscum* in den Jahren 1989-1991 in unterschiedlichen Höhenlagen; Seehöhe in m; Gewichtszunahme in g Trockengewicht; Zahl der Probe pro Standort und Jahr $n = 10$.



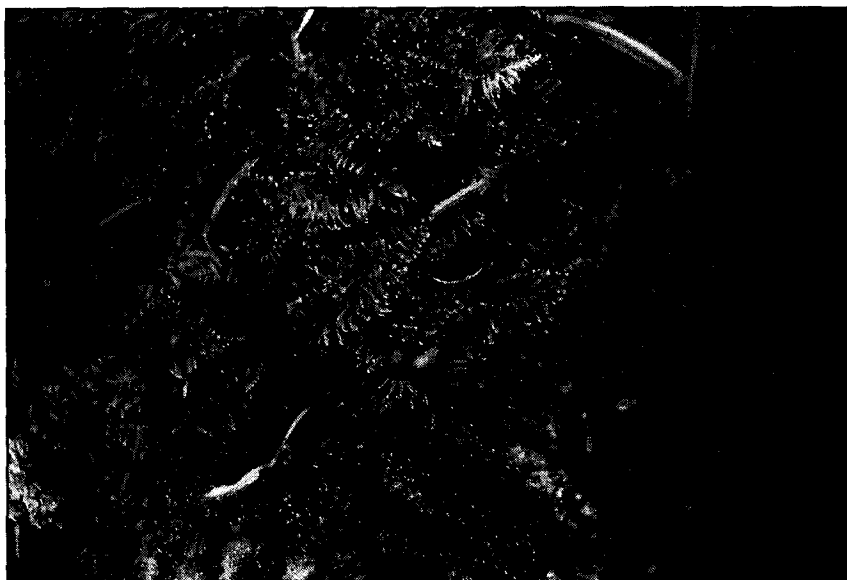
Pleurozium schreberi,
Achenkirch,
(Photo: Zechmeister)



Hypnum cupressiforme,
Achenkirch,
(Photo: Zechmeister)



Ctenidium molluscum,
Achenkirch,
(Photo: Zechmeister)





*Hylocomium
splendens* mit 2
Wachstums-
gefäßen,
Achenkirch,
(Photo: Zechmeister)



*Rhytidium
rugosum*
in Trockenrasen,
Ötztal,
(Photo: Zechmeister)

4 VERGLEICHBARKEIT DER MESSERGEBNISSE UNTERSCHIEDLICHER MONITORINGARTEN

4.1 AUSGANGSSITUATION

Es sind vorwiegend die klimatischen, geologischen und arealkundlichen Bedingungen, welche zur Folge haben, daß bei flächendeckenden Aufsammlungen mehrere Moosarten Verwendung finden müssen. Während z. B. in Skandinavien (*Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*) oder der Schweiz (*Hylocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme*) mit 2 Arten das Auslangen gefunden wird, müssen in anderen Staaten aufgrund der Flächengröße, oder wie im Falle Österreichs aufgrund bedeutender klimatischer Differenzen mehr Arten gesammelt werden.

Unterschiedliche Moosarten zeigen für die einzelnen Schwermetalle verschiedene Aufnahmekapazitäten. Darüberhinaus sind die unterschiedlichen Wuchsformen für divergierende Aufnahmeleistungen verantwortlich.

Dies führt zum Problem der Vergleichbarkeit der bei den einzelnen Moosen gewonnenen Daten. Um überregionale Untersuchungen durchführen zu können, sollten daher die unterschiedlichen Werte kalibriert werden.

Zu diesem Problemkreis liegen eine Reihe von Untersuchungen vor (z. B. SCHMID-GROB, THÖNI & HERTZ 1991, ROSS 1990, FOLKESON 1979), die Ergebnisse zeigen zum Teil starke regionale Unterschiede.

4.2 METHODIK ZUR ERSTELLUNG DER UMRECHNUNGSFAKTOREN

An den 42 Untersuchungsstandorten wurden Vergleichsproben von zwei oder mehr Moosarten gesammelt. Durch die regionale Streuung der Sammelpunkte wurden, in Hinblick auf klimatische Bedingungen und Belastungssituationen, unterschiedliche Standorte beprobt. Dadurch ist ein größerer Gültigkeitsbereich der Ergebnisse gewährleistet.

Anhand zweier unterschiedlicher Auswertemethoden wurden die Schwermetallkonzentrationen von jeweils zwei Arten verglichen.

- **Berechnung des Mittelwertes der Quotienten:**

Für die Konzentrationswerte in den Parallelproben wurde ein Quotient erstellt (nach Schwermetallen getrennt), und aus der Summe der Wertepaare der Mittelwert errechnet. Dies wurde für alle potentiellen Monitoringmoose in mehreren Kombinationen durchgeführt. Der Nachteil dieser Methode liegt darin, daß durch stark abweichende Werte ("Ausreißer") der Quotient bisweilen verlagert wird. Außerdem gäbe der Mittelwert bei einer schiefen Häufigkeitsverteilung der Quotienten ein unrealistisches Bild. In Tabelle 4.2 wird der Mittelwert der Quotienten sowie die Standardabweichung des Mittelwertes angegeben.

- **Erstellung der Regressionsgeraden zwischen zwei Arten:**

Es wurden anhand der vorliegenden Wertepaare einfache lineare Regressionen erstellt. Diese geben Auskunft über die Qualität der Beziehung zwischen den zwei zu vergleichenden Arten. Dabei wird eine Art als Einflußgröße, die andere als Zielgröße verwendet. Im Streudiagramm repräsentieren die Punkte die Stichproben, die Regressionsgerade gibt die funktionale Beziehung zwischen x und y wieder. Die Regressionsfunktion ermöglicht Vorhersagen innerhalb des Prüfbereiches.

Im Rahmen einer Varianzanalyse wurde überprüft, ob sich der Regressionskoeffizient signifikant von 0 unterscheidet. Als Signifikanzniveau gilt $p = 0.05$. Nur bei signifikanter Unterscheidung ist das von der Art X abhängige Modell zur Erklärung der Variation der Art Y zulässig. Die dabei ermittelte Testgröße ist in Tabelle 4.3 als Faktor F angegeben.

Weiters wurde das Bestimmtheitsmaß " r^2 " erstellt, welches Auskunft über den Grad der Anpassung der Regressionsgeraden an die Punkteverteilung gibt. Aufgrund der formalen Kongruenz stimmt r^2 auch mit dem Quadrat der Produktmomentkorrelation (r) überein und gibt somit den Grad der Korreliertheit der Grundgesamtheit des Datenmaterials an (TIMISCHL 1990).

In den Abbildungen 4.1 bis 4.9 sind demnach Bestimmtheitsmaß, Produktmomentkorrelation (r), sowie der Regressionskoeffizient " k " und der Ordinatenabschnitt " d " angegeben. Weiters ist die Lage der Regressionsgeraden graphisch dargestellt. Die Darstellung der Regressionsgeraden in Diagrammform erfolgte nur für einzelne Moospaare.

In Tab. 4.3 sind neben den Faktoren " k ", " d ", Bestimmtheitsmaß und Produktmomentkorrelation, sowie die Testgröße F (als Ergebnis der Varianzanalyse) angegeben. In dieser Tabelle sind alle verglichenen Moospaare angeführt.

4.3 ERGEBNISSE

Da in Österreich *Hylocomium splendens* die bevorzugte Sammelart sein sollte, wurden alle anderen Moose (soweit möglich) auf diese eine Art bezogen. Darüberhinaus wurden auch andere Verknüpfungen berechnet, jede Art ist somit mit mindestens einer weiteren Art vernetzt.

Die erstgenannte Art ist die Referenzart, die zweitgenannte Art jene auf welche die Werte bezogen werden sollen.

Die Darstellung der Ergebnisse bezieht sich zuerst auf den Quotienten, dann auf die durch die Regression erlangten Ergebnisse, deren Resultate doch aussagekräftiger sein dürften.

- ***Pleurozium schreberi*/*Hylocomium splendens***

Diese beiden Arten werden in der Praxis der Aufsammlung die meiste Verwendung finden. Dementsprechend bedeutend ist ihre Kalibrierung. Für dieses Datenpaar liegen auch die meisten Vergleichsproben ($n = 17$) vor. Die Aussagen bezüglich der Korreliertheit der Daten gelten für beide Varianten der Regressionsgleichung (von *Pleurozium* auf *Hylocomium* und umgekehrt), bei allerdings jeweils anderen Werten für k und d (siehe Tab. 4.3).

Die Streuung der Werte erstreckt sich meist über einen Großteil der in Österreich zu findenden Konzentrationsbereiche.

Bei Cu, Pb, Hg, As und Ni unterscheiden sich die Quotienten der Mittelwerte signifikant von 1 (Vorzeichentest, $p = 0.05$). In all diesen Fällen sind die Konzentrationswerte in *Hylocomium* größer als in *Pleurozium*. Für alle anderen Schwermetalle zeigt der Signifikanztest für die Quotienten keine signifikanten Unterschiede. Vor allem bei Cd, Co, Zn und S sind die Aufnahmekapazitäten der beiden Moose annähernd gleich. Dies wird für S und Zn durch die Regression bestätigt. Selbiges kann mittels der Regression auch für As und Cr vermutet werden.

Diese Ergebnisse stehen auch in Übereinklang mit den Aussagen von ROSS (1990). Mit Ausnahme von Cd sind die Quotienten der Mittelwerte (Tab. 4.2) auch einigermaßen gut mit den Daten von FOLKESON (1979) vergleichbar.

Wie das Bestimmtheitsmaß und der Korrelationsfaktor zeigen, liegen für alle Schwermetalle hohe signifikante Korrelationen ($p = 0.01$) vor. Auch die Varianzanalyse bestätigt für jedes der untersuchten Elemente einen signifikanten Unterschied der Regressionsgeraden von 0.

Die Gegenüberstellung *Pleurozium* – *Hylocomium* weist von allen Vergleichspaaren die statistisch am stärksten abgesicherten Umrechnungsfaktoren auf und sollte in der Praxis der Umrechnung relativ problemlos eingesetzt werden können.

Die Ergebnisse der Vergleichsberechnungen sind in Tab. 4.2 für die Quotienten der Mittelwerte, bzw. in Abb. 4.1 bis 4.3 und Tab. 4.3 für die Regressionsgleichungen zu finden.

• *Hypnum cupressiforme/Hylocomium splendens*

Bei Cd und Ni unterscheidet sich der Quotient der Mittelwerte signifikant von 1 (Vorzeichentest $p = 0.05$). Bei beiden Schwermetallen ist er größer als 1. Die Regression und die Korrelation geben für diese beiden Elemente aber nur geringe Beziehungen an. Alle übrigen Schwermetalle haben Quotienten, welche sich nicht signifikant von 1 unterscheiden, also bei Betrachtung des Quotienten ähnliche Aufnahmekapazitäten aufzeigen; die Streuungen um die Mittelwerte sind zum Teil sehr groß ($> 100\%$).

Die Varianzanalyse bestätigt die lineare Beziehungen zwischen beiden Arten nur für Cr, Hg und Fe. Für Cr kann in beiden Moosen ähnliche Aufnahmekapazität vermutet werden. Die Korrelationen sind ebenfalls nur für Cr, Hg und Fe signifikant ($p = 0.05$).

Für den Artenvergleich zwischen *Hypnum* und *Hylocomium* gibt es umfassendere Studien von SCHMID-GROB, THÖNI & HERTZ (1991, 1992). In bezug auf die Mittelwerte der Quotienten wird das eigene Ergebnis nur für Cd bestätigt. Signifikante Unterschiede gibt es in dieser Studie weiters bei As, Pb, Cr, Cu, Hg und V.

Darüberhinaus finden SCHMID-GROB, THÖNI & HERTZ (1991, 1992) die Korreliertheit der Moose für Cd, Cu, Fe, Hg, Pb, V und Zn (Spearman'scher Rangkorrelationstest) mittels keiner Methode, aber einen Zusammenhang zwischen As, Co, Cr, Ni und S. Übereinstimmungen in den beiden Untersuchungen gibt es demnach nur für Hg und Fe.

FOLKESON (1979) sieht größere Unterschiede in der Aufnahmekapazität bei Fe, Zn, Pb und Ni, geringe bei Cu und Cd.

Die Resultate der bislang vorliegenden Untersuchungen divergieren z. T. sehr stark. Die Vergleichbarkeit der beiden Arten erscheint äußerst problematisch.

Die Ergebnisse der einfachen linearen Regression sind in den Abb. 4.4 bis 4.6 sowie Tab. 4.3 ersichtlich, die Mittelwerte der Quotienten in Tab. 4.2.

• *Ctenidium molluscum/Hylocomium splendens*

Für Co, Hg, V, S und Zn ist der Quotient der Mittelwerte bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0.05 signifikant verschieden von 1, bei einem Konfidenzniveau von 90 % gilt dies auch für As, Cd, Cr, Fe und Pb. In allen Fällen liegt das Übergewicht in den Konzentrationswerten bei *Ctenidium*. Die Quotienten liegen meist deutlich über 1, bei relativ geringen Standardabweichungen. Nur bei Cu dürften annähernd ähnliche Konzentrationswerte in beiden Arten auftreten. Die Werte für Ni (n. s. von 1) sind durch hohe Standardabweichungen geprägt.

Diese Ergebnisse, welche über den Quotienten erzielt wurden, werden größtenteils durch das zweite Auswerteverfahren bekräftigt. Einen linearen Zusammenhang zwischen beiden Arten bestätigt die Varianzanalyse für die Schwermetalle As, Co, Cr, Hg, Fe, Ni und V. Die Korrelationen sind für As, Co, Cr, Fe, Hg, Ni, und V signifikant ($p = 0.05$).

Die höheren Konzentrationen in *Ctenidium* dürften ihre Ursache in einer sehr dichten Beblätterung und dem filzigen Gesamthabitus haben. Dadurch ist einerseits die Filterung der Luft effizienter, andererseits ist die Haftung am Substrat vor allem bei epilithischen Populationen sehr groß, wodurch der Grad der Verunreinigung mit Bodenteilchen steigt.

Die Ergebnisse der einfachen linearen Regression sind in den Abb. 4.7 bis 4.9 sowie Tab. 4.3 ersichtlich, die Mittelwerte der Quotienten in Tab. 4.2.

• *Hypnum cupressiforme/Pleurozium schreberi*

Die Mittelwerte der Quotienten sind geprägt durch sehr hohe Standardabweichungen. Dies ist die Hauptursache dafür, daß trotz zum Teil hoher Quotienten auf Seite von *Hypnum* ein signifikanter Unterschied in der Aufnahmekapazität nur bei Ni zu verzeichnen ist.

Signifikante ($p = 0.05$) Korrelationen findet man nur bei As und Hg. Ebenso ist der Faktor "k" nur bei As, Fe und Hg signifikant von 0 verschieden ($p = 0.05$). Dies deutet auf eine geringe Möglichkeit zur Vergleichbarkeit der Daten hin.

FOLKESON (1979) sieht bedeutende Unterschiede bei Pb, Ni, Fe und Cd in den Aufnahmekapazitäten. Das Aufnahmeverhältnis liegt nach seinen Angaben deutlich auf Seiten von *Hypnum*.

Hypnum und *Pleurozium* divergieren, in Abhängigkeit vom Standort, stark in ihrer Wachstumsform. Dies dürfte ein Hauptgrund für das derartig unterschiedliche und unstete Aufnahmeverhalten sein.

Die Ergebnisse der einfachen linearen Regression sind in Tab. 4.3 ersichtlich, die Mittelwerte der Quotienten in Tab. 4.2.

• *Ctenidium molluscum/Pleurozium schreberi*

Betrachtet man die Mittelwerte der Quotienten, findet sich für die meisten Substanzen (Pb, V, S, Fe, Ni, Cd, Hg, As) ein signifikanter ($p = 0.01$) Unterschied. Bei einem niedrigeren Signifikanzniveau ($p = 0.1$) gilt dies auch für Zn und Cr. In allen Fällen liegt der Schwerpunkt der Aufnahme bei *Ctenidium*, und die Konzentrationswerte sind teilweise 4 mal so hoch wie die von *Pleurozium*. Nur bei Cu scheint die Aufnahmekapazität annähernd gleich zu sein.

Die Regression und ihre Signifikanzprüfungen relativieren die guten Ergebnisse, welche über den Quotienten ermittelt wurden. Nur für Hg und Pb wird ein linearer Zusammenhang ("k" verschieden von 0) sowie eine signifikante Korrelation ($p = 0.05$) ausgewiesen. Die höhere Aufnahmekapazität liegt bei *Ctenidium*.

Die großen Differenzen dürften wiederum in den stark unterschiedlichen Wuchsformen und den schon beim Vergleich mit *Hylocomium* erwähnten Kriterien begründet liegen.

Die Ergebnisse der einfachen linearen Regression sind in Tab. 4.3 ersichtlich, die Mittelwerte der Quotienten in Tab. 4.2.

• *Rhytidium rugosum/Hypnum cupressiforme*

Ein direkter Vergleich von *Rhytidium* mit *Hylocomium* war aufgrund zu großer Unterschiede in der Ökologie der beiden Arten und einer daher zu geringen Anzahl gemeinsamer Standorte nicht möglich.

Vergleichswerte konnten aus Verbreitungsgründen nur über *Hypnum cupressiforme* (in den meisten Fällen ssp. *lacunosum*) erstellt werden. Die Anzahl der Vergleichspaare ($n = 4$) ist gering. Dementsprechend kritisch müssen die Umrechnungsfaktoren gehandhabt werden. Weitere Untersuchungen wären günstig.

Signifikante Unterschiede bezüglich der Quotienten der Mittelwerte von 1 finden sich für S, Cu, Cr, Ni, und Co. In allen diesen Fällen ist die Aufnahmekapazität von *Hypnum* über der von *Rhytidium*. Bei Zn und Hg scheint die Aufnahmekapazität von *Rhytidium* höher zu sein (nicht signifikant).

Das Bestimmtheitsmaß ist für Co, Cr und Ni relativ hoch ($> 80\%$) und bei niedrigerem Signifikanzniveau ($p = 0.1$) auch signifikant. Bei keinem Element liegt ein signifikant von 0 verschiedener Steigungsfaktor "k" vor. Dies und die geringe Korrelation dürfte aber mit der geringen Menge an Vergleichsdaten und deren natürlicher Streuung in Zusammenhang stehen.

Die Ergebnisse der einfachen linearen Regression sind in Tab. 4.3 ersichtlich, die Mittelwerte der Quotienten in Tab. 4.2.

4.4 DISKUSSION

In dieser Untersuchung wird davon ausgegangen, daß die Unterschiede in den Konzentrationswerten bei den einzelnen Arten auf verschiedene Aufnahmekapazitäten bzw. unterschiedliche Wuchsformen zurückzuführen sind. Die Differenzen, welche ihre Gründe in nicht identen Depositionen am Standort haben, können aufgrund der kleinräumigen Nähe der Parallelproben, sowie ihrer mikrotopographischen Vergleichbarkeit weitgehend ausgeschlossen werden. Durch die umfangreichen Wachstumsuntersuchungen konnten auch die Fehler minimiert werden, welche durch den Vergleich von Proben unterschiedlichen Alters entstehen.

Dieser letzte Punkt ist möglicherweise die Hauptursache dafür, daß die Umrechnungsfaktoren anderer Untersuchungen so geringe, bzw. abweichende Korreliertheit der Konzentrationswerte zeigen. ROSS (1990) analysiert z. B. von *Pleurozium* nur die grünen Teile, was nach eigenen Erfahrungen dem Zeitraum von 1,5 Jahren entspricht. Diese stellt er aber den dreijährigen Trieben von *Hylocomium* gegenüber.

Um Regionen, welche mittels verschiedener Moosarten beprobt wurden, vergleichen zu können, müssen Umrechnungen von einer Moosart auf die andere erfolgen.

Dies kann erstens über den Mittelwert der Quotienten erfolgen. Dies ist nur wirklich sinnvoll, falls dieser signifikant von 1 verschieden ist. Aufgrund zum Teil beträchtlicher Standardabweichungen ist dieser Weg jedoch problematisch.

Eine weitere Methode ist die Verwendung der Regressionsgleichung. Mittels der Formel " $kx+d$ " kann die Umrechnung von einer Art auf die andere erfolgen. Dabei gibt der Faktor "k" die Steigung der Regressionsgerade, "d" den Abstand des Schnittpunktes mit der y-Achse an.

Achtung: Es muß darauf geachtet werden, daß aufgrund der über die Regressionsgleichung ermittelten Werte nur die Umrechnung von der Art, welche auf der x-Achse dargestellt ist (Einflußgröße), auf die Art y (Zielgröße) gestattet ist, und nicht auch umgekehrt!

Der erstellte Wert Y ist umso genauer, je höher das Bestimmtheitsmaß der jeweiligen Regressionsgleichung ist und genaugenommen nur zulässig, wenn sich der Steigungsfaktor "k" signifikant von 0 unterscheidet. Der Gültigkeitsbereich der Regressionsgleichung beschränkt sich auf den durch Beprobung ausgetesteten Wertebereich.

In der Praxis der Umrechnung sollte der Regressionsgleichung der Vorzug gegenüber den Mittelwerten der Quotienten gegeben werden, zumal bei ersterer der Umrechnungswert proportional zur Größeneinheit der Konzentration ist.

Die Verwendbarkeit der Umrechnungsfaktoren steht in starker Abhängigkeit von der Anzahl der Vergleichspaare und der Güte der Regressionsfunktion.

Nur für die Umrechnung von *Pleurozium* auf *Hylocomium* (und umgekehrt) konnte ein zufriedenstellendes Resultat erzielt werden. Die dabei entstehenden Abweichungen sollten relativ gering sein.

Für den Vergleich der über *Ctenidium* ermittelten Werte mit denen von *Hylocomium* gibt es ansatzweise gute Ergebnisse. Die Verunreinigung von *Ctenidium* mit Bodenteilchen sollte aber möglichst ausgeschlossen werden können.

Für *Hypnum/Rhytidium* zeichnen sich gute Ergebnisse ab, welche allerdings noch weiterer Paralleluntersuchungen mit größeren Stichprobenmengen bedürfen.

Problematisch sind die Kombinationen *Hypnum/Hylocomium* und *Pleurozium/Hypnum* sowie der Vergleich *Pleurozium* mit *Ctenidium* (siehe oben). Vor allem die Unsicherheit in der Umrechnung von *Hypnum* auf *Hylocomium* ist bedauerlich, da in manchen Gegenden Österreichs ein relativ großer Anteil von potentiellen Standorten nur mit *Hypnum* beprobt werden kann.

Trotz der zum Teil guten Ergebnisse sollten auch weiterhin vorrangig Proben gleicher Art verglichen werden, und nur für großräumige Untersuchungen, mit dementsprechend großen Toleranzgrenzen, Vergleiche zwischen unterschiedlichen Arten angestellt werden.

4.5 EINFLUSS DER POTENTIELLEN VERUNREINIGUNG VON PROBEN MIT DETRITUS AUF DIE MESSERGEBNISSE (Restprobenanalyse).

Da eine geringfügige Verunreinigung der Proben selbst nach der Aufbereitung nicht völlig ausgeschlossen werden kann, wurde ein Versuchsansatz durchgeführt, in welchem makroskopisch vollständig gereinigte Proben dem bei der Aufarbeitung anfallenden Detritus gegenübergestellt wurden.

Int.Nr.	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As	MW. Quot.
<i>Pleurozium schreberi</i>													
1	15,7	3	956	34,5	693	3,5	2,4	2,4	0,4	0,3	0,07	0,91	
2	31,4	4,1	1002	45,6	1738	4,1	4,1	3,9	0,4	0,7	0,09	1,57	
Quotient	2,0	1,4	1,0	1,3	2,5	1,2	1,7	1,6	1,0	2,3	1,3	1,7	1,6
9	7,7	1,4	1020	29,2	223	5,4	1,5	5	0,3	0,1	0,05	0,42	
10	13,7	1,2	1302	44,8	204	7,6	1,3	3,9	0,3	0,1	0,07	0,38	
Quotient	1,8	0,9	1,3	1,5	0,9	1,4	0,9	0,8	1,0	1,0	1,4	0,9	1,2
105	24,5	1,6	1149	70,5	521	5,9	1	3,2	0,7	0,4	0,05	0,54	
106	48,7	2,1	1456	110,4	1233	9,1	13,1	6,6	0,8	1,1	0,09	1,57	
Quotient	2,0	1,3	1,3	1,6	2,4	1,5	13,1	2,1	1,1	2,8	1,8	2,9	2,8
136	19,3	2,1	1168	45,6	649	6	2,2	2,2	0,5	0,5	0,02	0,4	
137	48,5	14,2	1160	61,1	7003	10,7	12,7	10,2	0,5	1,4	0,08	2,33	
Quotient	2,5	6,8	1,0	1,3	10,8	1,8	5,8	4,6	1,0	2,8	4,0	5,8	4
<i>Hypnum cupressiforme</i>													
3	36,7	5,6	998	55,7	1563	5,2	5,6	6,2	0,5	0,8	0,09	1,94	
4	43	4,3	949	44,9	1513	5,1	6,2	5,1	0,5	1,1	0,08	2,40	
Quotient	1,2	0,8	1,0	0,8	1,0	1,0	1,1	0,8	1,0	1,4	0,9	1,2	1,2
<i>Rhytidium rugosum</i>													
90	17,4	2,7	1091	53,4	1188	6,7	6	6	0,7	1,1	0,04	0,71	
91	27,8	6,1	1766	93,5	3133	13,7	8,7	11,6	1,2	2,3	0,05	1,31	
Quotient	1,6	2,3	1,6	1,8	2,6	2,0	1,5	1,9	1,7	2,1	1,3	1,8	1,9
<i>Hylocomium splendens</i>													
107	23,6	1,3	965	32,4	413	7,4	1,1	1,8	0,4	0,3	0,04	0,42	
108	27,3	1,2	1265	52,7	428	8,7	1,3	2,2	0,4	0,2	0,07	0,38	
Quotient	1,2	0,9	1,3	1,6	1,0	1,2	1,2	1,2	1,0	0,7	1,8	0,9	1,2
MW Quot.	1,8	2,1	1,2	1,4	3	1,4	3,6	1,9	1,1	1,9	1,8	2,2	1,95
1. Zahl : Konzentration im Moos					2. Zahl : Konzentration in Restprobe								

In der Aufbereitung von *Pleurozium schreberi* ist die größte Sorgfalt geboten. Im Verhältnis zu den anderen Arten, neigen die lockeren Rasen zur Ansammlung größerer Mengen von Detritus, der bisweilen einen deutlich höheren Anteil (bis zum 13fachen) an Schwermetallen hat.

Die größten Differenzen treten erwartungsgemäß bei Cr, Fe und V auf. Alle drei Schwermetalle zeigen verstärkt geogenen Ursprung und können als Zeiger für Bodenverunreinigung gelten. Weiters weisen diese Untersuchungen darauf hin, daß vor allem die Verunreinigung mit Bodenteilchen ein größeres Problem darstellt als die Kontamination mit anderen toten Substanzen. Die kleinsten Unterschiede sind bei Cd zu finden, jenem Schwermetall das zum größten Teil anthropogenen Ursprungs ist.

Der durchschnittliche Anreicherungsfaktor von Schwermetallen pro Moosart durch die Verunreinigung mit Detritus liegt zwischen 1,2 und 4, der allgemeine Durchschnitt aller untersuchten Proben bei 2.

Tab. 4.2: Quotienten der Mittelwerte (MW), Standardabweichungen (SD) und Vorzeichentest (VT) zur Überprüfung der signifikanten Abweichung des Quotienten von 1 ($p = 0.05$); SM = Schwermetalle; H.s. = *Hylocomium splendens*; P.s. = *Pleurozium schreberi*; H.c. = *Hypnum cupressiforme*; C.m. = *Ctenidium molluscum*; R.r. = *Rhytidium rugosum*; Konzentrationen in $\mu\text{g/g}$ TG; weitere Erklärungen siehe Text.

H.s./P.s. (n = 17)												
SM	Pb	V	Fe	Cu	S	Zn	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
MW	1,40	1,26	1,39	1,26	1,06	1,04	1,34	1,46	0,95	1,20	1,22	1,68
SD	0,57	0,45	0,62	0,17	0,10	0,10	0,53	0,74	0,30	0,75	0,42	0,67
VT	s.	n.s.	n.s.	s.	n.s.	n.s.	n.s.	s.	n.s.	n.s.	s.	s.
H.c/H.s. (n = 10)												
SM	Pb	V	Fe	Cu	S	Zn	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
MW	1,35	1,17	1,21	0,98	0,96	1,37	1,14	1,95	1,38	2,26	1,03	1,09
SD	0,48	0,44	0,47	0,43	0,14	0,45	0,49	1,63	0,54	2,68	0,32	0,45
VT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	s.	s.	n.s.	n.s.	n.s.
C.m./H.s. (n = 8)												
SM	Pb	V	Fe	Cu	S	Zn	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
MW	1,86	2,19	2,02	1,04	1,26	1,57	2,34	2,28	1,76	2,27	1,57	2,07
SD	0,70	0,77	0,68	0,19	0,24	0,37	1,21	1,54	0,63	0,74	0,47	0,63
VT	n.s.	s.	n.s.	n.s.	s.	s.	n.s.	n.s.	n.s.	s.	s.	n.s.
H.c/P.s. (n = 10)												
SM	Pb	V	Fe	Cu	S	Zn	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
MW	1,66	1,30	1,55	1,09	1,00	1,24	1,69	1,78	1,28	2,02	1,07	1,32
SD	1,15	0,69	0,77	0,52	0,22	0,50	0,81	0,71	0,47	1,74	0,32	0,57
VT	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
C.m./P.s. (n = 8)												
SM	Pb	V	Fe	Cu	S	Zn	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
MW	2,87	3,69	3,54	1,31	1,36	1,74	4,05	3,41	1,71	3,54	1,57	4,33
SD	2,27	1,82	1,86	0,29	0,25	0,39	2,76	1,76	0,40	2,40	0,38	2,58
VT												
H.c./R.r. (n = 4)												
SM	Pb	V	Fe	Cu	S	Zn	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
MW	1,07	1,44	2,01	2,37	1,27	0,94	1,68	1,89	1,23	1,75	0,76	1,49
SD	0,3	0,91	1,59	1,57	0,18	0,15	0,57	0,95	0,46	0,96	0,19	0,96
VT	n.s.	n.s.	n.s.	s.	s.	n.s.	s.	s.	n.s.	s.	n.s.	n.s.

Tab. 4.3: Ergebnisse der Regressionsgleichungen und Signifikanzprüfung;
k = Regressionskoeffizient, *d* = Ordinatenabschnitt; *B* = Bestimmtheitsmaß;
r = Produktmomentkorrelation; *F* = Testgröße der Varianzanalyse;
H.s. *Hylocomium splendens*; *P.s.* *Pleurozium schreberi*; *C.m.* *Ctenidium molluscum*;
H.C. *Hypnum cupressiforme*; *R.r.* *Rhytidium rugosum*;

1	X	Y	k	d	B	r	F
as	H.s.	P.s.	0,78932675	-0,02965014	0,60844047	0,78002594	23,3083512
cd	H.s.	P.s.	0,67578125	0,15195313	0,19355986	0,43995439	3,60026465
co	H.s.	P.s.	0,43795243	0,17849018	0,36296058	0,60246209	8,54642339
cr	H.s.	P.s.	0,51511431	0,47476466	0,56444739	0,75129714	19,4390087
cu	H.s.	P.s.	0,6762814	0,84225546	0,55928953	0,74785662	19,0359509
fe	H.s.	P.s.	0,4979565	201,042925	0,45950146	0,67786537	12,7521563
hg	H.s.	P.s.	0,64480874	0,01229508	0,61859701	0,78650938	24,3284799
ni	H.s.	P.s.	0,73193628	0,11509297	0,49551566	0,70392873	14,7333311
pb	H.s.	P.s.	0,73115115	2,06494404	0,4536365	0,67352543	12,4542499
s	H.s.	P.s.	0,82893162	123,969339	0,75231986	0,86736374	45,5619817
v	H.s.	P.s.	0,48908701	0,69490604	0,64443087	0,80276452	27,1858892
zn	H.s.	P.s.	1,01370604	-1,32114576	0,82108196	0,90613573	68,8372684
as	H.c.	H.s.	0,37599133	0,27373501	0,27288695	0,52238582	3,37771759
cd	H.c.	H.s.	-0,08333333	0,34242424	0,01697531	-0,13028933	0,15541601
co	H.c.	H.s.	0,01419834	0,35408475	0,00217663	0,04665439	0,01963242
cr	H.c.	H.s.	0,84619585	0,25726247	0,56223589	0,7498239	11,5590174
cu	H.c.	H.s.	0,09793523	5,47635216	0,03343292	0,18284671	0,31130407
hg	H.c.	H.s.	0,60130719	0,01830065	0,58851342	0,76714628	12,8719162
fe	H.c.	H.s.	0,60130719	0,01830065	0,58851342	0,76714628	12,8719162
ni	H.c.	H.s.	-0,0005122	2,12902352	1,1066E-06	-0,00105195	9,9595E-06
pb	H.c.	H.s.	0,26351794	10,0259574	0,12477898	0,35324068	1,28311684
s	H.c.	H.s.	0,64539164	371,293855	0,29209955	0,54046235	3,71365212
v	H.c.	H.s.	0,46705964	0,7581484	0,14311404	0,37830417	1,50314797
zn	H.c.	H.s.	0,11465539	28,4709702	0,03658837	0,19128087	0,34180128
as	H.c.	P.s.	0,43141198	0,19713494	0,54842559	0,74055762	9,71579591
cd	H.c.	P.s.	0,27536232	0,24608696	0,14452718	0,38016731	1,35155373
co	H.c.	P.s.	-0,00641026	0,41410256	0,00015772	-0,01255873	0,00126197
cr	H.c.	P.s.	0,3678062	0,84899164	0,2397795	0,48967285	2,52326263
cu	H.c.	P.s.	0,07631238	4,88196695	0,0567822	0,23829015	0,48160411
fe	H.c.	P.s.	0,56856793	157,915623	0,42276577	0,65020441	5,85919197
hg	H.c.	P.s.	0,82525698	0,00521292	0,85256327	0,92334353	46,2605639
ni	H.c.	P.s.	0,28896361	1,18128956	0,20621606	0,45411019	2,07830923
pb	H.c.	P.s.	-0,16614982	18,504627	0,06178802	-0,24857196	0,52685763
s	H.c.	P.s.	0,36952034	629,436264	0,06546936	0,2558698	0,56044695
v	H.c.	H.s.	0,26590438	1,10680455	0,25977149	0,50967783	2,80747353
zn	H.c.	H.s.	0,21070526	29,265383	0,11648918	0,34130512	1,05478444

as	R.r.	H.c.	0,88977835	0,40548182	0,28861391	0,53722799	0,81141287
cd	R.r.	H.c.	-0,08333333	0,45833333	0,11111111	-0,33333333	0,25
co	R.r.	H.c.	3,46451613	-0,89032258	0,82944501	0,91073872	9,72642337
cr	R.r.	H.c.	2,03836151	-0,96508453	0,88397611	0,94020004	15,2378298
cu	R.r.	H.c.	1,90946502	3,01584362	0,07489575	0,27367088	0,16191851
fe	R.r.	H.c.	2,20136328	-47,8685334	0,24067869	0,49059014	0,63393107
hg	R.r.	H.c.	0,42857143	0,01642857	0,64285714	0,80178373	3,6
ni	R.r.	H.c.	3,14395036	-3,26423992	0,85178658	0,92292284	11,4940544
pb	R.r.	H.c.	-0,42547916	28,6633092	0,32446906	-0,56962186	0,9606342
s	R.r.	H.c.	0,99135832	255,177185	0,68290975	0,82638354	4,30735251
v	R.r.	H.c.	1,3247012	0,41065737	0,33183023	0,57604707	0,99325124
zn	R.r.	H.c.	0,35255859	28,9087684	0,05864052	0,24215804	0,12458688
as	C.m.	H.s.	0,29607545	0,17210701	0,97469895	0,98726843	231,144278
cd	C.m.	H.s.	0,20610687	0,31526718	0,07837867	0,27996191	0,51026598
co	C.m.	H.s.	0,40810556	0,04571159	0,88502358	0,94075692	46,1846124
cr	C.m.	H.s.	0,23289475	1,07337165	0,56910104	0,75438786	7,92437801
cu	C.m.	H.s.	0,64451745	2,30170842	0,38551174	0,62089591	3,76422228
fe	C.m.	H.s.	0,32433574	218,08317	0,92697825	0,9627971	76,1672983
hg	C.m.	H.s.	1,01968504	-0,03066929	0,64179447	0,80112076	10,7501603
ni	C.m.	H.s.	0,31655005	0,81797232	0,67493919	0,82154682	12,4580846
pb	C.m.	H.s.	0,37207191	8,17061465	0,48181385	0,69412812	5,57885056
s	C.m.	H.s.	0,7456376	97,6756466	0,24416027	0,49412576	1,93819082
v	C.m.	H.s.	0,28117768	1,11815215	0,92047389	0,95941331	69,4469223
zn	C.m.	H.s.	0,3741568	18,8656926	0,19002394	0,43591736	1,40762637
as	P.s.	H.s.	0,77083472	0,21264657	0,60844047	0,78002594	23,3083512
cd	P.s.	H.s.	0,60416667	0,11979167	0,65193798	0,80742677	26,2227171
co	P.s.	H.s.	0,82876712	0,11438356	0,36296058	0,60246209	8,54642339
cr	P.s.	H.s.	1,09577114	0,37649254	0,56444739	0,75129714	19,4390087
cu	P.s.	H.s.	0,82700712	2,2199151	0,55928953	0,74785662	19,0359509
fe	P.s.	H.s.	0,92277429	191,464592	0,45950146	0,67786537	12,7521563
hg	P.s.	H.s.	0,95934959	0,00772358	0,61859701	0,78650938	24,3284799
ni	P.s.	H.s.	0,67699289	1,12394264	0,49551566	0,70392873	14,7333311
pb	P.s.	H.s.	0,62044148	9,38255298	0,4536365	0,67352543	12,4542499
s	P.s.	H.s.	0,90757771	147,800017	0,75231986	0,86736374	45,5619817
v	P.s.	H.s.	1,31762009	-0,21912498	0,64443087	0,80276452	27,1858892
zn	P.s.	H.s.	0,80998033	7,71953853	0,82108196	0,90613573	68,8372684
as	C.m.	P.s.	0,0621293	0,36503114	0,08365991	0,28924024	0,54778733
cd	C.m.	P.s.	0,25667351	0,26036961	0,40612897	0,63728249	4,10320378
co	C.m.	P.s.	0,06793558	0,23121523	0,1407237	0,37513157	0,98262013
cr	C.m.	P.s.	0,05687383	1,38049902	0,08566165	0,29268012	0,56212224
cu	C.m.	P.s.	0,25860024	3,67449585	0,08679217	0,29460511	0,57024589
hg	C.m.	P.s.	0,68333333	-0,00261905	0,67163242	0,81953183	10,2268382
fe	C.m.	P.s.	0,07392541	467,49023	0,11144687	0,33383659	0,75255064
ni	C.m.	P.s.	0,16206127	0,92447707	0,21480098	0,46346626	1,64137478
pb	C.m.	P.s.	0,62348325	-6,00502864	0,50159918	0,70823667	6,03850343
s	C.m.	P.s.	0,66822483	126,910472	0,12987226	0,36037794	0,89553927
v	C.m.	P.s.	0,06764287	2,24669715	0,09455701	0,30750123	0,62659057
zn	C.m.	P.s.	0,3701089	15,643539	0,18236864	0,42704641	1,33827039

Abb. 4.1: Regression zwischen *Pleurozium schreberi*/*Hylocomium splendens* für As, Cd, Co, Cr;
 k = Regressionskoeffizient, d = y-Ordinatenabschnitt, r^2 = Bestimmtheitsmaß;
 r = Produktmomentkorrelation; weitere Erklärungen siehe Text.

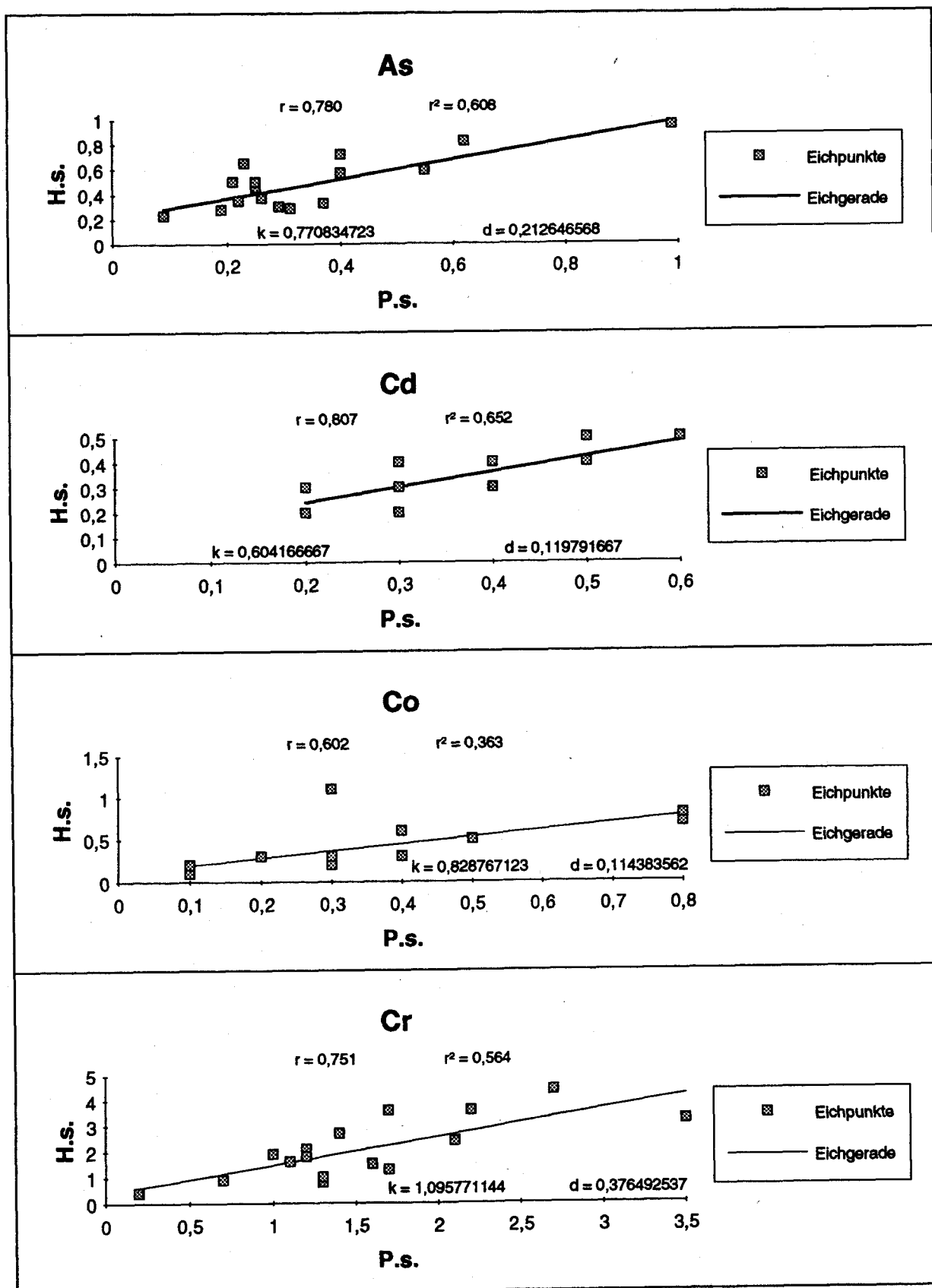


Abb. 4.2: Regression zwischen *Pleurozium schreberi*/*Hylocomium splendens* für Cu, Fe, Hg, Ni;
 k = Regressionskoeffizient, d = y-Ordinatenabschnitt, r = Produktmomentkorrelation;
 r^2 = Bestimmtheitsmaß; weitere Erklärungen siehe Text.

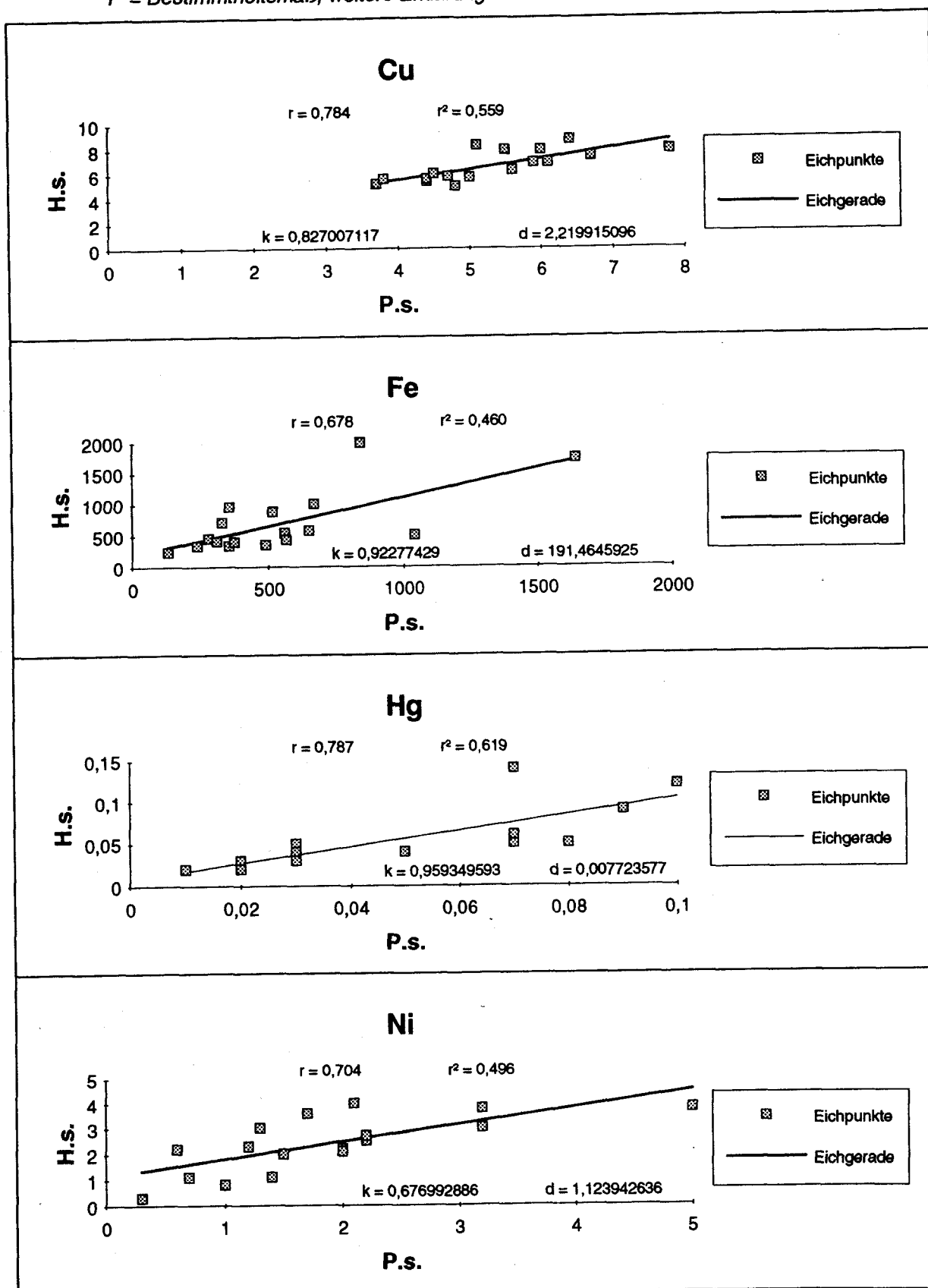


Abb. 4.3: Regression zwischen *Pleurozium schreberi*/*Hylocomium splendens* für Pb, V, S, Zn;
 k = Regressionskoeffizient, d = y-Ordinatenabschnitt, r^2 = Bestimmtheitsmaß;
 r = Produktmomentkorrelation; weitere Erklärungen siehe Text.

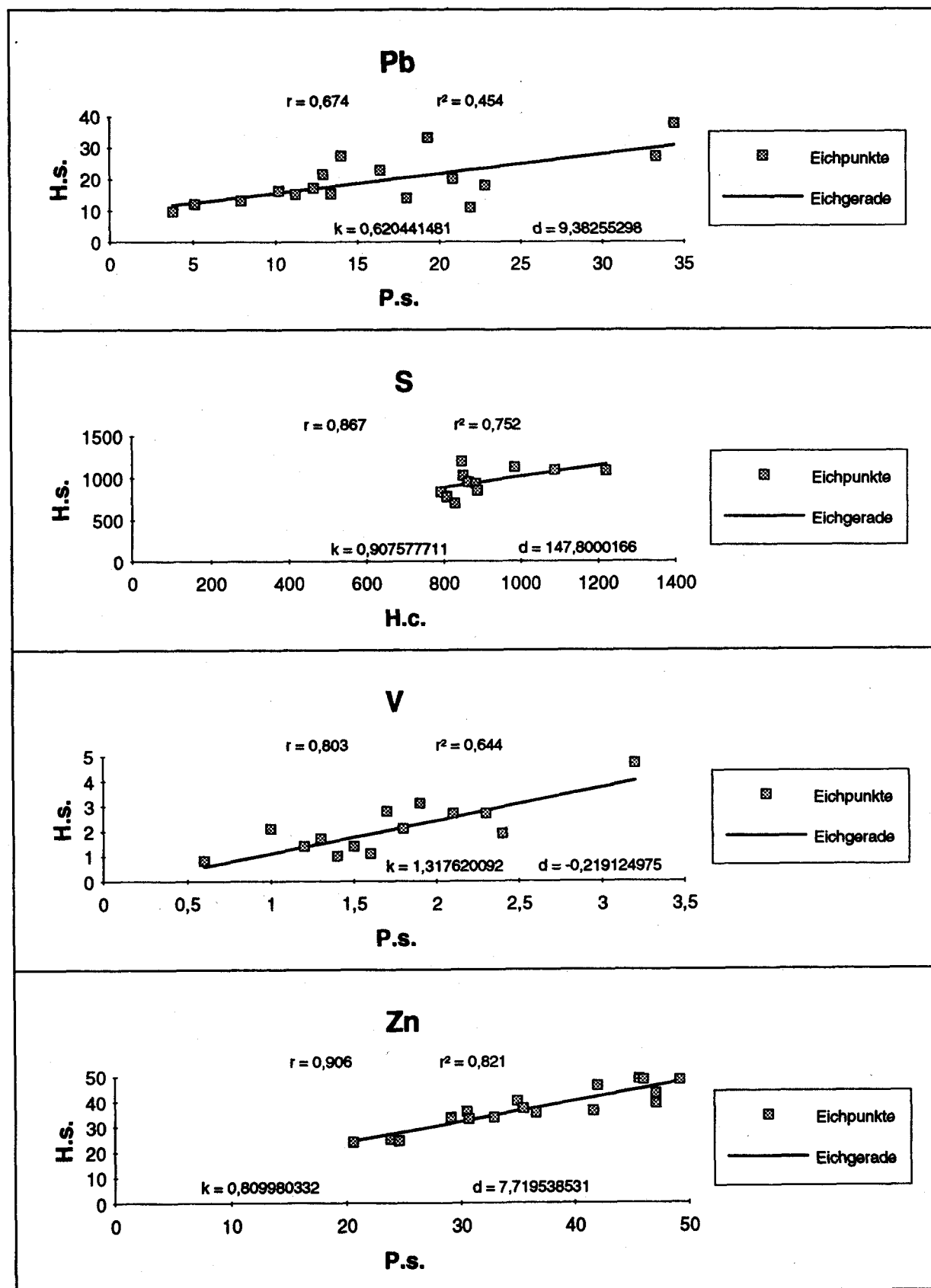


Abb. 4.4: Regression zwischen *Hypnum cupressiforme*/*Hylocomium splendens* für As, Cd, Co, Cr;
 k = Regressionskoeffizient, d = y-Ordinatenabschnitt, r^2 = Bestimmtheitsmaß;
 r = Produktmomentkorrelation; weitere Erklärungen siehe Text.

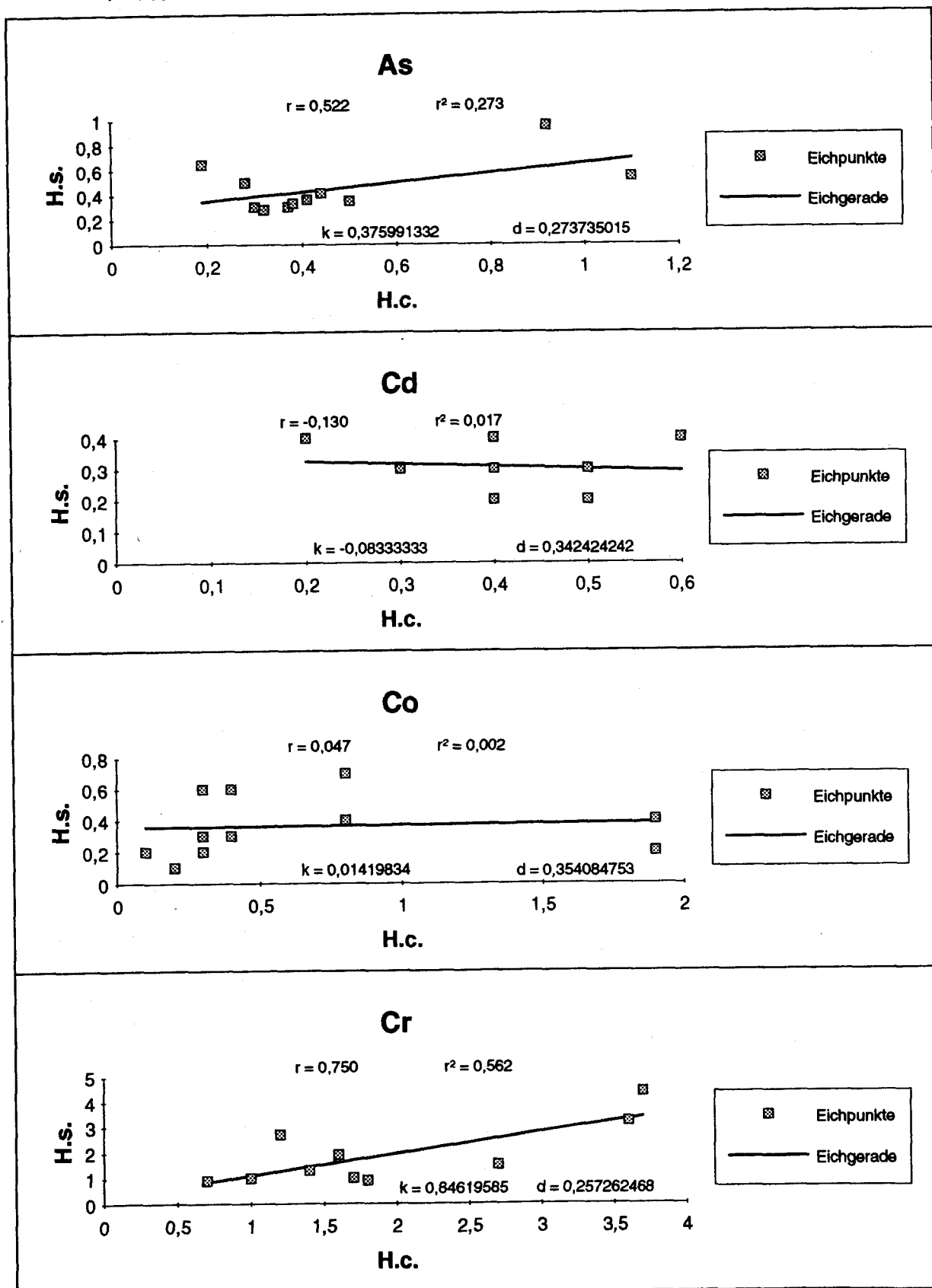


Abb. 4.5: Regression zwischen *Hypnum cupressiforme*/*Hylocomium splendens* für Cu, Fe, Hg, Ni;
 k = Regressionskoeffizient, d = y-Ordinatenabschnitt, r^2 = Bestimmtheitsmaß;
 r = Produktmomentkorrelation; weitere Erklärungen siehe Text.

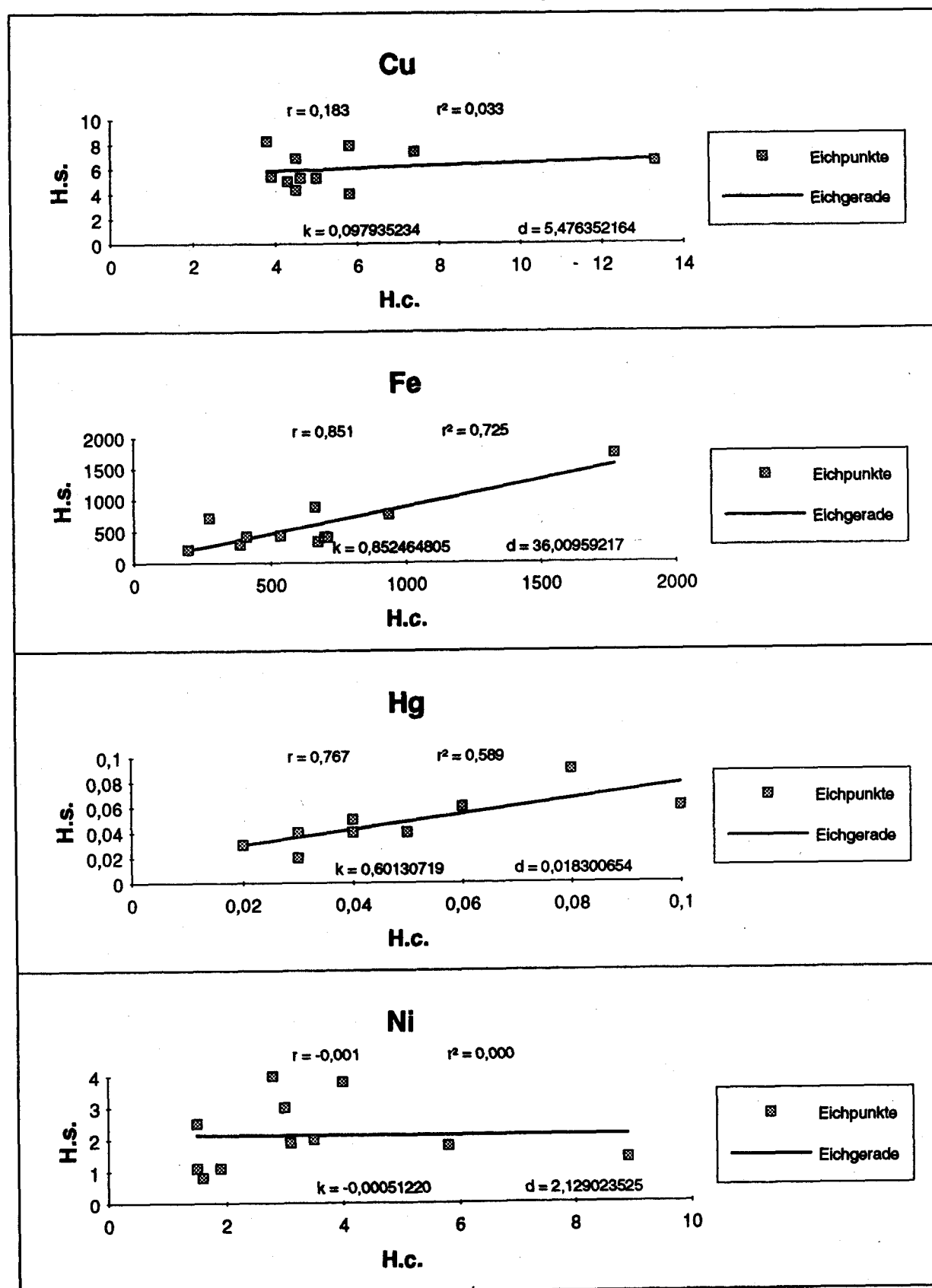


Abb. 4.6: Regression zwischen *Hypnum cupressiforme*/*Hylocomium splendens* für Pb, V, S, Zn;
 k = Regressionskoeffizient, d = y-Ordinatenabschnitt, r^2 = Bestimmtheitsmaß;
 r = Produktmomentkorrelation; weitere Erklärungen siehe Text.

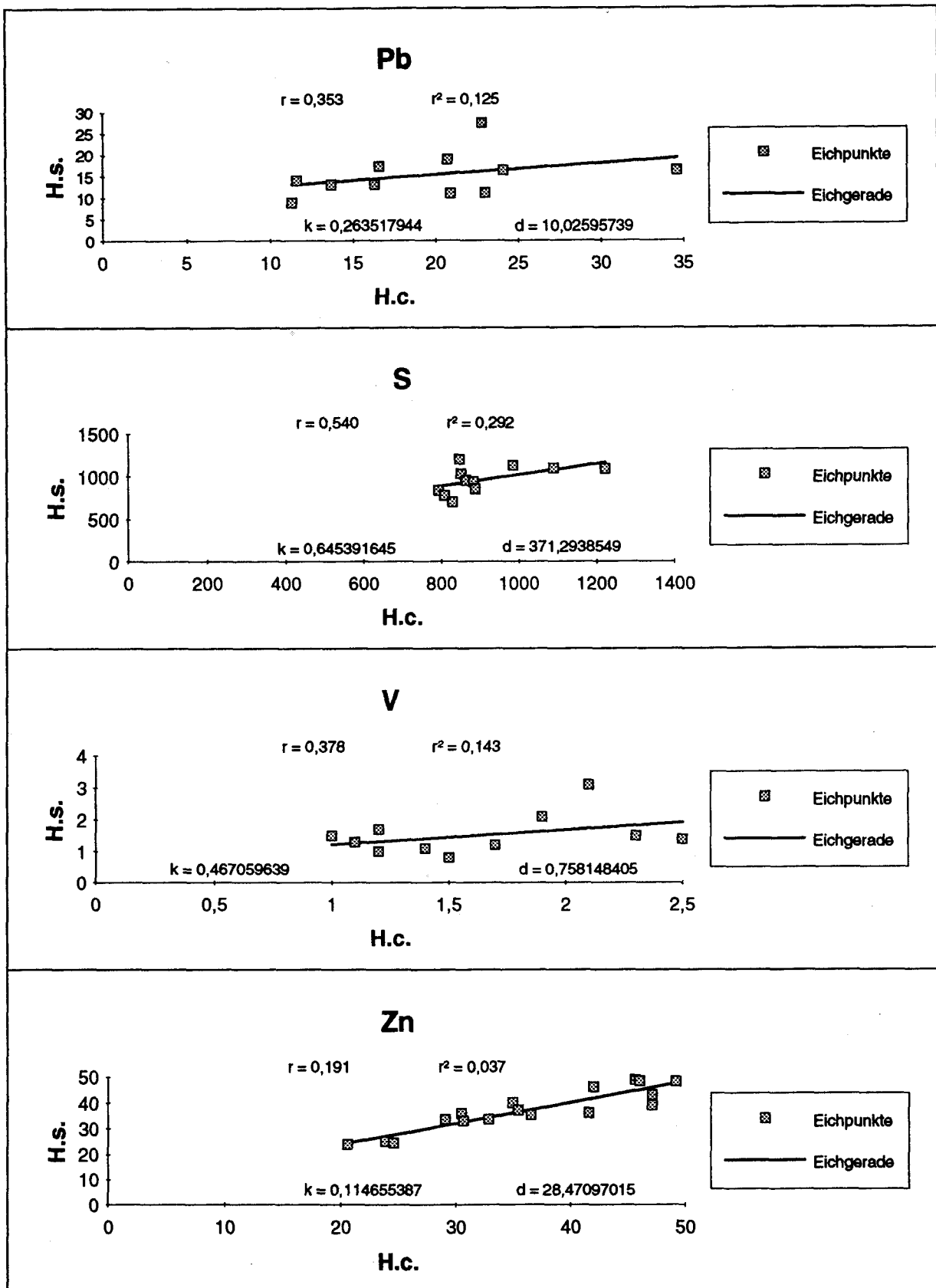


Abb. 4.7: Regression zwischen *Ctenidium molluscum*/*Hylocomium splendens* für As, Cd, Co, Cr;
 k = Regressionskoeffizient, d = y-Ordinatenabschnitt, r^2 = Bestimmtheitsmaß;
 r = Produktmomentkorrelation; weitere Erklärungen siehe Text.

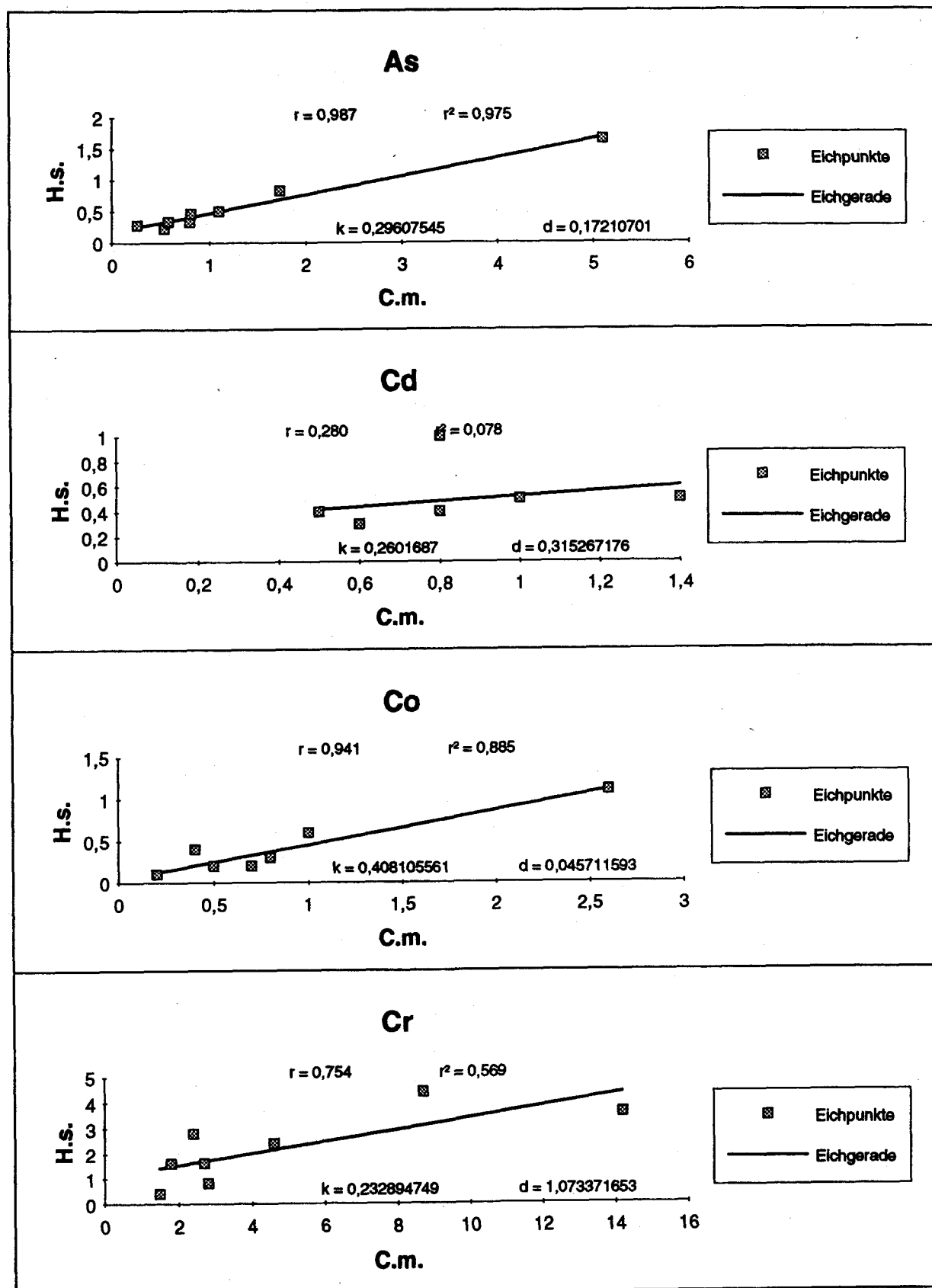


Abb. 4.8: Regression zwischen *Ctenidium molluscum*/*Hylocomium splendens* für Cu, Fe, Hg, Ni;
 k = Regressionskoeffizient, d = y-Ordinatenabschnitt, r^2 = Bestimmtheitsmaß;
 r = Produktmomentkorrelation; weitere Erklärungen siehe Text.

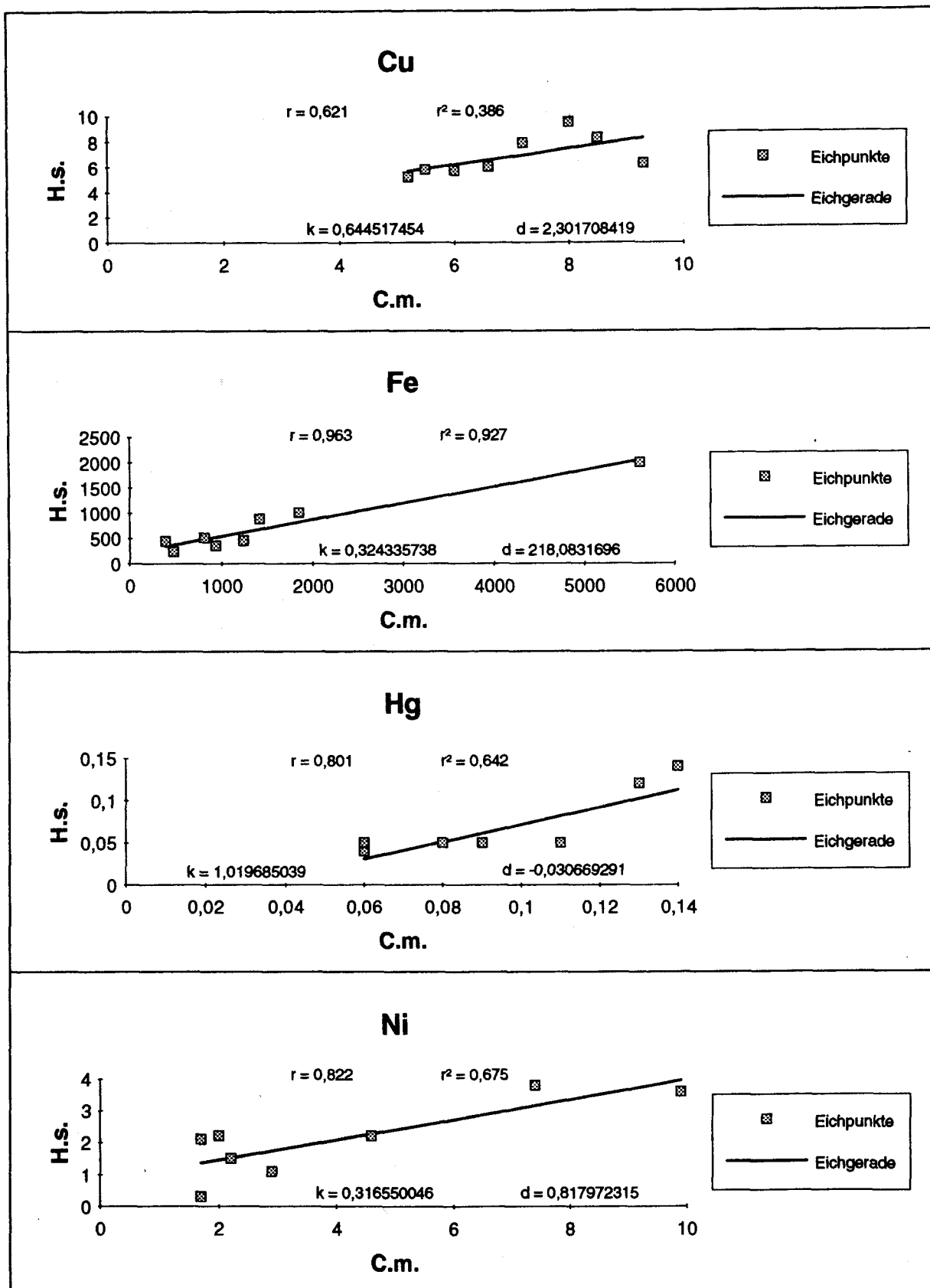


Abb. 4.9: Regression zwischen *Ctenidium molluscum*/*Hylocomium splendens* für Pb, V, S, Zn;
 k = Regressionskoeffizient, d = y-Ordinatenabschnitt, r^2 = Bestimmtheitsmaß;
 r = Produktmomentkorrelation; weitere Erklärungen siehe Text.

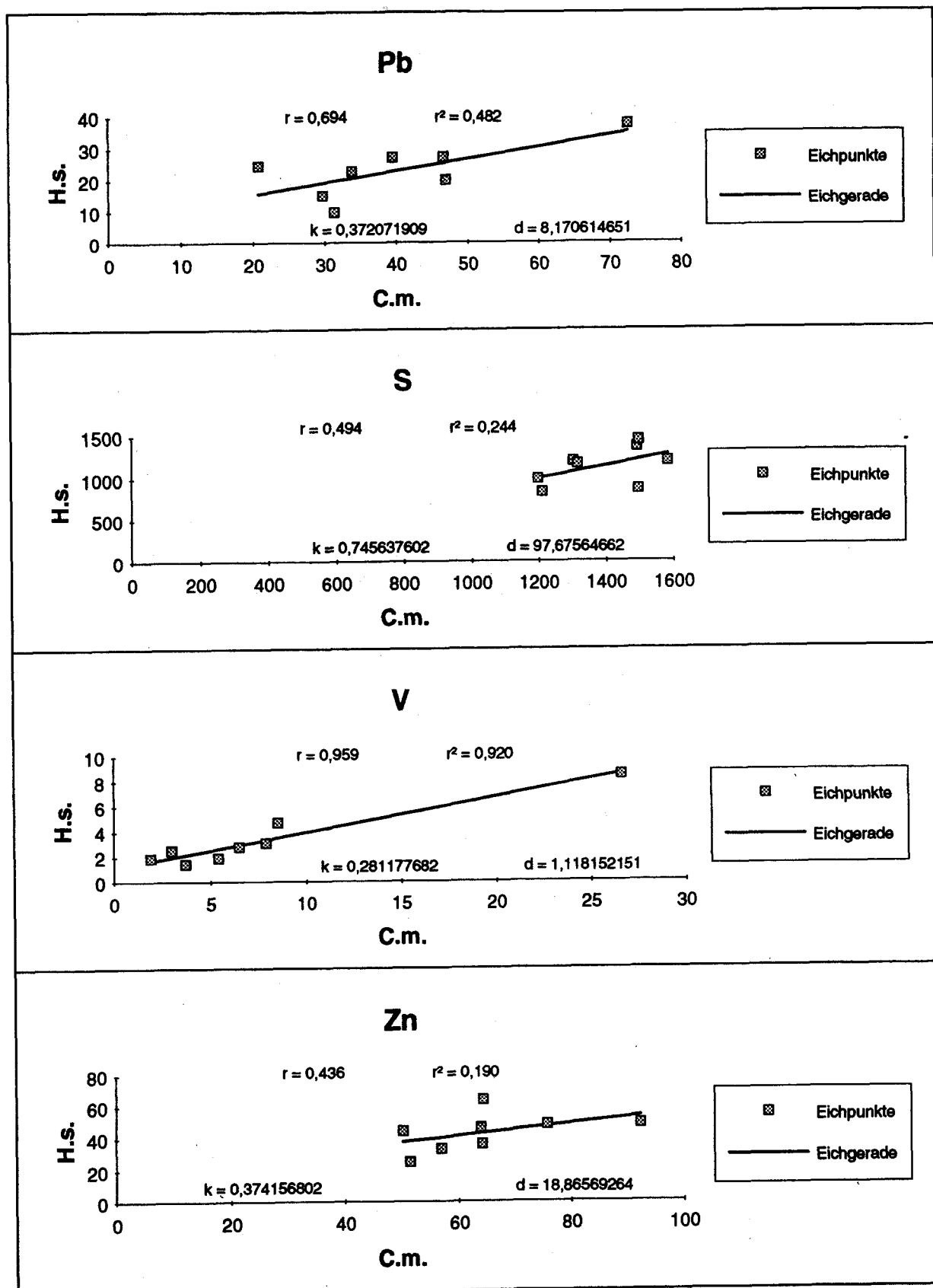


Abb. 4.10: Vergleich der Konzentrationswerte in Hylocomium, Pleurozium und Hypnum mittels Parallelproben für As, Cd, Co und Cr; Konzentrationen in $\mu\text{g/g TG}$; Nr. der Standorte siehe Verzeichnis.

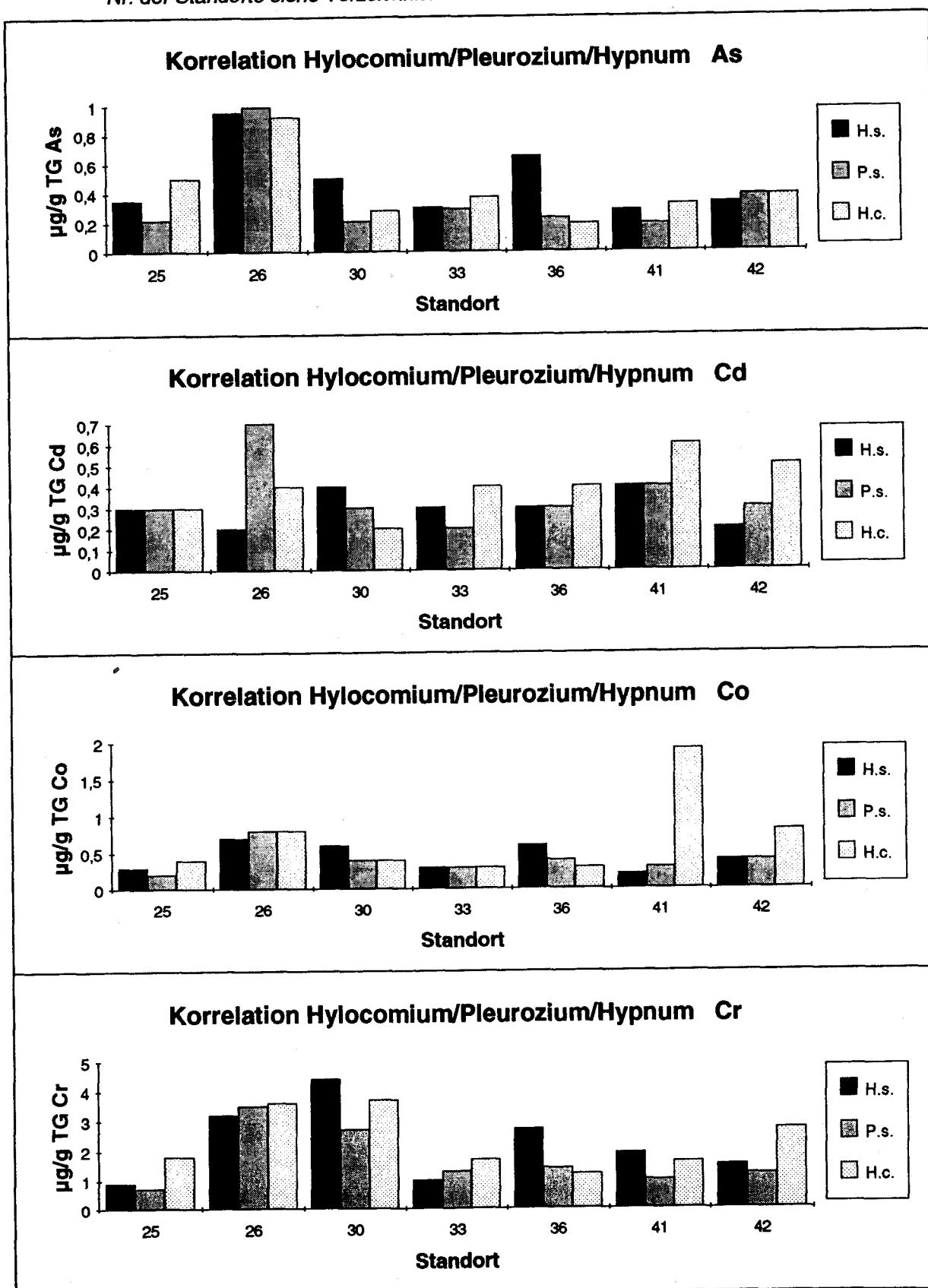


Abb. 4.11: Vergleich der Konzentrationswerte in *Hylocomium*, *Pleurozium* und *Hypnum* mittels Parallelproben für Cu, Fe, Hg und Ni; Konzentrationen in $\mu\text{g/g TG}$; Nr. der Standorte siehe Verzeichnis.

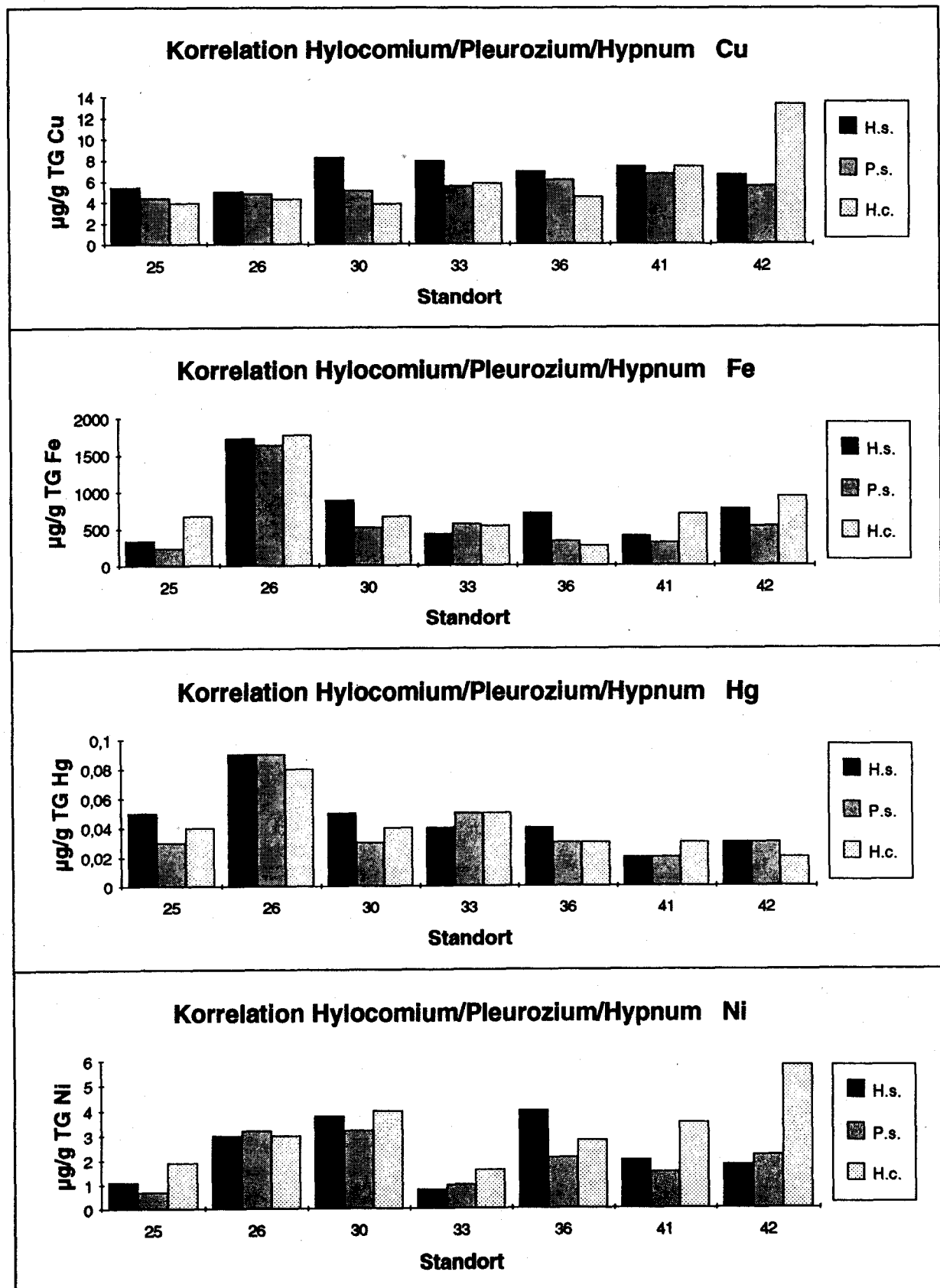
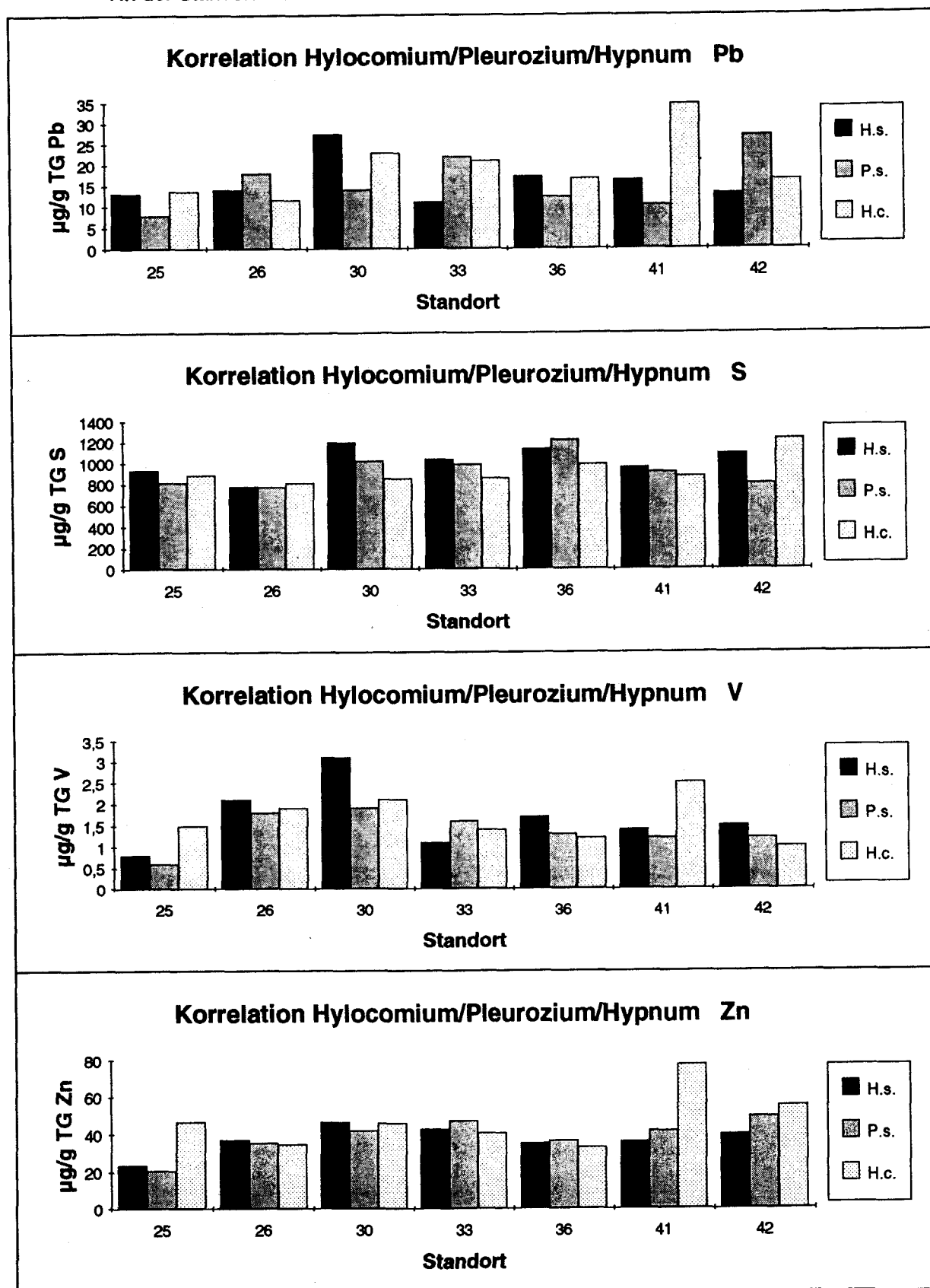


Abb. 4.12: Vergleich der Konzentrationswerte in *Hylocomium*, *Pleurozium* und *Hypnum* mittels Parallelproben für Pb, S, V und Zn; Konzentrationen in $\mu\text{g/g TG}$; Nr. der Standorte siehe Verzeichnis.



5 HÖHENPROFILE

Eines der markantesten Kennzeichen der österreichischen Landschaft ist die Vielfalt in der Topographie. Die Tiefebene Ostösterreichs, das Klagenfurter Becken, die Hochebenen des Wald- und Mühlviertels oder die Gebirgszüge der Alpen, jedes dieser Gebiete ist geprägt durch eine eigenständige Geomorphologie, Geologie, oder durch charakteristische klimatische Bedingungen.

Es ist daher naheliegend, daß diese Unterschiede Auswirkungen auf die Depositionsmuster zeigen. Es ergeben sich u. a. die Fragen, in welchem Ausmaß Proben von 110 m Seehöhe aus dem Burgenland mit solchen aus 2000 m Seehöhe von der Silvretta vergleichbar sind - oder ob die Probenahme innerhalb eines Talraumes an jeder beliebigen Stelle erfolgen kann, ohne zu unterschiedlichen Ergebnissen zu führen.

Die direkte Vergleichbarkeit alpiner Standorte mit denen des Pannonikums muß a priori verworfen werden. Zu unterschiedlich sind nicht nur die geographischen Bedingungen, sondern auch die lokalen Belastungssituationen, wie auch großklimatischen Strömungen und mit ihnen die Differenzen in der auf den Ferntransport zurückzuführenden Deposition.

Von reeller Bedeutung ist aber die Lage eines Sammelpunktes innerhalb eines Talraumes. Ob und wie stark die Depositionsmuster der meist dicht besiedelten Talböden von den mittleren Hanglagen oder den Hochlagen der Gipfelregionen abweichen, war Ziel dieser Untersuchungen.

Diesbezügliche Studien, mit der im Rahmen des Projekts verwendeten Methode und ihren Untersuchungszielen, liegen kaum vor. SCHMID - GROB, THÖNI & HERTZ (1991) kommen bei ihren "Hang-Transekten" zu keinem einheitlichen Bild. Sie verwenden allerdings nur Höhenprofile, die einen Gradienten von max. 1000 Höhenmetern umfassen und bleiben dabei stets unterhalb der Waldgrenze.

Bedeutend mehr Untersuchungen und auch Ergebnisse stammen bislang von jenen Arbeitsgruppen, welche Höhenprofile mit anderen Zielsetzungen als die der Schwermetalldeposition bearbeiteten.

In Österreich sind vor allem die Forschungen am Höhenprofil "Schwendberg-Zillertal" von hervorstechender Bedeutung (HERMAN & STEFAN 1992 u.v.a). Eine ähnliche Untersuchungsreihe läuft seit 1990 in Achenkirch (z. B. HERMAN 1992b). MUTSCH (1992) erzielt ebenfalls höhenabhängige Ergebnisse.

Im Zuge der Arbeiten zu diesem Projekt wurden deshalb an 5 Standorten entlang des Alpenbogens in Österreich Höhenprofile untersucht. Diese umfassen die Standorte und Gebirgszüge:

- Schwendberg-Arbiskopf (Zillertal – Zentralalpen Tirol)
- Schulterberg (Achenkirch – Nördliche Kalkalpen Tirol)
- Mauskarkopf (Gasteinertal – Zentralalpen Salzburg)
- Schoberstein (Reichraming – Nördliche Kalkalpen OÖ)
- Stuhleck (Mürzzuschlag – Ostalpen Stmk.)

Es wurde nach Möglichkeit versucht, ein Profil nur mittels einer Art darzustellen. Vor allem in den Tallagen war dies nicht immer möglich. Die Diagramme wurden dann mittels Umrechnungsfaktoren für die abweichende Art erstellt.

Zur Überprüfung ob und in welcher Art ein Zusammenhang zwischen der Niederschlagssumme und der Schwermetalldeposition besteht, wurden einfache lineare Regressionen für den Standort Achenkirch bzw. "Interactive Regressions", eine Sonderform der linearen Regression, für das Gasteiner- und Zillertal gerechnet. Dabei wurde auf der x-Achse die Niederschlagssumme von drei Jahren, auf der y-Achse die entsprechende Schwermetalldeposition im selben Zeitraum aufgetragen und verrechnet.

Für die "Interactive Regressions" wurden einerseits alle Meßpunkte einbezogen (strichlierte Regressionsgeraden), andererseits die Meßpunkte des Talraumes ausgegliedert, und die verbleibenden Werte neu berechnet (durchgehende Regressionsgerade). Dadurch konnten Depositionsmuster ohne den Einfluß lokaler Emittenten verfolgt werden. In den Diagrammen gibt der Faktor "k" den Regressionskoeffizienten, der Faktor "d" den Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der y-Achse an. Die Überprüfung, ob der Steigungsfaktor "k" signifikant von 0 verschieden ist, erfolgte mittels Varianzanalysen. Zusätzlich wurde das Bestimmtheitsmaß (r^2) berechnet, welches formal in engem Zusammenhang zur Produktmomentkorrelation (r) steht, dessen Abstand vom Faktor 1 Auskunft über den Zusammenhang zweier Datengruppen gibt.

Weiters wurden Hauptkomponentenanalysen unter Einbeziehung der Niederschlagssummen durchgeführt.

Die Niederschlagsdaten wurden von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik in Wien zur Verfügung gestellt (siehe auch Kapitel 2.2.4).

5.1 HÖHENPROFIL SCHWENDBERG-ARBISKOPF (ZILLERTAL) (S34)

5.1.1 Standort

Das Zillertal ist ein gut erschlossenes, weiträumiges, inneralpines Trogtal. Das Gestein besteht aus paläozoischen Quarzphylliten des Unterostalpin. Als Böden findet man deshalb vor allem stark saure Braunerden (MAJER 1989).

Das mittlere Zillertal entspricht dem atlantisch-zentralalpinen Klimatyp. Das Klima wird nach RINGLEB (1947, 1948) als hygrisch kontinental eingestuft, man kann aber nicht von einem echten inneralpinen Trockental (wie z. B. Ötztal) sprechen. Es ist eine deutliche Zunahme der Niederschläge mit der Höhe bemerkbar. Der Unterschied zwischen Talboden (600 m SH) und Arbiskopf bzw. Rauhenkopf (2260 m SH) beträgt ca. 1000 mm/Jahr.

Die vorwiegende Windrichtung ist nach GLATTES et al. (1989) Süd bzw. Nord, in den Gipfelflagen dürfte aber auch der Westwind von größerer Bedeutung sein.

Das Höhenprofil verläuft entlang eines überwiegend ost-exponierten Gradienten. Das Profil besteht aus 8 Probeentnahmepunkten in folgenden Höhenstufen:

M1: 2260 m; Rauhenkopf; Exp.O;	M6: 1250 m; Gschwendt; Exp.SO;
M2: 2130 m; Arbiskopf; Exp.O;	M7: 1000 m; Talwiese; Exp.O;
M3: 1950 m; Brindlingalm; Exp.O;	M8: 650 m; Eden; Exp.O;
M4: 1750 m; Sportalm; Exp.S;	Höhendifferenz: 1620 m
M5: 1550 m; Stockaste; Exp.SO;	

Der Sammelpunkt M8 befindet sich am Rande des Talbodens. Die Punkte M7-M3 liegen auf z. T. größeren Freiflächen unterhalb der Baumgrenze. M2 und M1 sind inmitten stark exponierter alpiner Zwergstrauchheiden. Für die Abb. 5.1 bis 5.3 wurden an den Standorten auf 1000m und 650m die Werte von *Hypnum cupressiforme* ausgewertet, an allen anderen Probepunkten die von *Pleurozium schreberi*.

Eines der Hauptargumente für die Wahl des Standortes war die große Anzahl an bereits vorliegenden Untersuchungen, welche an einzelnen Meßpunkten des Profils durchgeführt wurden. Diese wurden vor allem im Rahmen einer interdisziplinären Studie zur Erforschung von Waldschäden im Hinblick auf immissionsökologische Zusammenhänge erhoben. Zahlreiche Einzelpublikationen und Zusammenfassungen dieser Studien liegen vor (z. B. BOLHAR-NORDENKAMPF 1989)

5.1.2 Schwermetalldeposition

• Allgemeine Immissionssituation

Im Zillertal gibt es keine Großemittenten. Der Eintrag durch lokale Emittenten, allen voran der Verkehr oder das Magnesitwerk Lannersbach nehmen aber zum Teil beträchtliche Ausmaße an; dies wird durch die häufige Ausbildung von Inversionslagen verstärkt.

• Depositionsmuster

Die Abb. 5.1-5.3 geben die Depositionswerte in den einzelnen Höhenstufen wieder. In den Abbildungen sind für *Hypnum* sowohl der absolut gemessene Konzentrationswert (H.c.), als auch der mittels Umrechnungsfaktor ermittelte korrigierte Wert (H.c.co.) dargestellt. Für die direkte Vergleichbarkeit sind also nur die ersten 8 Blöcke (von links beginnend) relevant.

Es lassen sich zwei Gruppen von Depositionsmustern erkennen. Als erstes seien jene Schwermetalle genannt, welche im Talraum (bis 1000 m) deutlich erhöhte Werte zeigen. Dies sind As und Co, in geringerem Ausmaß Hg, Cu und Fe. Sie alle unterscheiden sich signifikant ($p = 0.05$) von den höher gelegenen Sammelpunkten. Erhöhte Depositionswerte für den Talraum gibt auch SMIDT (1992) an (mittels WADOS erhoben). Die mittlere Konzentration der von ihm gemessenen Ionen (Kationen Ca, Mg etc. und Anionen SO_4 , NO_3 etc.) nimmt mit zunehmender Höhe ab, die Zahl der Protonen (niederschlagsabhängig) zu. Direkte Messungen der Schwermetalldeposition liegen seinerseits nicht vor.

In der zweiten Gruppe lassen sich zwei Hauptimmissionsgebiete erkennen. Dabei sind einerseits erhöhte Werte im Talraum, andererseits in den exponierten Hochlagen festzustellen. Die dazwischen liegenden Sammelpunkte zeigen geringere Einträge. Dieses Phänomen tritt vor allem bei Ni, V, Cd, Cr und S auf. Die Ursache für die geringeren Werte an den Meßpunkten des Mittelhanges liegt in der größeren Entfernung vom Talraum und somit lokaler Emittenten sowie der geschützten Lage begründet (siehe auch Kapitel 5.6.1). Daraus läßt sich schließen, daß neben dem z. T. beachtlichen Eintrag durch lokale Emittenten des Talraumes, der Ferntransport die Hauptimmissionsquelle darstellt. Zn weist in den Hochlagen auffällig erhöhte Werte auf. Die Pb-Werte entlang des Profils sind allgemein relativ hoch. KARRER & MUTSCH (1992) verweisen auf hohe Pb-Werte in den Böden um 1200 m Seehöhe. Die hohen Absolut-Werte ihrer Moosproben in bezug auf Zn und Cu decken sich aber nicht mit den Werten dieser Monitoring-Studie. Dies dürfte vor allem daran liegen, daß KARRER & MUTSCH (1992) ganze Pflanzen, und nicht nur die letzten drei Jahrestriebe untersucht haben. HERMAN (1992a) berichtet über hohe Pb- und Cd-Werte in den Zirbennadeln der Hochregionen, kann aber in den Fichtennadeln der tieferen Regionen keine größere Pb-Belastung feststellen.

GLATTES (1989) untersuchte ebenfalls Pb und Cd-Gehalte in Fichtennadeln. Dabei fallen die je nach Jahreszeit oft sehr unterschiedlichen Depositionen auf. Die Werte des Probenpunktes auf 1000 m Seehöhe sind aber grundsätzlich bei all ihren Messungen am größten.

Der Standort auf 1550 m zeigt im Mittel die geringste Zufuhr. Diese Aussagen decken sich gut mit den eigenen Erfahrungen.

Schwankende Meßergebnisse zu unterschiedlichen Jahreszeiten werden auch von SMIDT (1992) bzw. HERMAN (1992a) angeführt und wurden in dieser Untersuchung am Standort Zillertal (nur eine Aufsammlung) nicht näher analysiert. (Diesbezüglich siehe auch Standort Achenkirch.)

• Korrelation mit den Niederschlägen

Das Verteilungsmuster einiger Schwermetalle läßt bei den Blockdiagrammen einen direkten Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates vermuten. Die zum Teil erhöhten Werte des Talraumes lassen dies aber auf den ersten Blick nicht erkennen. Wenn man aber die lokalen Emittenten ausklammert, wird ein markanter Anstieg der Konzentrationen mit der Höhe deutlich. Diese Vorgangsweise wird durch die "Interactive regressions" ermöglicht, die Hypothese somit bewiesen und in Abb. 5.19 bis 5.21 dargestellt.

Signifikante Korrelationen zwischen Niederschlagsmenge und Schwermetallkonzentration lassen sich somit bei Co, Cr, Ni, Pb, V und Zn erkennen. Der weit rechts liegende Schnittpunkt der Regressionsgeraden mit der x-Achse läßt auf die große Bedeutung der nassen Deposition für diese Stoffe schließen, wenngleich sich eine rechtssteile logarithmische Verteilung vermuten läßt. Trotz hoher Korrelation zwischen der Zunahme der Schwefelimmis-sion und der Niederschlagsmenge spielt für S die Trockendeposition eine wichtige Rolle. Nur Hg zeigt keinerlei Zusammenhang mit der nassen Deposition, unter Einschluß der Talwerte sogar einen signifikanten negativen Zusammenhang ($r = -0.815$).

Die Darstellungen der "Interactive regressions" sind in den Abb. 5.19 bis 5.21 wiedergegeben. Die "k", "d" und "r" Werte in Tab. 5.1.

5.2 HÖHENPROFIL SCHULTERBERG (ACHENKIRCH) (S17)

5.2.1 Standort

Der Schulterberg (1686 m) gehört im Westen Österreichs zu den am weitesten nach Norden vorgelagerten Bergen der Nördlichen Kalkalpen. Geologisch ist das Gestein der Alpenen Trias bzw. Jura zuzuordnen. Bei den Böden handelt es sich um z. T. sehr seichtgründige Braunerden.

Das Klima zeigt kühl-atlantischen Charakter, die Wintertemperaturen sind aber relativ hoch. Die Niederschläge sind aufgrund der Staulagensituation beträchtlich und liegen durchschnittlich zwischen 1280 mm/Jahr im Talraum und 1700 mm/Jahr am Schulterberg. Ungefähr ein Drittel der Niederschläge fällt im Sommer.

Das Profil bietet einen relativ steilen vertikalen Höhengradienten und ist nach Norden exponiert.

4 Meßpunkte wurden eingerichtet: M1: 900 m; Mühleggerköpfl
M2: 1100 m; Waxegg
M3a: 1400 m; Niederleger Schulterbergalm
M3b: 1550 m; Niederleger Schulterbergalm
M4: 1660 m; Schulterberg; N vom Gipfelplateau
Höhendifferenz 760 m

Alle Meßpunkte liegen auf Freiflächen innerhalb von Waldgebieten mit unterschiedlich dichtem Bewuchs. Am stärksten exponiert sind die Flächen von M4. Mehrere Moosarten (*Hylocomium splendens*, *Ctenidium molluscum*, *Hypnum cupressiforme*, *Pleurozium schreberi*) wurden mit unterschiedlichen Zielsetzungen gesammelt (siehe unten).

Der Transekt Zollamt – Schulterberg wird seit 1990 auch von mehreren Forschungsgruppen in einer interdisziplinären Studie untersucht und beprobt (z. B. HERMAN 1992b). Eine diesbezüglich am Schulterberg eingerichtete Klimastation konnte für die vorliegenden Untersuchungen nicht mehr genutzt werden, da mit relevanten Messungen erst nach der Beprobung begonnen wurde.

Ein unweit entferntes Höhenprofil auf die "Christlum" wird seit 1984 (HERMAN 1992c) untersucht, von einer Probenahme entlang dieses Profils wurde aber aufgrund einer Reihe von Besonderheiten des Standortes (z. B. Aufbringung von Klärschlamm) Abstand genommen.

5.2.2 Schwermetalldeposition

• Allgemeine Immissionssituation

Gemeinsam mit dem südwestlich anschließenden Massiv des Juifen (1988 m) bildet der Schulterberg die erste Wolkenbarriere gegen die aus NW anziehenden Wetterfronten. Die an diesem Profil gemessenen Depositionswerte sind deshalb vor allem auf den Ferntransport zurückzuführen. Als lokaler Emittent ist nur der Autoverkehr anzuführen, dessen Auswirkungen bestenfalls am Mühleggerköpfl (M1), durch die Nähe zur Grenzstation, zu tragen kommen.

• Depositionsmuster

Das Höhenprofil Schwendberg wurde im Zuge dieses Projektes dreimal beprobt. Die Sameltermine waren Juli 1991, September 1991 und Juli 1992. Dadurch war es möglich, das Depositionsmuster zu verschiedenen Jahreszeiten (Frühsommer/Herbst) bzw. während eines Jahresganges zu verfolgen.

Da kein Moos an allen Meßpunkten in ausreichender Menge für drei Aufsammlungen zur Verfügung stand, wurden zwei Arten an jeweils drei Meßpunkten untersucht. *Hylocomium splendens* stammt von den Meßpunkten M1, M2 und M4, *Ctenidium molluscum* von den Punkten M2, M3 und M4.

Die Ergebnisse sind in Abb 5.4 bis 5.9 dargestellt.

Jahreszeitliche Aspekte:

Das am meisten bemerkenswerte Ergebnis ist hierbei die Tatsache, daß praktisch ohne Ausnahme die Juli-Aufsammlungen deutlich höhere Werte zeigen als die Beprobung im

September. Dies gilt für alle Schwermetalle und alle Moose auf allen Standorten. Die beiden im Juli durchgeführten Aufsammlungen sind durchaus vergleichbar. Mit Ausnahme von M4 im Juli 91 (siehe unten) sind im Juli 92 die Konzentrationswerte geringfügig höher.

Dieses jahreszeitlich bedingte Muster wird auch von KIRCHHOFF & RUDOLPH (1989) bei Untersuchungen in Norddeutschland festgestellt. Sie ermitteln erhöhte Gehalte an Schwermetallen im Winter, Frühjahr und Frühsommer und führen dies auf die Wachstumsrhythmik der Moose zurück, welche in der Hauptwachstumsphase zu einer Ausdünnung in der Konzentration führt.

Vermutlich spielt auch die Schneedeckung und die dadurch bedingte, erhöhte Mobilisierung von Schwermetallen durch das Schmelzwasser im Frühjahr eine Rolle. Gleichzeitig ist der gesteigerte Energiebedarf des Winters zu berücksichtigen.

Art- und standortspezifische Analysen:

Aufgrund der Ergebnisse von *Hylocomium splendens* kann gesagt werden, daß von allen *Hylocomium*-Standorten M4 die höchste Schwermetallzufuhr aufweist. Der Unterschied zu M2 und M1 ist für alle Schwermetalle signifikant. Am stärksten ist dieses Ergebnis in der Aufsammlung 07/91 ausgeprägt. An M4 sind zu diesem Zeitpunkt auch die höchsten Absolutwerte zu verzeichnen (Ausnahme Cd u. Cu 07/92).

Ähnlich, wenngleich nicht in dieser Deutlichkeit wird dieses Resultat durch *Ctenidium* wiedergegeben. *Ctenidium* weist am Standort M3 (welcher durch *Hylocomium* nicht beprobt werden konnte) ebenfalls hohe Konzentrationen auf. M3 zeigt vor allem im Jahr 1992 bei vielen Schwermetallen (z. B. Cd, Co, Ni, Pb) die höchsten Werte. M2 liegt in jedem Fall unter M3 oder M4.

Die Schwermetalldeposition der Standorte ist demnach wie folgt: $M4 > M3 \gg M1 > M2$.

Schwermetallbezogene Ergebnisse:

As zeigt im Juli 1992 an M4 außergewöhnlich hohe Werte, dies wird durch beide Moose in gleichem Ausmaß belegt. Die As-Deposition nimmt überdies, unabhängig von der Jahreszeit, mit der Höhe kontinuierlich zu. Ein fast identes Depositionsmuster wie As liefern Co, Fe, Hg und V bei allen Moosen sowie Cr bei *Ctenidium*.

Nur geringfügige, wenn auch konstante höhenabhängige Steigungsraten findet man bei Cd, Cu, S und Zn.

Eine intermediäre Position mit relativ deutlicher Höhenzunahme nehmen Pb und Ni ein. HERMAN (1992c) sieht demgegenüber am Profil "Christlum" eine deutliche Abnahme von Pb und Cd mit der Höhe. Dies könnte auch auf lokale Begebenheiten (siehe oben) zurückzuführen sein.

• Korrelation mit den Niederschlägen

Eine statistisch signifikante Korrelation ($p = 0.05$) zwischen Niederschlägen und Depositionsraten findet man für beide Moosarten nur bei Zn.

Für Pb findet man denselben Zusammenhang nur bei *Hylocomium*. Die Lage und Neigung der Regressionsgeraden läßt bei beiden Moosen für As, Co, Cr, Fe, Ni, Pb und V eine überwiegende Naßdeposition vermuten.

Bei Cu und Hg dürfte die Trockendeposition beträchtlich sein, schwächer bei S. Siehe dazu auch Abb. 5.22 bis 5.27.

5.3 HÖHENPROFIL MAUSKARKOPF (GASTEINERTAL) (S35)

5.3.1 Standort

Der Mauskarkopf (2374 m) ist ein schroffer, exponierter Gipfel im Gasteinertal. Geologisch gehört dieses Tal zum Tauernfenster, im Untergrund findet man kristalline Schiefer (Bündner Schiefer) aus Jura bis Kreide. Vereinzelt stehen am Mauskarkopf auch kristalline Kalke an, wie nicht zuletzt das Vorkommen von *Ctenidium molluscum* beweist. An Böden dominieren jedoch saure Podsole.

Die Niederschläge sind im Tal mäßig stark (1190 mm/Jahr), zeigen aber eine rasche Zunahme mit der Höhe (1960 mm/Jahr). Die Dauer der Schneebedeckung ist relativ lange.

Das Profil ist nach Osten ausgerichtet und weist auf kurzer Strecke einen steilen, direkten Höhengradienten auf. Die Meßpunkte sind:

M1 2360 m; Mauskarkopf	M6 1650 m; no name
M2 <2150 m; Anstieg Mauskarkopf	M7a 1550 m; no name
M3 2050 m; Kleine Scharte	M7b 1450 m; SW Aeroplanhütte
M4 2100 m; Hirschkarspitze	M8 1250 m; no name
M5a 1850 m; S Haitzingalm	M9 1000 m; Weinetsberg
M5b 1800 m; no name	Höhendifferenz: 1360 m

M1 und M2 sind etwas geschützte Hochlagenpolster in Zwergstrauchbeständen, M3 bis M5 stärker exponierte Polster von *Hylocomium* (fo."alpina"). An M6 bis M8 wurde auf kleineren Lichtungen in Nadelwaldbeständen gesammelt, M9 ist eine extensiv genutzte, buckelige Magerwiese.

Am Standort M1 wächst nur *Ctenidium molluscum*; dieser Meßpunkt wurde aufgrund mikrotopographischer Anomalitäten für die direkten Höhenvergleiche nicht berücksichtigt. An M2 - M8 wurde *Hylocomium splendens* gesammelt, an M9 *Pleurozium schreberi*, die Werte in den Diagrammen sind für diesen Meßpunkt über einen Korrekturfaktor ermittelt.

Studien zur Schwermetallsituation im Gasteinertal liegen spärlich vor. Von SCHINNER (1978) gibt es Daten im Rahmen des MaB-Hochgebirgsprogramm Hohe Tauern sowie von RÜCKER & PEER (1988) in bezug auf pilzsoziologische Studien.

5.3.2 Schwermetalldeposition

• Allgemeine Immissionssituation

Das Gasteinertal war mehr als drei Jahrhunderte lang Intensiv-Abbaugbiet für verschiedenste Erze; berühmt waren vor allem die Goldvorkommen. Der Bergbau ist derzeit eingestellt. Die Böden dürften dennoch eine relativ hohe Grundbelastung an Schwermetallen haben, die zwar nicht auf direktem Wege, aber z. B. über den Wind auf die Moose übertragen werden könnten. Als größter lokaler Emittent tritt vor allem der Verkehr in Erscheinung. Die relativ stark frequentierte Transitroute mit der Autoverladung Mallnitz-Böckstein hat trotz des Ausbaus der Tauernautobahn wenig an ihrer Attraktivität für N-S-Reisende eingebüßt. Das Heizkraftwerk Bad Gastein und einige Betriebe mit Altölverbrennung müssen ebenfalls als Emittenten in Betracht gezogen werden (RÜCKER & PEER 1988).

- **Depositionsmuster** (siehe Abb. 5.10 bis 5.12)

Einen deutlichen Schwerpunkt im Tal zeigt nur As. Die meisten Schwermetalle haben, wie schon im Zillertal beschrieben, zwei Hauptimmissionszonen: im Talraum sowie in den exponierten Höhen. Die dazwischen liegenden Waldbereiche sind aufgrund ihrer geschützten Lage bzw. Ferne von lokalen Emittenten weniger belastet. Dieses Verteilungsmuster findet man vor allem bei Cr, Fe, S und Zn, etwas weniger deutlich bei Co, Cd und Ni.

Cu zeigt annähernd Gleichverteilung, V und Pb eine schwache Höhenzunahme, nur Hg ist in den Hochlagen deutlich vermehrt.

SCHINNER (1978) fand in Fichtennadeln höhere Werte im Talraum als in der Hochmontanstufe. Ihre Bodenproben zeigten aber auch in den Hochlagen (1800 m) erhöhte Werte. Die Pb-Werte, die RÜCKER & PEER (1988) in Pilzen der Region festgestellt haben, können nicht direkt mit den eigenen Daten verglichen werden. Der Pb-Gehalt in Moosen liegt ein Vielfaches (ca. 20fach) über dem der Pilze.

Im Vergleich mit anderen Hochlagen der Alpen ist der Standort Gasteinertal aber nicht stärker mit Pb belastet (siehe 5.6.3).

- **Korrelation mit den Niederschlägen:** (siehe Abb. 5.29 bis 5.30)

Eine signifikante ($p=0.05$) Korrelation zwischen Niederschlägen und Schwermetalldeposition findet man im Gasteinertal bei Co, Ni und Pb.

Überwiegende Naßdeposition gibt es noch bei Fe und Hg. Bei Cu und S spielt auch die Trockendeposition eine wichtige Rolle.

Die Gründe für die Verwendung der "Interactive regression" an Stelle der einfachen linearen Regression sowie ihre Vorteile sind in Kapitel 5.1 erläutert.

5.4 HÖHENPROFIL SCHOBERSTEIN (REICHRAMING) (S12)

5.4.1 Standort

Der Schoberstein (1285 m) ist eine der nördlichsten Erhebungen der Nördlichen Kalkalpen im Oberösterreichischen Voralpenland. Der Untergrund besteht überwiegend aus Jura-Kalken und Mergeln.

Mit Ausnahme einzelner Wiesen- und Weidenflächen sowie einer Gipfelregion mit anstehendem Fels ist der Berg von Wald bedeckt.

Das Gebiet ist auch in den Tallagen relativ niederschlagsreich (ca. 1500 mm).

Das Profil ist nach Nordosten ausgerichtet und besteht aus 5 Meßpunkten.

M1 350 m; Talwiese Trattenbach

M2 550 m; Weiderand östlich Kreuzriegler

M3 750 m; Wiese südlich Kreuzriegler

M4 1100 m; Lichtung Pfaffenmauer

M5 1250 m; Lichtung W Schobersteinhütte

Höhendifferenz 950 m;

An M4 wächst *Pleurozium schreberi*, an allen anderen Standorten *Hylocomium splendens*. Die Werte für *Pleurozium* in den Diagrammen wurden über einen Umrechnungsfaktor ermittelt.

Ältere, einschlägige Untersuchungen über den Schoberstein liegen nicht vor. Für die Standortsuche der Monitoringfläche des Umweltbundesamtes im Bereich der Nördlichen Kalkalpen wurde der Schoberstein aber als potentielle Versuchsfläche getestet (ZECHMEISTER 1993).

5.4.2 Schwermetalldeposition

• Allgemeine Immissionssituation

Die Achse Leoben-Eisenerz-Hieflau-Steyr-Linz war und ist bedeutendes Zentrum der Eisen produzierenden und Eisen verarbeitenden Industrie in Österreich. Der kleine, am Fuße des Höhenprofils liegende Ort Trattenbach ist einer der letzten Reste der alten, vorwiegend auf Klein- und Mittelbetriebe aufbauenden Eisenindustrie der Eisenwurzten, somit aber auch lokaler Hauptemittent.

• Depositionsmuster

Die lokalen Emittenten stellen offensichtlich im Untersuchungsgebiet die Hauptquelle der Immission dar. Dies wird bei fast allen Schwermetallen, besonders jenen, welche der Eisenindustrie entstammen, deutlich. Der lokale Hausbrand muß in dem relativ engen Talkessel gleichfalls als Emittent in Betracht gezogen werden. Verstärkt werden diese Einträge durch häufige Inversionswetterlagen. Der Schadstofferntransport spielt unter Umständen eine geringere Rolle als erwartet, wenngleich der Schoberstein als klassischer Nordstau gilt.

Der Standort M1 liegt unterhalb der Industriebetriebe bzw. der Siedlungsbauten. Er zeigt mit wenigen Ausnahmen (Cr und Ni) die geringsten Depositionswerte aller Meßpunkte entlang des Profils. Die Punkte M2-M4, welche unmittelbar oberhalb der Kleinbetriebe liegen, zeigen in absteigender Linie die höchsten Einträge, wobei die Immission auf M2 (unmittelbare Nähe zu den Emittenten) am stärksten ist (Ausnahme Pb und S). Besonders gut ist dieses Verteilungsmuster ($M2 > M3 > M4 > M5/M1$) bei As, Cr, Fe und V zu verfolgen, weniger deutlich ausgeprägt bei Co und Ni (siehe auch Abb. 5.13 bis 5.15).

Pb und S sowie in geringerem Ausmaß Cd und Zn zeigen im Gipfelbereich des Schobersteins die höchsten Werte. Der höhere S-Wert läßt sich möglicherweise durch einen lokalen Emittenten (Holzfeuerung der Schobersteinhütte) erklären. Pb, Cd und Zn dürften vorwiegend über den Ferntransport deponiert werden, als Emissionsquelle muß vorrangig der Raum Linz bzw. Steyr in Betracht gezogen werden.

• Korrelation mit den Niederschlägen

Ein direkter Zusammenhang Niederschlagsmenge/Depositionsmenge konnte entlang dieses Profils nicht gefunden. Am ehesten werden Pb, Cd und Zn über die Niederschläge und somit über den Ferntransport im Gebiet deponiert. Nebel- und Wolkenbildung und die dadurch bedingte Verbreitung der lokalen Rauchgase sind aber bedeutend. Der Gipfelbereich liegt bei Inversionswetterlage häufig über der Nebelgrenze, sicherlich ein Grund für geringere Depositionswerte.

5.5 HÖHENPROFIL STUHLECK (MÜRZZUSCHLAG) (S21)

5.5.1 Standort

Das Stuhleck (1782 m) ist einer der östlichsten Gipfel der Fischbacher Alpen und somit des gesamten Alpenbogens. Im Untergrund befinden sich kristalline Gesteine, welche im Gipfelbereich vielfach anstehen. Die Tallagen sind mäßig niederschlagsreich (durchschnittlich 900 mm/Jahr). Die Gewitterhäufigkeit ist groß, Starkniederschläge treten oft auf.

Das Profil erstreckt sich in NW-SO Richtung. Die Meßpunkte sind:

M1 1760 m; N Gipfelplateau	M5 1200 m; oberhalb Knauerhof
M2 1600 m; Lahngang	M6 1000 m; Hinterleiten
M3 1440 m; W Luiserlkreuz	Höhendifferenz: 760 m
M4 1300 m; in the middle of nowhere	

Außer an M3 (*Pleurozium schreberi*) wurde für die Diagrammdarstellung an allen Meßpunkten *Hylocomium splendens* ausgewertet.

M1 liegt in einer stark exponierten Zwergstrauchheide, M2 bis M6 innerhalb von Lichtungen in Fichtenwäldern. M5 ist eine Magerweide.

5.5.2 Schwermetalldeposition

• Allgemeine Immissionssituation

Entlang der Mur-Mürz-Furche befinden sich bedeutende Produktionsstätten der Österreichischen Eisen- und Stahlindustrie. Mürzzuschlag, am Fuße des Höhenprofils gelegen, ist eines jener Zentren. Zudem ist der Verkehrsfluß nicht zuletzt durch den Ausbau des niederösterreichischen Anteils der Semmeringautobahn größer geworden. Lokale und regionale Emittenten sind deshalb für den Großteil der Schadstoffe verantwortlich.

• Depositionsmuster

Der Meßpunkt M1 weist aufgrund seiner extremen Exponiertheit bei vielen Schwermetallen hohe Einträge auf. Besonders auffällig sind die gegenüber den tieferen Lagen stark erhöhten Werte bei Co, Cr, Fe und Ni. Alle vier Metalle werden bei der Stahlerzeugung verwendet. Anstiege mit der Höhe sind auch bei As und V zu verzeichnen. Lokale Emittenten dürften vor allem bei Cd, Cu und Zn verantwortlich sein. Cu und Pb zeigen an allen Meßpunkten ein fast identes Verteilungsmuster. Annähernd Gleichverteilung zeigen Hg, S und Zn (siehe auch Abb. 5.16 bis 5.18).

• Korrelation mit den Niederschlägen

Eine diesbezügliche Analyse gestaltet sich äußerst schwierig. Die Höhe der Schornsteine, die vorherrschende Windrichtung, die Depositionsmuster u.v.m. deuten auf hohe lokale Einträge hin, der Anteil der Trockendeposition an diesem Profil dürfte groß sein. Gerade in dieser Region bedeuten die hohen Depositionswerte in der Gipfelregion, bei gleichzeitig höheren Niederschlägen, nicht unbedingt eine Korrelation dieser beiden Faktoren.

5.6 ALLGEMEINE SCHLUSSFOLGERUNGEN

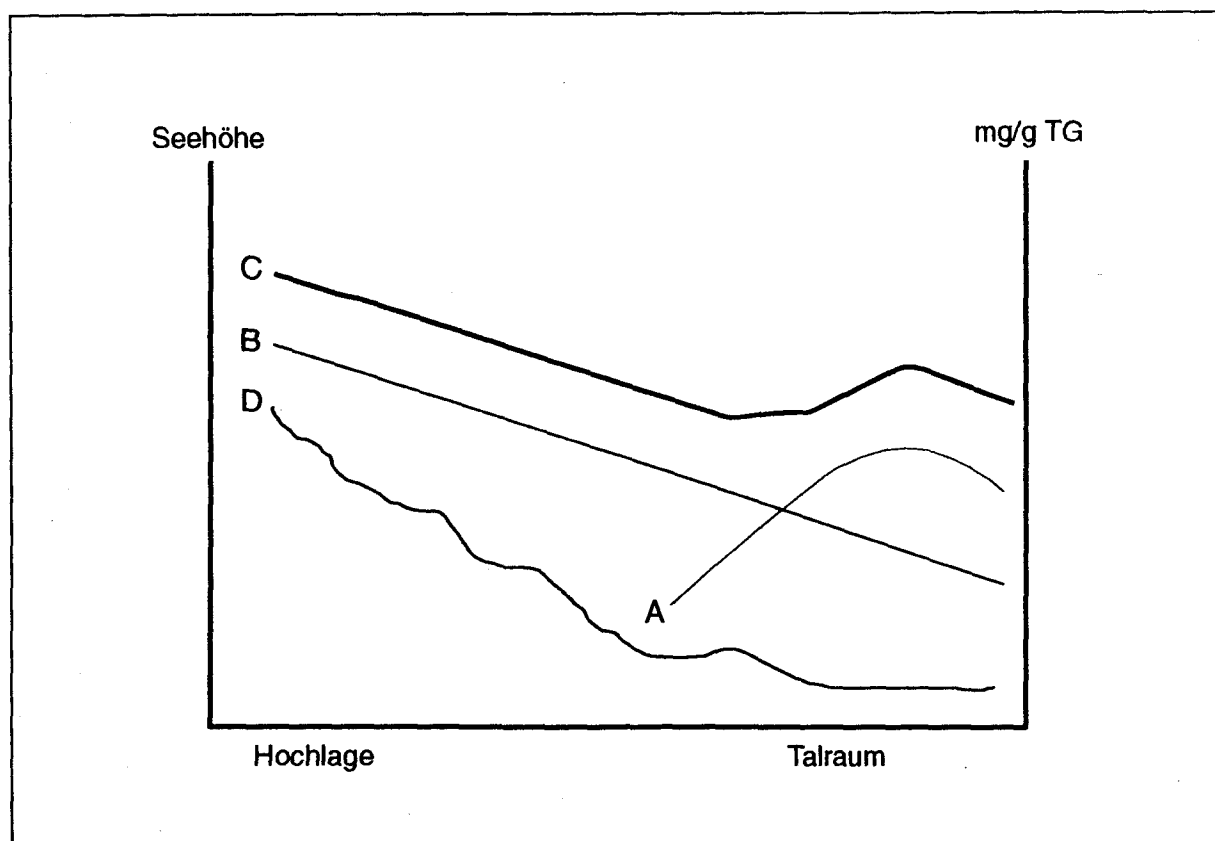
5.6.1 Höhenabhängige Depositionsmuster

Auf Grundlage der durchgeführten Untersuchungen lassen sich die Depositionsmuster von Talräumen und den sie umgebenden Bergketten in zwei Typen gliedern:

- **Talschaften mit geringer, lokal geprägter Schwermetalldeposition**

In diesen Gebieten ist ein markanter Anstieg des Eintrages mit zunehmender Seehöhe zu verzeichnen. Es bestehen lineare Beziehungen zwischen Seehöhe und Immission. Ein Großteil der Schwermetalle zeigt starke Korrelation mit den Niederschlägen, welche naturgemäß mit der Höhe zunehmen. Die offenen Hochlagen sind zusätzlich dem Wind und somit Schwebstoffen der Luft mehr ausgesetzt. Geogene Schwermetalleinträge sind in den Gipfelregionen größer, aber gegenüber den anthropogenen Quellen in fast allen Fällen vernachlässigbar klein. In exponierten Hochlagen findet man demnach oft ein Vielfaches an Schwermetallkonzentration der in den von Waldgebieten bedeckten Hanglagen. Die Belastung der Talräume ist von der Größe lokaler Emittenten abhängig. Trockendeposition und Inversionswetterlage sind in diesem Bereich meist zusätzlich für erhöhte Depositionswerte verantwortlich. Die Höhe der Wolken- und Nebeldecke bei Inversion ist regional unterschiedlich (KAISER 1992). Dies führt zu einem typischen Depositionsmuster (siehe Abb. 5.0 und Kapitel 5.1.2), welches zumeist nur entlang von Höhenprofilen mit größeren Höhendifferenzen deutlich wird.

Abb 5.0: Abhängigkeit der Depositionsraten von lokalen Emittenten des Talraumes sowie dem Ferntransport über die Niederschläge; A - Lokale Einträge, B - Ferntransport, C - Gesamtkonzentration im Moos, D - Profil des Talraumes;



- **Täler mit größerer lokal oder regional geprägter Schwermetalldeposition**

Die lokalen Emittenten sind in diesen Bereichen Hauptverursacher der Immission. Dementsprechend steigt unmittelbar über den Industriekomplexen, in Abhängigkeit von der Höhe der Schornsteine, Windrichtung, Weite des Talkessels etc. der Eintrag stark an, um mit zunehmender Höhe abzunehmen. SAUERBECK (1985) gibt einen 3 km breiten Gürtel um die Industriezonen als unmittelbares Belastungsgebiet für vorwiegend trockene Deposition an. Erst in größerer Entfernung von den Emittenten, vor allem in exponierten Höhenlagen, beginnen Schadstoffe, welche über den Ferntransport einwirken, eine wichtige Rolle zu spielen. Letzteres kann unter Umständen wieder zu einem Anstieg in den Gipfelregionen führen.

5.6.2 Korrelation der Schwermetalldeposition mit den Niederschlägen

Bei allen diesbezüglich untersuchten Standorten hat sich anhand der Regressionsgeraden ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Niederschlags- und der Depositionsmenge bei Pb, Cd, Zn und S gezeigt. Etwas weniger deutlich, aber immer noch signifikant sind die Zusammenhänge bei As, Ni und Fe (siehe auch ZECHMEISTER 1994).

S zeigt zwar eine Zunahme mit der Niederschlagsmenge, der Anteil der Trockendeposition dürfte aber bei diesem Element eine größere Rolle spielen.

Negativ korreliert mit den Niederschlägen ist Hg.

Die Hauptkomponentenanalyse (Abb. 5.31) wurde für die einzelnen Moosarten getrennt durchgeführt und beschränkt sich nicht auf die Höhenprofile. Sie zeigt Konvergenzen zwischen Niederschlägen und Schwermetallen vor allem bei Cu, Zn, Pb und Cd. Der stärkste Gegensatz herrscht bei Hg.

GALLOWAY et al. (1982) machen die Art der Verbreitung von der Größe der einzelnen Teilchen abhängig, welche die Schwermetalle tragen. Kleine Partikel und Gase erreichen große Höhen, ihre Verbreitung erfolgt vor allem über die Niederschläge, größere Teilchen unterliegen vorwiegend der trockenen Deposition (siehe auch Kapitel 1.3.1.4).

ROSS (1990) zeigt mittels der Moosmethode Zusammenhänge zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrate bei Cd, Cu, Fe, Pb, Zn und V, nicht aber bei Mn, Cr und Ni. RÜHLING & TYLER (1971) finden einen signifikanten Zusammenhang nur bei Pb. GROET (1976) sieht nur bei Zn und Cd Zusammenhänge, nicht aber bei Ni.

Zn und Cr wird in einigen Untersuchungen in engen Zusammenhang mit geogenen Ausgangsmaterialien gebracht (z. B. ROSS 1990, RÜHLING et al. 1992). Da in den Hochlagen die Vegetationsbedeckung geringer ist, wird dort sicherlich ein höherer Anteil an mineralischen Komponenten das Depositionsmuster mitbestimmen. Trotzdem besteht vor allem bei Zn auch ein enger Zusammenhang mit der nassen Deposition. MUTSCH (1992) findet mittels gesamtösterreichischen Datenmaterials hochsignifikante Korrelationen zwischen Seehöhe und Depositionsmenge für Pb und Cd.

Anhand des vorliegenden Datenmaterials kann zusammenfassend gesagt werden, daß vor allem Cd, Pb, Zn und S die beste Korrelation zu Niederschlägen zeigen, etwas weniger deutlich gilt dies noch für As, Ni und Fe.

5.6.3 Vergleichende Beurteilung der Eintragungssituation an den Standorten

Da nur der Standort Zillertal mittels *Pleurozium schreberi* beprobt wurde, an allen anderen Höhenprofilen *Hylocomium splendens* verwendet wurde, ist eine direkte Vergleichbarkeit der Standorte auch ohne Umrechnungsfaktor möglich. Für den Vergleich wurden Durchschnittswerte aller Schwermetalle eines Standortes ermittelt. Die Extremwerte einzelner Meßpunkte weichen demgemäß von den Durchschnittswerten bisweilen stärker ab.

An allen Standorten dürfte überwiegend anthropogener Eintrag vorliegen. Größere geogene Anteile sind nur bei V, Cr und Fe zu erwarten. Die aus den Böden stammende Gesamtmenge an V scheint aber gegenüber dem Ausstoß über die Verbrennung fossiler Brennstoffe klein.

Der Standort Schoberstein zeigt mit Abstand die höchsten Depositionsraten. Der Unterschied zu den anderen Standorten ist signifikant. Vor allem bei Fe, Ni und V sind deutlich höhere Einträge zu verzeichnen. Die Eisendeposition ist fast doppelt so hoch wie am Standort Gastein, der bei Fe die zweithöchsten Werte aufzeigt! Aber auch bei As, Co, Cr, Cu und Zn findet man entlang des Profils Schoberstein die relativen Spitzenwerte. Neben den lokalen Gegebenheiten dürfte die Nähe zu zahlreichen anderen eisenverarbeitenden Industrien (z. B. Steyr und Linz) von Bedeutung sein (siehe auch 5.4.2).

Erhöhte Depositionswerte zeigt auch das Profil Stuhleck. Hier sind ebenfalls lokale Emittenten die Hauptverursacher. Das Profil Stuhleck hebt sich aber nur geringfügig vom Standort Zillertal ab, in dem Hintergrunddeposition zu erwarten war. Im Zillertal können eben lokale Emittenten nicht außer acht gelassen werden.

Der Standort Achenkirch zeigt etwas geringere Einträge. Hier sollte nur der Ferntransport von Bedeutung sein (Grenzlage). Auffällig sind auch die hohen Werte in der Gipfelregion zum Zeitpunkt der Juli-Beprobung.

Die durchschnittlich geringsten Schwermetallwerte aller Standorte wurden am Profil im Gasteinertal verzeichnet. RÜCKER & PEER (1988) stellen dort eine hohe Belastung mit Pb, sowie Cd und Zn oberhalb der Baumgrenze fest. Vergleichbare Höhenstufen der anderen Profile weisen aber in dieser Untersuchung durchschnittlich höhere Werte auf. Im Vergleich mit den Tallagen kann dies aber bestätigt werden.

5.6.4 Konsequenzen für zukünftige Aufsammlung

Die Lage künftiger Sammelpunkte hängt stark von der Zielsetzung der Untersuchung ab. Für die Erfassung von flächendeckenden Hintergrunddepositionswerten (im Sinne der EMEP-Studie) empfiehlt es sich, den engeren Talraum bis zu einer Höhe von 500 m über dem Talboden zu beproben. Damit bleibt man in den meisten Fällen unterhalb der Nebelgrenze bei Inversionswetterlagen. Dadurch ist eine bessere Vergleichbarkeit der Daten mit jenen der Tiefländer und Ebenen gewährleistet.

Die Depositionswerte in den Hochlagen müssen entweder gesondert ermittelt oder berechnet werden. Durch die in dieser Untersuchung ermittelten Daten für die Regressionsgleichung kann die Höhenzunahme der Depositionswerte in einzelnen Regionen berechnet werden. Die Verwendbarkeit der Werte steht aber in engem Zusammenhang mit der Eintragungssituation, den klimatischen Bedingungen und der Niederschlagsmenge in diesen Gebieten, und liegt nur innerhalb des Gültigkeitsbereiches der Regressionsgeraden. Die Güte der Regressionsgeraden und der somit ermittelten Werte steht auch in starker Abhängigkeit vom Bestimmtheitsmaß der Regressionsgleichung und ist somit nur für einzelne Schwermetalle zu verwenden.

Abb. 5.1: Depositionsraten der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schwendberg/Zillertal ermittelt über *Pleurozium schreberi* und *Hypnum cupressiforme* (H.c.), H.c.co. mittels Umrechnungsfaktor ermittelter Wert (siehe Text).

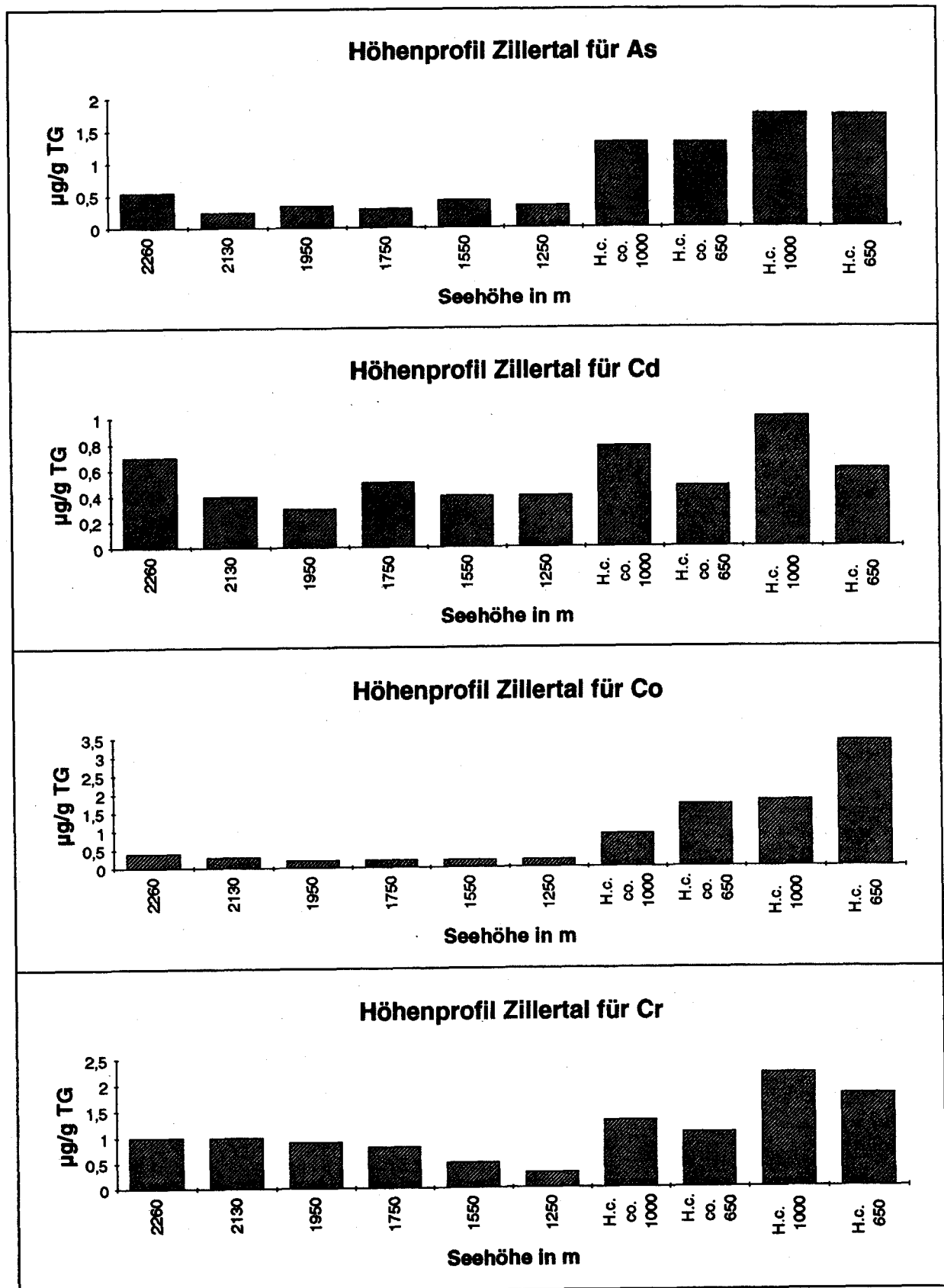


Abb. 5.2: Depositionsraten der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schwendberg/Zillertal ermittelt über *Pleurozium schreberi* und *Hypnum cupressiforme* (H.c.), H.c.co. mittels Umrechnungsfaktor ermittelter Wert (siehe Text).

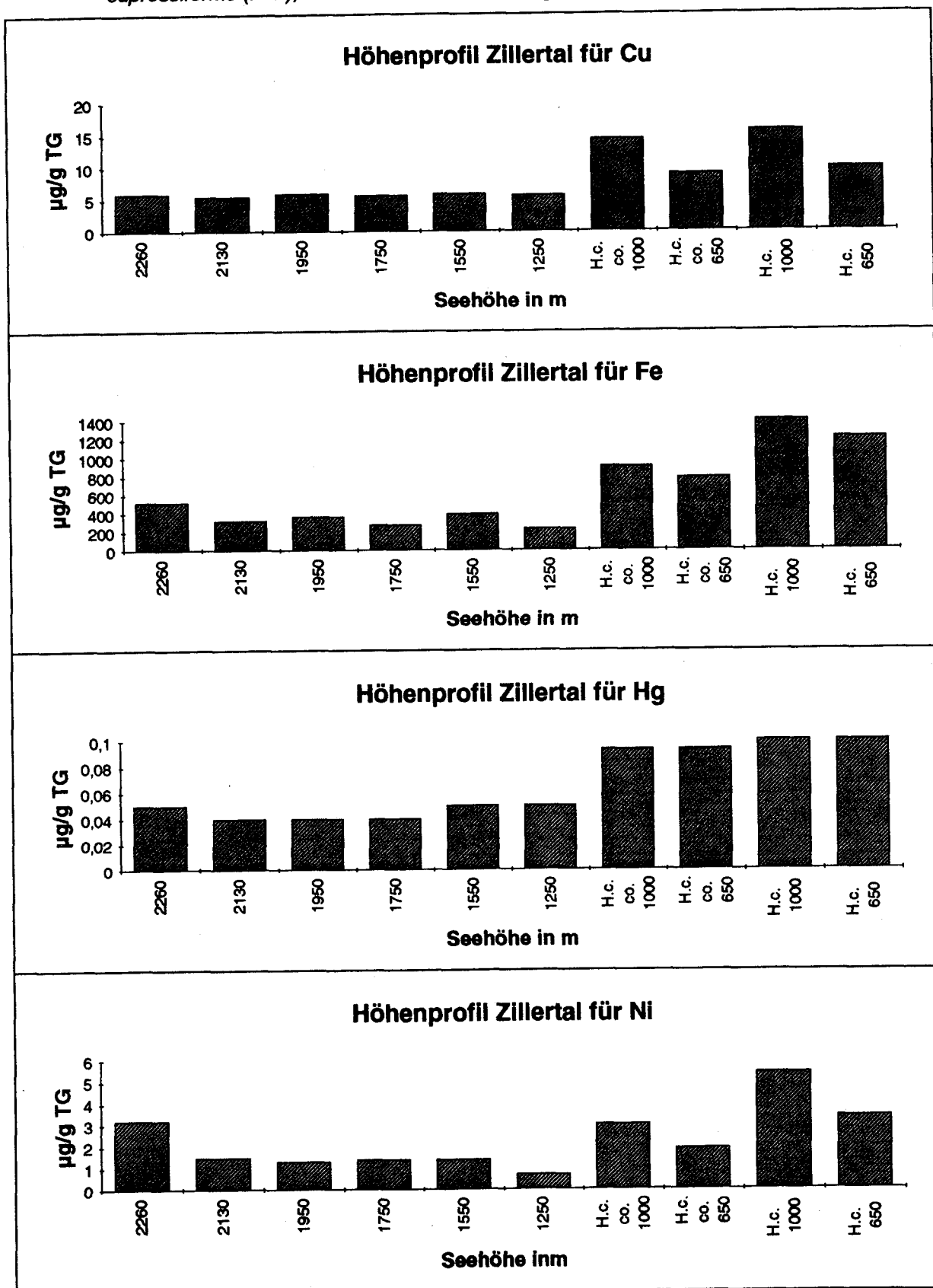


Abb. 5.3: Depositionsraten der Schwermetalle Pb, S, V, Zn an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schwendberg/Zillertal ermittelt über *Pleurozium schreberi* und *Hypnum cupressiforme* (H.c.), H.c.co. mittels Umrechnungsfaktor ermittelter Wert (siehe Text).

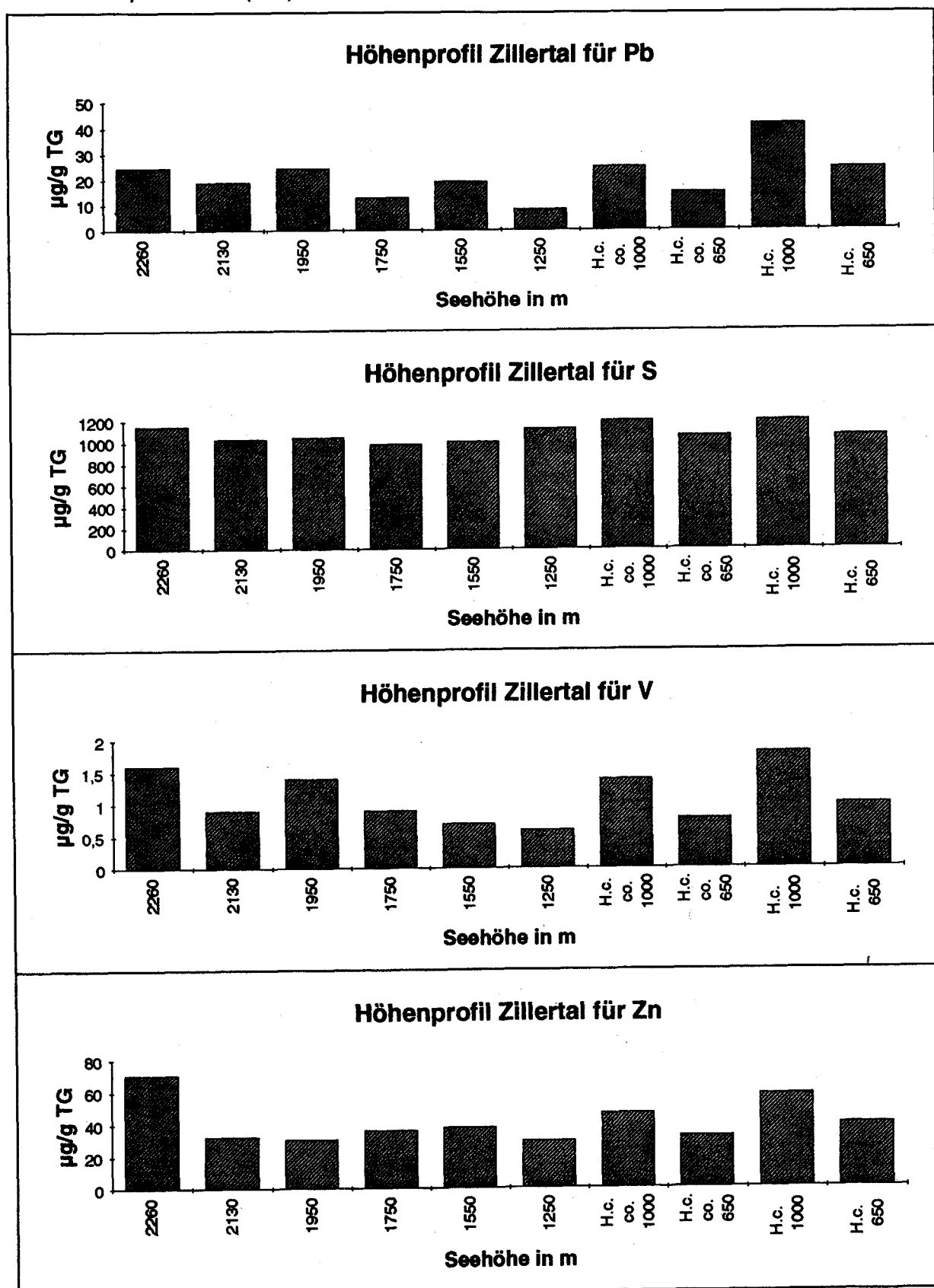


Abb. 5.4: Depositionsraten der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

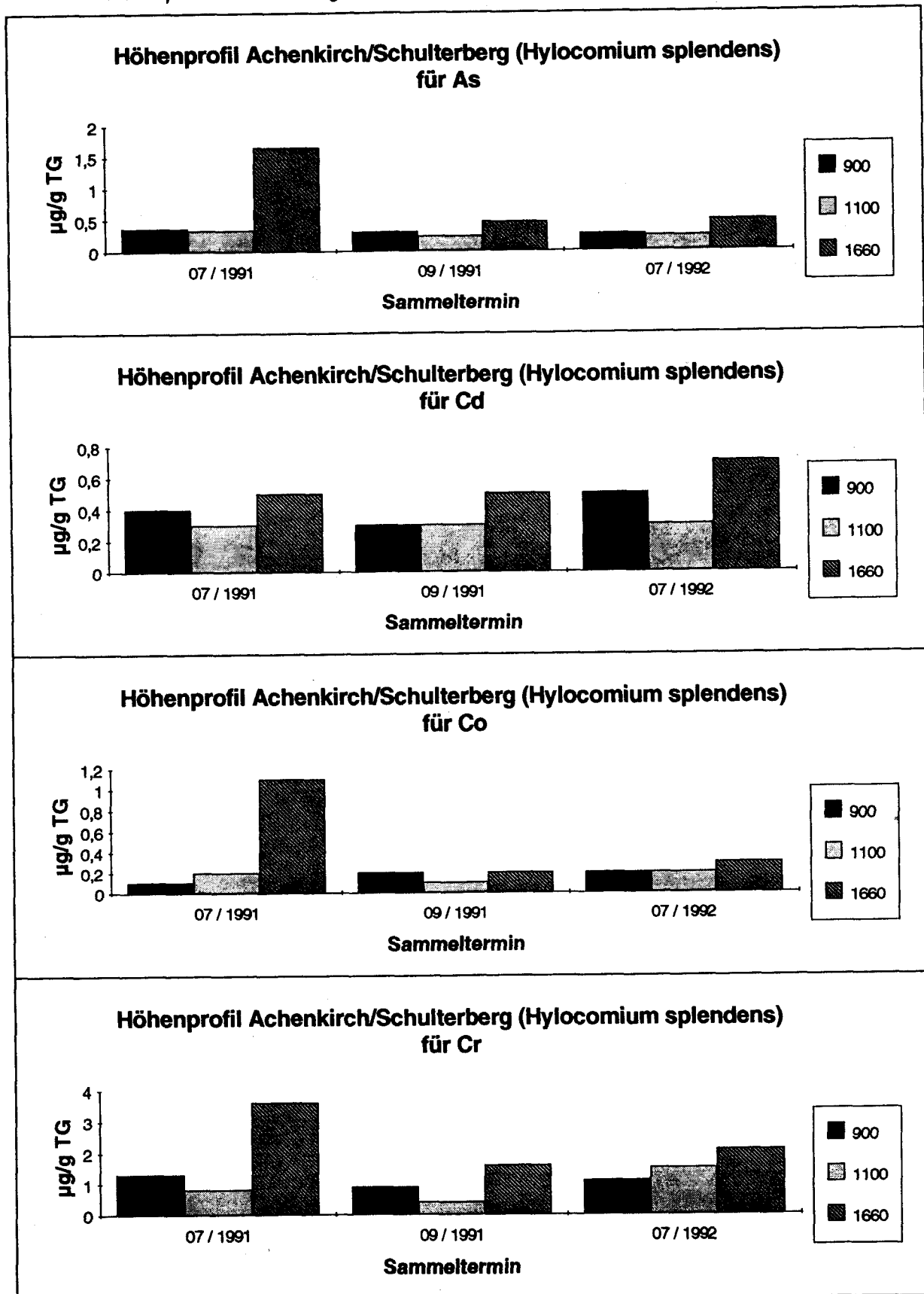


Abb. 5.5: Depositionsraten der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

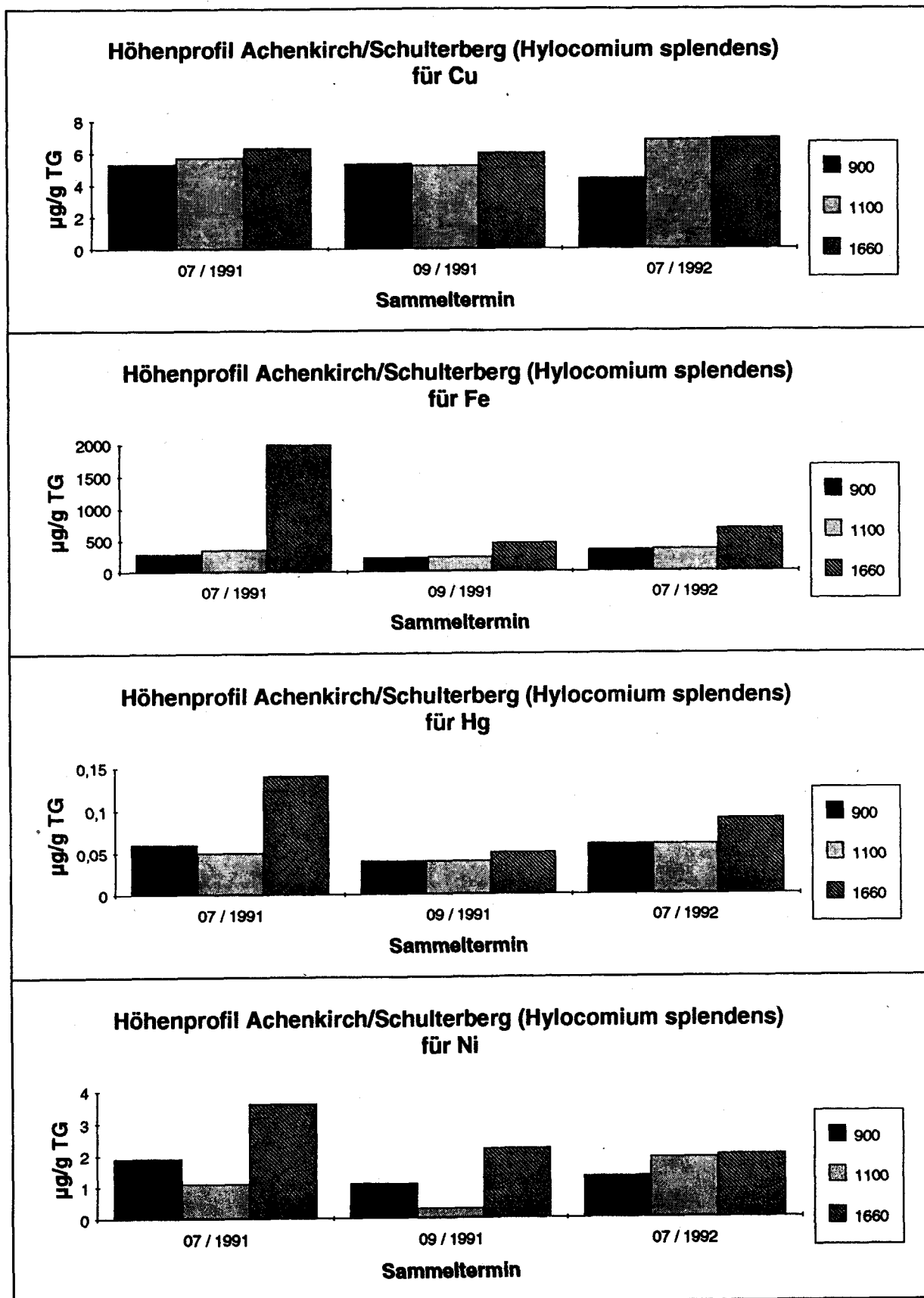


Abb. 5.6: Depositionsraten der Schwermetalle Pb, S, V, Zn an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

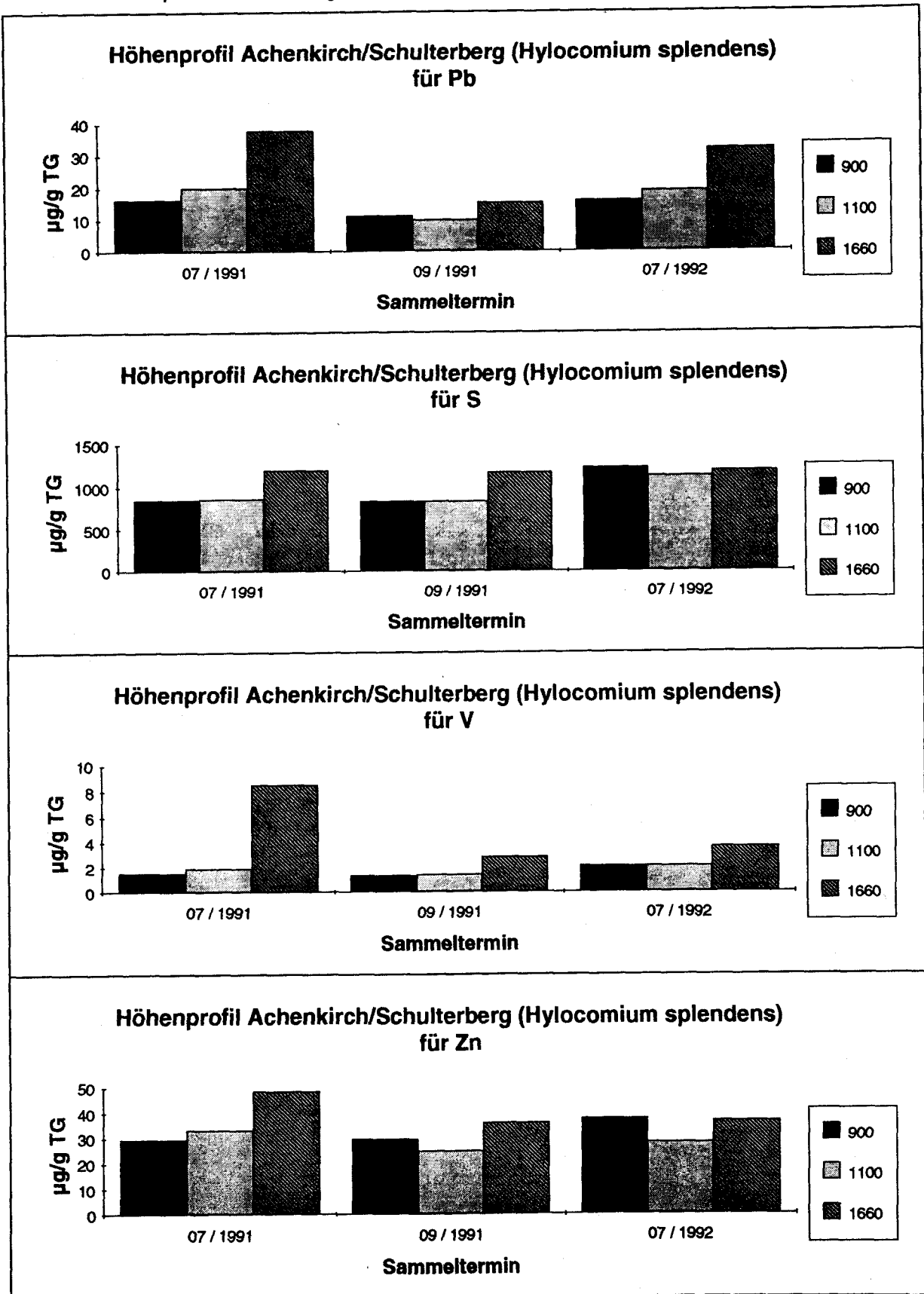


Abb. 5.7: Depositionsraten der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Ctenidium molluscum*.

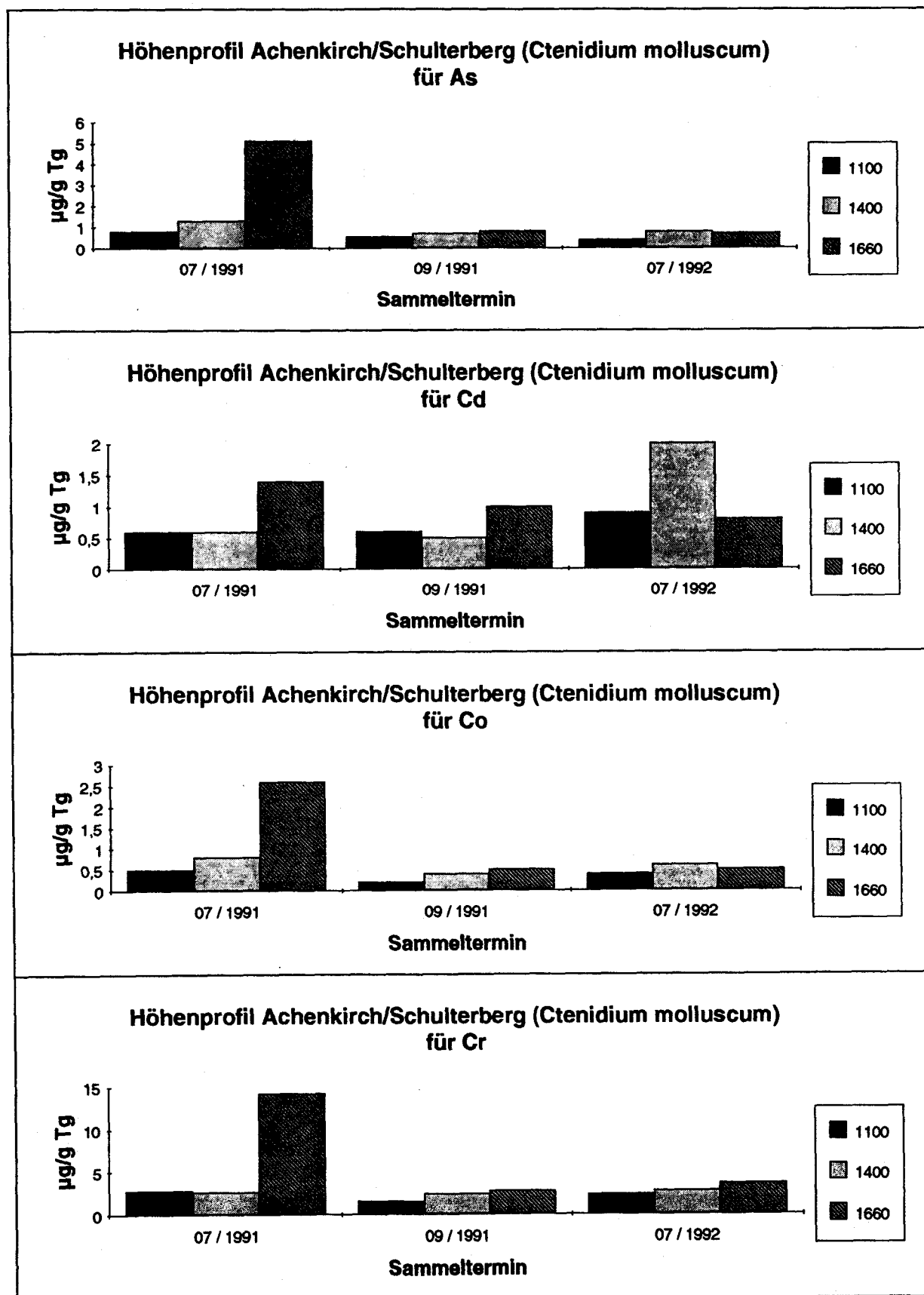


Abb. 5.8: Depositionsraten der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Ctenidium molluscum*.

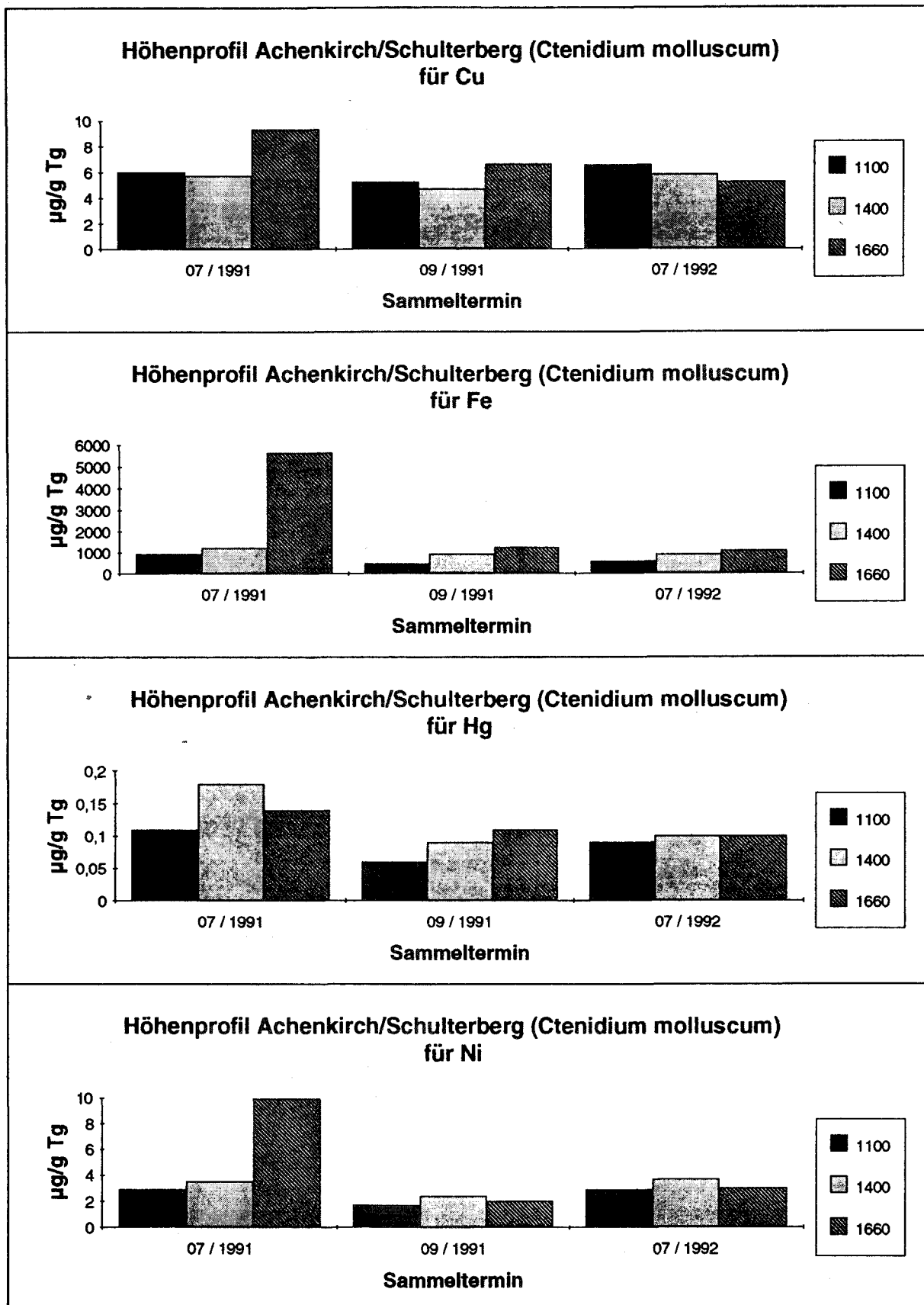


Abb. 5.9: Depositionsraten der Schwermetalle Pb, S, V, Zn an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Ctenidium molluscum*.

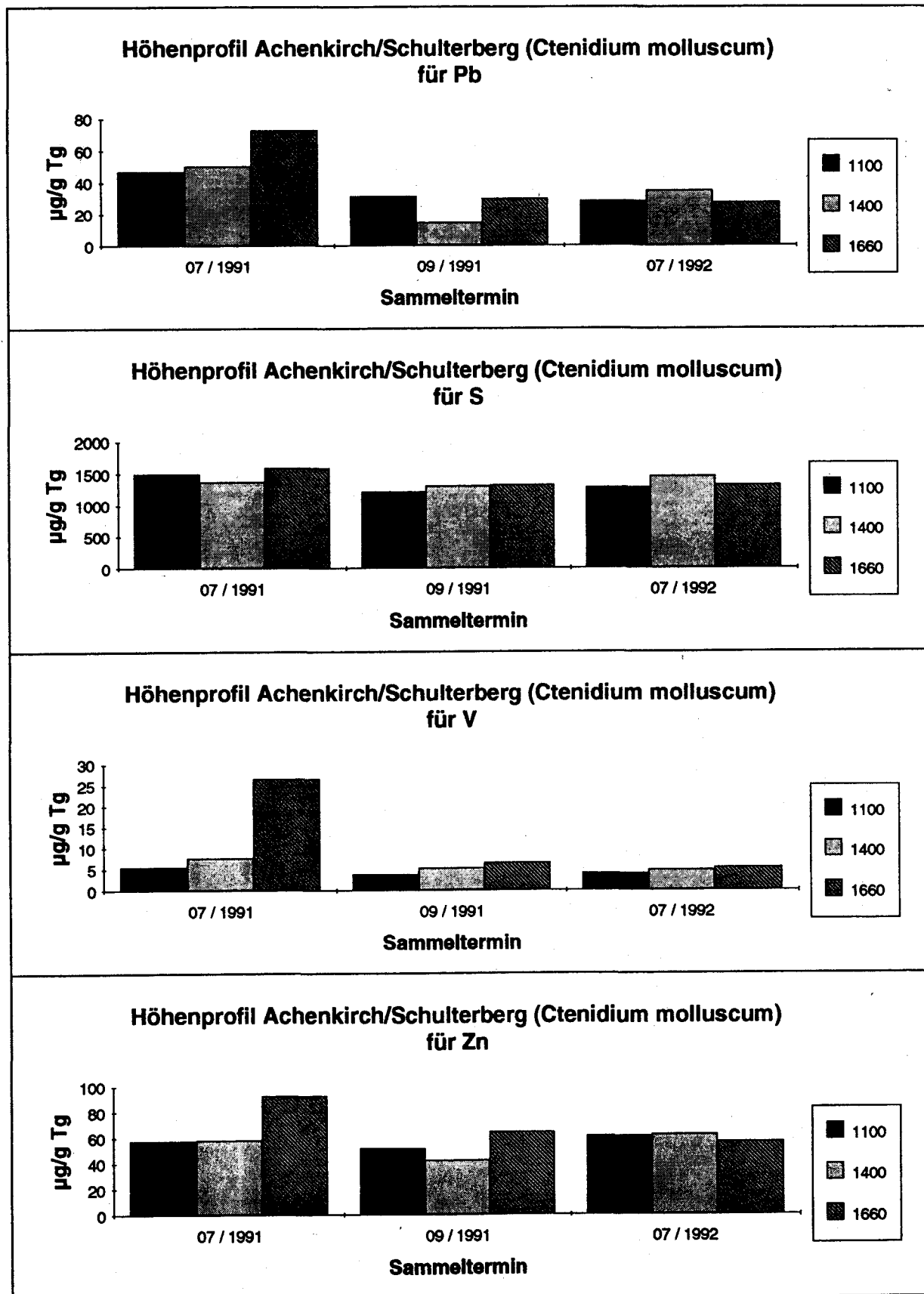


Abb. 5.10: Depositionsraten der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Mauskarkopf/Gasteinertal. Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

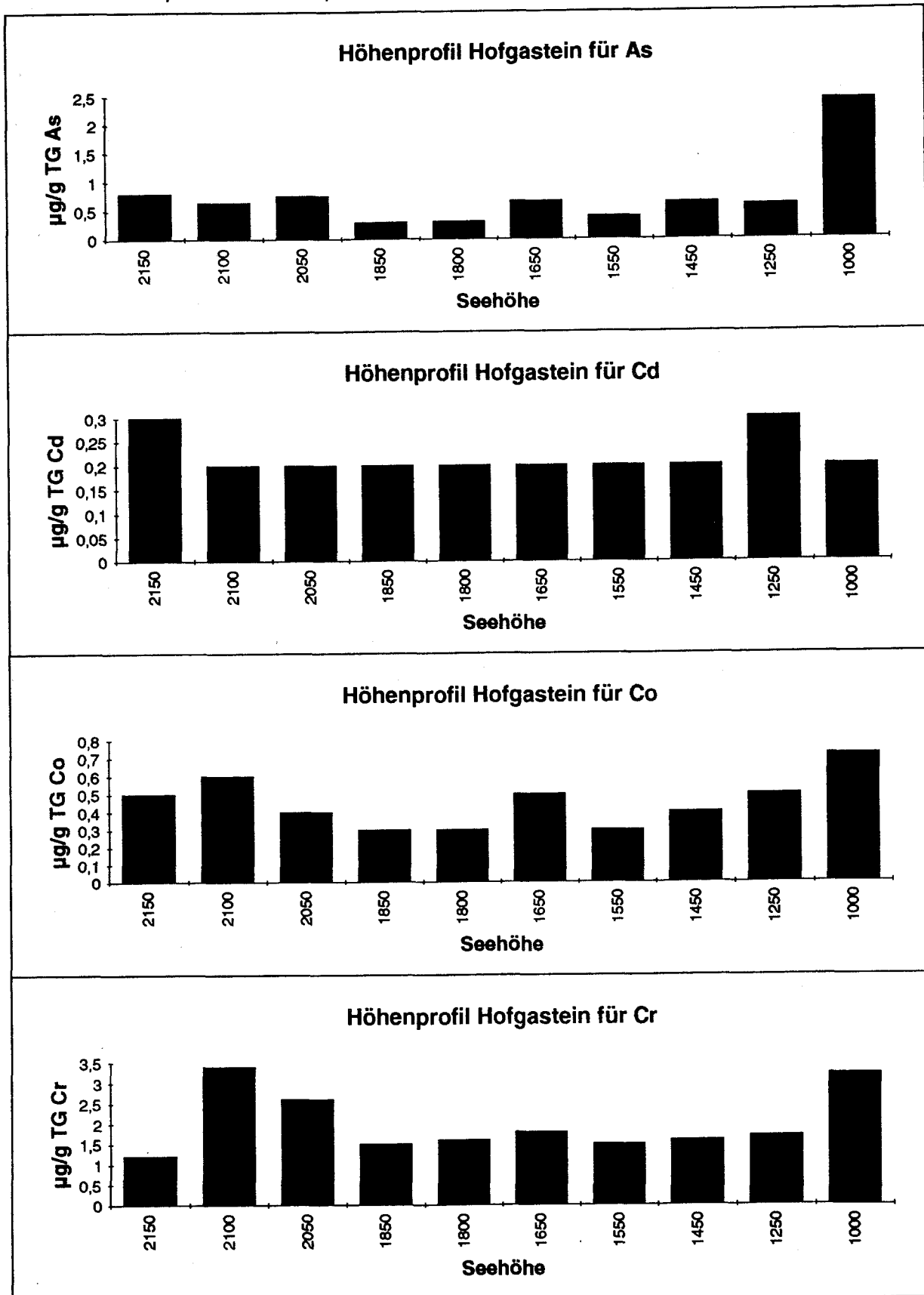


Abb. 5.11: Depositionsraten der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Mauskarkopf/Gasteinertal. Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

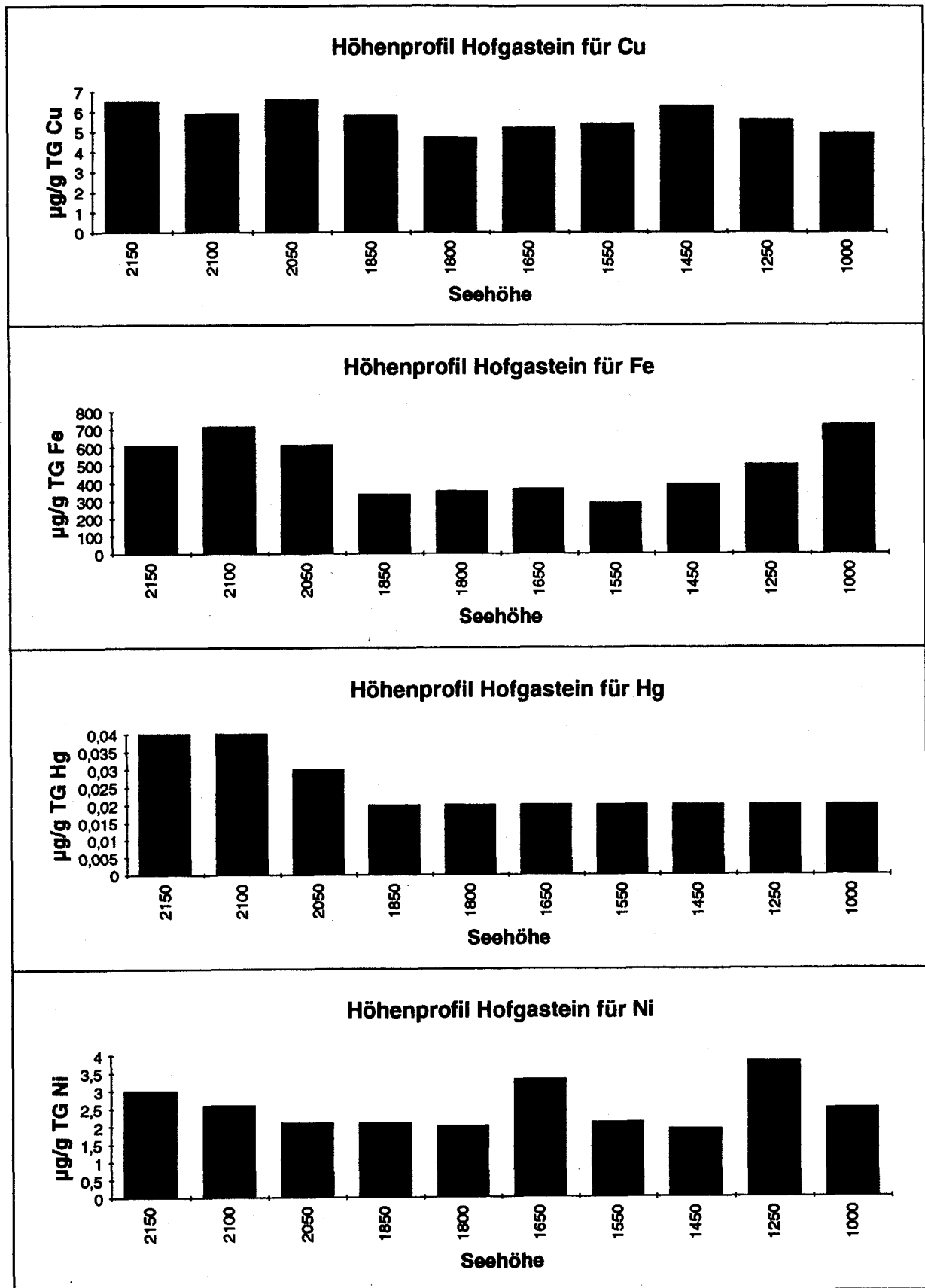


Abb. 5.12: Depositionsraten der Schwermetalle Pb, S, V, Zn an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Mauskarkopf/Gasteinertal. Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

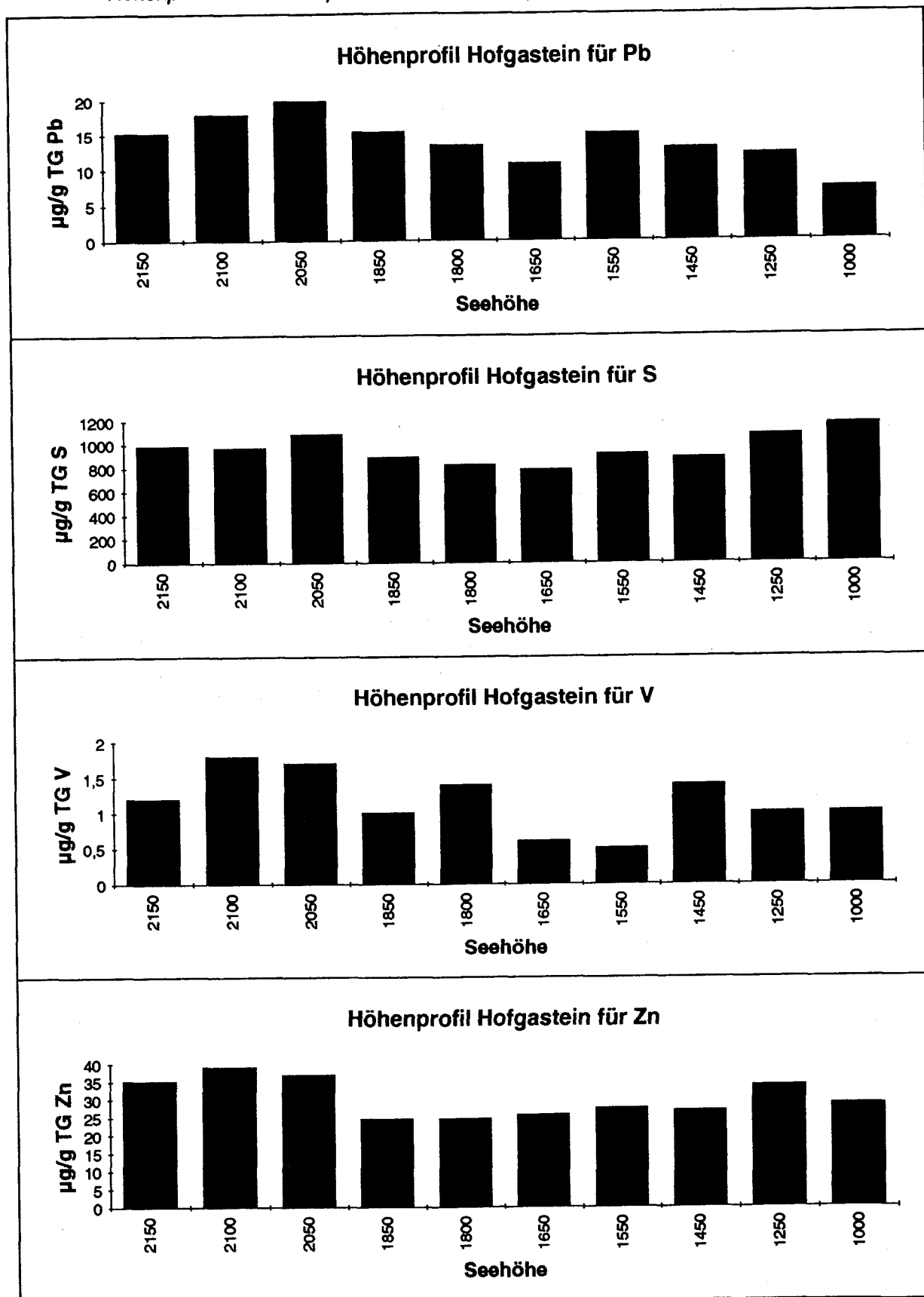


Abb. 5.13: Depositionsraten der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schoberstein/Reichraming. Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

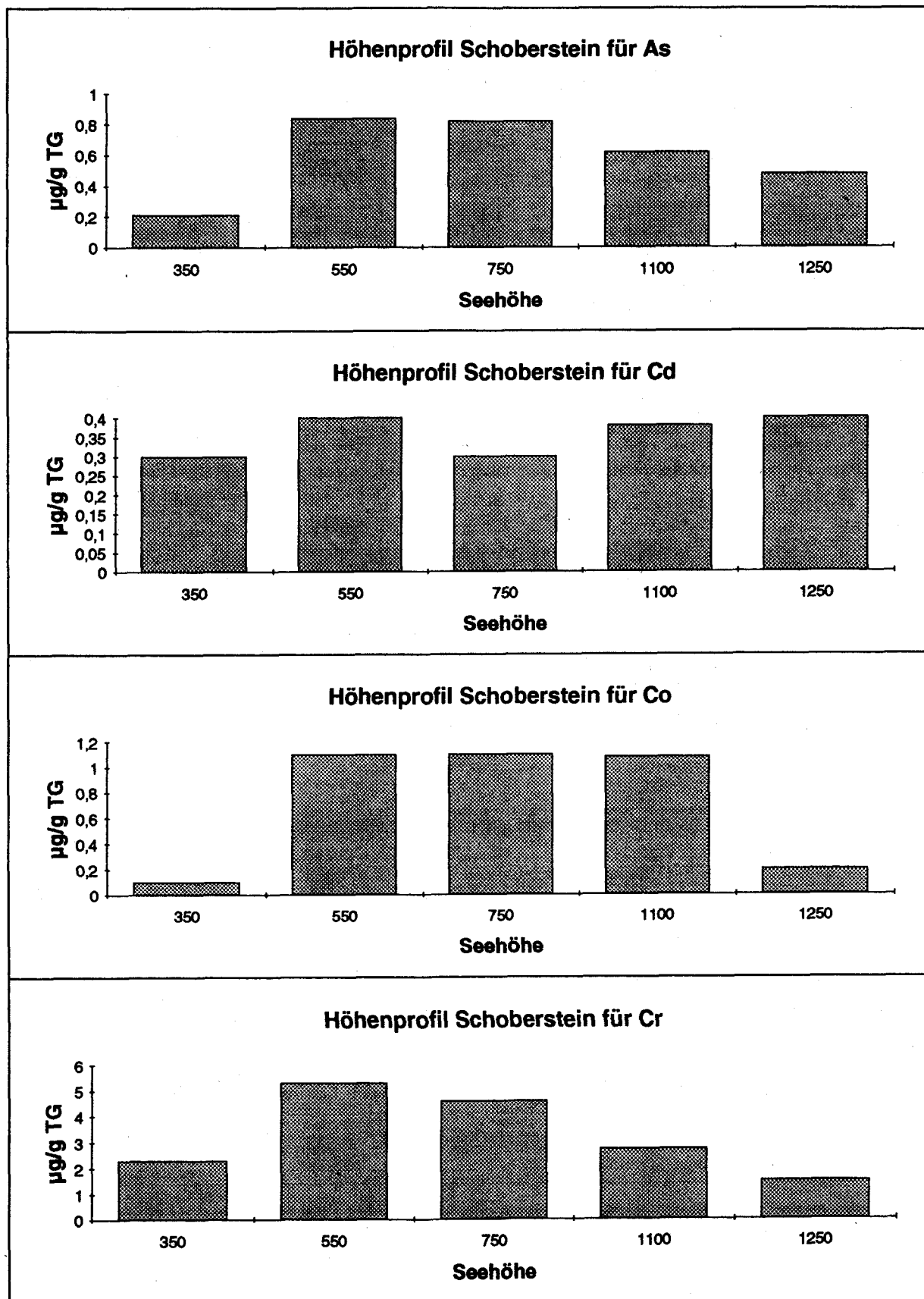


Abb. 5.14: Depositionsraten der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schoberstein/Reichraming. Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

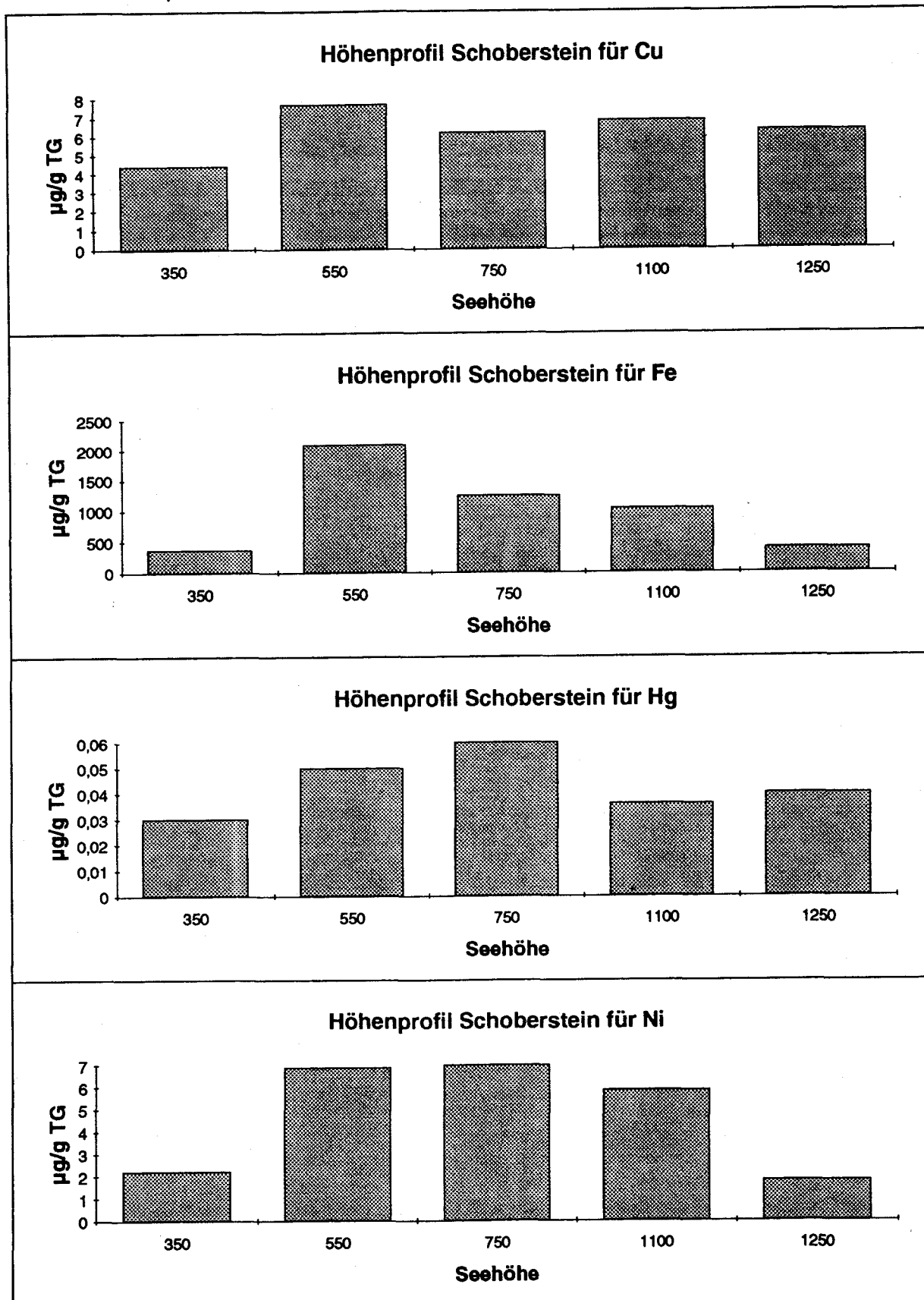


Abb. 5.15: Depositionsraten der Schwermetalle Pb, S, V, Zn an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Schoberstein/Reichraming. Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

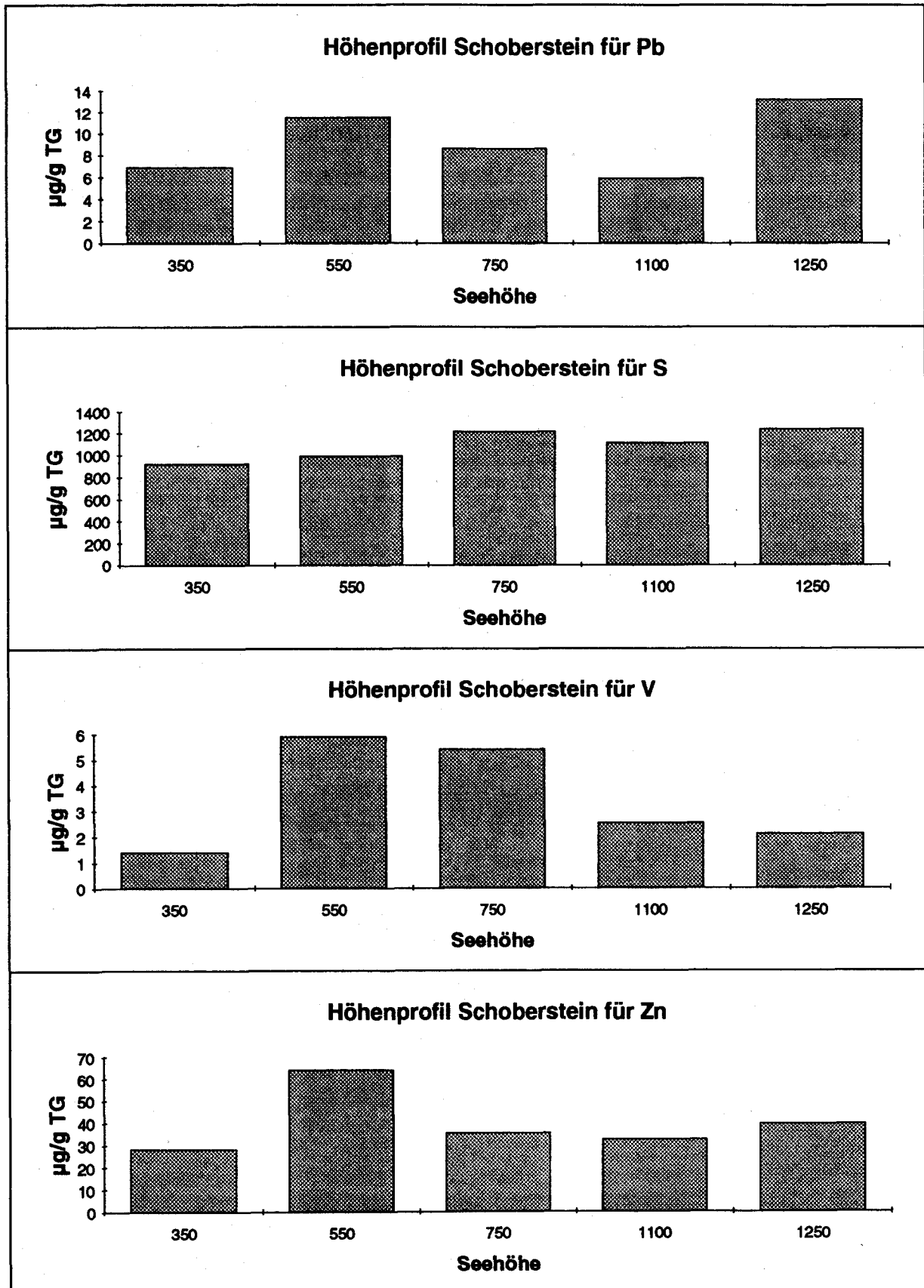


Abb. 5.16: Depositionsraten der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Stuhleck/Mürzzuschlag. Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

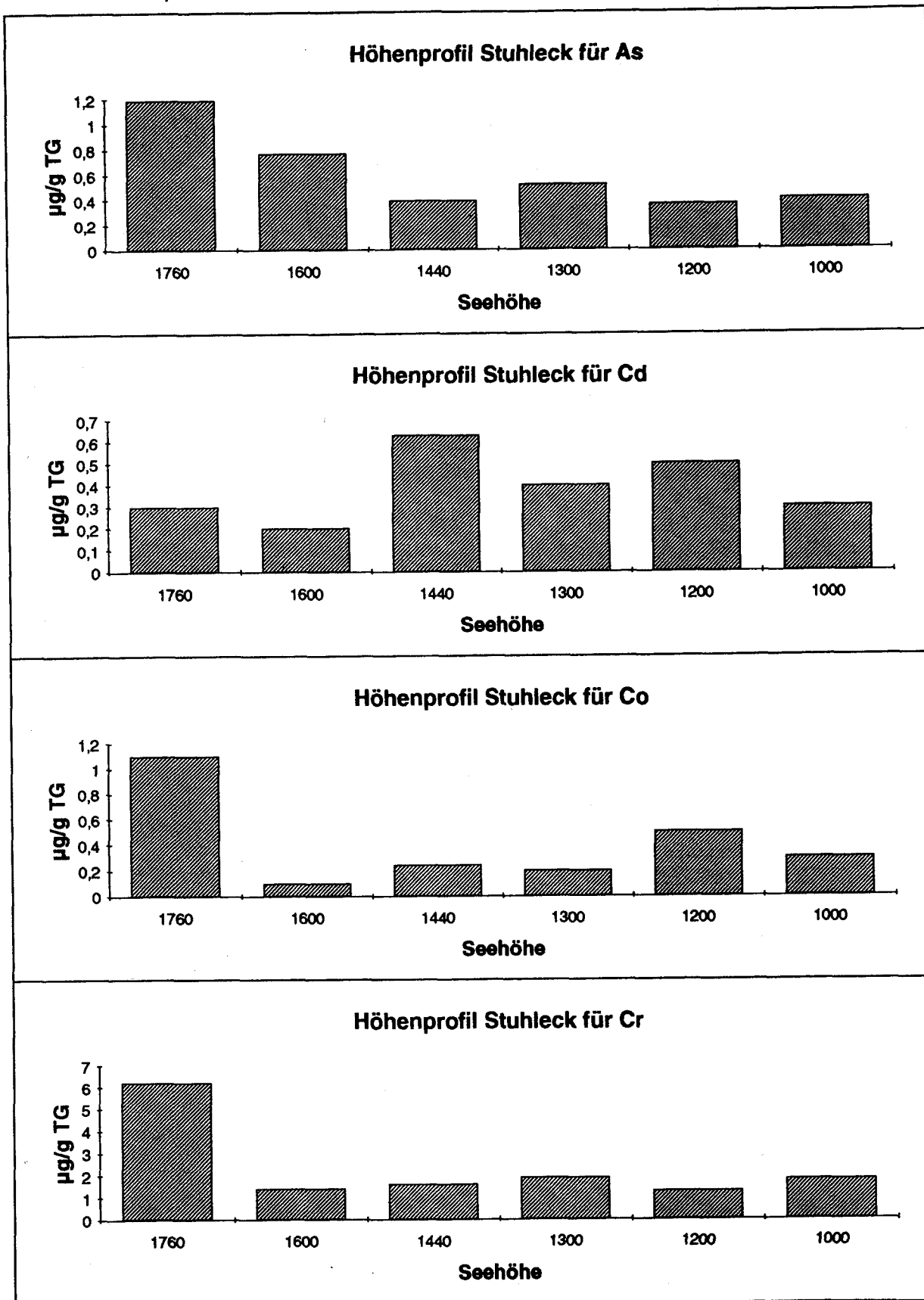


Abb. 5.17: Depositionsraten der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Stuhleck/Mürzzuschlag. Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

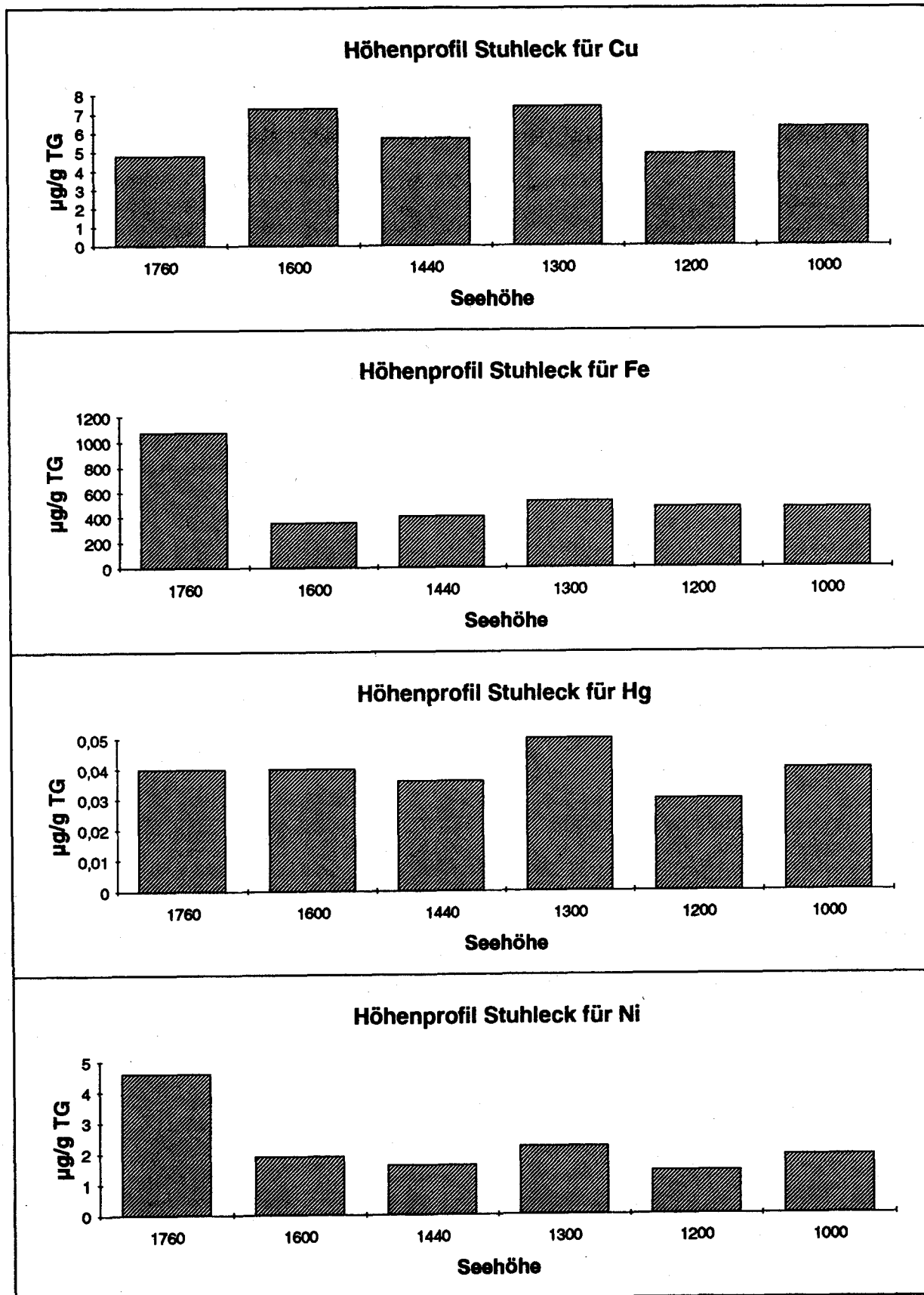


Abb. 5.18: Depositionsraten der Schwermetalle Pb, S, V, Zn an den einzelnen Meßpunkten des Höhenprofils Stuhleck/Mürzzuschlag. Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*.

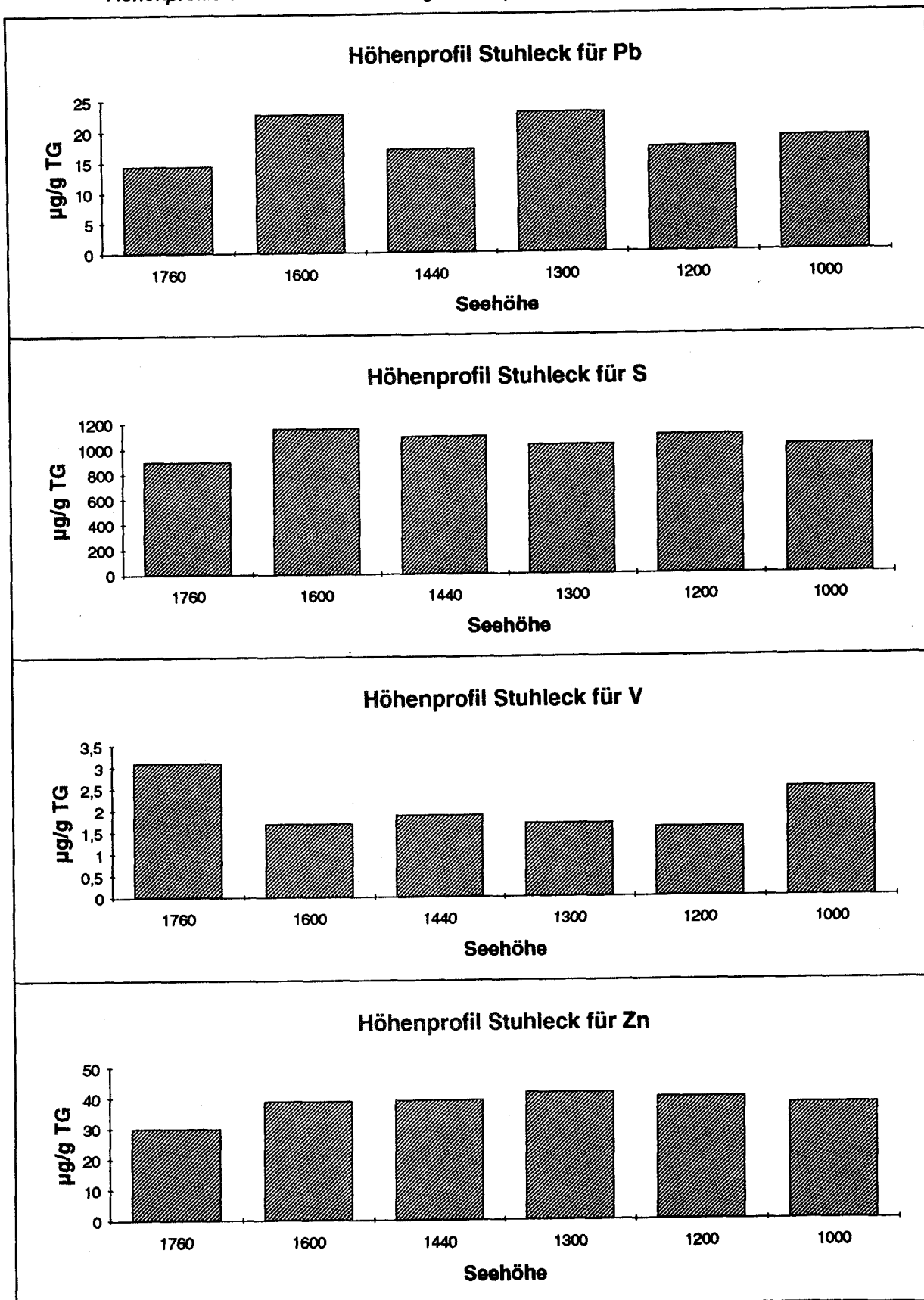


Abb. 5.19: Interaktive Regression für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr am Standort Schwendberg/Zillertal; Niederschläge in mm; Konzentrationen in mg/kg TG. Erklärungen siehe Text.

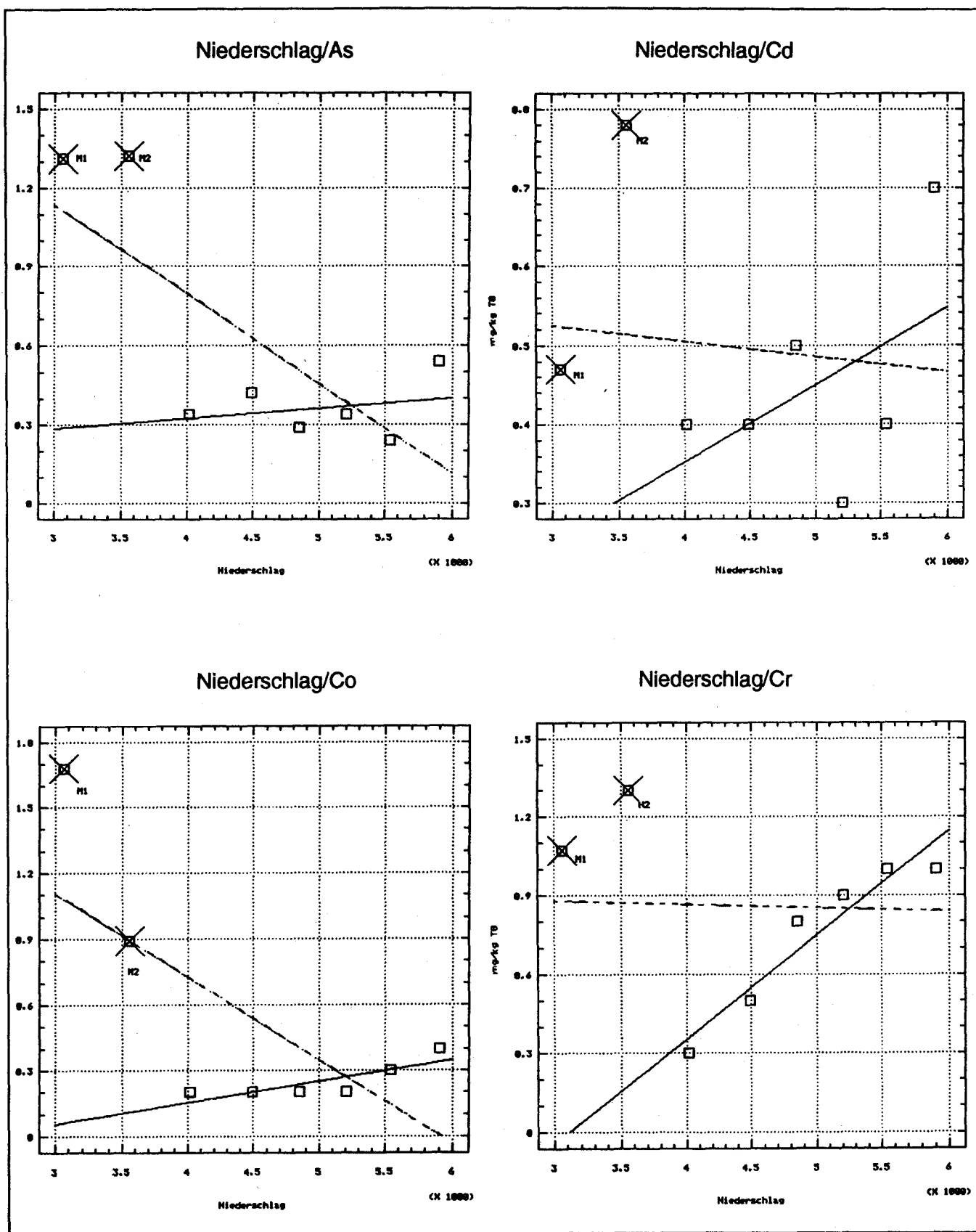


Abb. 5.20: Interaktive Regression für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni am Standort Schwendberg/Zillertal; Niederschläge in mm; Konzentrationen in mg/kg TG. Erklärungen siehe Text.

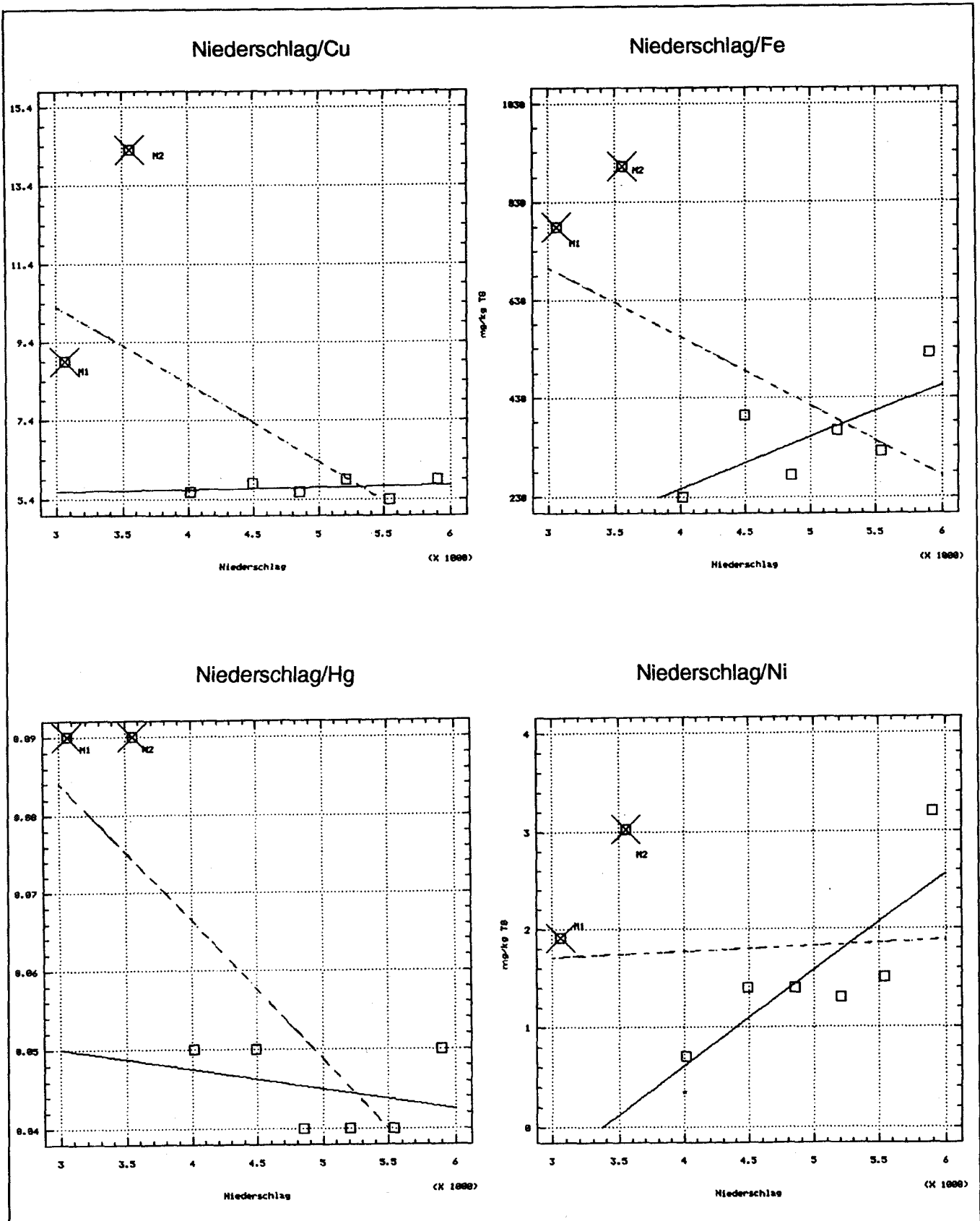


Abb. 5.21: Interaktive Regression für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle Pb, S, V, Zn am Standort Schwendberg/Zillertal; Niederschläge in mm; Konzentrationen in mg/kg TG. Erklärungen siehe Text.

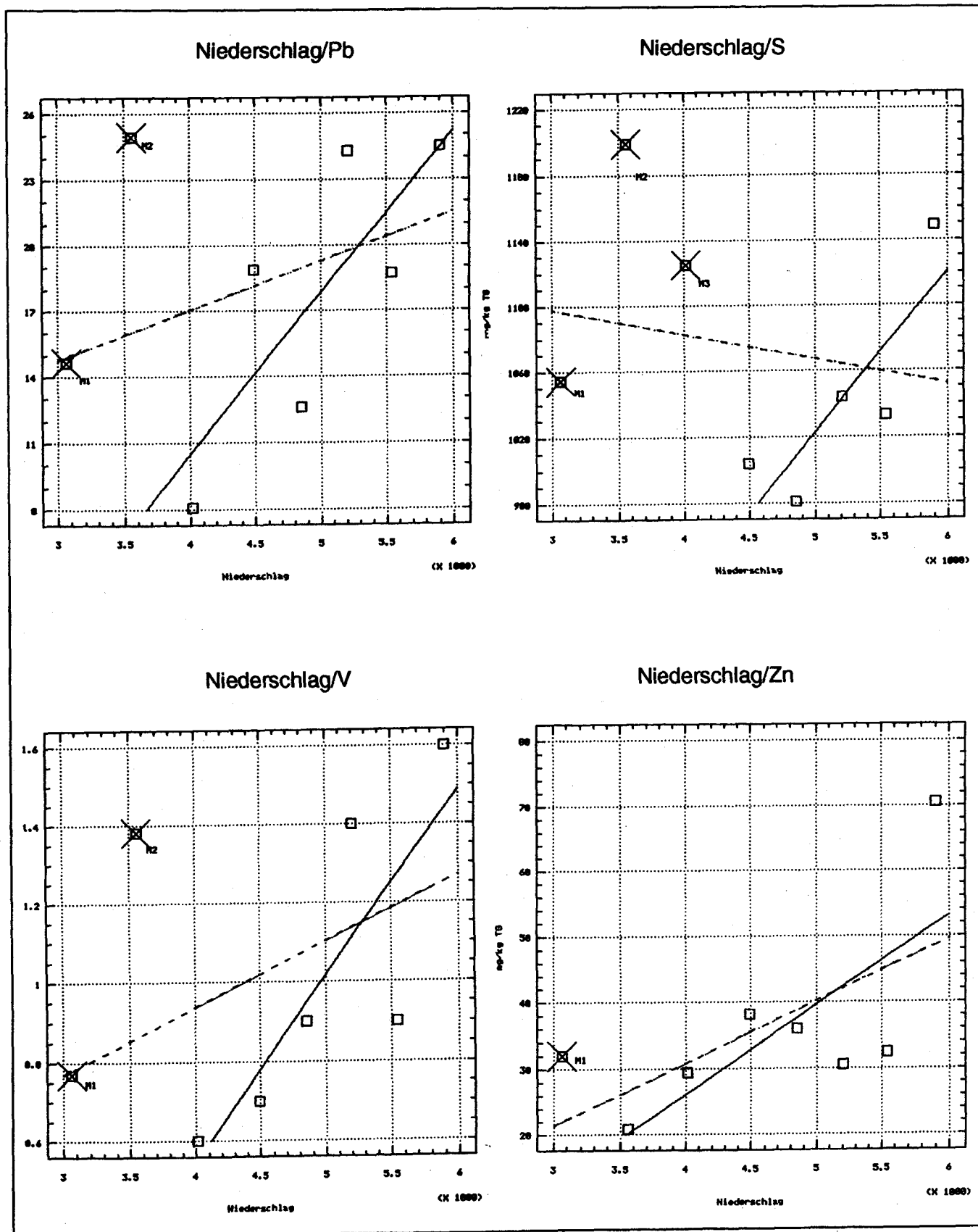


Abb. 5.22: Regression erster Art für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr am Standort Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*; r^2 = Bestimmtheitsmaß; Erklärungen s. Text.

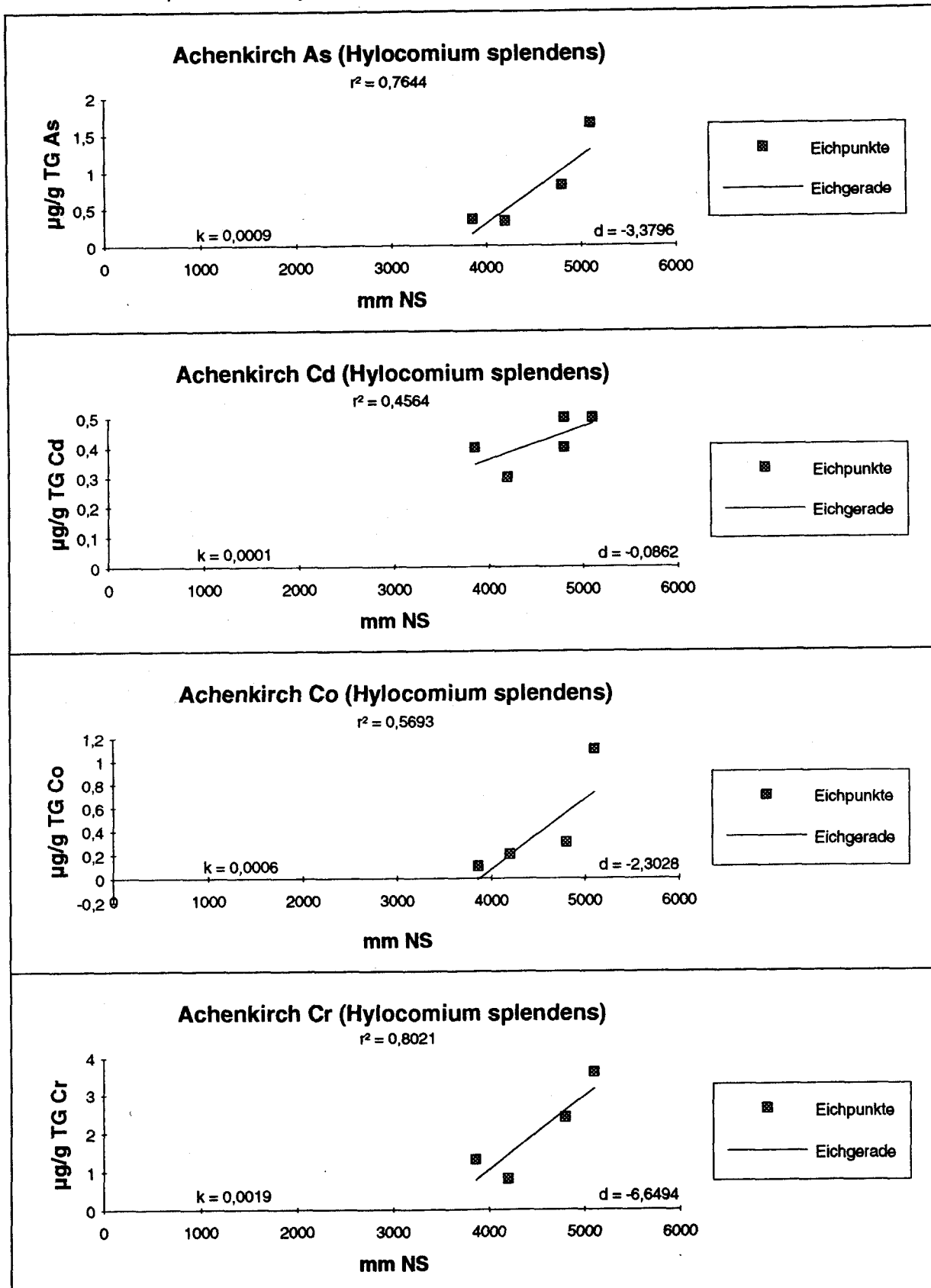


Abb. 5.23: Regression erster Art für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrate der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni am Standort Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*; r^2 = Bestimmtheitsmaß; Erklärungen s. Text.

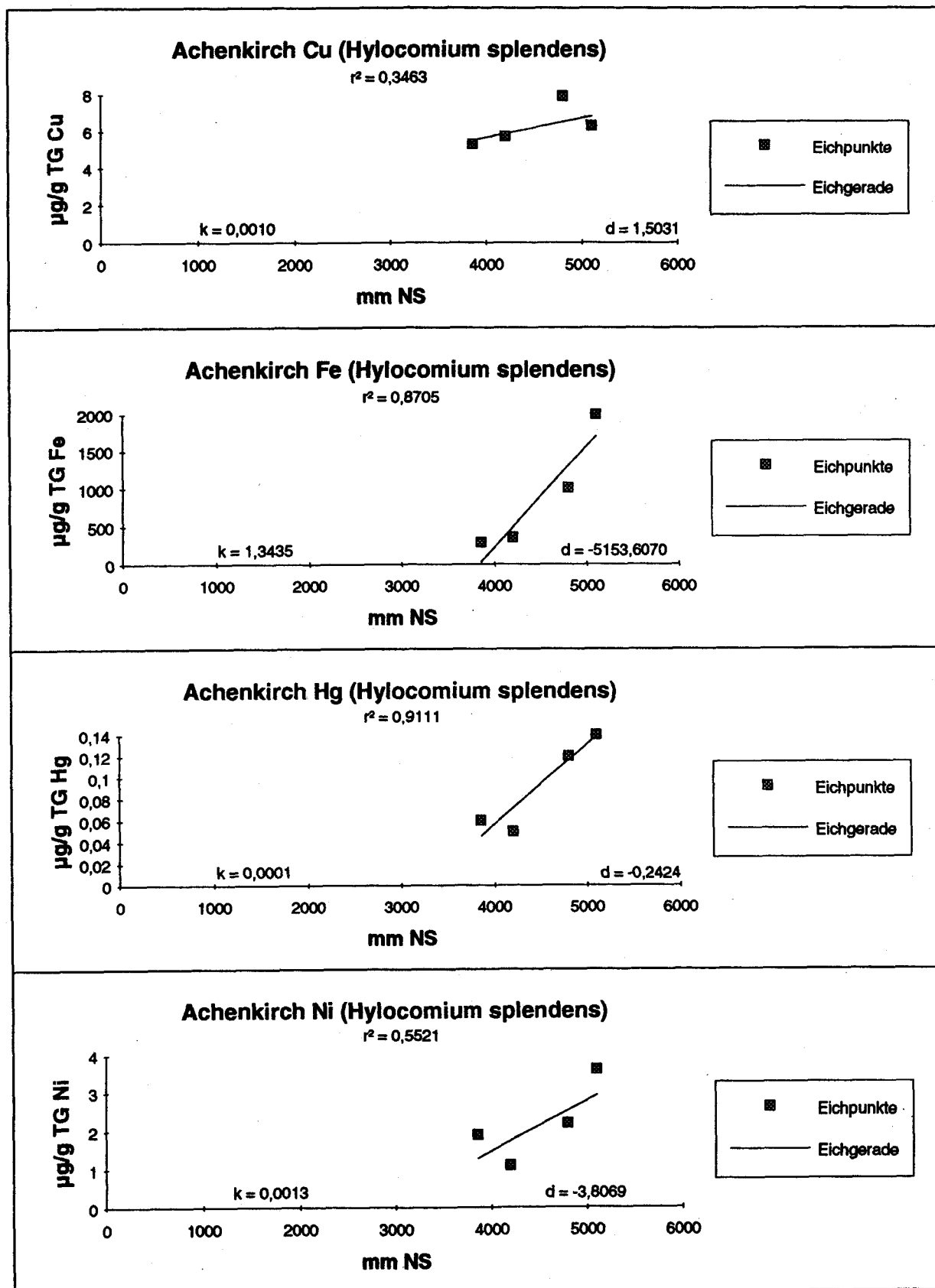


Abb. 5.24: Regression erster Art für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle Pb, S, V, Zn am Standort Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Hylocomium splendens*; r^2 = Bestimmtheitsmaß; Erklärungen s. Text.

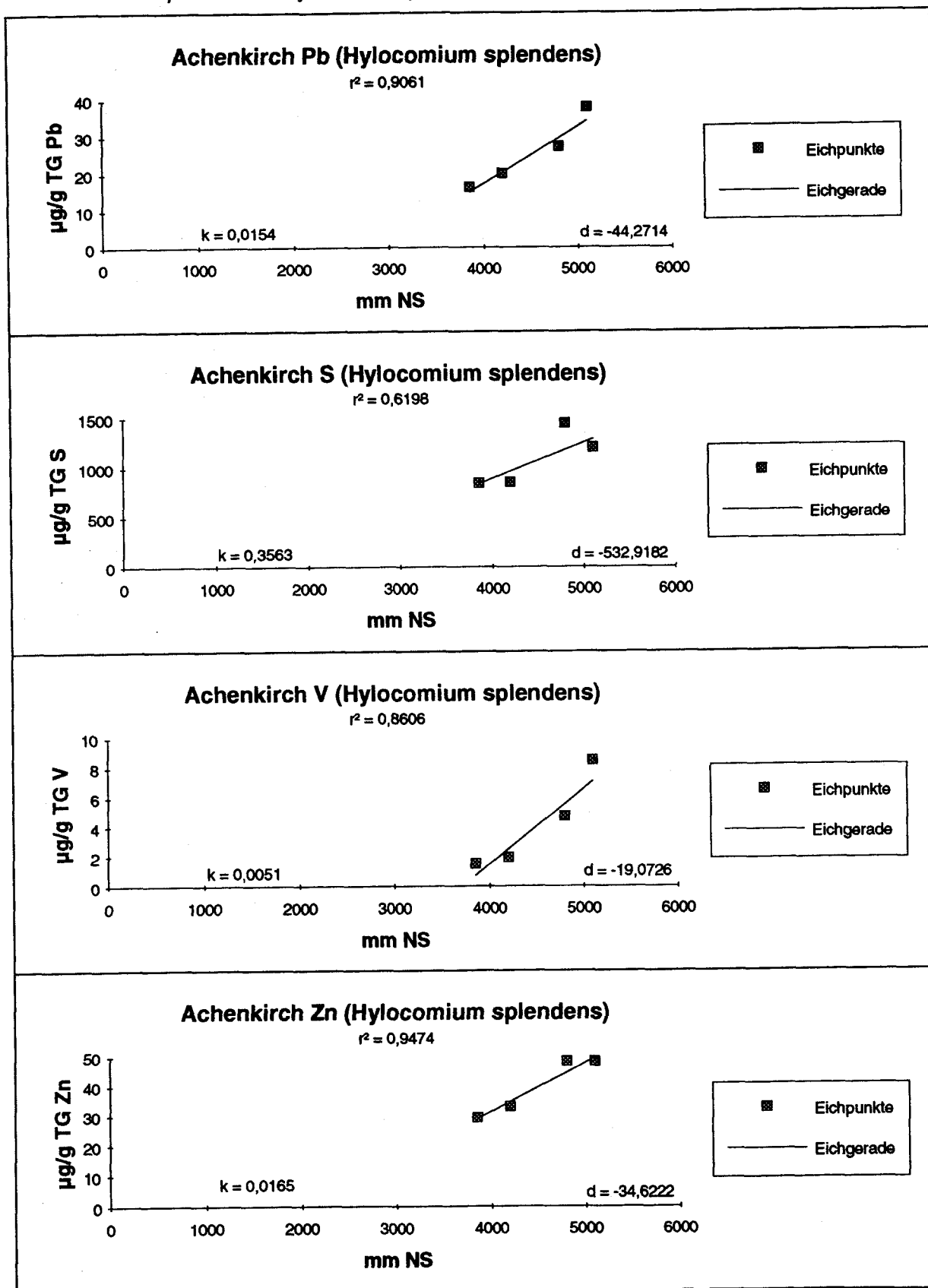


Abb. 5.25: Regression erster Art für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr am Standort Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Ctenidium molluscum*; r^2 = Bestimmtheitsmaß; Erklärungen siehe Text.

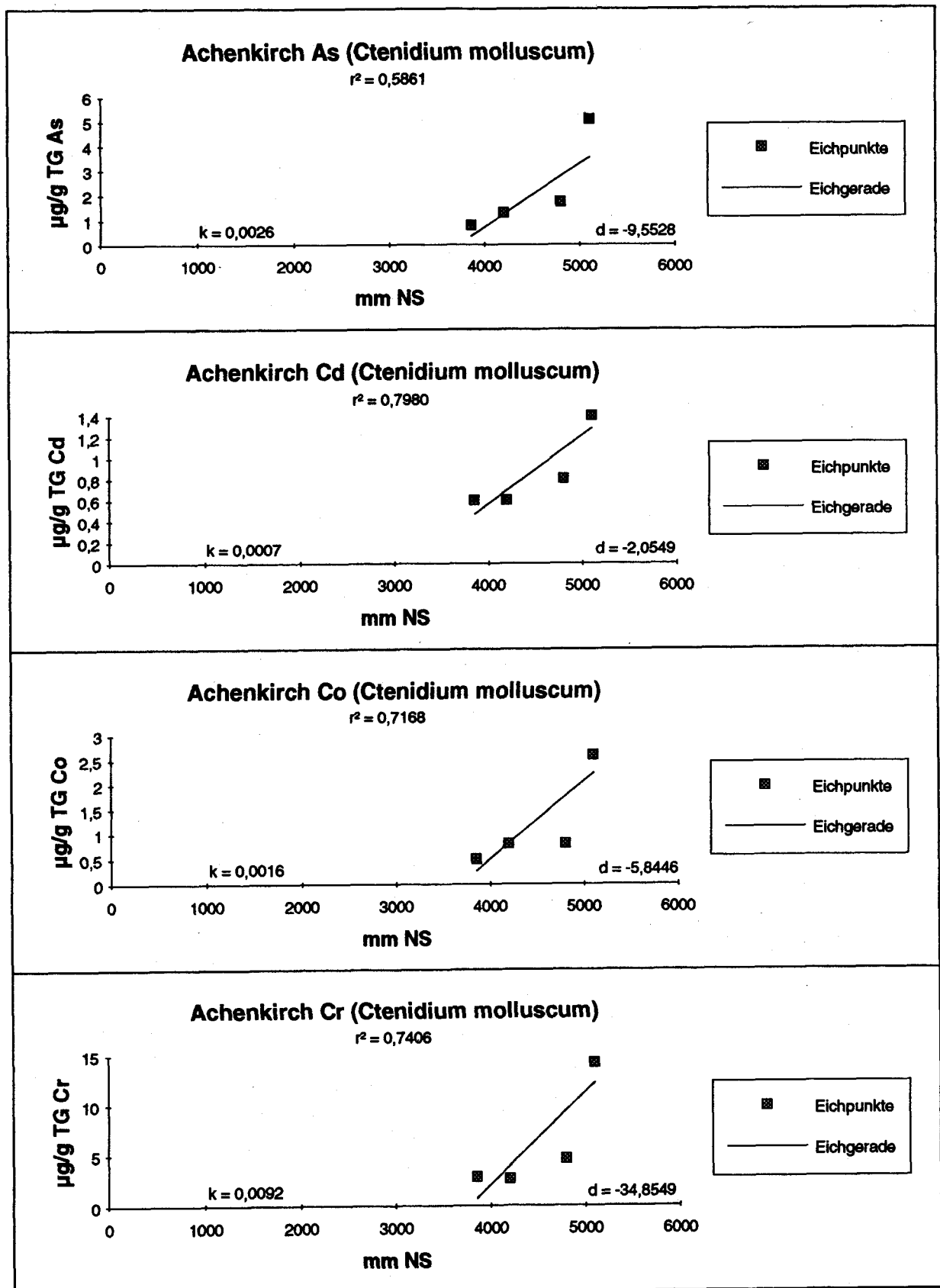


Abb. 5.26: Regression erster Art für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni am Standort Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Ctenidium molluscum*; r^2 = Bestimmtheitsmaß; Erklärungen siehe Text.

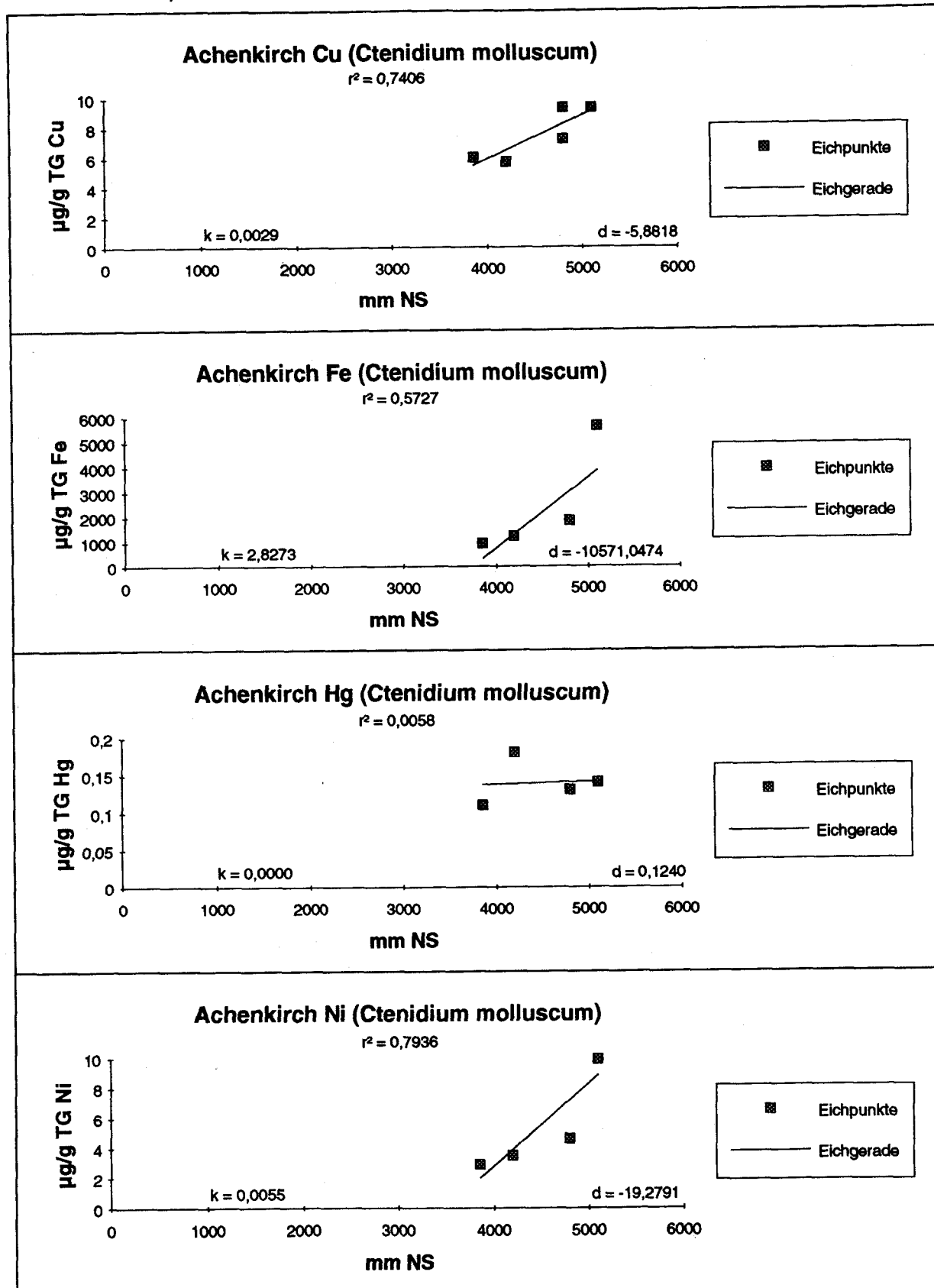


Abb. 5.27: Regression erster Art für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle Pb, S, V, Zn am Standort Schulterberg/Achenkirch; Höhenprofil mittels *Ctenidium molluscum*; r^2 = Bestimmtheitsmaß; Erklärungen siehe Text.

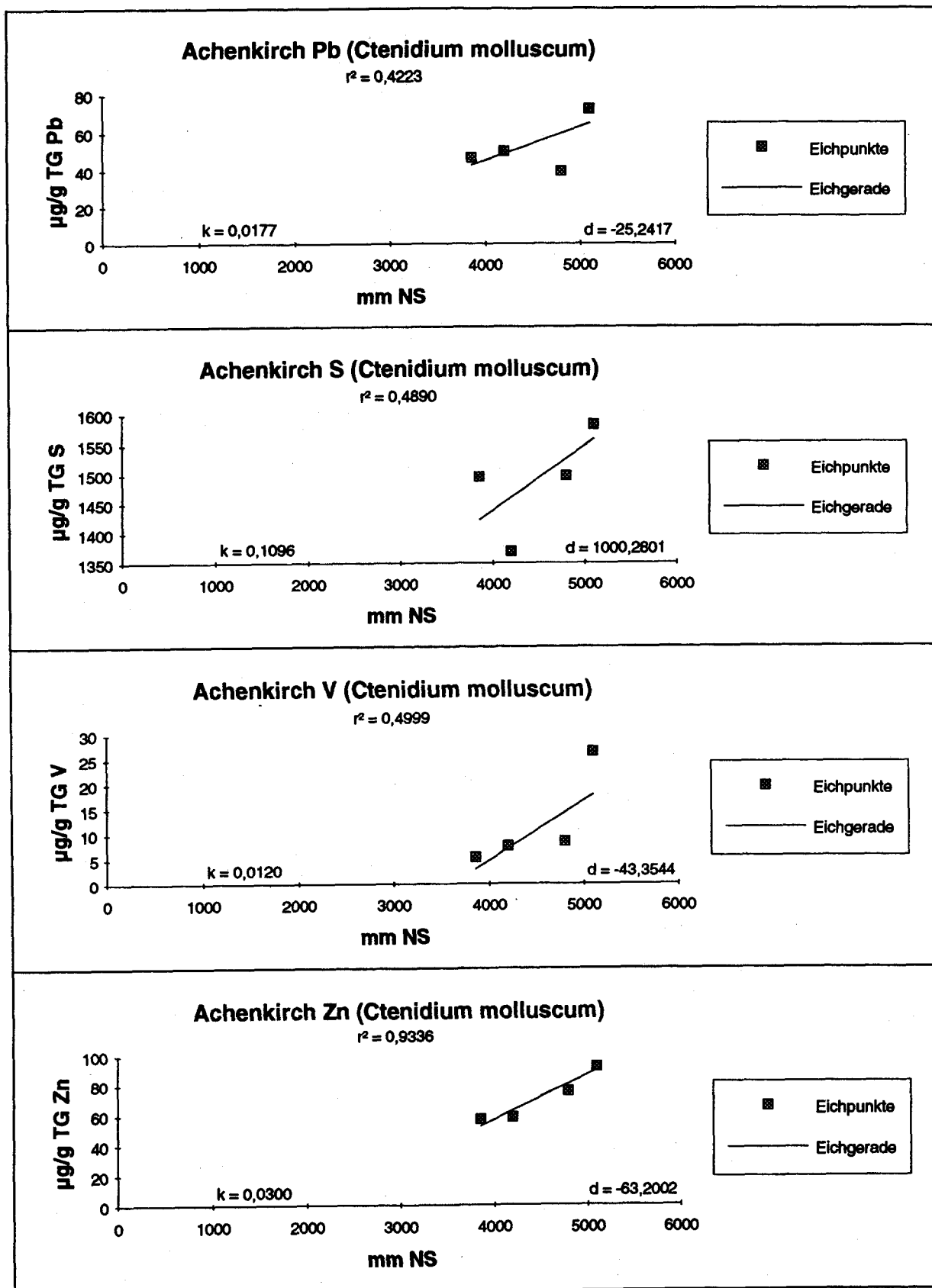


Abb. 5.28: Interaktive Regression für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle As, Cd, Co, Cr am Standort Mauskarkopf/Gasteinertal; Niederschläge in mm; Konzentrationen in mg/kg TG. Erklärungen siehe Text.

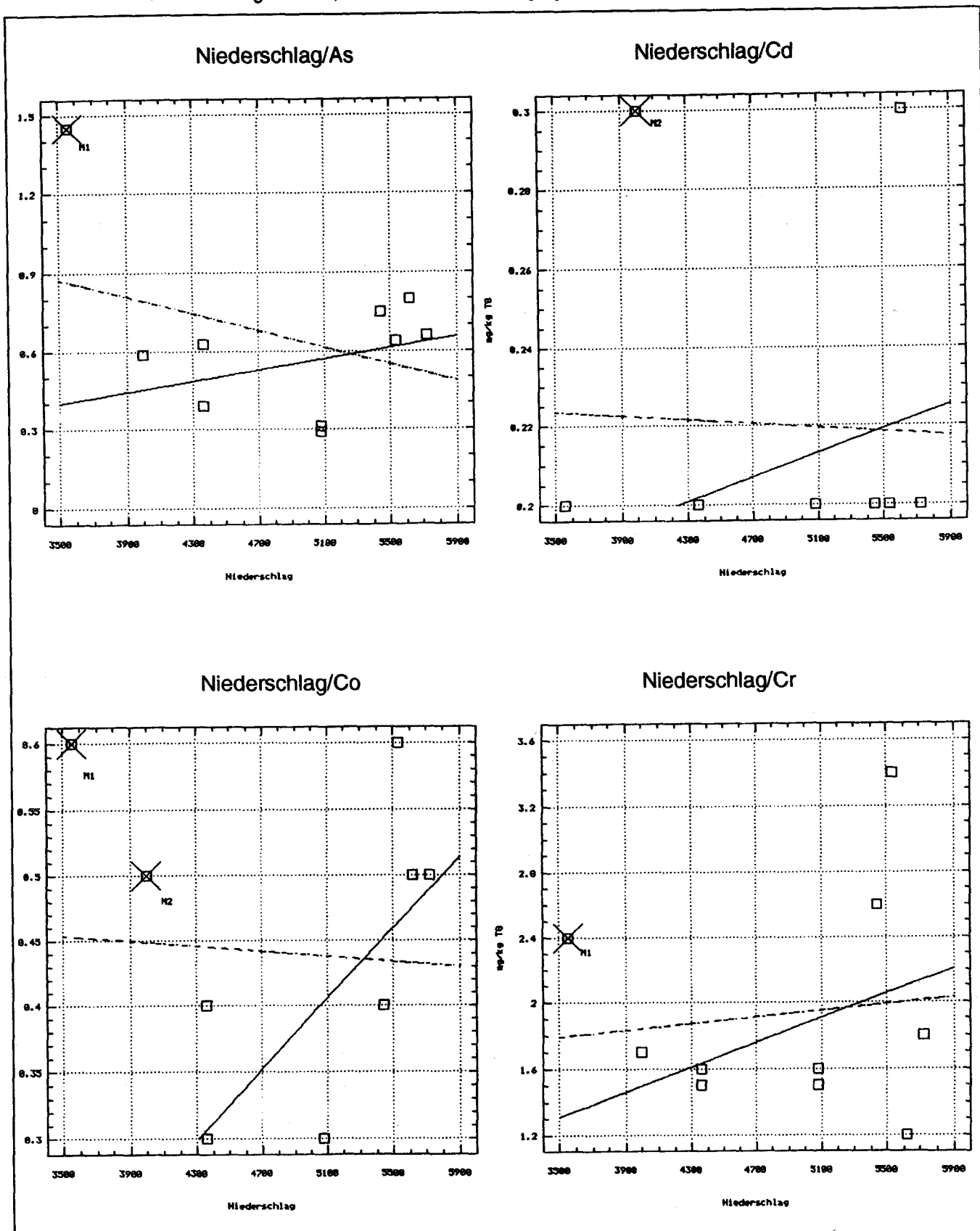


Abb. 5.29: Interaktive Regression für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle Cu, Fe, Hg, Ni am Standort Mauskarkopf/Gasteinertal; Niederschläge in mm; Konzentrationen in mg/kg TG. Erklärungen siehe Text.

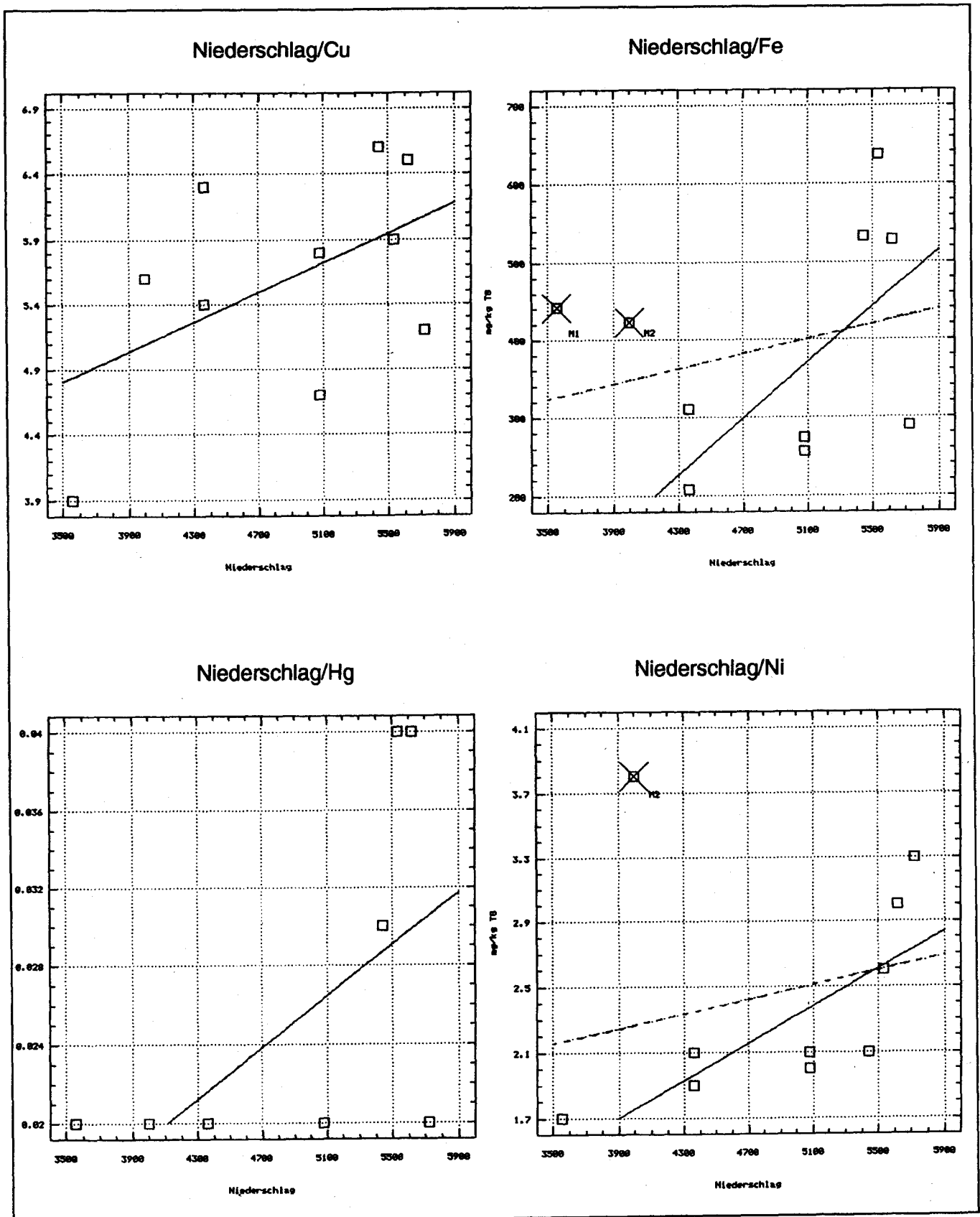


Abb. 5.30: Interaktive Regression für den Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Depositionsrates der Schwermetalle Pb, S, V, Zn am Standort Mauskarkopf/Gasteinertal; Niederschläge in mm; Konzentrationen in mg/kg TG. Erklärungen siehe Text.

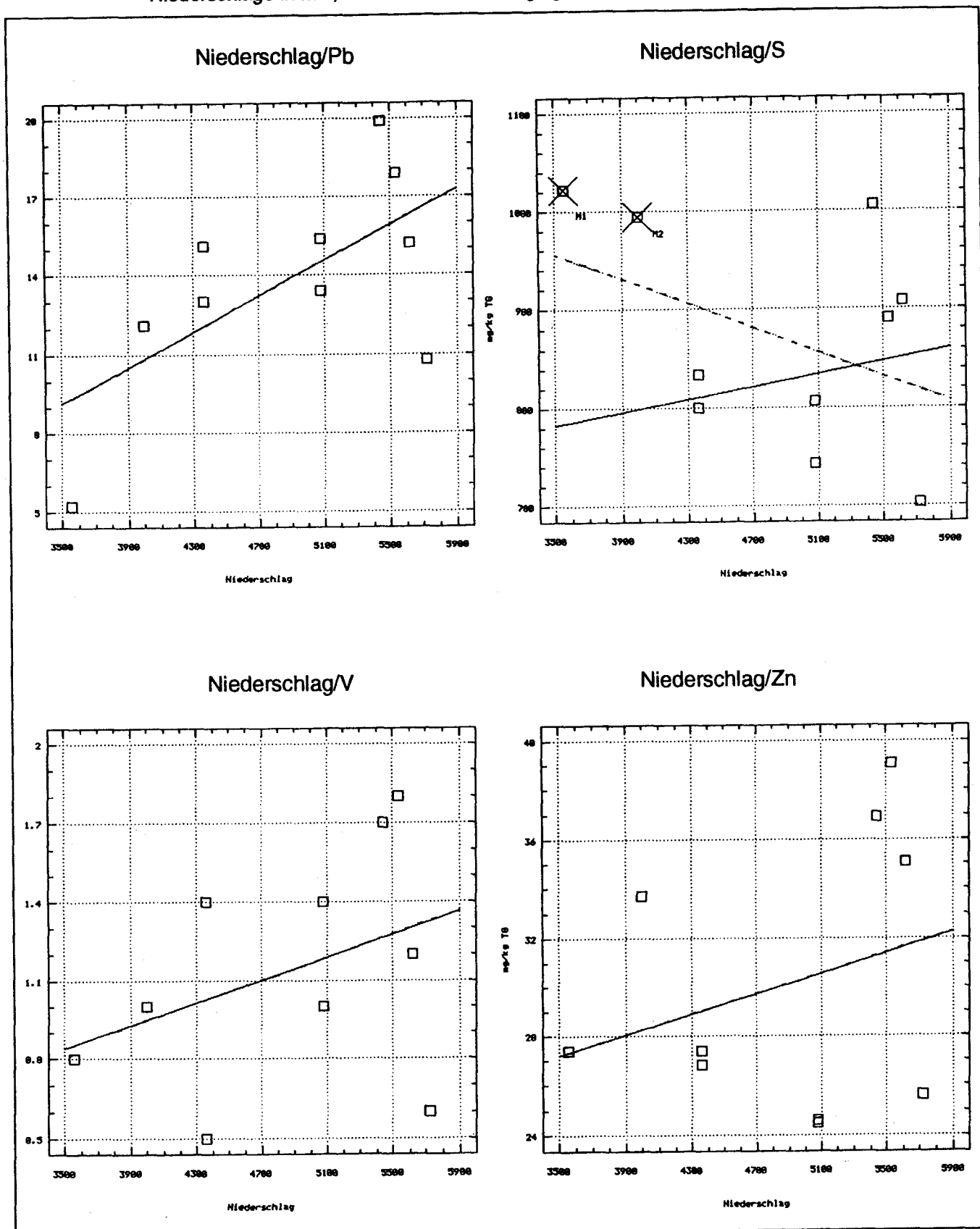
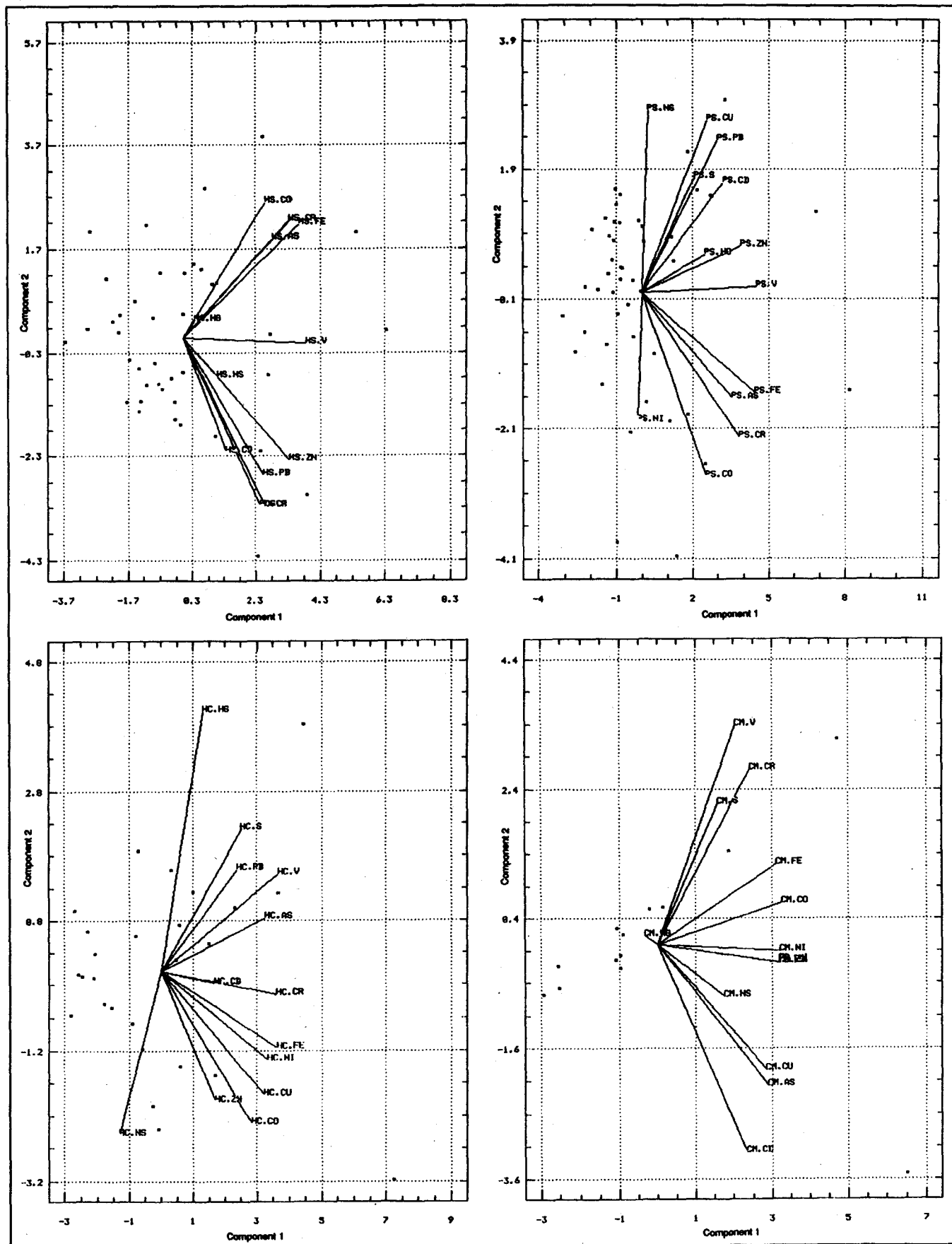


Abb. 5.31: Hauptkomponentenanalyse (Biplot) für *Hylocomium* (HS), *Pleurozium* (PS), *Hypnum* (HC) und *Ctenidium* (CM); die Variablen sind die Schwermetalle (incl. S) und die Niederschlagsmenge (NS). Erklärungen siehe Text.



Tab. 5.1: *Ergebnisse der Regressionsgleichungen (interaktive Regression);*
"k" = Regressionskoeffizient, "d" = Ordinatenabschnitt, "r" = Korrelationskoeffizient,

Zillertal	k	d	r		Gastelnertal	k	d	r
As	0,000385	0,169	0,252		As	0,000105	0,03152	0,358
Cd	0,000097	-0,036	0,489		Cd	0,000015	0,13598	0,332
Co	0,000097	-0,236	0,806		Co	0,000134	-0,27946	0,643
Cr	0,000397	-1,237	0,957		Cr	0,000372	0,00858	0,343
Cu	0,000051	5,444	0,177		Cu	0,000570	2,8047	0,515
Fe	0,103650	-167,58	0,702		Fe	0,180430	-469,34	0,605
Hg	-0,000003	0,057	-0,316		Hg	0,000007	-0,00693	0,583
Ni	0,000974	-3,2871	0,803		Ni	0,000568	-0,51518	0,775
Pb	0,007351	-18,903	0,787		Pb	0,003398	-2,7663	0,636
S	0,097540	535,21	0,838		S	0,032670	748,12	0,182
V	0,000471	-1,3376	0,823		V	0,000210	0,06956	0,377
Zn	0,013486	0,0134	0,711		Zn	0,002110	19,78	0,291

6 **DARSTELLUNG UND INTERPRETATION DER SCHWERMETALLDEPOSITION IN ÖSTERREICH**

Nach RÜHLING et al. (1992) gibt es drei bestimmende Ursachen für regionale und lokale Differenzen in der Schwermetalldeposition:

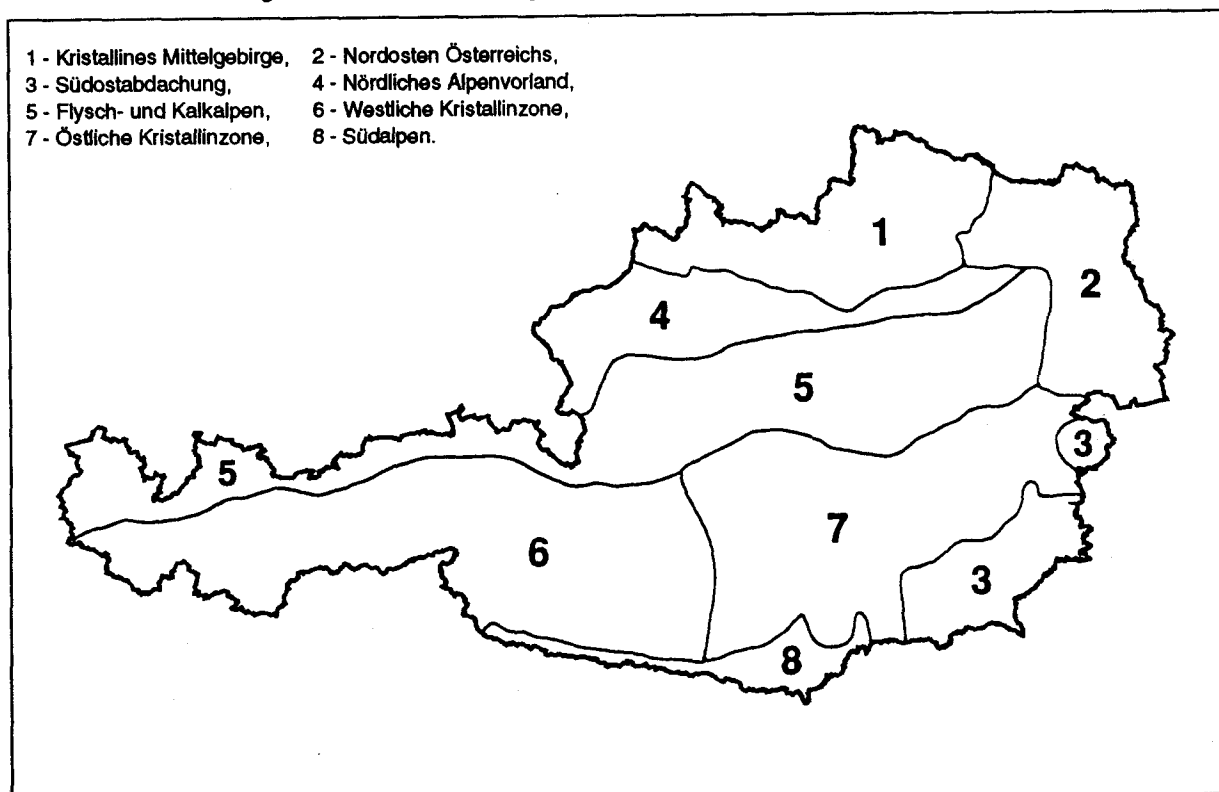
- Nasse und trockene Deposition aus anthropogenen Quellen;
- Aufnahme aus dem Boden durch die Wurzeln Höherer Pflanzen und Transfer über Auswaschung und totes Material;
- Geogene Partikel, welche vorwiegend über den Wind verbreitet werden;

Als vierter Punkt werden marine Freisetzungen genannt, welche in Österreich kaum zum Tragen kommen.

Die Trennung zwischen der anthropogen bedingten Immission und dem natürlichen Umsatz von Schwermetallen ist bisweilen problematisch, dennoch können in Mitteleuropa größere Einträge durch geogen bedingte Immission so gut wie ausgeschlossen werden.

Zur Beurteilung der Einträge wurde Österreich in 8 Regionen aufgeteilt. Diese Aufteilung entspricht der "vereinfachten Landschaftsgliederung" von NOWAK (1990). Die von ihm aufgestellten 10 Raumtypen sind abgeleitet aus geologischen, bodenkundlichen, klimatologischen und vegetationskundlichen Typisierungen. Diese regionale Gliederung wurde aufgrund der begrenzten Verteilung des zur Verfügung stehenden Datenmaterials über die Schwermetallzufuhr geringfügig verändert. Inneralpine Becken, Grauwackenzone und Stromlandschaften wurden nicht getrennt ausgewiesen, die Kristalline Zentralzone dafür in einen westlichen und einen östlichen Abschnitt getrennt.

Abb. 6.1: Gliederung Österreichs nach Regionen;



Die Darstellung der allgemeinen Depositionsmuster war, dem Vorhaben einer Pilotstudie entsprechend, ein nicht vorrangiger Teilaspekt des Projektes. Das vorliegende Netz von 43 Standorten kann daher nur ein sehr begrenztes Bild der Schwermetalldeposition wiedergeben. Bekannte lokale Emittenten größeren Ausmaßes wurden bewußt umgangen, die Werte entsprechen größtenteils den regionalen Hintergrunddepositionen. Trotzdem konnte durch die gezielte Auswahl repräsentativer Standorte eine deutliche Differenzierung erfolgen.

6.1 AUSWERTUNG NACH REGIONEN

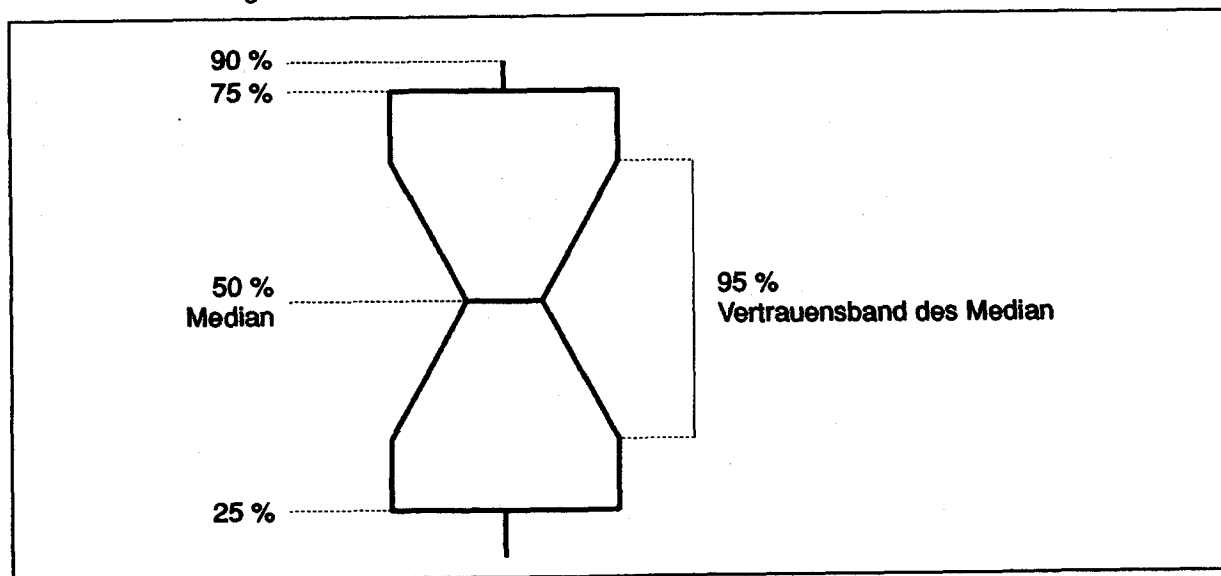
6.1.1 Methodik der Auswertung

Im Sinne einer Pilotstudie wurden mehrere Formen der Auswertung und der Darstellung gewählt, um Vor- und Nachteile der einzelnen Methoden aufzuzeigen.

In Abb. 6.3 bis 6.8 sind die regionalen Depositionen in Form von "Notched Box & Whisker Plots" dargestellt. Durch diese Diagramme wird die Lage, Streuung und Schiefe einer Meßwertreihe dargestellt (LORENZ 1988). Während die "boxes" den Hälftespielraum eingrenzen, geben die "whiskers" Auskunft über die Variabilität. Extrem abweichende Werte sind als einzelne Sterne markiert. Der Abstand des ersten und dritten Quartils vom Median gibt Auskunft über die Verteilung (Schiefe) der Daten. Innerhalb der Schräge der Kastenseiten liegt überdies das 95% Vertrauensband des Medians, welches sich auf die Grundgesamtheit aller Daten bezieht. Wenn sich die Schrägen zweier "boxes" nicht überlappen, liegt ein signifikanter Unterschied im Datenmaterial vor. In den Diagrammen der Studie (z. B. Abb. 6.5) sind teilweise die 25 bzw. 75 Perzentilgrenzen geringer als das Vertrauensband, dadurch kommt es zur Bildung von "Umschlagzonen". Ursache dafür ist im vorliegenden Fall die z. T. geringe Datenmenge; die Güte der Aussagekraft dieser Diagramme ist beschränkt. Die Breite der "boxes" ist proportional zur Anzahl der Daten, welche durch die "box" repräsentiert werden.

Die Werte für diese Darstellungsform entsprechen den unkorrigierten Absolutwerten ($\mu\text{g/g TG}$) unterschiedlicher Moosarten, wie sie auch in Tab. 6.2 ersichtlich sind.

Abb. 6.2: Beispiel eines "Notched Box and Whisker Plots"; 25% = 1.Quartil, 75% = 3.Quartil; weitere Erklärungen siehe Text.



Darüber hinaus sind in Tabellenform Mittelwerte, Mediane und Standardabweichung der Mittelwerte für jedes Schwermetall und jede Region ersichtlich (Tab. 6.2 bzw. Tab. 6.3). Der besseren Übersicht wegen wurden diese Absolutwerte (in $\mu\text{g/g TG}$) auch in Prozentanteile umgerechnet. Diese beziehen sich auf den Mittelwert aller Österreichdaten des jeweiligen Schwermetalls. Ein Beispiel: Pb hat österreichweit einen Durchschnittswert von 22,81 $\mu\text{g/g TG}$, die Region 1 aber nur von 11,29 $\mu\text{g/g TG}$, das sind 49,5 % des Mittelwertes.

Tab. 6.2 und Tab. 6.3 unterscheiden sich insofern, als in Tab. 6.2 alle Werte innerhalb einer Region auf das in dieser Region häufigste Moos umgerechnet wurden. Dies erforderte in den meisten Fällen nur Korrekturen für ein oder zwei Proben. Diese Tabelle eignet sich vor allem für den Vergleich von jenen Regionen, in welchen dieselbe Moosart beprobt wurde.

In Tab. 6.3 wurden alle Proben auf *Hylocomium splendens* bezogen. Der Umrechnungsfaktor entspricht den Werten, welche über die linearen Regressionen (siehe Kapitel 4) gefunden wurden. Dies ermöglicht eine bessere direkte Vergleichbarkeit der Regionen untereinander, beinhaltet aber aufgrund der Unsicherheit einzelner Umrechnungsfaktoren eine gewisse Unschärfe. Da die Umrechnungsfaktoren für *Hypnum* – *Hylocomium* bei den meisten Schwermetallen nur wenig signifikante Korrelationen zeigen (siehe Kapitel 4), wurden beide Varianten dargestellt.

Die Tabelle 6.4 gibt die mittlere Schwermetallkonzentration in den einzelnen Regionen an. Variante 1 wurde ohne Umrechnungsfaktor erstellt, Variante 2 mit Bezug aller Daten auf *Hylocomium* unter Verwendung des Mittelwertes der Quotienten, (siehe Kapitel 4) und Variante 3 ebenfalls mit Bezug aller Daten auf *Hylocomium* unter Verwendung der Daten aus den linearen Regressionen. Diese Tabelle soll größenordnungsmäßig als Vergleich dienen und die Probleme, welche sich durch die Verwendung unterschiedlicher Umrechnungsarten ergeben (wie bereits auch in Kapitel 4 diskutiert) in der Praxis aufzeigen.

6.1.2 Kristallines Mittelgebirge (Region 1)

Diese Region umfaßt weitgehend das Mühl- und das Waldviertel. Subatlantischer Klimatyp und die großflächigen Plutonite des Untergrundes sind markante Merkmale dieser Gegend.

Für die Beurteilung der Einträge in dieses Gebiet wird die Bedeutung der Einbeziehung eines Umrechnungsfaktors für verschiedene Moosarten besonders hervorgehoben. Da Pleurozium eine durchschnittlich geringere Aufnahmekapazität hat als *Hylocomium*, zeigt Region 1 in den verschiedenen Tabellen eine unterschiedliche Stellung in einer nach Depositionsmenge erstellten Rangordnung. In Tab. 6.2 weist die Region die drittgeringsten Konzentrationen aller Regionen in Österreich, in Tab. 6.3 (mit Umrechnungsfaktor) hingegen die drittstärksten auf. In bezug auf direkte Vergleichbarkeit der Regionen untereinander ist Tab. 6.3 der Vorzug zu geben.

Vor allem die Schwefelwerte sind in dieser Gegend erhöht. Dies wird auch durch andere Untersuchungen bestätigt (z. B. 2. UMWELTKONTROLLBERICHT 1991), welche auf die Belastungssituation durch den Ferntransport aus den tschechischen und ostdeutschen Industrieregionen hinweisen. Aufgrund hoher Standardabweichungen ist die Situation bei Quecksilber unklar, es zeichnet sich aber eine größere Belastung ab. Auffallend sind weiters die geringen Co-, Cd- und Fe-Werte.

6.1.3 Nordosten Österreichs (Region 2)

Dazu werden das Weinviertel, der Wiener Großraum und das östliche Burgenland gezählt. Kennzeichnend ist der kontinentale Einschlag des Klimas mit für Österreich extrem niedrigen Niederschlagswerten.

Betrachtet man den Median, welcher von Extremwerten ("Ausreißer") weniger stark beeinflusst wird, und sich auf die Grundgesamtheit des Datenmaterials bezieht, so zeigt der panonisch getönte Osten Österreichs in der unkorrigierten Tabelle (6.2) die größten Einträge. Durch die Umrechnung wird dies etwas abgeschwächt. Die Durchschnittswerte mit oder ohne Umrechnungsfaktor sind z. T. mehr als doppelt so hoch wie die Werte in den am geringsten belasteten Regionen.

Es liegt außerhalb der Möglichkeiten dieser Pilotstudie, exakte Schlüsse über die Ursachen zu ziehen, dennoch scheinen mehrere Faktoren zusammenzuwirken. Einerseits liegt hier der "Ballungsraum Wien" mit Raffinerien, Verbrennungsanlagen, kalorischen Kraftwerken, Hausbrand, Verkehr u.v.m., andererseits gibt es den Ferntransport aus den grenznahen Industriezentren des Ostens (z. B. der slowakischen Schwerindustrie). Beides sind zweifelsohne gewichtige Faktoren für die, in bezug auf Österreich gesehen, bedeutenden Immissionen. Es darf aber auch der Faktor "Bodenaufwirbelung" nicht außer acht gelassen werden. Die großflächigen, spärlich durch Windstreifen unterbrochenen, über lange Zeiträume brachliegenden Felder der Agrarsteppen des Ostens sind in Kombination mit häufigen Starkwinden eine nicht zu unterschätzende Ursache größerer Staubentwicklung. Diese Schwebstoffe werden gleichfalls auf den Moosen deponiert. Die relativ hohen V-, Cr- und Fe-Werte lassen sich so gut erklären.

Das gemeinsame Auftreten von hohen Cu- und As-Werten könnte für einen Ferntransport aus der Schwerindustrie des Ostens sprechen. Andererseits findet Cu in den großen Weinbaugebieten in größerem Maße Anwendung. Eine Resuspension von Cu, welches als lösliches Sulfat gespritzt wird, wäre denkbar.

Erhöhte S-Werte dürften vorwiegend das Resultat der konzentrierten Verbrennung fossiler Brennstoffe sein.

6.1.4 Südostabdachung (Region 3)

Hierher werden das südliche Burgenland sowie die Südost- und Südsteiermark gezählt. In diesen Gebieten sind außer in Graz keine größeren lokalen Emittenten zu finden. Dennoch ist diese Region gemeinsam mit der nördlich anschließenden Region 2 am stärksten belastet. Die innere Differenzierung scheint aber sehr groß, wie die beachtlichen Standardabweichungen und die Abbildungen der "Notched Box and Whisker Plots" zeigen. Fe, Cu, Cr, Co, Ni, As und V liefern überdurchschnittlich hohe Werte. Alle diese Elemente werden sowohl durch die Schwerindustrie, aber auch durch Müllverbrennungsanlagen frei. Der Ferntransport scheint in jedem Fall Hauptursache der Belastung (ev. aus der Eisenindustrie der Mur-Mürzfurche?, siehe dort) zu sein. Geringe Einträge gibt es nur bei Hg.

6.1.5 Nördliches Alpenvorland (Region 4)

Dieses Gebiet umfaßt den Raum zwischen Donau und den Nördlichen Kalkalpen und verteilt sich vorwiegend auf Ober- und Niederösterreich sowie kleinere Teile Salzburgs. Es zeichnet sich durch mäßig hohe Niederschläge aus.

Die Deposition ist unabhängig von der Berechnungsart durchschnittlich. Erhöhte Werte gibt es nur bei S und etwas weniger stark bei Cu. Beide Elemente stammen aus Verbrennungsprozessen.

6.1.6 Flysch- und Kalkalpen (Region 5)

In dieser Region treten vor allem wegen der Nordstaulage hohe Niederschläge auf. Der Raum ist aufgrund fehlender lokaler Emittenten ein besonders gutes Beispiel für ein Immissionsgebiet, welches vorwiegend über Ferntransporte aus dem Ausland belastet wird.

Die Einträge sind höher als in den niederschlagsärmeren inneralpinen Gebieten des Westens. Der östliche Teil der Kalkalpen wurde nicht beprobt, eine weitere Steigerung der Werte ist zu erwarten. Cd, Hg, S, Zn und Cu sind etwas erhöht, die größeren V-Werte könnten auf lokale Kalkstaubimmission zurückzuführen sein. Ein Großteil dieser Substanzen korreliert gut mit der Niederschlagsmenge (siehe auch Kapitel 5), ein weiterer Hinweis auf den Ferntransport.

6.1.7 Westliche Kristallinzone (Region 6)

Das Kristallin der Alpen, welches flächenmäßig den größten Anteil ausmacht und demgemäß die meisten Probepunkte umfaßt, ist im Mittel sehr gering belastet. Das westliche Kristallin umfaßt das Gebiet vom Verwall im Westen bis einschließlich den Hohen Tauern im Osten. Auf Differenzen, welche durch Probenahme in unterschiedlichen Höhenstufen entstehen, soll hier nicht näher eingegangen werden (siehe Kapitel 5). Die den Tabellen und Abbildungen zugrunde liegenden Daten sind Durchschnittswerte aller Höhenstufen.

Im Vergleich mit anderen *Hylocomium*-Standorten fallen nur etwas erhöhte Cu- und Co-Werte auf.

6.1.8 Östliche Kristallinzone (Region 7)

Hierher wurden das Kristallin der Niederen Tauern und das der südlich und östlich anschließenden Gebirgszüge gezählt. Es ist geprägt durch eine Reihe von beträchtlichen lokalen Emittenten (Radenthein, Leoben etc.). Dies war auch der Hauptgrund für die Trennung des Zentralalpiner Kristallins in einen östlichen und einen westlichen Abschnitt. Der durchschnittliche Eintrag ist relativ groß. Die direkten Vergleiche mit der Westregion zeigen im Verhältnis hohe Werte bei Fe, Cu, Cr, Ni, Co und deuten auf regionale Zufuhr durch die Eisen- und Stahlindustrie hin. In bezug auf andere Industrie-Regionen ist diese aber geringer. Auffällig ist die Ähnlichkeit in der Elementkombination mit der östlich anschließenden Region 3, eine Verfrachtung der Schadstoffe in diese Region würde die dort hohen Depositionswerte erklären.

6.1.9 Südalpen (Region 8)

Diese Region wird nur durch wenige Probepunkte vertreten. Dementsprechend gering ist die Aussagekraft einer allgemeinen Beurteilung. Trotzdem scheint ein Trend zu deutlich geringeren Einträgen gegenüber den meisten anderen Regionen Österreichs erkennbar. Nur Zn und Cu sind im Verhältnis erhöht.

6.2 ÖSTERREICHWEITE IMMISSIONSSITUATION

6.2.1 Methodik der Auswertung und Darstellung

Neben den in Kapitel 6.1.1 erläuterten Berechnungen und Darstellungen in Tabellenform wurden zwecks weiterer Interpretationen des Datenmaterials mehrere Hauptkomponentenanalysen durchgeführt.

In Abb. 6.9 und 6.10 sind unterschiedliche Darstellungsweisen einer Hauptkomponentenanalyse (HKA) wiedergegeben. Die HKA ermöglicht aus einer großen Anzahl von Variablen durch Reduktion lineare Zusammenhänge zu finden, welche einen Großteil der Variabilität des Datenmaterials erklären. Die einzelnen Komponenten werden entlang von Achsen aufgetragen, die Gewichtung ist in diesen Abbildungen zusätzlich in % angegeben. Die Punktnähe zweier Faktoren zeigt Gemeinsamkeiten auf.

In den "Biplots" (Abb. 6.10) ist die Länge eines Strahls proportional zum Anteil an der Komponente, der Winkel zwischen den Faktoren ist verkehrt proportional zu ihrer gegenseitigen Korrelation.

Zwecks besserer Interpretation wurde Österreich in drei Großräume gegliedert. Ost umfaßt die Regionen 2, 3 und 7, Nord die Regionen 1, 4 und Teile von 5; West die Regionen 6 und die westlichen Abschnitte von 5.

6.2.2 Gliederung nach Schwermetallen

Über die Bedeutung der Schwermetalle in den natürlichen Kreisläufen und ihre überwiegend toxischen Auswirkungen soll an dieser Stelle nicht gesprochen werden. Dazu wird auf die überaus reichhaltige Spezialliteratur verwiesen (ADRIANO 1986, ERNEST 1991, VERNET 1991 u. a.).

Im folgenden wird versucht, nach Elementen gegliedert, spezifisch österreichische Depositions- und Korrelationsmuster (z. B. mit Verbreitungsquellen) zu ergründen.

- **Arsen (As)**, welches vorwiegend aus der Kohleverbrennung und der Verhüttung von Erzen stammt, zeigt vor allem im Osten Österreichs die größten Depositionsraten. Es korreliert schwach mit Cd sowie anderen Schwermetallen aus der Eisenindustrie (Abb. 6.9). Geogene Herkunft, wie sie z. B. in Island dominieren, sind in Österreich weitgehend zu vernachlässigen.
- **Cadmium (Cd)** stammt vorwiegend aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe sowie aus Müllverbrennungsanlagen, in geringerem Umfang aus Bergbau und Verhüttung. Gebiete mit echter Hintergrunddeposition unterscheiden sich signifikant von Regionen mit Ballungsräumen (z. B. GLOOSCHENKO 1989). Dies bestätigt u. a. die Tatsache, daß Cd jenes Schwermetall ist, welches den höchsten anthropogen bedingten Anreicherungsfaktor gegenüber der Erdkruste zeigt (z. B. SCHMID-GROB, THÖNI & HERTZ 1991). Die Verbreitung über den Ferntransport dürfte beträchtlich sein, wenngleich lokale Emittenten die Hintergrunddepositionen vereinzelt überdecken (RÜHLING et al. 1992). Für die Belastung über den Ferntransport spricht in Österreich zum Beispiel die auffällige Depositionsrate in der Region 5 (Nördliche Kalkalpen), hier gibt es auch eine starke Korrelation mit den Niederschlägen (siehe Kapitel 5). Bemerkenswert ist die Nähe zu S in der Hauptkomponentenanalyse (Abb. 6.9 und 6.10), was den Faktor "Verbrennung fossiler Brennstoffe" als Hauptverbreitungsgrund in Österreich untermauert. Die Gesamtbelastung durch Cd ist in Österreich im Verhältnis zu anderen Ländern Europas erhöht (siehe Kapitel 6.3).

- **Kobalt (Co)** wird vorwiegend bei eisenverarbeitenden Prozessen und über Müllverbrennungsanlagen freigesetzt. Es zeigt ähnliche Depositionsmuster wie Ni, Zn, As oder Fe (Abb. 6.10).
- **Chrom (Cr)** wird einerseits über die Metallindustrie emittiert, andererseits ist der natürliche Anteil im Boden relativ hoch. Erhöhte Cr-Werte sprechen oft für Verunreinigungen der Proben mit Bodenteilchen. Beide Faktoren werden durch die enge Korrelation mit Fe bestätigt. Auch RÜHLING et al. (1992) bestätigen den Zusammenhang mit Staubkomponenten. Korrelationen in der Verbreitung bestehen auch (wie bei GROET 1976) zu Zn und Ni.
- **Kupfer (Cu)**, hauptsächlich über die Eisenindustrie sowie Verbrennungen (fossil, Kehrlicht) anthropogen freigesetzt, wird vor allem in den Regionen 3 und 4 verstärkt abgelagert. Während es im Westen Österreichs stärker mit Cd und S korreliert (Abb. 6.9) und daher überwiegend aus Verbrennungsprozessen stammt, zeigt sich im übrigen Österreich ein Zusammenhang mit Schwermetallen aus der Metallindustrie, wie Zn, Cr und Ni. Ebendiese Korrelation (signifikant) wird auch von GROET (1976) bestätigt.
- **Eisen (Fe)** ist in der Erdkruste in hoher Konzentration vorhanden. Entsprechend groß ist die Freisetzung durch geogene Prozesse in Regionen mit geringer Vegetationsbedeckung und aktiven geologischen Prozessen (z. B. Island). Im Verhältnis zum anthropogenen Eintrag ist der natürliche Ursprung in Mitteleuropa aber zu vernachlässigen. Dies zeigt sich u. a. daran, daß die alpinen Regionen im Verhältnis zu den Industriezonen deutlich geringere Depositionswerte aufweisen. In bezug auf andere Länder Mitteleuropas, aus denen aktuelle Daten vorliegen, sind die Fe-Werte in Österreich erhöht. Fe korreliert mit anderen Metallen aus der Eisenindustrie, aber zum Teil auch mit V (s. dort).
- **Quecksilber (Hg)**; die natürliche Freisetzung ist weltweit ca. doppelt so hoch wie die anthropogene. Hg ist leicht flüchtig und hat eine kürzere Verweildauer im Boden. Es unterliegt demnach einer raschen Umsetzung, die Korrelation mit den Niederschlägen ist gering. Es zeigt ein Verbreitungsmuster, welches am ehesten noch dem des Pb, Cd bzw. S entspricht.
- **Nickel (Ni)** entstammt vorwiegend der Verbrennung fossiler Brennstoffe, lokal auch der Eisenindustrie. In Österreich tritt eine starke Korrelation mit anderen Schwermetallen der Eisenindustrie auf (Cr, As). Österreichweit ist die Belastung mit Ni eher gering.
- **Blei (Pb)**; die anthropogen bedingte Anreicherung des Pb-Gehaltes liegt weltweit ein vielfaches über dem natürlichen Vorkommen (GALLOWAY et al. 1982). SCHMID-GROB, THÖNI & HERTZ (1991) berechnen einen Anreicherungsfaktor von 189 gegenüber der Konzentration in der Erdkruste. Es ist vor allem der Kraftfahrzeugverkehr, welcher große Mengen an Pb freisetzt, in deutlich geringerem Ausmaß stammt es auch aus der Abfallverbrennung, der Erzverarbeitung und der Eisenindustrie. Wenngleich die Pb-Belastung in zahlreichen Ländern in den letzten Jahren zurückgeht (u. a. RÜHLING & TYLER 1969, RÜHLING et al. 1992), ist sie vor allem in Ballungszentren enorm. Hier liegen die Konzentrationen ein Vielfaches über den Depositionswerten abseits größerer Verkehrswege (z. B. THÖNI et al. 1986). Pb zeigt Korrelationen in der Deposition mit Zn, Cd und S.
- **Schwefel (S)** stammt vorwiegend aus den Haus- und Industriefeuerungen (Heizöl, Kohle). In Form von SO₂ oder als Sulfat unterliegt es in bedeutendem Ausmaß dem Ferntransport. Es zeigt innerhalb Österreichs einen deutlichen Zusammenhang mit dem N-S Gradienten. Die Belastung der nördlichen Gebiete ist deutlich höher, was für einen Eintrag aus den nördlich angrenzenden Nachbarländern und darüber hinaus spricht. Dies wird auch aus anderen Untersuchungen deutlich (u. a. 2. UMWELTKONTROLLBERICHT 1991). Gegenüber der Schweiz sind die heimischen Werte erhöht.

- **Vanadium (V)**, welches vorwiegend über Heizölverbrennung und Raffinerien freigesetzt wird, wird vor allem in Gebieten mit geringerer Bodenvegetation (z. B. auch den Hochlagen der Alpen) an Bodenpartikel gebunden und so über den Wind verbreitet. Ein ähnliches Verhalten zeigt Chrom (ROSS 1990, RÜHLING et al. 1992), es liegt auch eine Korrelation mit Fe vor.
- **Zink (Zn)** in der Atmosphäre stammt überwiegend aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe (Verkehr). Dadurch erklärt sich auch die Ähnlichkeit mit Pb, Cu und Cd in den Anordnungsmustern der HKA. Vereinzelt kommt es auch gemeinsam mit Elementen der Eisenindustrie vor, obwohl eine gewisse Eigenständigkeit zu erkennen ist. Der Zn-Anteil in den Moosen scheint prinzipiell relativ hoch zu sein. Ein Grundanteil von 20 µg/g TG dürfte natürlich sein und nicht unmittelbar in Zusammenhang mit atmosphärischem Eintrag stehen (RÜHLING et al. 1992, ROSS 1990). Die Korrelation mit der Niederschlagsmenge (siehe Kapitel 5) ist außerordentlich hoch. Die Hauptverbreitung dürfte daher über den Ferntransport erfolgen. Dementsprechend groß ist auch die Verbreitung in niederschlagsreicheren Gebieten. Die aktuellen Depositionen dürften aber noch ein Vielfaches über den Konzentrationswerten liegen, da die Aufnahmekapazität für Zn bei Moosen relativ schlecht ist (RÜHLING et al. 1992).
- **Titan (Ti)**, in dieser Untersuchung nicht gemessen, kommt in beträchtlichen Konzentrationen im Boden vor und sollte zukünftig als Gradmesser für mineralische Verunreinigung herangezogen werden (BROWN & BROWN 1990).

6.2.3 Flächendeposition

(Bezüglich des theoretischen Hintergrundes zu diesem Themenkreis und umfangreicher Literaturangaben siehe auch Kapitel 1.3.1.6)

In der Festlegung von Grenzwerten für umwelttoxische Substanzen wird häufig von Flächendepositionen in einer Zeiteinheit ausgegangen. Diese sind für den Bereich der Schwermetalle meßtechnisch nur schwierig und kostspielig erfaßbar. Es hat sich deshalb (und auch aus anderen Gründen) die Erfassung von Grenzwerten über die Feststellung der Konzentration in Teilen der Nahrungskette eingebürgert.

Mittels der Moostechnik gäbe es gute Möglichkeiten der Berechnung von Flächendepositionen aus den Konzentrationen der Schwermetalle im Moos. Wie zahlreiche Untersuchungen in den letzten Jahren gezeigt haben (z. B. ROSS 1990, RÜHLING & TYLER 1970 etc.) treten dabei aber eine Reihe von Problemen auf. Die größten Schwierigkeiten ergeben sich durch unterschiedliche Aufnahmekapazitäten der einzelnen Moose für die verschiedenen Schwermetalle. Die in Kapitel 4 umfassend diskutierten Umrechnungsfaktoren beziehen sich auf die Konzentrationen in den einzelnen Moosen (µg/g TG). Für diesen Problemkreis haben sich in einigen Fällen gute lineare Beziehungen herstellen lassen.

Die Festlegung der einzelnen Anreicherungs-faktoren (in % der Depositionsmenge) kann aber nur über einen direkten Vergleich von technischen Meßgeräten (z. B. Bergerhoff) mit Moosen desselben Standortes erfolgen. Ungenügend gesicherte Daten zu den Wachstumsmessungen könnten ebenfalls eine Fehlerquelle sein.

Um statistisch abgesicherte Resultate zu erhalten, setzt dies eine große Anzahl an Vergleichsmessungen voraus. Dies scheitert häufig an finanziellen Möglichkeiten. Außerdem haben die bisherigen Untersuchungen gezeigt, daß bisweilen stärkere regionale Differenzen auftreten, die weitere Versuchsreihen notwendig machen würden. Zusätzlich ist auch die Bestimmung von Depositionswerten mittels physikalischer Methoden in technischen Geräten nicht a priori fehlerfrei.

Unter Vorbehalt ihrer allgemeinen Gültigkeit werden in den Berechnungen dieser Studie folgende Aufnahmekapazitäten verwendet (nach RÜHLING et al. 1992 und ROSS 1990): As 32 %, Cd 50 %, Co 60 %, Cr 84 %, Cu 100 %, Fe 250 %, Pb 100 %, Hg 60 %, Ni 60 %, S 100 %, V 54 %, Zn 41 % - 20 µg/g TG und in die Formel:

Deposition = Konzentration • Wachstumsfaktor/Anreicherungsfaktor/Zeitraum eingesetzt.

Die in Tab. 6.5 ermittelten Flächendepositionswerte wurden in zwei Varianten gerechnet. In Variante 2 (V2) wird in die oben genannte Formel für den Wachstumsfaktor der von RÜHLING (1985) an *Hylocomium splendens* bestimmte Wert von 150 mg m⁻² eingesetzt.

Andere Berechnungen von RÜHLING et al. (1987) ergeben hingegen einen Wert von 250, der bei einer generellen Aufnahmekapazität von 60 % einzusetzen wäre. In den in Variante 1 (V1) durchgeführten Berechnungen wird an Stelle dessen der Wert 215 verwendet. Diese Zahl wurde aus den von ROSS (1990) ermittelten Daten abstrahiert. Ohne daß ROSS auf diesen Faktor selbst eingeht, bestätigt sich dieser Wert in allen seinen Berechnungen. Er ist unmittelbar aus jener Tabelle (TAB. V) eruiert, in der er aktuelle Depositionsmessungen mit Konzentrationsmessungen vergleicht und daraus Anreicherungsfaktoren ableitet.

Die Differenz der Werte für den Wachstumsfaktor kann entweder in zusätzlichen, nicht näher bekannten Einflußfaktoren begründet sein, oder müßte noch durch weitere, flächenbezogene Untersuchungen des Mooswachstums korrigiert werden.

Die Ergebnisse dieser zwei Berechnungsvarianten sind für die einzelnen Regionen und Gesamtösterreich in Tab. 6.5 dargestellt. Auf das Flächenmaß bezogen werden die auf *Hylocomium* bezogenen, korrigierten Mittelwerte (aus Tab. 6.3).

In Anbetracht der großen Zahl an Unsicherheitsfaktoren (Anreicherungsfaktor, Wachstumsfaktor, Umrechnungsfaktor für Moosarten) und den dadurch beträchtlichen Schwankungen in den Ergebnissen sieht man, daß die Umrechnung der Konzentrationswerte auf Flächendepositionen ohne weitere Untersuchungen vorerst sehr kritisch betrachtet werden muß.

6.2.4 Grenzwerterstellung

MARKERT (1991) schlägt, ausgehend von seinen Untersuchungen mit *Polytrichum commune*, "baseline values" für Mitteleuropa vor.

Diese Grenzwerte sind bei den in dieser Untersuchung analysierten Schwermetallen wie folgt: Cd 0,2, Cr 3, Cu 12, Fe 400, Ni 15, Pb 10 und Zn 40 mg/kg TG.

Diese Werte werden bei Cd, Fe und Pb in allen Regionen überschritten (siehe auch Kap. 6.3). Bei Cr liegt der Österreichdurchschnitt darunter, in einzelnen Regionen (2,3) darüber. Zn schwankt um die 40 mg/kg Tg. Der Cu- und der Ni-Wert werden hingegen stark unterschritten.

Wie gut diese bei *Polytrichum* gewonnenen Werte (einem akrokarpem Moos mit gutem internen Leitsystem) auch bei anderen Moosarten Anwendung finden können, wird die Zukunft weisen.

6.3 DIE ÖSTERREICHISCHEN DEPOSITIONSWERTE IM INTERNATIONALEN VERGLEICH

Abb. 6.11 bis 6.13 und Tab. 6.1 geben die Belastung Österreichs im Vergleich mit den Ländern Schweiz, Schweden, Dänemark, Grönland und Island wieder. Dabei wurde jeweils der Gesamtdurchschnitt eines Landes dargestellt (der zweifelsohne größeren Schwankungen unterliegt). Rechnerisch handelt es sich dabei mit Ausnahme Schwedens um die Mediane, für Schweden war nur der Mittelwert verfügbar.

Tab. 6.1: Ländervergleich der Schwermetallbelastungen; Konzentrationsangaben in $\mu\text{g/g}$ TG

Ländervergleich												
	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
Österreich	18,65	1,9	1056	39,5	544	5,8	1,8	2,3	0,4	0,4	0,05	0,5
Schweiz	13,6	2	735	29,8	312	3,9	2,4	3	0,36	0,3	0,05	0,33
Schweden	20	3,7		49	426	7	1,7	2,2	0,32	0,72		0,25
Dänemark	30,5	11		52,1		8,6	2,6	2,8	0,39	0,36		0,64
Grönland	5,8	9,6		35	2340	7,7	4,8	2	0,18	1,99		1,26
Island	3,9	19,2		32	6290	15,2	5,1	1,1	0,07	5,25		2,68

Die Daten aus der Schweiz stammen aus dem Untersuchungszeitraum 1988-1990, die aus Skandinavien von 1983-1985. Die Meßwerte sind daher nur bedingt direkt miteinander vergleichbar.

Auffällig sind die hohen Belastungen bei einzelnen Schwermetallen (As, Co, Cr, Fe und V) in Island und Grönland. Dafür sind vulkanische Aktivitäten und Bodenerosion verantwortlich (RÜHLING et al. 1987, RÜHLING et al. 1992).

Innerhalb der Länder, in denen vorwiegend anthropogene Freisetzungen für die Schwermetallbelastung verantwortlich sind, zeigt von den oben genannten Schwermetallen vor allem Fe einen erhöhten Durchschnittswert in Österreich.

Von allen Ländern die stärksten Schwermetalleinträge zeigt Österreich in diesem Vergleich bei Cd. Beträchtlich im internationalen Vergleich ist auch die Belastung mit Pb.

Die durchschnittliche Gesamtdeposition ist in Österreich etwas höher als die in Schweden, aber deutlich größer als in der Schweiz (signifikant nach MANN-WHITNEY Test $p=0.05$). In Dänemark hingegen ist die Belastung an vorwiegend anthropogen bedingten Schwermetallen über dem österreichischen Durchschnitt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen des Zeitraumes 1988-1990 in Skandinavien, dem Baltikum sowie Teilen Rußlands (RÜHLING et al. 1992) können mangels tabellarischer Resultate nicht in Diagrammform den österreichischen Werten gegenüber gestellt werden. Nach Aussage dieser Studie liegt mit Ausnahme von Pb generell eine höhere Belastung in den Ländern der ehemaligen USSR vor. Wie die Diagrammdarstellungen der EMEP-Studie (RÜHLING et al. 1992) zeigen, ist in den Ländern, in denen seit mehreren Jahren gemessen wird, ein deutlicher Rückgang der Schwermetallkonzentrationen zu beobachten. Ob dies den Tatsachen entspricht, oder mit einer Verbesserung der Meßtechniken in Zusammenhang steht (z. B. MARKERT 1993), mag dahingestellt bleiben.

Tab. 6.2: Vergleich der Regionen I; Umrechnungsfaktoren für verschiedene Moosarten werden nur innerhalb einer Region verwendet (weitere Erklärungen siehe Text);
 Konzentrationsangaben in µg/g TG; P.s. = Pleurozium schreberi,
 H.s. = Hylocomium splendens, H.c. = Hypnum cupressiforme;
 Mw = Mittelwert, Stabw. = Standardabweichung des Mittelwertes..

Österreich ges.	n = 156											
	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
Mittelwert	22,81	2,82	1097	43,06	879	6,39	2,62	4,07	0,45	0,56	0,27	0,81
Median	18,65	1,90	1056	39,50	544	5,80	1,80	2,30	0,40	0,40	0,05	0,50
Region 1 (P.s.)		n = 5										
Mittelwert	11,29	2,03	1140	31,97	386	4,47	1,47	2,79	0,34	0,21	0,20	0,65
Median	9,60	1,70	1178	29,20	355	4,40	1,30	2,40	0,31	0,20	0,07	0,53
Stabw.	5,65	0,70	156	7,47	184	0,73	0,56	1,34	0,05	0,07	0,31	0,22
Mw %	49,49	71,96	103,93	74,24	43,86	69,92	56,04	68,61	76,22	37,10	73,97	80,42
Median %	51,47	89,47	111,61	73,92	65,26	75,86	72,22	104,35	78,13	50,00	140,00	106,00
Stabw. %	24,75	25,01	14,20	17,35	20,88	11,38	21,31	32,91	11,74	13,07	115,22	27,54
Region 2 (H.c.)		n = 9										
Mittelwert	29,06	4,58	1366	40,96	1407	9,38	4,29	4,78	0,53	0,65	0,08	1,41
Median	20,80	3,70	1342	40,33	1465	10,10	3,80	3,80	0,50	0,60	0,07	1,31
Stabw.	19,27	2,01	216	3,82	387	3,17	1,65	2,10	0,18	0,23	0,04	0,50
Mw %	127,39	162,69	124,53	95,12	160,00	146,80	163,77	117,26	116,96	115,10	30,32	174,57
Median %	111,53	194,74	127,14	102,09	269,30	174,14	211,11	165,22	125,00	150,00	140,00	262,00
Stabw. %	84,49	71,25	19,65	8,88	44,03	49,70	62,90	51,55	40,16	40,99	14,50	62,02
Region 3 (P.s.)		n = 6										
Mittelwert	16,48	3,20	1088	56,72	1638	32,205	4,05	4,56	0,39	0,91	0,03	0,87
Median	18,80	2,60	1086	40,16	1038	11,377	3,10	3,60	0,32	0,90	0,03	0,68
Stabw.	4,07	1,91	158	44,82	1330	37,821	2,41	3,21	0,10	0,49	0,00	0,54
Mw %	72,24	113,56	99,17	131,72	186,29	504,21	154,42	112,02	85,82	161,15	11,25	107,92
Median %	100,80	136,84	102,89	101,67	190,81	196,15	172,22	156,52	78,95	225,00	65,57	136,00
Stabw. %	17,84	67,71	14,38	104,07	151,22	592,14	92,12	78,86	23,27	87,26	3,56	67,39
Region 4 (P.s.)		n = 6										
Mittelwert	12,77	1,93	1250	38,79	566	6,36	1,51	1,95	0,36	0,28	0,06	0,43
Median	12,10	1,50	1181	35,00	275	6,40	1,30	2,20	0,31	0,10	0,07	0,30
Stabw.	6,16	0,98	179	8,40	564	1,23	0,90	0,80	0,09	0,27	0,00	0,33
Mw %	55,99	68,57	113,98	90,07	64,40	99,62	57,70	47,95	80,67	49,58	23,67	53,74
Median %	64,88	78,95	111,89	88,61	50,55	110,34	72,22	95,65	78,13	25,00	140,00	60,00
Stabw. %	26,98	34,65	16,28	19,51	64,20	19,25	34,18	19,59	19,47	47,51	3,57	40,86
Region 5 (H.s.)		n = 17										
Mittelwert	18,35	2,99	1089	39,58	669	6,21	2,05	2,39	0,44	0,37	0,06	0,50
Median	16,30	2,10	1120	36,90	411	6,00	1,60	1,90	0,40	0,20	0,05	0,36
Stabw.	8,47	2,01	189	11,62	582	1,29	1,36	1,85	0,18	0,36	0,03	0,36
Mw %	80,46	106,04	99,29	91,90	76,08	97,16	78,14	58,63	98,18	65,62	24,01	62,20
Median %	87,40	110,53	106,11	93,42	75,55	103,45	88,89	82,61	100,00	50,00	100,00	72,00
Stabw. %	37,14	71,39	17,26	26,98	66,16	20,19	51,74	45,39	40,16	63,15	11,39	44,90

	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
Region 6 (H.s.)		n = 18										
Mittelwert	15,88	1,32	939	32,50	520	5,98	2,02	3,07	0,27	0,56	0,03	0,61
Median	15,15	1,20	940	33,05	458	5,85	1,65	2,35	0,25	0,45	0,04	0,61
Stabw.	5,49	0,68	138	6,90	185	1,14	0,98	2,00	0,08	0,44	0,01	0,21
Mw %	69,63	46,72	85,62	75,47	59,10	93,68	76,98	75,29	59,34	98,86	11,86	75,52
Median %	81,23	63,16	89,01	83,67	84,19	100,86	91,67	102,17	62,50	112,50	70,00	122,00
Stabw.%	24,08	24,11	12,60	16,02	21,06	17,85	37,32	49,06	17,32	77,17	4,17	26,53
Region 7 (H.s.)		n = 18										
Mittelwert	19,05	2,00	1020	36,12	865	6,22	2,25	2,47	0,34	0,51	0,04	0,67
Median	17,20	1,90	1015	36,50	696	5,95	1,95	2,50	0,30	0,50	0,04	0,64
Stabw.	7,14	0,71	160	7,37	529	1,42	1,40	1,12	0,13	0,27	0,02	0,27
Mw %	83,52	70,97	93,00	83,87	98,33	97,33	85,88	60,56	76,03	90,01	15,91	83,47
Median %	92,23	100,00	96,16	92,41	127,85	102,59	108,33	108,70	75,00	125,00	80,00	127,00
Stabw.%	31,29	25,14	14,59	17,11	60,15	22,28	53,57	27,57	29,18	48,62	6,61	33,50
Region 8 (H.s.)		n = 3										
Mittelwert	12,03	1,40	1010	42,83	482	6,40	1,23	1,50	0,30	0,33	0,03	0,26
Median	12,90	1,50	1035	41,60	374	6,60	1,20	1,50	0,30	0,30	0,03	0,26
Stabw.	1,59	0,17	90	3,80	246	0,44	0,25	0,30	0,10	0,06	0,00	0,07
Mw %	52,75	49,68	92,04	99,46	54,82	100,20	47,08	36,83	66,76	59,02	9,99	32,23
Median %	69,17	78,95	98,06	105,32	68,75	113,79	66,67	65,22	75,00	75,00	60,00	52,00
Stabw.%	6,96	6,15	8,18	8,83	28,03	6,82	9,61	7,37	22,25	10,22	2,16	8,68

Tab. 6.3: Vergleich der Regionen II; alle Konzentrationswerte werden auf *Hylocomium splendens* bezogen (weitere Erklärungen siehe Text);
 Konzentrationsangaben in µg/g TG; P.s. = *Pleurozium schreberi*,
 H.s. = *Hylocomium splendens*, H.c. = *Hypnum cupressiforme*;
 Mw = Mittelwert, Stabw. = Standardabweichung des Mittelwertes..

Österreich gesamt		Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
Mittelwert		22,81	2,82	1097	43,06	879	6,39	2,62	4,07	0,45	0,56	0,27	0,81
Median		18,65	1,90	1056	39,50	544	5,80	1,80	2,30	0,40	0,40	0,05	0,50
Region 1													
Mittelwert		16,38	2,45	1183	36,81	547	5,91	1,98	3,02	0,33	0,29	0,20	0,71
Median		15,34	2,02	1217	34,29	519	5,86	1,80	2,75	0,31	0,28	0,07	0,62
Mw.%		71,82	87,07	108	85,48	62	92,56	75,72	74,05	72,52	50,94	73,82	88,41
Med.%		82,23	106,40	115	86,82	95	101,00	99,97	119,51	76,94	69,95	149,66	124,33
Region 2													
Mittelwert		29,06	4,58	1366	40,96	1407	9,38	4,29	4,78	0,53	0,65	0,08	1,41
Median		20,80	3,70	1342	40,33	1465	10,10	3,80	3,80	0,50	0,60	0,07	1,31
Mw.%		127,39	162,69	125	95,12	160	146,80	163,77	117,26	116,96	115,10	30,32	174,57
Med.%		111,53	194,74	127	102,09	269	174,14	211,11	165,22	125,00	150,00	140,00	262,00
Reg. 2 corr.													
Mittelwert		17,70	2,90	1252	33,18	1235	6,39	3,89	2,22	0,30	0,36	0,07	0,80
Median		15,52	2,49	1237	33,11	1284	6,46	3,47	2,22	0,30	0,36	0,06	1,22
Mw.%		77,59	102,87	114	77,05	140	100,11	148,36	54,42	66,40	64,32	25,08	99,43
Med.%		83,20	130,84	117	83,82	236	111,46	192,88	96,40	75,13	90,63	120,74	244,60
Region 3													
Mittelwert		19,60	4,00	1136	59,34	1703	38,40	4,81	4,21	0,35	0,87	0,04	0,88
Median		21,04	3,21	1134	44,27	1150	20,64	3,77	3,56	0,31	0,86	0,04	0,74
Mw.%		85,92	141,91	104	137,79	194	601,28	183,44	103,43	78,32	153,78	13,67	109,61
Med.%		112,81	168,83	107	112,07	211	355,94	209,47	154,83	77,43	215,03	78,29	147,46
Region 4													
Mittelwert		17,30	2,33	1283	43,02	714	7,48	2,03	2,45	0,34	0,35	0,07	0,55
Median		16,89	1,76	1220	39,57	445	7,51	1,80	2,61	0,31	0,20	0,07	0,44
Mw.%		75,85	82,61	117	99,89	81	117,13	77,54	60,06	75,21	61,29	25,58	67,84
Med.%		90,54	92,53	116	100,18	82	129,51	99,97	113,63	76,94	49,23	149,66	88,86
Region 5													
Mittelwert		18,35	2,99	1089	39,58	669	6,21	2,05	2,39	0,44	0,37	0,06	0,50
Median		16,30	2,10	1120	36,90	411	6,00	1,60	1,90	0,40	0,20	0,05	0,36
Mw.%		80,46	106,04	99	91,90	76	97,16	78,14	58,63	98,18	65,62	24,01	62,20
Med.%		87,40	110,53	106	93,42	76	103,45	88,89	82,61	100,00	50,00	100,00	72,00
Region 6													
Mittelwert		15,88	1,32	939	32,50	520	5,98	2,02	3,07	0,27	0,56	0,03	0,61
Median		15,15	1,20	940	33,05	458	5,85	1,65	2,35	0,25	0,45	0,04	0,61
Mw.%		69,63	46,72	86	75,47	59	93,68	76,98	75,29	59,34	98,86	11,86	75,52
Med.%		81,23	63,16	89	83,67	84	100,86	91,67	102,17	62,50	112,50	70,00	122,00

	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
Region 7												
Mittelwert	19,05	2,00	1020	36,12	865	6,22	2,25	2,47	0,34	0,51	0,04	0,67
Median	17,20	1,90	1015	36,50	696	5,95	1,95	2,50	0,30	0,50	0,04	0,64
Mw. %	83,52	70,97	93	83,87	98	97,33	85,88	60,56	76,03	90,01	15,91	83,47
Med. %	92,23	100,00	96	92,41	128	102,59	108,33	108,70	75,00	125,00	80,00	127,00
Region 8												
Mittelwert	12,03	1,40	1010	42,83	482	6,40	1,23	1,50	0,30	0,33	0,03	0,26
Median	12,90	1,50	1035	41,60	374	6,60	1,20	1,50	0,30	0,30	0,03	0,26
Mw. %	52,75	49,68	92	99,46	55	100,20	47,08	36,83	66,76	59,02	9,99	32,23
Med. %	69,17	78,95	98	105,32	69	113,79	66,67	65,22	75,00	75,00	60,00	52,00

Tab. 6.4: Vergleich der Regionen mittels unterschiedlicher Berechnungsmethoden;
 Variante 1: unkorrigierte Werte;
 Variante 2: Werte mittels Quotienten auf *Hylocomium splendens* bezogen;
 Variante 3: Werte mittels Regressionsgleichung auf *Hylocomium splendens* bezogen;

Region	1	2	3	4	5	6	7	8
Variante 1								
Mittelwert	67,20%	127,90%	145,00%	67,20%	78,10%	69,00%	78,20%	58,40%
Mediane	84,90%	169,40%	138,60%	81,40%	89,20%	88,60%	102,90%	77,30%
Variante 2								
Mittelwert	85,90%	86,50%	141,10%	84,60%	78,10%	69,00%	78,20%	58,40%
Mediane	109,70%	117,10%	169,00%	103,50%	89,20%	88,60%	102,90%	77,30%
Variante 3								
Mittelwert	78,54%	128,89%	159,00%	78,43%	78,10%	69,00%	78,20%	58,40%
Mediane	102,30%	169,88%	162,58%	99,04%	89,20%	88,60%	102,90%	77,30%

Tab. 6.5: Durchschnittliche, flächenbezogene Depositionswerte im Zeitraum 1988-1990;
 Konzentrationsangaben in $\mu\text{g/g}$ TG (Zeitraum 3 Jahre);
 Depositionsangaben in $\mu\text{g/m}^2/\text{Jahr}$.
 V1: Biomasse 215 mg/m^2 , V2: Biomasse 150 mg/m^2

Österreich gesamt											
	Pb	V	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
$\mu\text{g/g}$ TG	22,81	2,82	43,06	879	6,39	2,62	4,07	0,45	0,56	0,27	0,81
$\mu\text{g m-2a-1}$ V1	1635	374	4032	25203	458	224	487	64	67	31,90	181
$\mu\text{g m-2a-1}$ V2	1141	261	2813	17584	319	156	339	45	47	22,25	126
Region 1											
Mittelwert	16,38	2,45	1183	36,81	547	5,91	1,98	3,02	0,33	0,29	0,20
$\mu\text{g m-2a-1}$ V1	1174	326	203306	1055	39233	504	237	432	39	34,36	44
$\mu\text{g m-2a-1}$ V2	819	227	141842	736	27372	352	165	302	27	23,97	31
Region 2											
Mittelwert	17,70	2,90	1252	33,18	1235	6,39	3,89	2,22	0,30	0,36	0,07
$\mu\text{g m-2a-1}$ V1	1268	385	215435	951	88475	546	464	318	36	43,39	15
$\mu\text{g m-2a-1}$ V2	885	268	150304	664	61727	381	324	222	25	30,27	10
Region 3											
Mittelwert	19,60	4,00	1136	59,34	1703	38,40	4,81	4,21	0,35	0,87	0,04
$\mu\text{g m-2a-1}$ V1	1405	531	195008	1701	122062	3277	574	604	42	103,73	8
$\mu\text{g m-2a-1}$ V2	980	370	136052	1187	85159	2286	401	421	29	72,37	6
Region 4											
Mittelwert	17,30	2,33	1283	43,02	714	7,48	2,03	2,45	0,34	0,35	0,07
$\mu\text{g m-2a-1}$ V1	1240	309	220797	1233	51179	638	243	351	40	41,34	15
$\mu\text{g m-2a-1}$ V2	865	216	154044	860	35707	445	169	245	28	28,84	11
Region 5											
Mittelwert	18,35	2,99	1089	39,58	669	6,21	2,05	2,39	0,44	0,37	0,06
$\mu\text{g m-2a-1}$ V1	1315	397	186899	1135	47937	529	245	342	53	44,26	14
$\mu\text{g m-2a-1}$ V2	918	277	130395	792	33444	369	171	239	37	30,88	10
Region 6											
Mittelwert	15,88	1,32	939	32,50	520	5,98	2,02	3,07	0,27	0,56	0,03
$\mu\text{g m-2a-1}$ V1	1138	175	160696	932	37237	510	241	440	32	66,69	7
$\mu\text{g m-2a-1}$ V2	794	122	112114	650	25979	356	168	307	22	46,53	5
Region 7											
Mittelwert	19,05	2,00	1020	36,12	865	6,22	2,25	2,47	0,34	0,51	0,04
$\mu\text{g m-2a-1}$ V1	1365	265	174840	1035	61956	530	269	354	41	60,72	10
$\mu\text{g m-2a-1}$ V2	953	185	121982	722	43225	370	188	247	28	42,36	7
Region 8											
Mittelwert	12,03	1,40	1010	42,83	482	6,40	1,23	1,50	0,30	0,33	0,03
$\mu\text{g m-2a-1}$ V1	862	186	172991	1228	34543	546	147	215	36	39,81	6
$\mu\text{g m-2a-1}$ V2	602	130	120691	857	24100	381	103	150	25	27,78	4

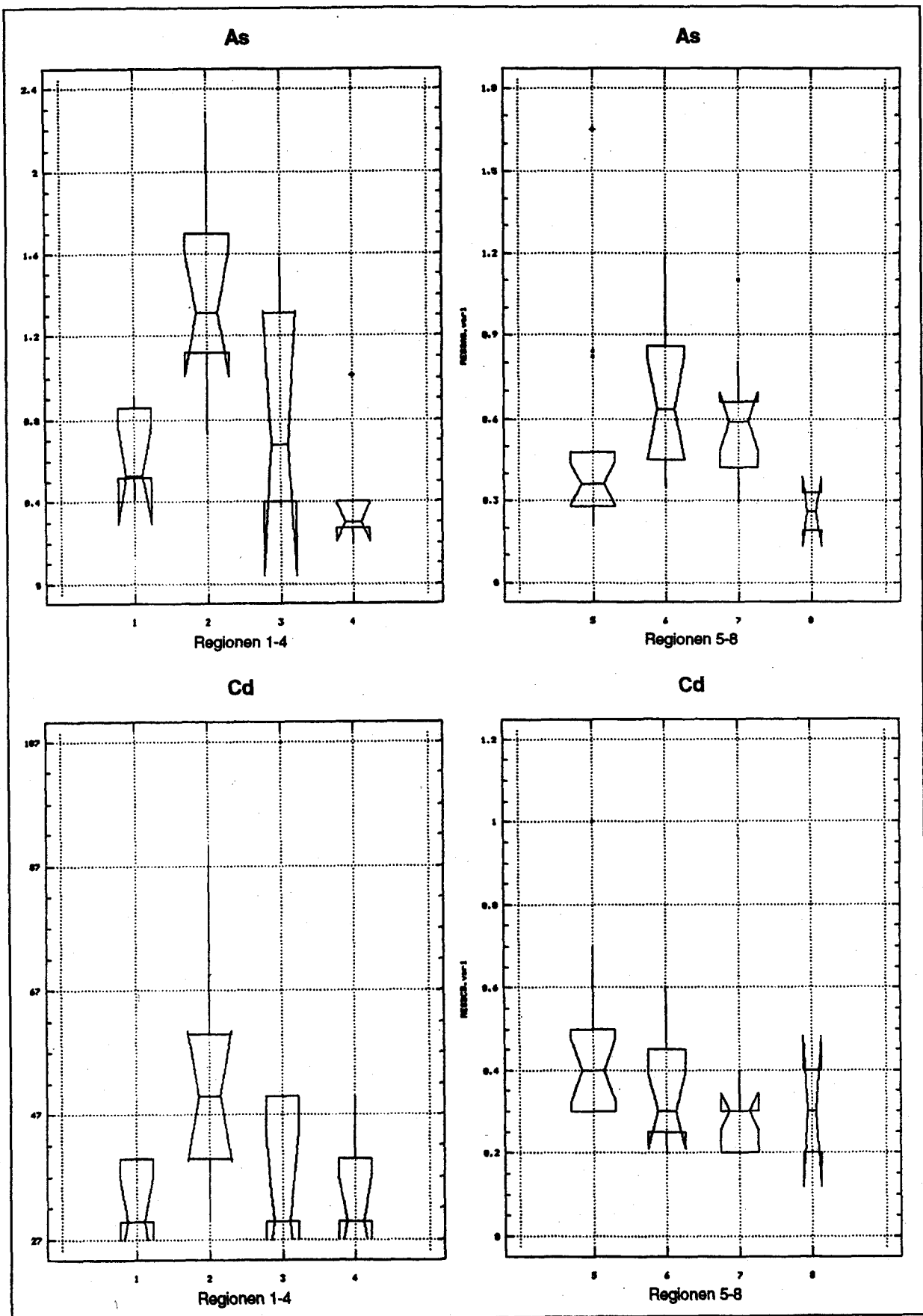
Abb. 6.3: Konzentrationen nach Regionen gegliedert bei As und Cd; Konzentrationen in $\mu\text{g/g TG}$;

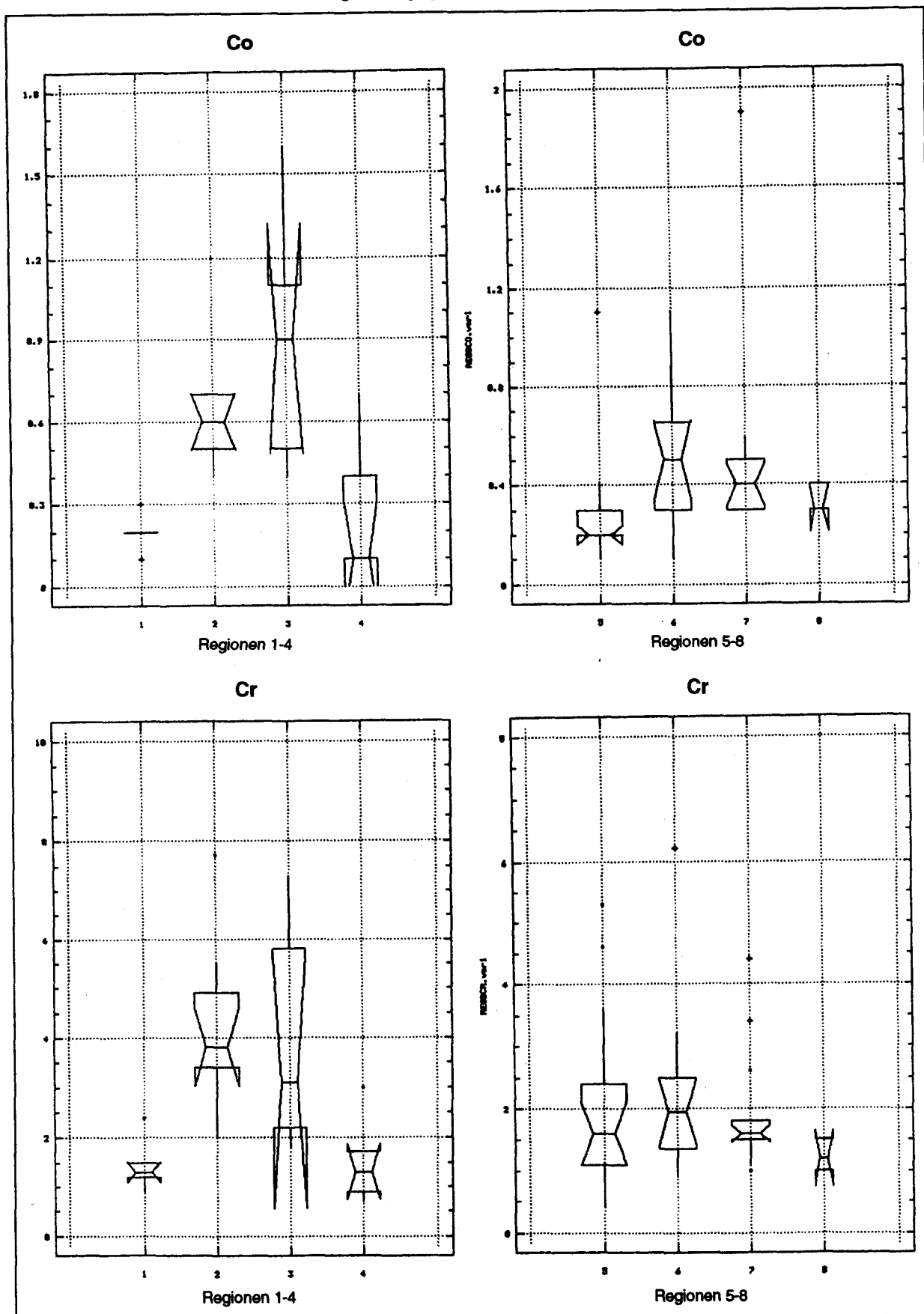
Abb. 6.4: Konzentrationen nach Regionen gegliedert bei Co und Cr; Konzentrationen in $\mu\text{g/g}$ TG;

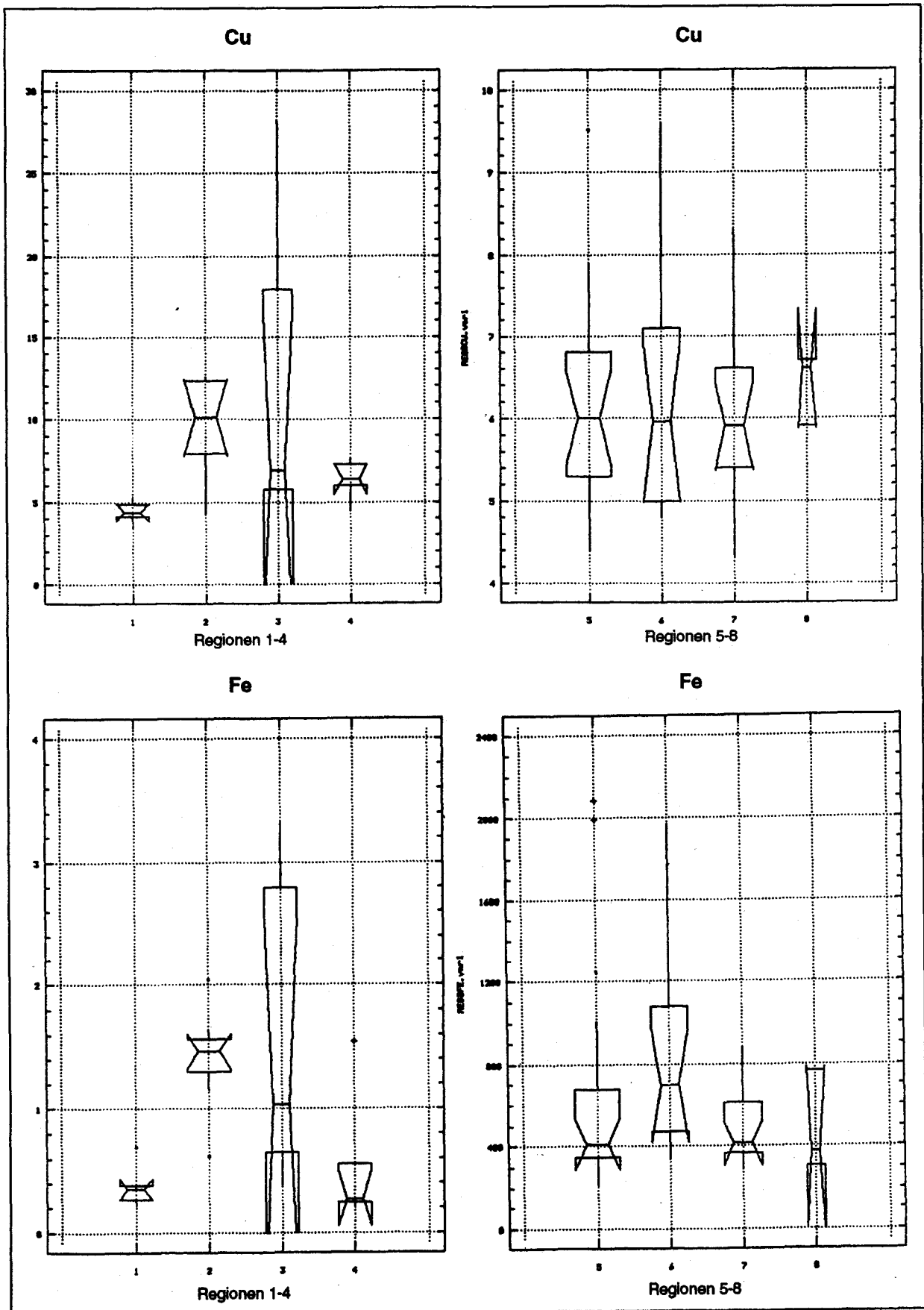
Abb. 6.5: Konzentrationen nach Regionen gegliedert bei Cu und Fe; Konzentrationen in $\mu\text{g/g TG}$;

Abb. 6.6: Konzentrationen nach Regionen gegliedert bei Hg und Ni; Konzentrationen in $\mu\text{g/g TG}$;

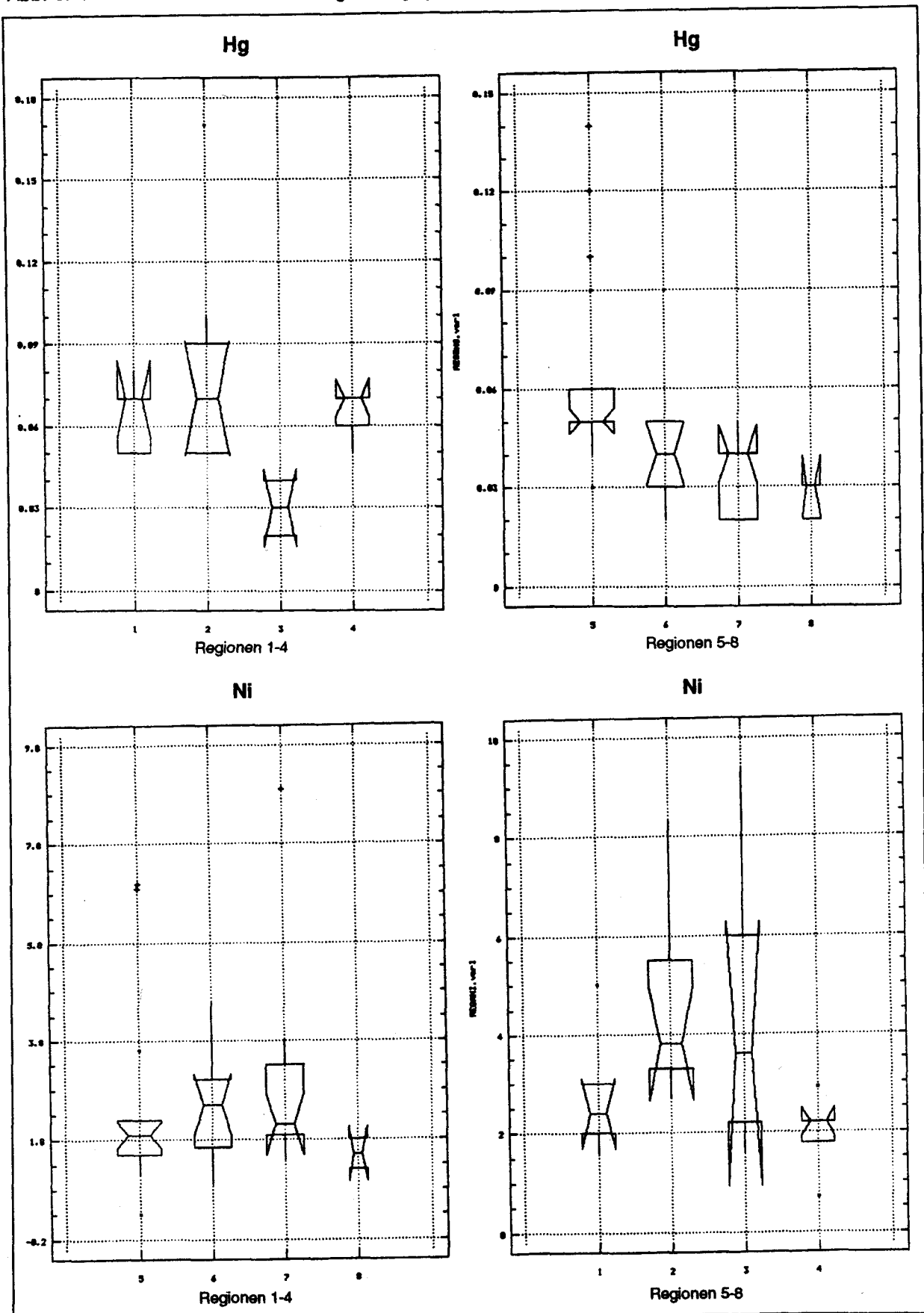


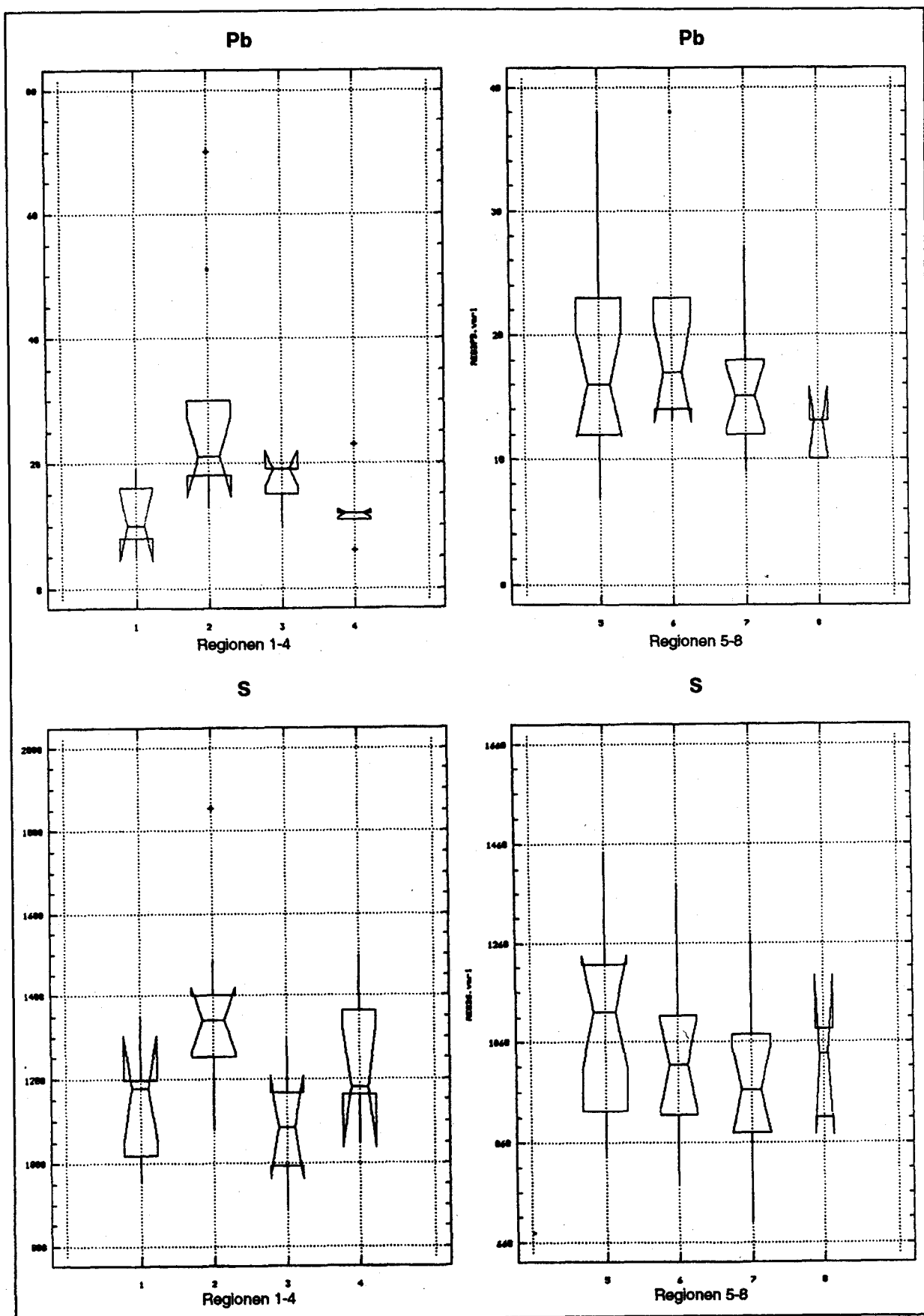
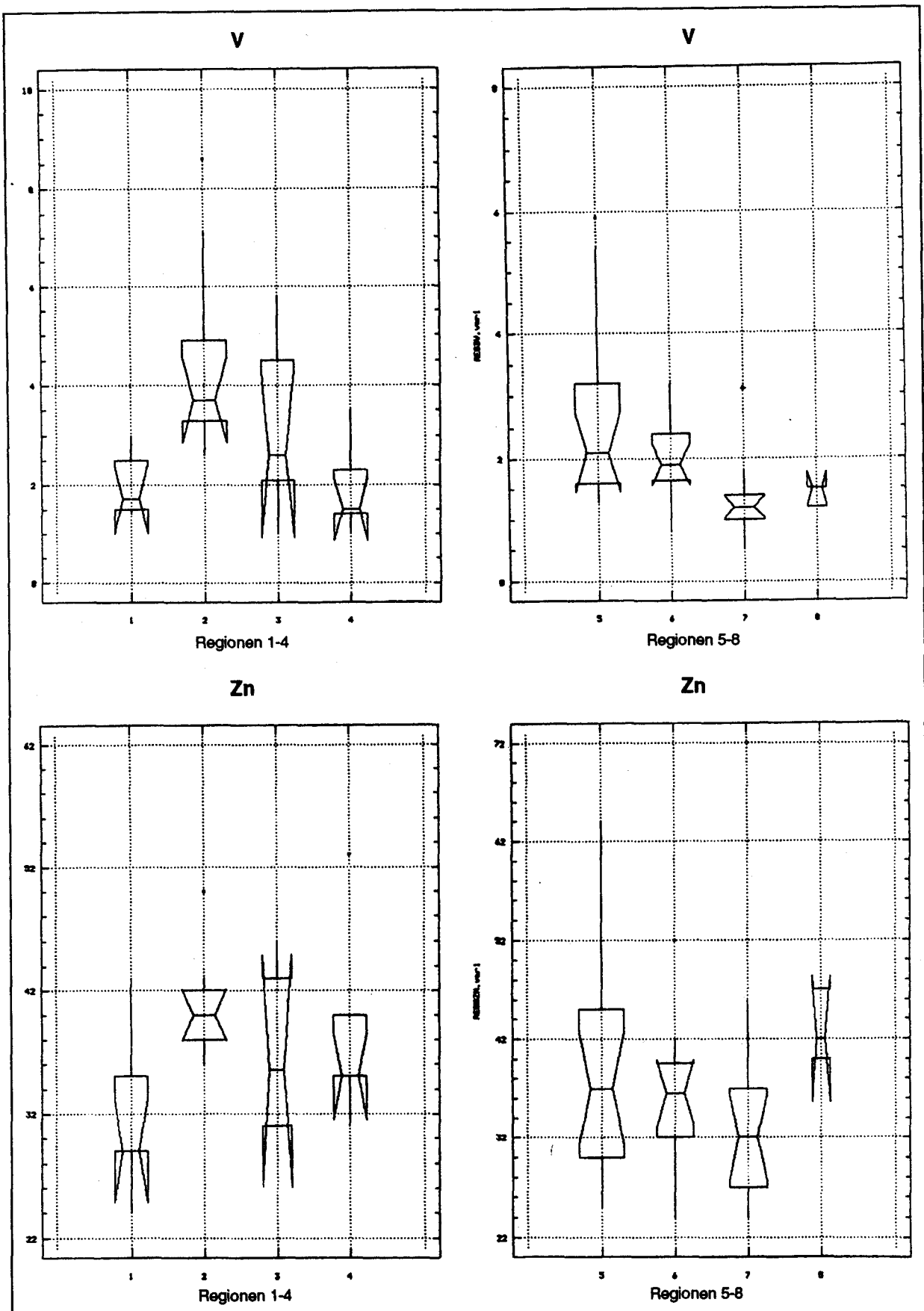
Abb. 6.7: Konzentrationen nach Regionen gegliedert bei Pb und S; Konzentrationen in $\mu\text{g/g TG}$;

Abb. 6.8: Konzentrationen nach Regionen gegliedert bei V und Zn; Konzentrationen in $\mu\text{g/g TG}$;

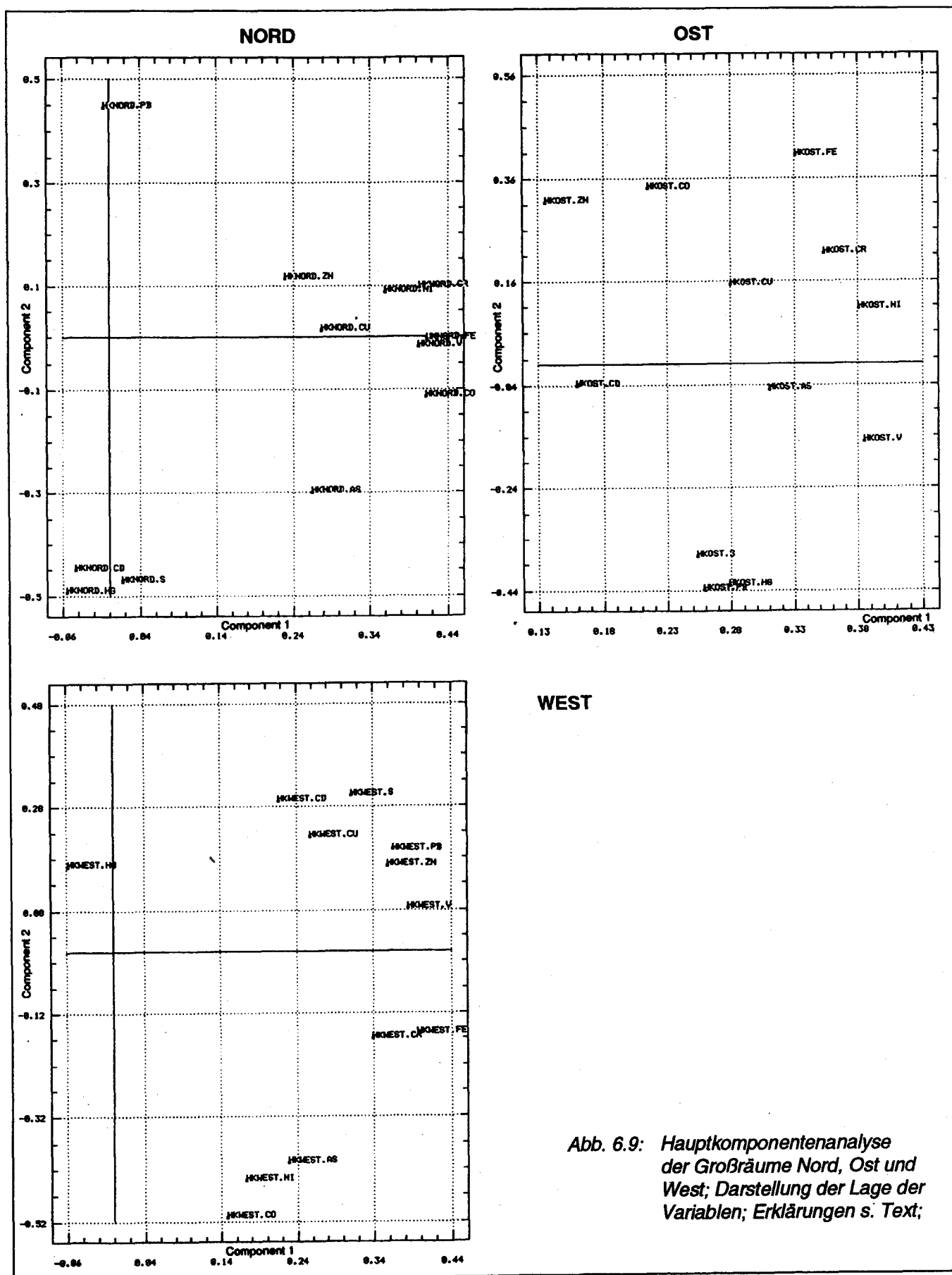


Abb. 6.9: Hauptkomponentenanalyse der Großräume Nord, Ost und West; Darstellung der Lage der Variablen; Erklärungen s. Text;

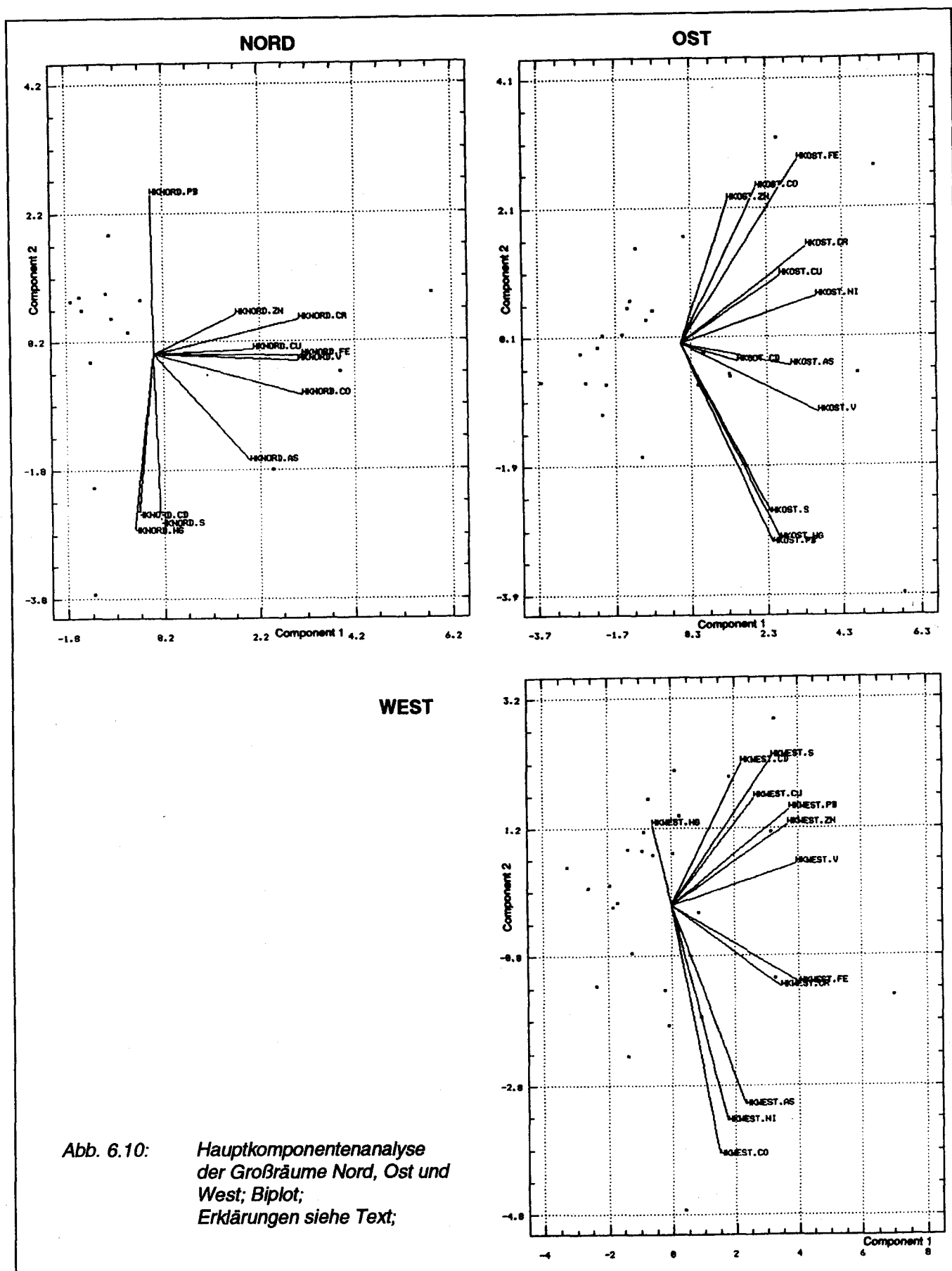


Abb. 6.10: Hauptkomponentenanalyse der Großräume Nord, Ost und West; Biplot; Erklärungen siehe Text;

Abb. 6.11: Ländervergleich für die Schwermetalle As, Cd, Co und Cr.

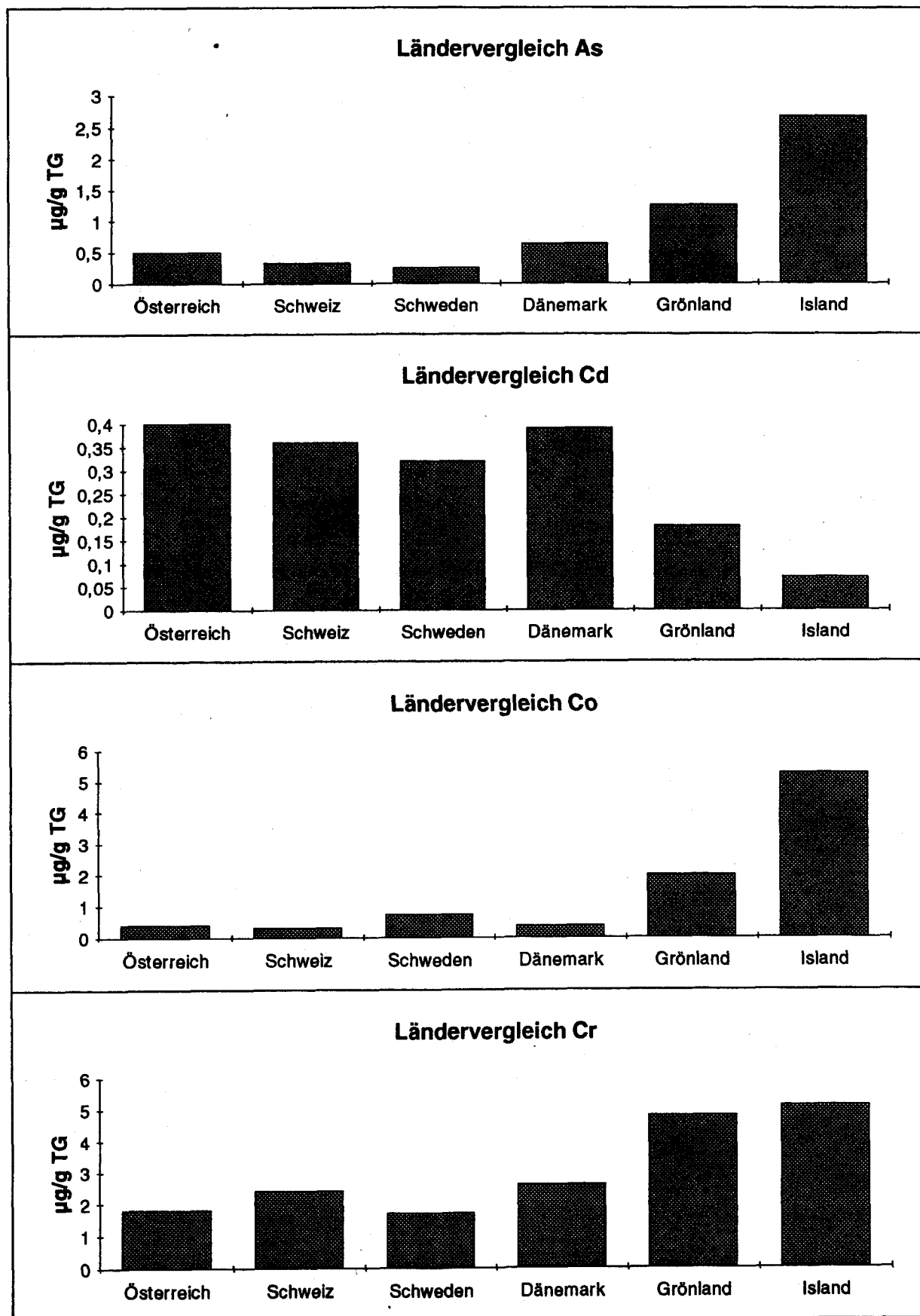


Abb. 6.12: Ländervergleich für die Schwermetalle Cu, Fe, Hg und Ni. x) = keine Werte vorhanden.

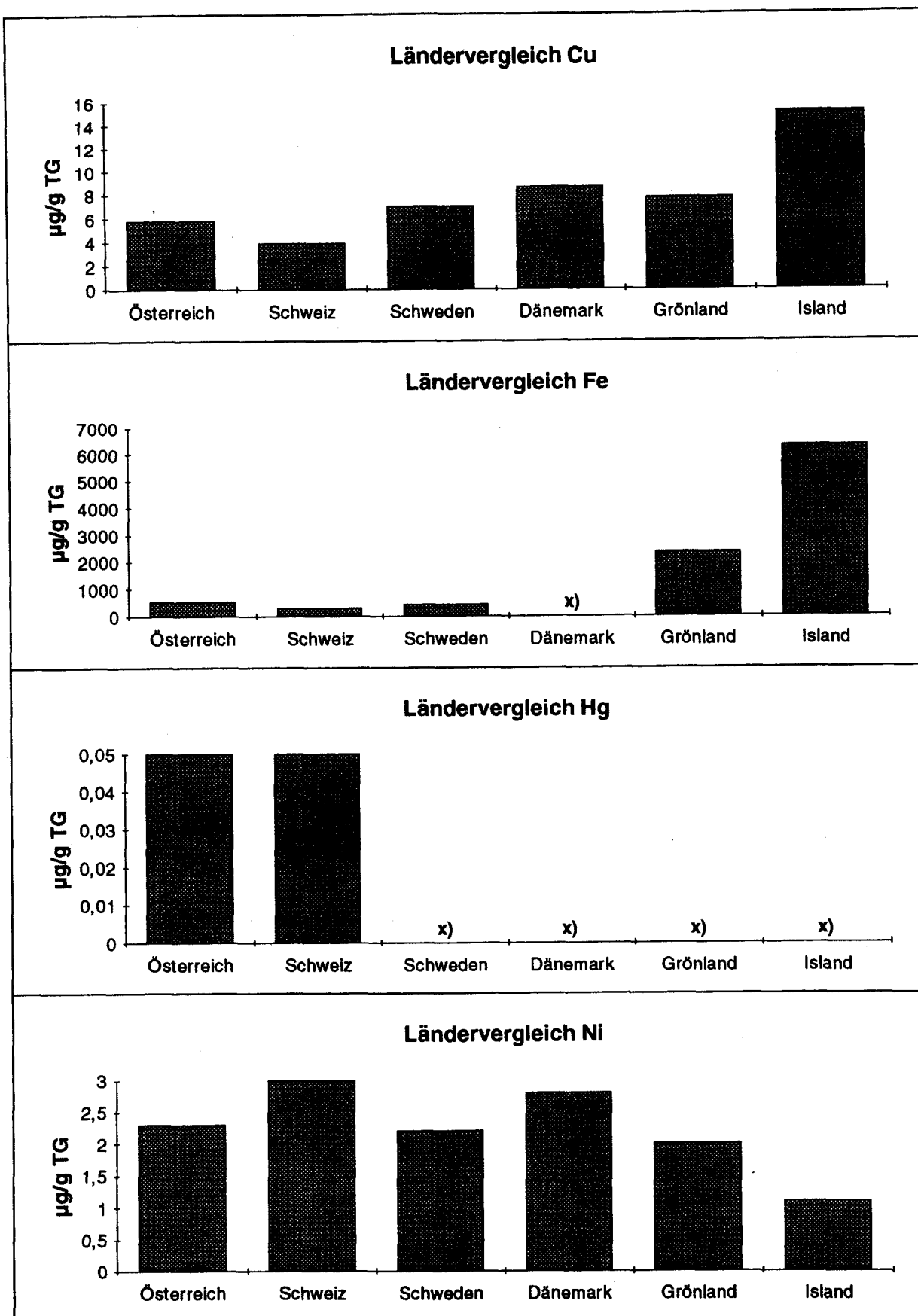


Abb. 6.13: Ländervergleich für die Schwermetalle Pb, S, V und Zn. x) = keine Werte vorhanden.

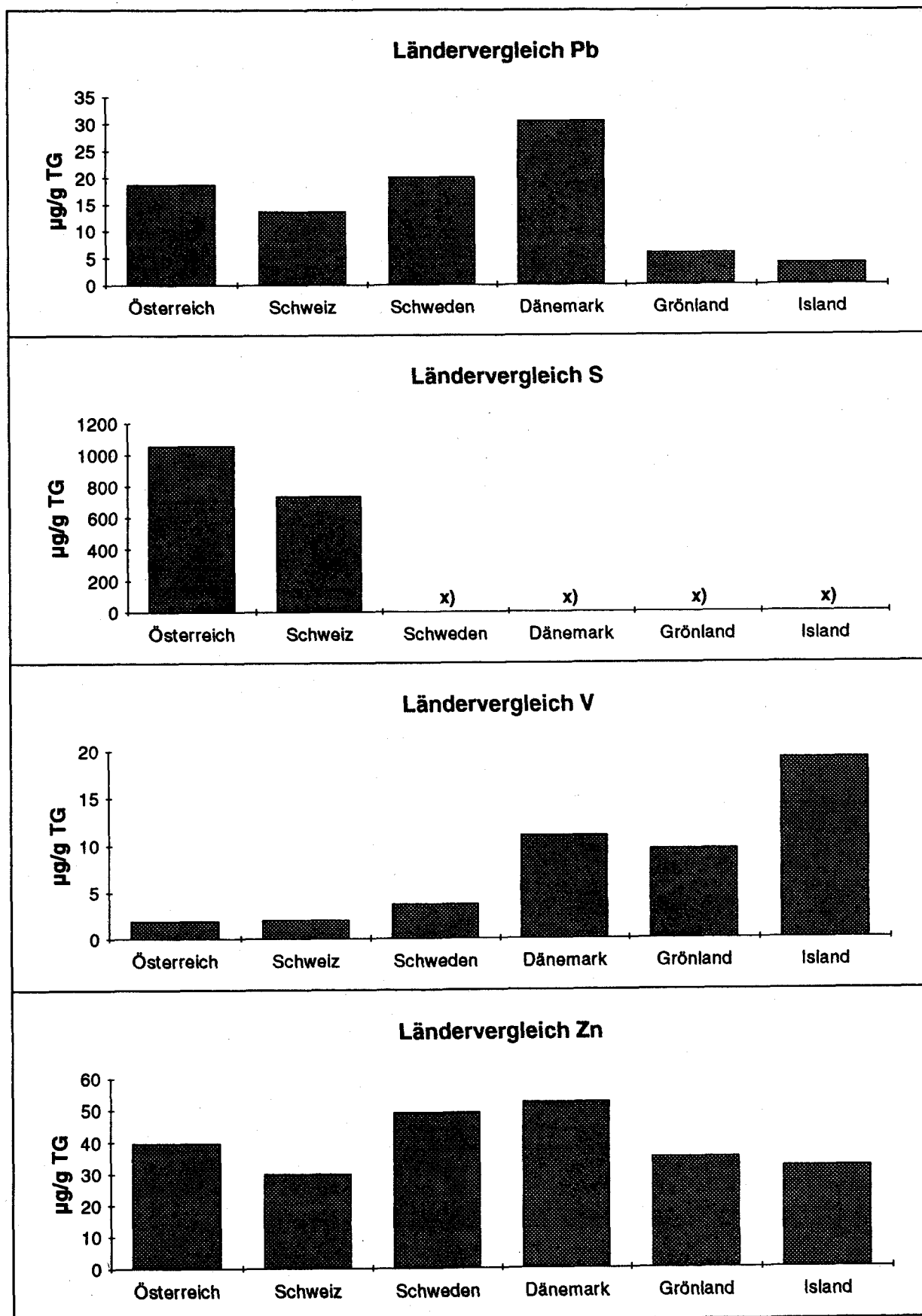


Abb. 6.14: Deposition in den Regionen 1, 2, 3 und 4 mit Schwermetallen;
Angaben in % des Mittelwertes; Erklärungen siehe Text.

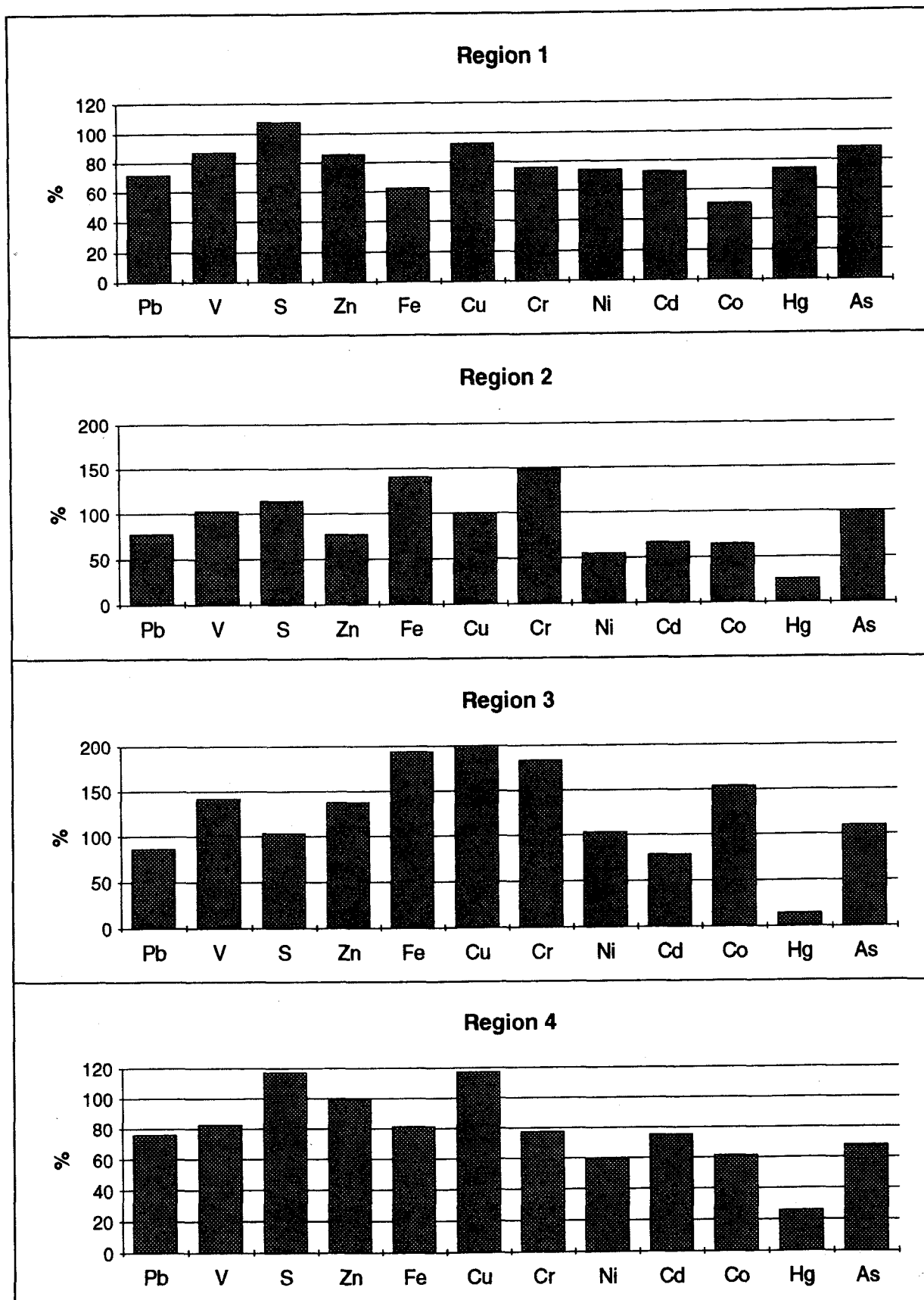
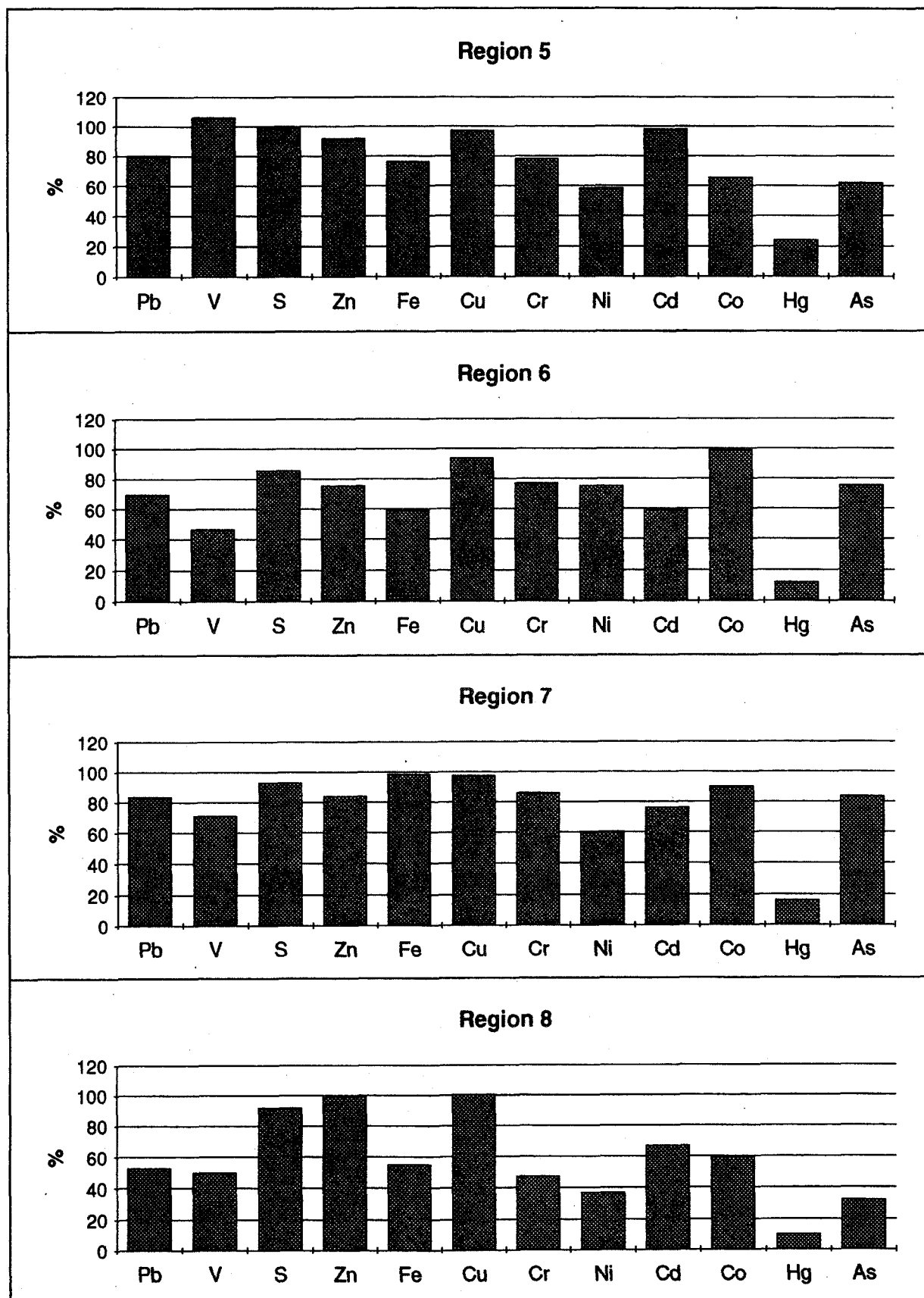


Abb. 6.14: Deposition in den Regionen 5, 6, 7 und 8 mit Schwermetallen;
Angaben in % des Mittelwertes; Erklärungen siehe Text.



7 DIE INTERNATIONALE STUDIE: "EUROPEAN SURVEY OF HEAVY METAL DEPOSITION IN EUROPE".

7.1 HISTORISCHES

Der Einsatz von Moosen für Biomonitoringzwecke auf dem Gebiet der Schwermetallerfassung umfaßt vor allem zwei Schwerpunkte: zum einen die Feststellung von lokalen Emittenten und den daraus resultierenden Belastungen; zum anderen die flächendeckende Erfassung einer sogenannten Hintergrunddeposition, welche globale Rückschlüsse erlauben soll.

Flächendeckende Untersuchungen auf regionaler Ebene gibt es seit den frühen 70er Jahren vor allem aus dem skandinavischen Raum. RÜHLING & TYLER (1971) setzten mit ihren Untersuchungen in Süd- und Nordschweden einen ersten Maßstab für flächendeckende Messungen. In weiterer Folge gibt es eine Reihe von derartigen Untersuchungen in allen skandinavischen Ländern (z. B. PAKARINEN & TOLONEN 1976, PILEGAARD et al. 1979, STEINNES 1977). Aber auch aus Deutschland (z. B. THOMAS & HERMANN 1980), Polen (GRODZINSKA 1982), den USA (z. B. GROET 1976) oder GB (z. B. ELLISON et al. 1976) liegen flächenbezogene Daten vor.

Globale Schwermetalldeposition wird nicht nur im räumlichen, sondern auch im langzeitlichen Ablauf erfaßt (RÜHLING & TYLER 1969, RASMUSSEN 1977).

1980 kommt es zu einer ersten koordinierten Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition in Schweden, Dänemark und Grönland (GYDESEN et al. 1983).

1985 erfolgt eine weitere Untersuchung unter Einschluß aller skandinavischen Länder, diesmal unter der Schirmherrschaft der "Steering Body of the Environmental Monitoring in the Nordic Countries under the Nordic Council of Ministers".

Im Jahre 1988 wird beschlossen, daß die dafür verwendete Methodik im Rahmen des "Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-Range Transmission of Air-Pollutants in Europe" (EMEP) eingesetzt werden soll.

Im März 1989 wird während eines Workshops in Göteborg ein Programm ausgearbeitet, welches die Richtlinien für ein internationales Monitoring darstellt. Dabei wird auch eine flächendeckende Aufsammlung in den teilnehmenden Ländern für 1990 vorgeschlagen.

Aufgrund bürokratischer Hindernisse und mangelnder internationaler Verständigung kommt es in vielen Ländern zu Verzögerungen. Dennoch scheint eine fast lückenlose Teilnahme aller europäischen Staaten, einschließlich Osteuropas und des Baltikums gesichert. Einige partizipierende Staaten (Deutschland, Schweiz, Österreich) bestehen auf zusätzlichen Voruntersuchungen, um regionale oder technische Differenzen abklären zu können. Dadurch kommt es mit wenigen Ausnahmen bis 1991 zu einer flächendeckenden Aufsammlung, wenngleich auch in unterschiedlicher Dichte der Probenahmestandorte. Die österreichische Arbeitsgruppe beginnt 1991 mit einer Pilotstudie und einer provisorischen flächendeckenden Erfassung, um die Aussagekraft des Gesamtprojektes nicht zu schmälern.

Zielsetzungen des Internationalen Projekts

- Qualitative und quantitative Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition in Europa.
- Ortung der Lage bedeutender Emissionsquellen und die Erfassung der Ausdehnung der von diesen Emittenten ausgehenden Belastungen der Umwelt.

- Quantitative Bestimmung d. Schwermetalldeposition/Flächeneinheit u. Jahr ($\text{mg m}^{-2} \text{yr}^{-1}$).
- Herstellung leicht lesbarer Karten, welche die Deposition in den Regionen anschaulich wiedergeben.
- Nachvollziehung und Ausdehnung von Daten über Gebiete, in denen es bereits Messungen gab.

Als Mindestmaß wird eine Probendichte von 1,5 Proben/1000 km^2 vorgeschlagen. In Dänemark beträgt die Dichte aber 4,2 Proben/1000 km^2 , in der Deutschland ca. 2 Proben/1000 km^2 , in der Schweiz 5,7/ km^2 . Es wird empfohlen, in der vorgeschlagenen Dichte ein regelmäßiges Netz zu legen, und in Gebieten, wo eine besondere Belastung zu erwarten ist, zusätzliche Sammelpunkte einzurichten. Dieser Vorschrift kann Österreich in dieser Phase des Projekts nicht Folge leisten. Die Dichte liegt hier bei etwa 0,5 Proben/1000 km^2 .

7.2 PROBEPUNKTE IN ÖSTERREICH

Von den 42 in Österreich beprobten Standorten wurden die Daten von 37 Standorten nach Lund (Sitz der international. Datenverarbeitung) weitergeleitet. An ausgewählten Proben dieser 37 Standorte traten österreichspezifische Probleme höchstens in geringem Ausmaß auf.

Liste der Standorte und der Probennummer:

S1(1),	S2 (5),	S3 (6),	S4 (9),	S5 (12),	S6 (14),	S8 (17),
S10 (20),	S12 (23),	S13 (28),	S15 (32),	S16 (33),	S17 (149),	S19 (63),
S20 (65),	S21 (77),	S22 (78),	S23 (79),	S24 (81),	S25 (82),	S26 (85),
S27 (88),	S28 (89),	S29 (90),	S30 (93),	S31 (97),	S32 (99),	S33 (101),
S34 (115),	S35 (125),	S36 (128),	S37 (131),	S38 (132),	S39 (135),	S40 (138),
S41 (140),	S43 (146),					

7.3 ISOLINIENKARTEN

Aus den nach Lund gelieferten Daten wurden Isolinienkarten hergestellt. Diese Karten können aber bestenfalls einen sehr globalen Überblick der regionalen Hintergrundbelastung liefern. Lokale Emittenten können dadurch nicht explizit eruiert werden, genausowenig wie die engräumigen Konzentrationsunterschiede im Alpenraum. Andererseits kann ein einzelner erhöhter Wert (dessen Repräsentativität hinterfragt werden muß) bei dieser Art der Darstellung ein relativ großes Gebiet beeinflussen und somit die realen Verhältnisse stark verzerren. Bei einer größeren Punktdichte wäre dieses Problem stark verringert. Außergewöhnlich stark abweichende Werte sollten deshalb bei Kartendarstellung als solche vermerkt werden, für die Erstellung der Isolinien aber vorerst außer acht gelassen werden. Weitere Untersuchungen können dann diese Werte bestätigen oder verwerfen.

Die in Abb. 7.1-7.2 dargestellten Karten sind aus Werten von 28 Standorten (in der Standortliste fett gedruckt) ermittelt worden. In einer zweiten Phase wurden die Daten auf 38 Standorte aufgestockt, welche in der Europakarte dargestellt sind. Die Einbindung der Österreichdaten in das gesamteuropäische Netz ist zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht abgeschlossen und kann daher an dieser Stelle nicht präsentiert werden.

Abb. 7.1: Isolinenkarte für Cd Cr Cu und Fe; erstellt aus den Daten, welche für den internationalen Bericht weitergeleitet wurden; weitere Erklärungen siehe Text.

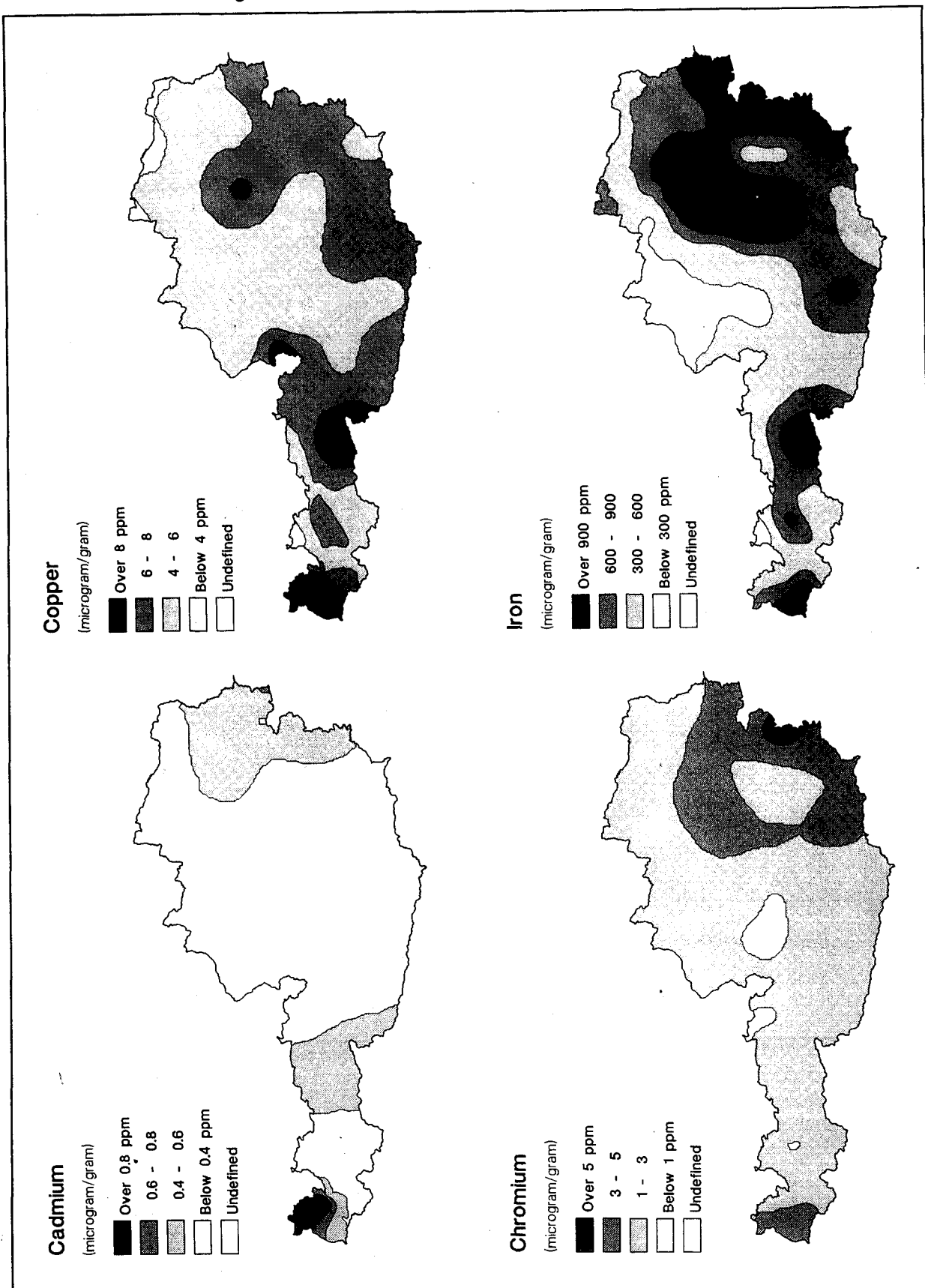
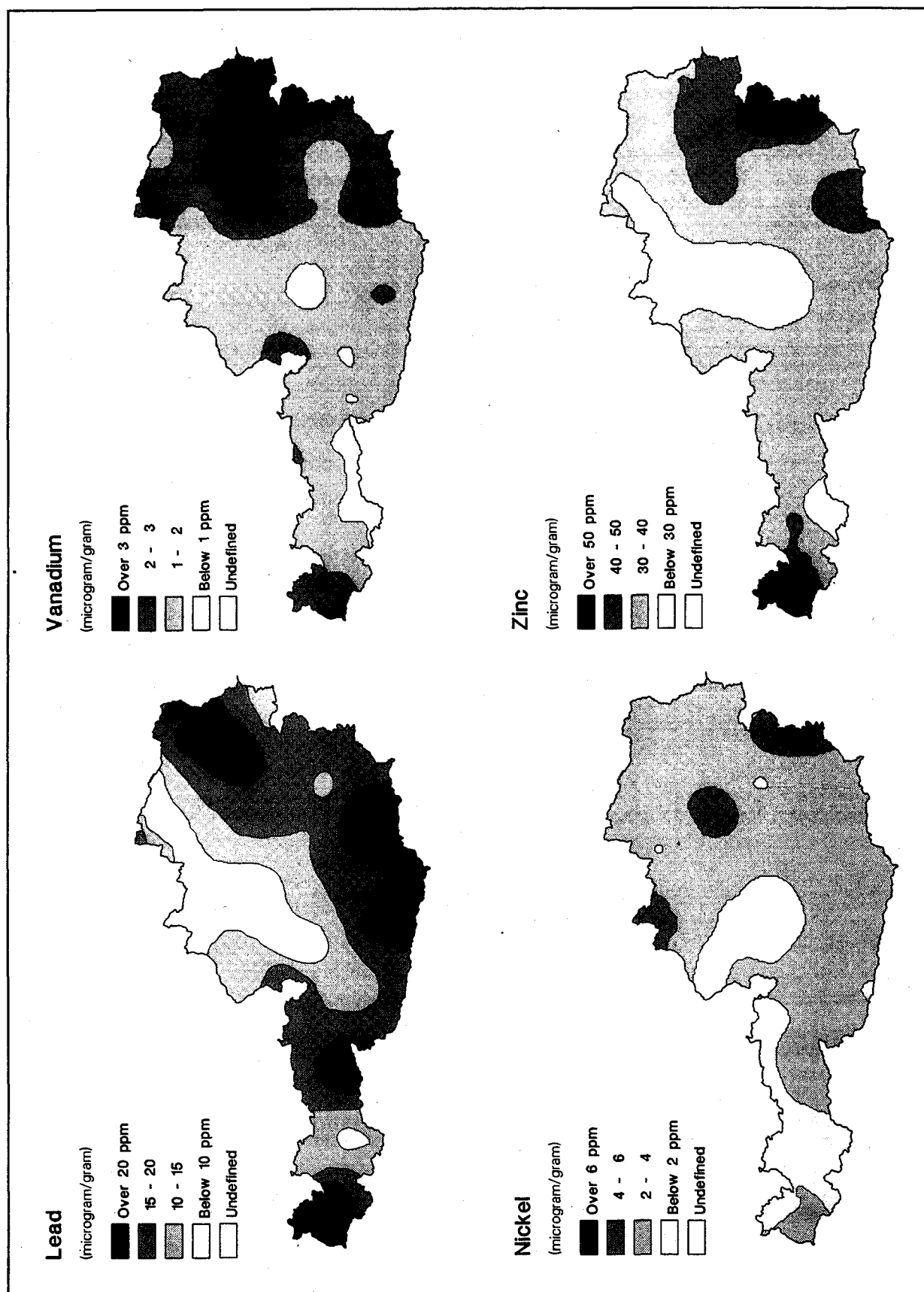


Abb. 7.2: Isolinenkarte für Pb, Ni, V und Zn; erstellt aus den Daten, welche für den internationalen Bericht weitergeleitet wurden; weitere Erklärungen siehe Text.



8 DISKUSSION UND AUSBLICKE

Die Methodik ist in bezug auf die grundsätzlichen Fragestellungen (Aufnahmemechanismen, Auswaschung, Quantifizierbarkeit der Konzentrationen etc.) befriedigend abgesichert. Offene Problemkreise werden, bedingt durch die vielfältige Anwendung unter divergierenden Voraussetzungen, auch weiterhin auftreten. Eine Reihe derartiger Problemen (z. B. Höhenabhängigkeit) wurde in dieser Studie befriedigend geklärt. Die kritische Auseinandersetzung mit der Methodik durch eine große Anzahl an Anwendern, hat das Moosmonitoring deutlich verbessert.

Die Verwendung von Bryophyten als Monitoringorganismen eröffnet viele Möglichkeiten, sie hat aber ihre Grenzen (z. B. MARKERT 1992, 1993). Moose sind Akkumulationsindikatoren. Und als solche registrieren sie den Eintrag in ein System. Aufgrund ihrer physiologischen Voraussetzungen sind sie in besonders hohem Maß, vermutlich besser als die meisten anderen Organismen, zur aktuellen Überwachung von Schwermetalldepositionen geeignet (z. B. THOMAS 1986b, GLIME & KEEN 1984). Mittels Moosen können die Einträge zeitlich zugeordnet und quantifiziert werden und sie ersparen somit langwierige, teure, jahrelange Messungen. Erste Ansätze zur Erstellung von Grenzwerten in Moosen sind ebenfalls bereits vorhanden (MARKERT 1991).

Bryophyten, welche bei dieser Methodik eingesetzt werden, sind aber keine Indikatoren, welche Auskunft über den Gesundheitszustand oder den Schädigungsgrad des Systems geben. Dies ist aber auch nicht die dieser Methodik zugrunde liegende Idee, welche ausführlich dargestellt wurde.

Wie jeder lebende Organismus unterliegen auch Moose biologisch bedingten Schwankungen, welche in der Umsetzung und Interpretation von physikalisch und chemisch gemessenen Parametern Unschärfe erzeugen können. Natürlich sind die gemessenen Konzentrationswerte im Moos nicht ausschließlich von der absoluten, atmosphärischen Deposition gekennzeichnet, sondern auch von der verwendeten Art, vom Alter des analysierten Triebes, von der Wahl des Sammelpunktes, vom Zeitpunkt der Aufsammlung, von der Genauigkeit der Aufarbeitung und von der Analysengenauigkeit (z. B. GRODZINSKA 1982, MARKERT 1992). Diese internen Schwankungen liegen aber zumeist in einem Bereich, welcher bei der Interpretation des Ergebnisses guten Gewissens akzeptiert werden kann, und der oft bedeutend kleiner ist als bei vielen, inzwischen in Österreich allgemein anerkannten Methoden.

Ein hoher Einzelwert, an einem Probenpunkt gemessen, mag auffällig sein. Ein weiterer erhöhter Wert am Nachbarpunkt kann die erste Probe bestätigen, ein niedriger Wert auf Punkt zwei bedeutet aber nicht die Unrichtigkeit der ersten Messung. Mit diesem Beispiel soll dargestellt werden, daß die Methode sich sehr wohl zur Überprüfung lokaler oder regionaler Depositionswerte oder -muster eignet, daß aber Vorsicht geboten ist bei der Interpretation eines Einzelwertes. Dadurch unterscheidet sich die Methodik aber auch nicht von anderen Monitoringmethoden, ja nicht einmal von technisch-physikalischen Meßmethoden (THÖNI, SCHMID-GROB & HERTZ 1991), nur soll diese Unschärfe auch einmal ausgesprochen werden.

Die in diesem Projekt angewandte Methodik, welche relativ einfach und kostengünstig ist, ermöglicht aber die Aufsammlung einer größeren Probenzahl, welche dann statistische Absicherungen erlaubt. In diesem Sinne ist das Moosmonitoring bestens geeignet für eine, im Vergleich mit technischen Überwachungssystemen kostengünstige Beprobung großer Flä-

chen oder Länder. Bis zu welcher Genauigkeit die gemessenen Werte zur Unterscheidung herangezogen werden können, dazu gibt es in den einzelnen Ländern unterschiedliche Meinungen. Während die Skandinavier sehr genau differenzieren (z. B. in 5 µg-Stufen bei Pb, RÜHLING et al. 1992), wollen Bearbeiter in anderen Ländern (Schweiz, BRD) in der Interpretation der Meßwerte nur von drei bis vier Belastungsstufen (gering – mittel – hoch – sehr hoch) ausgehen.

Als weiterer Problempunkt mag die Verwendung verschiedener Arten gelten. Bevorzugt sollten in Zukunft Proben derselben Art verglichen werden. Umrechnungen von einer Art auf die andere können, wie im Falle von *Pleurozium* auf *Hylocomium*, zum Teil sehr gut funktionieren, wie im Falle von *Hypnum* auf *Hylocomium* aber kaum. Zur Darstellung von Übersichten (z. B. Farbkarten für Europa) mag eine gemischte Verwendung akzeptiert werden. Auf Bundes- oder regionaler Ebene sollte aber eine Umrechnung, und falls dies nicht möglich ist, die nach Moosen getrennte Darstellung erfolgen. Die bereits diskutierten Probleme in bezug auf den Vergleich von Einzelwerten, gelten auch hier. Eine größere Probenzahl läßt aber Unterschiede auch über verschiedene Arten hinweg erkennen.

Bodenverunreinigungen, gleichgültig ob standorts-, witterungs- oder probenahmebedingt, sind nie auszuschließen. Durch die Betrachtung der V-, Cr- und Fe-Werte läßt sich dies aber feststellen. Die Einbeziehung von Titan in die Messungen wird in dieser Studie wie auch international mehrfach vorgeschlagen (z. B. BROWN & BROWN 1990) und sollte die Interpretation der Daten deutlich vereinfachen.

Aufgrund der Ergebnisse dieser vorliegenden Pilotstudie, und der Ergebnisse der Forschungstätigkeiten anderer am Projekt partizipierender Länder, sollten einer österreichweiten Aufsammlung 1995, im Rahmen des "Survey of Heavy Metal Deposition in Europe" keine grundlegenden Probleme entgegenstehen.

Eine künftige Beprobung sollte mindestens 200 Punkte umfassen und nach Möglichkeit an bestehende Bioindikatornetze gebunden werden. Die Aufsammlung müßte im September erfolgen (siehe Kap. 5), als Indikatorarten sollten *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Rhytidium rugosum* und *Hypnum cupressiforme* Verwendung finden (siehe Kap. 3 und 4). Große Sorgfalt muß bei der Auswahl der Probepunkte getroffen werden. Talräume sollten nur bis in eine Höhe von 500 m über dem Talboden besammelt werden (siehe Kap. 5), wodurch eine bessere Vergleichbarkeit der Daten mit denen der Ebenen gewährleistet ist. Höhenabhängige Depositionsmuster können zusätzlich beprobt oder berechnet werden (siehe Kap. 5). Für die Darstellung regionaler oder lokaler Einträge wird von farbigen Punktkarten abgeraten, andere Darstellungsformen (siehe Kap. 6) werden empfohlen.

Im Sinne einer möglichen Weiterführung der Studie und einer Aufsammlung im Jahre 1995 sei DANTE (1320) das Schlußwort gegeben.

*Bedenke, Leser, wenn, was hier begonnen,
Nicht weiter ginge ! wie du wünschtest heiß,
Es flösse reicher noch des Wissens Bronnen;*

LITERATUR

- ADRIANO, D.C. (1986): Trace elements in the terrestrial environment. Springer . N.Y.
- ANDERSEN, A., HOVMAND, M.F. & JOHNSEN, I. (1978): Atmospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area. Environm.Pollut. 17: 133-151.
- ARNDT, U. (1987): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen u. neue Erkenntnisse. Ulmer. Stuttgart.
- ATANASIU, L. (1971): Photosynthesis and respiration of three mosses at winter low temperatures. Bryologist 74: 23-27.
- BAU, H. (1991): Der Einsatz pflanzlicher Bioindikatoren in der BRD. In: Internationales Kolloquium Bioindikation Wien.
- BENGTSON, C., FOLKESON, L. & GÖRANSSON, A. (1982): Growth reduction and branching frequency in *Hylocomium splendens* near a foundry emitting copper and zinc. *Lindbergia* 8: 129-138.
- BOLHAR-NORDENKAMPF, H.R. (1989) (ed.): Stressphysiologische Ökosystemforschung Höhenprofile Zillertal. *Phyton* 29: 1-302.
- BOURCIER, D.R., SHARMA, R.P., PARKER, R.D.R. & DROWN, D.B. (1980): Preliminary evaluation of heavy metals in dustfall in the Intermountain West Region. Trace substances in Environmental Health 14: 522-528.
- BROWN, D.H. (1984): Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring. In: DYER, A.F. & DUCKET, J.G.: The experimental biology of bryophytes. Academic press London.
- BROWN, D.H. & BATES, J.W. (1972): Uptake of lead by two populations of *Grimmia dononiana*. *J.Bryology* 7: 187-193.
- BROWN, D.H. & BROWN, R.M. (1990): Reproducibility of sampling for element analysis using bryophytes. In: LIETH, H. & MARKERT, B. (1990) (eds.): Element concentration cadasters in ecosystems. Weinheim.
- CALLAGHAN, T.V., COLLINS, N.J. & CALLAGHAN, C.H. (1978): Photosynthesis, growth and reproduction of *Hylocomium splendens* and *Polytrichum commune* in Swedish Lapland. *Oikos* 31: 73-88.
- CHOPRA, R.N. & KUMRA, P.K. (1988): Biology of bryophytes. Wiley Eastern Limited. New Dehli.
- CLOUGH, W.S. (1975): The deposition of particles on moss and grass surfaces. *Atmos. Environ.* 9: 1113-1119.
- CLYMO, R.S. (1963): Ion exchange in Sphagnum and its relation to bog ecology. *Ann.Bot.* 27: 309-324.
- COMEAU, G. & LEBLANC, F. (1971): Influence de l'ozone et de l'anhydride sulfureux sur la regeneration des feuilles de *Funaria hygrometrica* Hedw. *Nat.Can.(Que.)* 98: 347-358.
- DANTE, A. (1265-1321): *Divina Commedia* (die göttliche Komödie). Übersetzung Hertz. Winkler München.
- DURING, H. (1979): Life strategies of bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia* 5: 2-18.
- DURING, H. & VAN TOOREN, F. (1988): Pattern and dynamics in the bryophyte layer of a chalk grassland. In: DURING, H., WERGER, M. & WILLEMS, J. (eds.): Diversity and pattern in plant communities. SPB Academic Publ. The Hague.
- DÜLL, R. (1979): Moose als ökologische Indikatoren für Luftverschmutzung. In: GRIZMEK, B. & WEINZIERL, H. (ed.): Die grüne Stadt - Naturschutz in der Großstadt. München.
- DÜLL, R. (1987): Exkursionstaschenbuch der Moose. IDH-Verlag. Rheurdt.
- DÜLL, R. (1991): Die Moose Tirols. Bd.1+2. IDH-Verlag. Bad Münstereifel.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R. & al. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta geobot.* 18: 1-248.
- ELLISON, G., NEWHAM, J., PINCHIN, M.J. & THOMPSON, I. (1976): Heavy metal content of moss in the region of Consett (Northeast England). *Environm.Pollut.* 11: 167-174.
- ERNEST, M. (ed.) (1991): Metals and their compounds in the environment. Occurance, analysis and biological relevance. Verlag Chemie. Weinheim.
- FOLKESON, L. (1979): Interspecies calibration of heavy-metal concentrations in nine mooses and lichens: Applicability to deposition measurements. *Water, Air and Soil Pollution* 11: 253-260.

- FOLKESON, L. (1984): Deterioration of the moss and lichen vegetation in a forest polluted by heavy metals. *Ambio* 13: 37-39.
- FOLKESON, L. & ANDERSSON-BRINGMARK, E. (1988): Impoverishment of vegetation in a coniferous forest polluted by copper and zinc. *Can.J.Bot.* 66: 417-428.
- FRAHM, J.-P. & FREY, W. (1987): *Moosflora*. UTB-Taschenbuch 1250. 225 S. Ulmer. Stuttgart.
- FURNESS, S.B. & GRIME, J.P. (1982): Growth rate and temperature responses in bryophytes. *J.of Ecology* 70: 525-536.
- GALLOWAY, J.N., THORNTON, J.D., NORTON, S.A., VOLCHOK, H.L. & MCLEAN, R.A.N. (1982): Trace metals in atmospheric deposition: a review and assesment. *Atmospheric Environm.* 16: 1677-1700.
- GILBERT, O.L. (1970): Further studies on the effects of sulphur dioxide on lichens and bryophytes. *New Phytol.* 69: 605-627.
- GILBERT, O.L. (1971): The effect of airborne flourides on lichens. *Lichenologist* 5: 26-32.
- GJENGEDAL, E. & STEINNES, E. (1990): Uptake of metal ions in moss from artificial precipitation. *Environm. Monit.Ass.* 14: 77-87.
- GLATTES, F. (1989): Nähr- und Schadstoffgehalte von Nadelproben aus dem Höhenprofil "Zillertal". *Phyton* 29 (3): 103-110.
- GLATTES, F., BOLHAR-NORDENKAMPF, H.R., GABLER, K., LEITNER, J., MAJER, CH., PLATTNER, J. & ZWERGER, P. (1989): Die Biotope der Probeebäume im Höhenprofil "Zillertal". *Phyton* 29 (3): 15-37.
- GLATZEL, G. & KAZDA, M. (1985): Wachstum und Mineralstoffernährung der Buche (*Fagus sylvatica*) und Spitzahorn (*Acer platanoides*) auf versauertem und schwermetallbelastetem Bodenmaterial aus dem Einsickerungsbereich v. Stammabflußwasser in Buchenwäldern. *Z.Pflanzenern.Bodenk.* 148: 429-438.
- GLIME, J. & KEEN, R. (1984): The importance of bryophytes in a man-centered world. *Journ.Hattori Bot.Lab.* 55: 133-146.
- GLOOSCHENKO, W.A. (1989): *Sphagnum fuscum* moss as an indicator of atmospheric Cadmium deposition across Canada. *Environm.Pollution* 57: 27-33.
- GRIMS, F. (1986): Rote Liste gefährdeter Laubmoose (Musc) Österreichs. In: NIKLFELD (1986): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des BM f. Ges. u. Umweltsch. Bd.5 Wien.
- GRODZINSKA, K. (1982): Monitoring of air pollutants by mosses and tree bark. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.J. (eds.): *Monitoring of air pollutants by plants*. Junk publ. The Hague.
- GROET, S.S. (1976): Regional and local variations in heavy metal concentrations of bryophytes in the northeastern United States. *Oikos* 27: 445-456.
- GYDESEN, H., PILEGAARD, K., RASMUSSEN, L. & RÜHLING, A. (1983): Moss analyses used as a means of surveying the atmospheric heavy-metal deposition in Sweden, Denmark and Greenland in 1980. *National Swedish Environ.Prot.Board. Bulletin* 1670.
- HERMAN, F. (1992a): Nähr- und Schadstoffgehalte der Nadelproben des Höhenprofils Zillertal. *FBVA-Berichte Wien* 67: 79-85.
- HERMAN, F. (1992b): Projekt "Höhenprofil Achenkirch". Manuskript FBVA Wien.
- HERMAN, F. (1992c): Schwermetallgehalte von Fichtenborken als Indikator für anthropogene Luftverunreinigungen. *VDI-Berichte* 901: 375-389.
- HERMAN, F. & STEFAN, K. (1992): Projekt "Höhenprofil Zillertal" - Zusammenschau. *FBVA Wien Berichte* 67: 139-147.
- HERZOG, T. (1926): *Geographie der Moose*. G.Fischer. Jena.
- HÖPKER, K.A. (1991): Bioindikation organischer Luftschadstoffe - Erste Erfahrungen im ökologischen Wirkungskataster Baden-Württemberg. In: *Internationales Kolloquium Bioindikation Wien*.
- HÜBSCHMANN, A. (1986): *Prodromus der Moosgesellschaften Zentraleuropas*. *Bryophytorum Bilbliotheca* 32: 1-413.
- JENDRALSKI, U. (1955): Die Jahresperiodizität in der Entwicklung der Laubmoose im Rheinlande. *Decheniana* 108: 105-163.
- KAISER, A (1992): Analyse der vertikalen Temperaturstruktur im Zillertal anhand von Fesselballon-, SODAR- und Hangmessungen. *FBVA Wien Berichte* 67: 51-65.

- KARRER, G. & MUTSCH, F. (1992): Vergleich chemischer Analysendaten von Pflanzen und Böden an drei Waldstandorten am Höhenprofil Zillertal. FBVA Wien Berichte 67: 65-77.
- KIRCHHOFF, M. & RUDOLPH, H. (1989): Schwermetallgehalte von Sphagnen aus verschiedenen Mooren Schleswig-Holsteins. Telma 19: 113-135.
- KUHN, N., AMIET, R. & HUFSCHMID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. Eidg.Anst.forstl.Versuchsw. Berichte 295: 77-84.
- LACKNER, L. (1939): Über die Jahresperiodizität in der Entwicklung der Laubmoose. Planta 29: 534-616.
- LEBLANC, F. & de SLOOVER, J.L. (1970): Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Can.J.Bot. 48: 1485-1496.
- LEBLANC, F., COMEAU, G. & RAO, D.N. (1971): Fluoride injury symptoms in epiphytic lichens and mosses. Can.J.Bot. 49: 1691-1698.
- LITTLE, P. & MARTIN, M.H. (1974): Biological monitoring of heavy metal pollution. Environm.Poll. 6: 1-19.
- LONGTON, R.E. & GREEN, S.W. (1969): The growth and reproductive cycle of *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. Ann. Bot. 33: 83-105.
- LORENZ, R.J. (1988): Grundbegriffe der Biometrie. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- LÖTSCHERT, W. WANDTNER, R. & HILLER, H. (1975): Schwermetallanreicherung bei Bodenmoosen in Immissionsgebieten. Ber.Deutsch.Bot.Ges. 88: 419-431.
- LÜTTGE, U. & BAUER, K. (1968): Die Kinetik der Ionenaufnahme durch junge und alte Sprosse von *Mnium cuspidatum*. Planta 78: 310-320.
- MÄGDEFRAU, K. (1982): Life-forms of bryophytes. In: A.J.E. SMITH: Bryophyte ecology. Chapman & Hall. London.
- MAJER, C. (1989): Bodenkundliche Untersuchungen an drei ausgewählten Meßpunkten des Zillertaler Höhenprofils. Phytos 29: 39-47.
- MANNING, W. & FEDER, W. (1980): Biomonitoring air pollutants with plants. Appl.Sc.Publ. London
- MARKERT, B. (1991): Inorganic chemical investigations in the Forest Biosphere Reserve near Kalinin, USSR. Vegetatio 95: 127-135.
- MARKERT, B. (1992): Multi-element analysis in plant materials-analytical tools and biological questions. In: ADRIANO, D.C. (eds.): Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers. Boca Raton.
- MARKERT, B. (1993): "Biomonitoring - Quo vadis?". Habilitationsvortrag. Universität Osnabrück.
- MARKERT, B. & WECKERT, V. (1989): Grenzen des passiven Biomonitorings am Beispiel von *Polytrichum formosum* (Hedw.). Poster zu Verhandlungen der Ges. für Ökologie. Essen. Band XVIII: 867-872.
- MARTIN, M. & COUGHTREY, P. (1982): Biological monitoring of heavy metal pollution. Land and Air. Appl.Sc.Publ. N.Y.
- MASCHKE, J. (1981): Moose als Bioindikatoren von Schwermetall-Immissionen. Bryophytorum Bibliotheca 22: 1-492.
- MUTSCH, F. (1992): Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Teil VI: Schwermetalle. Mitt. d. Forstl. BVA Wien 168/II: 145-192.
- NIEBOER, E., PUCKETT, K.J. & GRACE, B. (1976): The uptake of Nickel by *Umbilicaria muhlenbergii*: A physico-chemical process. Can.J.Bot. 54: 724-733.
- NIEBOER, E. & RICHARDSON, D.H.S. (1980): The replacement of the nondescript term "heavy metal" by a biological and chemical significant classification of metal ions. Environ.Pollut.Ser.B 1: 3-26.
- NOBEL, W., MAIER-REITER, W., SOMMER, B. & FINKBEINER, M. (1991): Biomonitoring organischer Schadstoffe. In: Internationales Kolloquium Bioindikation Wien.
- NORDHORN-RICHTER, G. & DÜLL, R. (1982): Monitoring air pollutants by mapping the bryophyte flora. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.J. (eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Junk publ. The Hague.
- NOWAK, H. (1990): Vereinfachte Landschaftsgliederung in Österreich. UBA-IB 228. Wien.
- OFFERMANN-CLAS, C. (1991): Rechtliche Aspekte der Bioindikation in Europa. In: Internationales Kolloquium Bioindikation Wien.
- ORBAN, S. & VAJDA, L. (1983): Magyarország Mohaflorájának Kezikönyve. Akadémiai Kiadó. Budapest.

- PAKARINEN, P. & RINNE, R.J. (1979): Growth rates and heavy metal concentrations in five moss species in polluted spruce forests. *Lindbergia* 5: 77-83.
- PAKARINEN, P. & TOLONEN, K. (1976): Regional survey of heavy metals in peat mosses (*Sphagnum*). *Ambio* 5: 38-40.
- PILEGAARD, K. (1979): Heavy metals in bulk precipitation and translated *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of a Danish steelworks. *Water, Air and Soil Pollution* 11: 77-91.
- PILEGAARD, RASMUSSEN, L. & GYDESEN, H. (1979): Atmospheric background deposition of heavy metals in Denmark monitored by epiphytic cryptogams. *J. Appl. Ecol.* 16: 843-853.
- PITKIN, H.P. (1975): Variability and seasonality of the growth of some corticolous pleurocarpous mosses. *J. Bryology* 8: 337-356.
- RAO, D.N. (1982): Responses of bryophytes to air pollution. in A.J.E. SMITH (eds.): *Bryophyte ecology*. Chapman & Hall. London.
- RASMUSSEN, L. (1977): Epiphytic bryophytes as indicators of the changes in the background levels of airborne metals from 1951-1975. *Environm. poll.* 14: 37-45.
- RASMUSSEN, L. (1978): Element content of *Hypnum cupressiforme* related to element content of the bark of different species of phorophytes. *Lindbergia* 4: 209-218.
- RASMUSSEN, L. & JOHNSEN, I. (1976): Uptake of minerals, particularly metals, by epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Oikos* 27: 483-487.
- RATCLIFFE, J.M. (1975): An evaluation of the use of biological indicators in an atmospheric lead survey. *Atmospheric Environment* 9: 623-629.
- RICHARDSON, D.H.S. (1981): *The biology of mosses*. Blackwell Sc. Publ. London.
- RINCON, E. (1988): Effect of initial shoot size on growth rates of five British grassland bryophytes. *The Bryologist* 91 (3): 219-222.
- RINCON, E. (1990): Growth responses of *Brachythecium rutabulum* to different litter arrangements. *J. of Bryology* 16: 120-122.
- RINCON, E. & GRIME, J.P. (1989): An analysis of seasonal patterns of bryophyte growth in a natural habitat. *J. of Ecology* 77: 447-455.
- RINGLEB, F. (1947): Die thermische Kontinentalität im Klima West- und Nordwestdeutschlands. *Meteorolog. Rundschau* 1: 87-95.
- RINGLEB, F. (1948): Die hygrische Kontinentalität im Klima West-, und Nordwestdeutschlands. *Meteorolog. Rundschau* 1: 276-282.
- ROSS, H.B. (1990): On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 50: 63-76.
- RÜCKER, T. & PEER, T. (1988): Pilzsoziologische Untersuchungen am Stubnerkogel (Gasteiner Tal, Salzburg, Österreich) unter Berücksichtigung der Schwermetallsituation. *Nova Hedwigia* 47: 1-38.
- RÜHLING, A. (1985): Mätning av metalldeposition genom mossanalys. Rapport. IVL B-publikation 782. Stockholm.
- RÜHLING, A., BRUMELIS, G., GOLTSOVA, N., KVIETKUS, K., KUBIN, E., LIIV, S., MAGNUSSON, S., MÄKINEN, A., PILEGAARD, K., RASMUSSEN, L., SANDER, E. & STEINNES, E. (1992): Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990. *NORD* 1992: 12.
- RÜHLING, A., RASMUSSEN, L., PILEGAARD, K., MÄKINEN, A. & STEINNES, E. (1987): Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 - monitored by moss analyses. *Nordisk Ministerråd, NORD* 1987, 21: 1-44.
- RÜHLING, A. & TYLER, G. (1969): Ecology of heavy metals - a regional and historical study. *Bot. Not.* 122: 248-259.
- RÜHLING, A. & TYLER, G. (1970): Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. *Oikos* 21: 92-97.
- RÜHLING, A. & TYLER, G. (1971): Regional differences in the deposition of heavy metals over Scandinavia. *J. of Appl. Ecology* 8: 497-507.
- SAUER, M. (1990): Vegetationsaufnahme der epiphytischen Moose. In: *Immissionsökologischer Wirkungskataster Baden-Württemberg 1989*. Landesanst. f. Umweltschutz, Baden-Württemberg, Karlsruhe.

- SAUERBECK, D. (1985): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht. Kohlhammer. Stuttgart.
- SAUKEL, J. (1986): Rote Liste gefährdeter Lebermoose (Hepaticae) Österreichs. In: NIKLFELD, G.: Rote Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des BM f. Ges. u. Umweltsch. Bd.5 Wien.
- SCHINNER, M. (1978): Anreicherung der Schwermetalle Blei und Cadmium im Raum Badgastein. In: CERNUSKA: Veröff.Österr.MaB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern 2: 341-347.
- SCHMID-GROB, I., THÖNI, L. & HERTZ, J. (1991): Übersicht über die Deposition von As, Pb, Cd, Cr, Co, Fe, Cu, Mo, Ni, Hg, S, Th, V und Zn in der Schweiz mit Hilfe von Moosen als Biomonitoren: Forschungsstelle für Umweltbeobachtung Birmensdorf. Bericht.
- SCHMID-GROB, I., THÖNI, L. & HERTZ, J. (1992): Applicability of the moss *Hypnum cupressiforme* of heavy metals: 2.A comparison with the moss *Hylocomium splendens* and the freights in bulk precipitation in Switzerland. Environmental Geochemistry and Health. in prep.
- SERGIO, C. (1987): Epiphytic bryophytes and air quality in the Tejo Estuary. Symposia biol. Hung. 35: 795-814.
- SHIMWELL, D.W. & LAURIE, A.E. (1972): Lead and zinc contamination of vegetation in the southern Pennines. Environ.Pollution 3: 291-302.
- SILVERTOWN, J. (1987): Introduction to plant population ecology. Longman Sc. & Tech. Harlow.
- SIMON, T. (1987): The leaf-area index of three moss species (*Tortula ruralis*, *Ceratodon purpureus*, and *Hypnum cupressiforme*). Symposia Biologica Hungarica 35: 699-706.
- SKAAR, H., OPHUS, E. & GULLVAG, G.M. (1973): Lead accumulation within nuclei of moss leaf cells. Nature 241: 215-216.
- SMIDT, S. (1992): Messung nasser Freilanddepositionen am Höhenprofil Zillertal. FBVA Wien Berichte 67: 43-50.
- STEINNES, E. (1977): Atmospheric deposition of trace elements in Norway studied by means of moss analysis. Kjeller Report 154. Inst.f.atomenergi Norway.
- STEINNES, E. (1985): Use of mosses in heavy metal deposition studies. EMEP/CCC-Report 3/85.
- STEUBING, L. (1982): Problems of bioindication and the necessity of standardization. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.J. (eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Junk publ. The Hague.
- STRACHAN, W.M.J. & GLOOSCHENKO, W.A. (1988): Moss bags as monitors of organic contamination in the atmosphere. Bull.Environ.Contam.Toxicol. 40: 447-450.
- SVENSSON, G.K. & LIDEN, K. (1965): The quantitative accumulation of ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{140}Ba , ^{140}La in carpets of forest moss. A field study. Health Phys. 11: 1033-1042.
- TALLIS, J.H. (1964): Growth studies on *Racomitrium lanuginosum*. The Bryologist 67: 417-422.
- TAMM, C.O. (1953): Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). Medd. Stat. Skogsforsknings-institut. (Stockholm) 43: 1-140.
- TAYLOR, F.G., & WITHERSPOON, J.P. (1972): Retention of simulated fallout particles by lichens and mosses. Health Physics 23: 867-869.
- THOMAS, W. (1983): Über die Verwendung von Pflanzen zur Analyse räumlicher Spurensubstanz-Immissionsmuster. Staub-Reinh.Luft 43: 141-148.
- THOMAS, W. (1984): Statistical models for the accumulation of PAH, chlorinated hydrocarbons and trace metals in epiphytic *Hypnum cupressiforme*. Water, Air and Soil Pollution 22: 351-371.
- THOMAS, W. (1986 a): Representativity of mosses as biomonitor organisms for the accumulation of environmental chemicals in plants and soils. Ecotoxicology and Environmental Safety 11: 339-346.
- THOMAS, W. (1986 b): Moose als natürliche Meßsysteme für Schadstoffe in der Luft. Allg.Forstzeitschrift 1/2: 17-19.
- THOMAS, W. & HERRMANN, R. (1980): Nachweis von Chlorpestiziden, PCB, PCA und Schwermetallen mittels epiphytischer Moose als Biofilter entlang eines Profils durch Mitteleuropa. Staub-Reinhalt.Luft 40: 440-444.
- THÖNI, L. & HERTZ, J. (1992): Applicability of the moss *Hypnum cupressiforme* for biomonitoring of heavy metals: 1. An investigation of site requirements. "Environmental Geochemistry and Health". in print.

- THÖNI, L., SCHMID-GROB, I., HERTZ, J. & URMI, E. (1986): Kartierung der Blei-, Kupfer-, Zink- und Cadmium-Belastung im Raume Zürich anhand des Mooses *Bryum argenteum* Hedw. als Biomonitor. Staub Reinhalt. Luft 46: 295-299.
- THÖNI, L., SCHMID-GROB, I., HERTZ, J. (1991): Analytische Vergleichsmessungen an Moosen und an Bergerhoffproben - zum Aussagewert von Schwermetallmessungen mit Hilfe von Moosen als Biomonitoren. In: Internationales Kolloquium Bioindikation Wien.
- TIMISCHL, W. (1990): Biostatistik. Springer Verlag. Wien.
- TÜRK, R. & WIRTH, V. (1975): Über die SO₂ Empfindlichkeit einiger Moose. Bryologist 78: 187-193.
- TYLER, G. (1970): Moss analysis - a method for surveying heavy metal deposition. Proceedings of the second international clean air congress, Washington, D.C.: 129-132.
- TYLER, G. (1990): Bryophytes and heavy metals: a literature review. Bot.Journ.Linnean Soc. 104: 231-253.
- VERNET, J.P. (1991) (ed.): Heavy metals in the environment. Elsevier. Amsterdam.
- WALLNÖFER, S. (1993): Vaccinio-Piceetea. In: MUCINA, L., GRABHERR, G. & WALLNÖFER, S. (ed.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 3. Stuttgart: 283-337
- WEHR, J.D. & WHITTON, B.A. (1986): Ecological factors relating to morphological variation in the aquatic moss *Rhynchostegium riparoides* (Hedw.) C. Jens. J. of Bryology 14: 269-280.
- WELLS, J.M. & BROWN, D.H. (1987): Factors affecting the kinetics of intra- and extracellular Cadmium uptake by the moss *Rhytidiadelphus squarrosus*. New Phytologist 105: 123-137.
- WIT de, T. (1982): Permanent plots, cryptogamic plant species and air pollution. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.J. (eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Junk publ. The Hague.
- WITTENBERGER, G. (1979): Moose als Zeiger für Umweltverschmutzung. Ber.Offenb.Ver.Naturkde. 81: 40-41.
- ZECHMEISTER, H. (1993): Biomonitoring mittels Bryophyten auf der Monitoringfläche "Zöbelboden" des UBA, im Bereich des Nationalparks Nördliche Kalkalpen. Bericht Umweltbundesamt. Wien.
- ZECHMEISTER, H. (1994): Correlation Between Altitude and Heavy Metal Deposition in the Alps. In review.
- ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. & SPADINGER, K. (1992): Sensitivity of different soil enzymes to acid deposition. ISME-Konferenz Barcelona 1992.
- ZONNEVELD, I.S. (1982): Principles of indication of environment through vegetation. In: STEUBING, L. & JÄGER, H.J.: Monitoring of air pollutants by plants. Junk publ. The Hague.
- ZWEITER UMWELTKONTROLLBERICHT: N. N. (1991): . Monographien des Umweltbundesamtes. Bd 21: 1-380. Wien.

ANHANG

Analysenwerte sämtlicher Moosproben. Die Zuordnung der Proben zu den jeweiligen Standorten geht aus den internen Nummern in der Standortliste (Kapitel 2.2.7) hervor.

Int.Nr.	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
1	15,7	3,0	956	34,5	693	3,5	2,4	2,4	0,4	0,3	0,07	0,91
2	31,4	4,1	1002	45,6	1738	4,1	4,1	3,9	0,4	0,7	0,09	1,57
3	36,7	5,6	998	55,7	1563	5,2	5,6	6,2	0,5	0,8	0,09	1,94
4	43,0	4,3	949	44,9	1513	5,1	6,2	5,1	0,5	1,1	0,08	2,40
5	8,2	3,3	1350	29,2	597	4,5	1,6	2,8	0,4	0,5	0,08	1,14
6	8,9	1,5	947	31,7	548	3,8	1,7	148,7	0,3	0,3	0,10	0,59
7	209,7	2,3	972	41,7	1131	4,4	3,4	6,1	0,3	0,8	0,06	1,40
8	11,1	1,7	1382	41,5	835	5,1	2,7	16,2	0,3	0,6	0,05	1,25
9	7,7	1,4	1020	29,2	223	5,4	1,5	5,0	0,3	0,1	0,05	0,42
10	13,7	1,2	1302	44,8	204	7,6	1,3	3,9	0,3	0,1	0,07	0,38
11	18,5	1,7	1178	43,4	355	4,4	1,3	3,0	0,4	0,2	0,05	0,52
12	9,6	1,5	1197	29,2	272	4,9	1,2	2,0	0,3	0,2	0,07	0,53
13	17,5	3,3	1342	38,3	1156	5,1	3,5	3,8	0,3	0,5	0,09	1,14
14	20,8	2,6	1251	38,2	617	4,2	2,0	3,0	0,4	0,4	0,07	1,12
15	6,0	1,0	1364	52,6	211	6,0	0,9	2,2	0,5	0,1	0,07	0,27
16	21,7	1,6	1094	53,5	392	5,1	2,7	2,9	0,9	0,3	0,08	0,36
17	12,1	1,5	1047	31,1	275	4,5	1,3	1,8	0,3	0,1	0,07	0,30
18	51,4	7,1	1078	49,5	2046	8,4	7,7	8,3	0,9	1,2	0,09	2,29
19	70,1	8,6	1853	36,4	1568	12,3	4,6	7,9	0,5	0,7	0,17	1,70
20	23,7	3,4	998	42,9	818	5,3	3,3	2,7	0,5	0,3	0,07	1,11
21	28,1	3,1	986	42,6	647	5,2	2,9	2,9	0,5	0,3	0,06	0,49
22	18,6	3,8	1087	38,2	1067	5,9	3,8	2,4	0,6	0,5	0,06	0,52
23	6,9	1,4	922	28,1	368	4,4	2,3	2,2	0,3	0,1	0,03	0,21
24	11,5	5,9	990	64,0	2087	7,7	5,3	6,9	0,4	1,1	0,05	0,84
25	8,6	5,4	1216	35,3	1248	6,2	4,6	7,0	0,3	1,1	0,06	0,82
26	4,2	2,0	1049	31,2	1032	5,7	2,1	4,2	0,4	0,9	0,03	0,62
27	13,2	2,1	1237	39,6	392	6,3	1,5	1,8	0,4	0,2	0,04	0,48
28	17,7	4,5	1497	43,2	2395	8,3	5,0	5,1	0,4	1,4	0,06	1,33
29	18,5	3,4	1401	40,4	1380	10,1	3,8	3,3	0,4	0,7	0,05	1,31
30	15,5	3,8	1145	43,1	1470	8,2	3,5	3,3	0,3	0,7	0,09	1,41
31	12,1	2,2	1214	33,6	866	6,7	2,5	1,8	0,3	0,3	0,00	0,57
32	14,4	3,7	1367	43,3	1465	11,5	3,4	3,4	0,4	0,6	0,10	1,84
33	11,4	1,2	821	31,3	187	3,5	1,2	1,5	0,3	0,1	0,04	0,13
34	16,3	1,5	851	29,3	290	5,3	1,3	1,9	0,4	0,1	0,06	0,36
35	24,1	2,3	887	34,4	388	5,0	1,4	3,1	0,4	0,2	0,06	0,41
36	20,1	1,3	946	26,0	34	4,0	0,7	1,1	0,3	0,1	0,09	0,35

Int.Nr.	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
37	20,7	1,7	1089	45,1	411	5,8	1,0	1,5	0,5	0,3	0,10	0,44
38	18,9	1,2	1091	24,4	415	4,0	1,0	2,5	0,3	0,2	0,06	0,41
39	20,0	1,9	860	33,1	354	5,7	0,8	1,1	0,3	0,2	0,05	0,33
40	20,8	2,4	867	30,7	488	5,0	1,3	1,4	0,3	0,3	0,08	0,37
41	46,9	5,4	1496	57,0	937	6,0	2,8	2,9	0,6	0,5	0,11	0,80
42	50,4	7,6	1369	58,1	1230	5,7	2,6	3,5	0,6	0,8	18,0	1,29
43	37,0	6,4	1281	58,9	1358	6,1	2,9	3,0	0,6	0,5	15,0	1,13
44	37,7	8,5	1197	48,4	1991	6,3	3,6	3,6	0,5	1,1	0,14	1,65
45	34,4	3,9	1011	46,0	838	5,6	1,7	1,7	0,6	0,3	0,07	0,55
46	72,5	26,6	1583	92,3	5618	9,3	14,2	9,9	1,4	2,6	0,14	5,10
47	32,7	2,8	1046	43,4	662	6,0	1,7	1,5	0,5	0,4	0,08	0,58
48	60,4	15,5	1380	76,0	3397	7,2	9,6	6,9	0,8	1,7	0,09	2,79
49	11,1	1,3	833	29,5	215	5,3	0,9	1,1	0,3	0,2	0,04	0,30
50	23,0	1,1	793	34,5	198	4,6	0,7	1,5	0,4	0,1	0,04	0,30
51	9,8	1,4	832	25,0	235	5,2	0,4	0,3	0,3	0,1	0,04	0,23
52	3,8	1,2	808	23,9	130	3,7	0,2	0,3	0,4	0,1	0,03	0,09
53	31,3	3,7	1211	51,5	479	5,2	1,5	1,7	0,6	0,2	0,06	0,54
54	14,5	5,2	1304	42,2	931	4,7	2,4	2,4	0,5	0,4	0,09	0,71
55	12,6	1,1	1057	22,1	200	2,7	0,5	0,4	0,3	0,1	0,05	0,21
56	15,2	2,8	1169	36,0	453	6,0	1,6	2,2	0,5	0,2	0,05	0,46
57	11,2	1,7	941	30,5	278	4,5	1,1	0,6	0,5	0,1	0,07	0,25
58	29,7	6,5	1317	64,2	1239	6,6	2,7	2,0	1,0	0,5	0,11	0,81
59	27,2	4,7	1445	48,3	1008	7,9	2,4	2,2	0,4	0,3	0,12	0,82
60	33,3	3,2	1500	49,2	666	7,8	2,1	2,0	0,5	0,3	0,10	0,62
61	39,5	8,5	1497	75,8	1848	7,2	4,6	4,6	0,8	0,8	0,13	1,73
62	12,3	1,4	1163	40,4	242	7,3	0,7	0,7	0,3	0,1	0,05	0,19
63	18,0	2,7	1405	40,0	540	8,7	1,3	2,5	0,3	0,3	0,06	0,57
64	22,8	2,3	1181	35,0	558	6,4	1,7	2,2	0,4	0,4	0,07	0,40
65	3,1	1,1	1009	25,9	222	4,7	0,7	0,9	0,3	0,1	0,02	0,31
66	13,6	2,3	1019	35,9	1076	6,4	2,3	2,8	0,3	0,5	0,03	0,77
67	14,4	3,1	899	29,9	1970	4,8	6,2	4,6	0,3	1,1	0,04	1,19
68	22,8	1,7	1157	38,9	355	7,3	1,4	1,9	0,2	0,1	0,04	0,77
69	22,8	1,2	1102	36,5	351	5,4	0,9	0,8	0,3	0,2	0,03	0,00
70	12,2	1,5	1028	37,7	298	4,4	1,2	1,1	0,7	0,2	0,03	0,23
71	23,0	1,7	1023	41,6	527	7,4	1,9	2,2	0,4	0,2	0,05	0,52
72	17,2	1,6	1096	40,1	477	4,9	1,3	1,4	0,5	0,5	0,03	0,36
73	17,0	2,0	1190	69,2	322	5,9	2,7	1,5	0,5	0,3	0,05	0,27
74	19,5	2,0	1038	39,4	393	5,5	2,6	1,4	0,3	0,3	0,03	0,38
75	38,2	3,2	1381	52,2	1084	9,6	2,0	2,8	0,5	0,5	0,05	1,00
76	13,5	1,2	978	27,0	675	5,0	1,2	0,9	0,6	0,5	0,03	0,62
77	18,8	2,5	1011	38,0	470	6,3	1,8	1,9	0,3	0,3	0,04	0,40
78	13,4	3,2	1484	42,2	1484	7,9	3,2	2,7	0,6	0,7	0,06	0,89
79	22,8	2,5	1365	63,9	510	9,5	2,8	1,5	1,0	0,2	0,05	0,34

Int.Nr.	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
80	33,8	3,0	1491	64,4	811	8,0	2,4	2,2	0,8	0,7	0,08	0,58
81	15,5	1,3	1277	31,6	361	7,1	1,0	1,6	0,3	0,3	0,05	0,31
82	13,1	0,8	933	23,8	339	5,4	0,9	1,1	0,3	0,3	0,05	0,35
83	7,9	0,6	812	20,6	236	4,4	0,7	0,7	0,3	0,2	0,03	0,22
84	13,7	1,5	883	46,6	673	3,9	1,8	1,9	0,3	0,4	0,04	0,50
85	14,0	2,1	777	37,1	1724	5,0	3,2	3,0	0,2	0,7	0,09	0,95
86	18,0	1,8	771	35,5	1641	4,8	3,5	3,2	0,7	0,8	0,09	0,99
87	11,6	1,9	809	34,7	1773	4,3	3,6	3,0	0,4	0,8	0,08	0,92
88	13,9	1,3	944	32,3	539	6,1	2,4	2,3	0,3	0,5	0,04	0,65
89	19,3	4,5	1086	136,1	2791	7,8	5,8	6,0	0,5	1,1	0,04	1,31
90	17,4	2,7	1091	53,4	1188	6,7	6,0	6,0	0,7	1,1	0,04	0,71
91	27,8	6,1	1766	93,5	3133	13,7	8,7	11,6	1,2	2,3	0,05	1,31
92	25,0	7,5	1301	49,8	5151	30,6	12,4	16,8	0,4	3,3	0,04	2,08
93	27,4	3,1	1196	46,2	885	8,3	4,4	3,8	0,4	0,6	0,05	0,50
94	14,0	1,9	1016	42,0	515	5,1	2,7	3,2	0,3	0,4	0,03	0,21
95	22,8	2,1	846	45,8	665	3,8	3,7	4,0	0,2	0,4	0,04	0,28
96	46,6	7,9	1303	64,0	1418	8,5	8,7	7,4	0,5	1,0	0,06	1,10
97	24,7	1,9	991	44,4	442	5,8	1,6	2,1	0,4	0,4	0,05	0,28
98	20,7	1,9	1198	50,3	394	5,5	1,8	1,7	0,5	0,4	0,09	0,26
99	8,9	1,0	701	24,4	402	4,3	1,8	1,4	0,3	0,4	0,04	0,54
100	11,3	1,2	828	37,9	709	4,5	1,6	8,9	0,3	1,9	0,04	1,10
101	10,9	1,1	1029	42,9	428	7,9	1,0	0,8	0,3	0,3	0,04	0,30
102	21,9	1,6	981	47,1	563	5,5	1,3	1,0	0,2	0,3	0,05	0,29
103	20,0	1,1	752	53,6	529	4,6	1,3	1,4	0,3	0,3	0,06	0,33
104	20,9	1,4	850	40,7	536	5,8	1,7	1,6	0,4	0,3	0,05	0,37
105	24,5	1,6	1149	70,5	521	5,9	1,0	3,2	0,7	0,4	0,05	0,54
106	48,7	2,1	1456	110,4	1233	9,1	13,1	6,6	0,8	1,1	0,09	1,57
107	23,6	1,3	965	32,4	413	7,4	1,1	1,8	0,4	0,3	0,04	0,42
108	27,3	1,2	1265	52,7	428	8,7	1,3	2,2	0,4	0,2	0,07	0,38
109	18,7	0,9	1033	32,4	322	5,4	1,0	1,5	0,4	0,3	0,04	0,24
110	24,3	1,4	1044	30,5	364	5,9	0,9	1,3	0,3	0,2	0,04	0,34
111	12,6	0,9	981	36,0	273	5,6	0,8	1,4	0,5	0,2	0,04	0,29
112	18,9	0,7	1004	38,1	394	5,8	0,5	1,4	0,4	0,2	0,05	0,42
113	8,1	0,6	1125	29,4	230	5,6	0,3	0,7	0,4	0,2	0,05	0,34
114	41,4	1,8	1199	57,7	1400	15,6	2,2	5,4	1,0	1,8	0,10	1,74
115	24,3	10,0	1054	39,7	1209	9,7	1,8	3,4	0,6	3,4	0,10	1,73
116	97,2	6,2	1351	109,7	4292	15,6	6,0	13,1	1,5	2,5	0,07	16,40
117	15,2	1,2	988	35,1	609	6,5	1,2	3,0	0,3	0,5	0,04	0,80
118	19,9	1,7	1086	36,9	613	6,6	2,6	2,1	0,2	0,4	0,03	0,75
119	17,9	1,8	970	39,1	717	5,9	3,4	2,6	0,2	0,6	0,04	0,64
120	15,4	1,0	887	24,5	336	5,8	1,5	2,1	0,2	0,3	0,02	0,29
121	13,4	1,4	823	24,6	354	4,7	1,6	2,0	0,2	0,3	0,02	0,31
122	10,8	0,6	783	25,6	369	5,2	1,8	3,3	0,2	0,5	0,02	0,66

Int.Nr.	Pb	V	S	Zn	Fe	Cu	Cr	Ni	Cd	Co	Hg	As
123	13,0	1,4	880	26,8	391	6,3	1,6	1,9	0,2	0,4	0,02	0,63
124	15,1	0,5	914	27,4	288	5,4	1,5	2,1	0,2	0,3	0,02	0,39
125	12,1	1,0	1074	33,7	503	5,6	1,7	3,8	0,3	0,5	0,02	0,59
126	5,1	1,4	1014	32,9	1040	4,4	4,5	5,0	0,2	2,1	0,02	0,55
127	5,2	0,8	1102	27,4	521	3,9	2,4	1,7	0,2	0,6	0,02	1,45
128	17,2	1,7	1128	35,3	716	6,9	2,7	4,0	0,3	0,6	0,04	0,65
129	12,3	1,3	1216	36,6	328	6,1	1,4	2,1	0,3	0,4	0,03	0,23
130	16,6	1,2	984	33,0	274	4,5	1,2	2,8	0,4	0,3	0,03	0,19
131	15,3	1,1	980	34,8	394	5,9	1,3	1,1	0,3	0,3	0,06	0,22
132	22,8	2,1	841	33,6	961	5,6	2,1	3,0	0,2	0,8	0,02	0,50
133	16,4	1,0	864	29,1	356	3,8	1,2	1,3	0,2	0,8	0,01	0,25
134	33,2	2,5	742	50,8	908	4,0	2,7	4,8	0,4	0,7	0,00	0,48
135	33,1	2,7	1165	48,8	578	7,9	3,6	2,7	0,4	0,5	0,03	0,72
136	19,3	2,1	1168	45,6	649	6,0	2,2	2,2	0,5	0,5	0,02	0,40
137	48,5	14,2	1160	61,1	7003	10,7	12,7	10,2	0,5	1,4	0,08	2,33
138	18,8	2,6	994	30,7	1038	5,6	3,1	3,6	0,3	0,9	0,02	0,68
139	5,8	0,5	984	21,5	386	4,1	1,8	3,9	0,3	0,4	0,01	0,30
140	16,3	1,4	950	36,1	407	7,4	1,9	2,0	0,4	0,2	0,02	0,28
141	10,2	1,2	910	41,6	308	6,7	1,0	1,5	0,4	0,3	0,02	0,19
142	34,6	2,5	864	77,4	698	7,4	1,6	3,5	0,6	1,9	0,03	0,32
143	13,0	1,5	1084	39,8	764	6,6	1,5	1,8	0,2	0,4	0,03	0,33
144	26,9	1,2	797	49,2	535	5,5	1,2	2,2	0,3	0,4	0,03	0,38
145	16,3	1,0	1221	55,0	935	13,3	2,7	5,8	0,5	0,8	0,02	0,38
146	21,6	1,4	979	39,0	399	6,9	1,8	2,3	0,2	0,3	0,03	0,37
147	12,9	1,5	1035	47,1	374	5,9	1,2	1,2	0,3	0,3	0,03	0,26
148	28,4	2,8	1080	46,9	506	6,4	1,6	2,8	0,6	0,2	0,06	0,37
149	15,8	2,1	1220	37,7	338	4,4	1,1	1,3	0,5	0,2	0,06	0,26
150	29,2	2,2	1420	41,1	343	6,8	1,2	1,4	0,5	0,2	0,08	0,21
151	18,7	2,1	1120	28,2	352	6,8	1,5	1,9	0,3	0,2	0,06	0,23
152	28,4	3,9	1280	61,0	588	6,5	2,3	2,9	0,9	0,4	0,09	0,41
153	35,1	4,8	1460	62,1	916	5,8	2,7	3,7	2,0	0,6	0,10	0,78
154	20,1	2,5	810	32,1	462	4,4	1,4	1,7	0,4	0,3	0,07	0,27
155	31,8	3,6	1180	36,9	677	6,9	2,1	2,0	0,7	0,3	0,09	0,48
156	27,3	5,3	1320	56,4	1090	5,2	3,6	3,0	0,8	0,5	0,1	0,71